



UNIVERSIDAD DE MURCIA

FACULTAD DE QUÍMICA

Evaluación y Diseño de un Humedal Construido
para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas

D. Pedro Andreo Martínez

2014



UNIVERSIDAD DE MURCIA

Departamento de Química
Agrícola, Geología y
Edafología

**EVALUACIÓN Y DISEÑO DE UN HUMEDAL
CONSTRUIDO PARA LA DEPURACIÓN DE
AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

Pedro Andreo

Martínez

2014



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. Luis Almela Ruiz, Catedrático de la Universidad de Murcia, AUTORIZA:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada “Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas”, realizada por Don Pedro Andreo Martínez, bajo mi inmediata dirección y supervisión, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 30 de octubre de 2014

Fdo. Luis Almela Ruiz

Facultad de Química
Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología

Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia
www.um.es

AGRADECIMIENTOS

Cuando comencé el trabajo de esta tesis doctoral no imaginé lo difícil que resultaría escribir estas líneas de agradecimiento ya que es inmensa la gratitud que siento hacia todas las personas que han estado presentes durante esta etapa de mi vida. Este trabajo es la culminación de un trabajo que ha requerido un gran esfuerzo prolongado en el tiempo. El camino hasta aquí ha sido largo, duro y lleno de dudas pero ha merecido la pena llegar y me siento muy orgulloso de ello. Es enorme la satisfacción de terminar lo empezado, de querer avanzar siempre, de querer seguir creciendo y nunca dejar de aprender de las vivencias positivas y negativas experimentadas.

En primer lugar deseo expresar el más sincero y mayor agradecimiento a mi director de tesis, el Catedrático Luis Almela Ruiz, por todas las facilidades prestadas para la realización de esta Tesis Doctoral, por su ayuda, por su esfuerzo y por haber estado siempre dispuesto a resolver cualquier cuestión planteada.

A mis compañeras de Departamento Cristina Veracruz y Nuria García, por haber estado siempre ahí, por haberlo compartido y sufrido todo conmigo y porque juntos hemos descubierto que el trabajo desinteresado en equipo es la mejor vía para conseguir los objetivos comunes. Tampoco ha faltado el apoyo de los profesores Alberto Barba y José Oliva junto al técnico de laboratorio José Antonio Rodríguez, dándome ánimos y algún que otro consejo en todo momento.

Como me voy a olvidar de las dos personas sin las cuales no estaría aquí hoy: mis padres Antonio y Dolores; mis hermanos: Santiago, Antonio y Juan José, mi sobrina Adriana y a mi abuela Manuela por quererme tanto y por estar ahí siempre,

apoyándome, ayudándome y dándome todas las facilidades del mundo de manera incondicional. Gracias por todo, os quiero un montón.

También quiero dar las gracias a mis compañeros de carrera: Fran, José Damián, Grunge, Noelia Vanesa, la Vecina, Perico de Ulea, Carmelo de Cartagena, Javi de Mazarrón, Carmen, Mario, Toñete, Mónica y a muchísimos más que me dejo en el tintero, como a la gente del Departamento de Nutrición y Bromatología. No me olvido tampoco de Marino o los rumanos que en alguna ocasión he disfrutado de su ayuda y compañía.

A la empresa Biogxido S.L., de Alejandro Ruiz, ya que sin su ayuda y financiación no habría sido posible la finalización de este trabajo, por su pasión con el agua y el conocimiento del proceso de depuración de los sistemas con los que trabaja.

Una especial consideración a los propietarios de la vivienda Pablo Beneit y María Esther González junto a sus hijos Esther y Pablo por habernos recibido siempre con las puertas abiertas y tratado como parte de la familia.

Y para finalizar agradecer a todos aquellos que de una forma u otra han contribuido a la realización de este trabajo destacando a mi “profesora de inglés particular”, Seonaid McNabb, por haber sufrido, a su manera, la realización de este trabajo y a mis cafres.

Esta tesis doctoral se deriva de una asesoría sobre “Depuración de aguas mediante un sistema combinado de oxidación total/ fitodepuración/ fitoevapotranspiración”, al amparo del contrato para actividades de apoyo tecnológico y/o asesoría entre la Universidad de Murcia y la empresa Biogxido S.L.

ÍNDICE DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. DEFINICIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS.....	3
1.1.1. <i>Características físicas de las aguas residuales urbanas</i>	4
1.1.2. <i>Características químicas de las aguas residuales urbanas</i>	5
1.1.3. <i>Características biológicas de las aguas residuales urbanas</i>	7
1.1.4. <i>Contribución humana a las aguas residuales</i>	8
1.2. PRINCIPALES CONTAMINANTES, PARÁMETROS A CONTROLAR Y NECESIDAD DE DEPURACIÓN.....	9
1.2.1. <i>Principales contaminantes a eliminar</i>	9
1.2.2. <i>Principales parámetros que deben controlarse</i>	10
1.3. NECESIDAD DE DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS	13
1.4. LEGISLACIÓN SOBRE AGUAS RESIDUALES	16
1.5. TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES	20
1.6. HUMEDAL NATURAL	22
1.7. HUMEDAL ARTIFICIAL O HUMEDAL CONSTRUIDO	25
1.7.1. <i>Antecedentes</i>	28
1.7.2. <i>Clasificación de los humedales construidos</i>	33
1.7.2.1. Humedales construidos de flujo libre o flujo superficial	37
1.7.2.1.1. Humedales construidos de flujo superficial basados en macrófitas emergentes y macrófitas de hojas flotantes	37
1.7.2.1.2. Humedales construidos de flujo superficial basados en macrófitas flotantes.....	40
1.7.2.1.3. Humedales de flujo superficial basados en macrófitas sumergidas	42
1.7.2.2. Humedales construidos de flujo subsuperficial	43
1.7.2.2.1. Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal	43
1.7.2.2.2. Humedales construidos de flujo subsuperficial vertical	47
1.7.2.3. Humedales construidos híbridos.....	49
1.7.3. <i>Elementos constituyentes de un humedal construido</i>	51
1.7.3.1. El agua.....	51
1.7.3.2. El material de relleno	52
1.7.3.3. La vegetación	54
1.7.3.3.1. Phragmites australis	60
1.7.3.4. Microorganismos	62
1.7.4. <i>Consideraciones sobre la construcción de humedales</i>	63
1.7.5. <i>Tratamiento preliminar del agua a depurar en los humedales</i>	67

1.7.6.	Consideraciones ambientales y de salud pública	67
1.7.7.	Costes de construcción y mantenimiento de los sistemas.....	69
1.8.	PROCESOS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EN HUMEDALES CONSTRUIDOS	71
1.8.1.	Eliminación de sólidos en suspensión	72
1.8.2.	Eliminación de materia orgánica.....	75
1.8.2.1.	Procesos físicos en la separación de la materia orgánica	76
1.8.2.2.	Transformación bioquímica y biológica de la materia orgánica	78
1.8.3.	Eliminación del nitrógeno.....	83
1.8.3.1.	Rutas clásicas de eliminación de nitrógeno	86
1.8.3.2.	Nuevas rutas de eliminación de nitrógeno.....	93
1.8.3.3.	Diferencias en el comportamiento de los humedales superficiales y subsuperficiales	96
1.8.4.	Eliminación de fósforo.....	97
1.8.4.1.	Transformaciones físico-químicas	98
1.8.4.2.	Transformaciones biológicas	99
1.8.4.3.	Diferencias entre humedales FWS y FWSS.....	100
1.8.5.	Eliminación de detergentes	101
1.8.6.	Eliminación de Patógenos	104
1.8.7.	Eliminación de otros contaminantes	105
2.	PLANTEAMIENTO Y OBJETIVOS	109
3.	MATERIAL Y MÉTODOS	115
3.1.	HUMEDAL CONSTRUIDO	117
3.1.1.	El sistema de pretratamiento	119
3.1.2.	El humedal construido de flujo subsuperficial horizontal.....	120
3.1.3.	El humedal construido de flujo superficial.....	125
3.2.	METODOLOGÍA ANALÍTICA.....	128
3.2.1.	Toma de muestras.....	128
3.2.2.	Análisis físico-químico	131
3.2.2.1.	Demanda biológica de oxígeno	131
3.2.2.2.	Demanda química de oxígeno	134
3.2.2.3.	Oxígeno disuelto y temperatura.....	136
3.2.2.4.	Potencial de hidrógeno	137
3.2.2.5.	Conductividad eléctrica, sales disueltas totales y % en cloruro sódico	137
3.2.2.6.	Potencial redox.....	138
3.2.2.7.	Aceites y grasas	139
3.2.2.8.	Tensioactivos aniónicos.....	140
3.2.2.9.	Tensioactivos catiónicos.....	141

3.2.2.10.	Nitrógeno total.....	142
3.2.2.11.	Nitratos	143
3.2.2.12.	Nitritos	144
3.2.2.13.	Amonio.....	145
3.2.2.14.	Fósforo total y orto Fosfato	146
3.2.2.15.	Sólidos decantables	147
3.2.2.16.	Sólidos totales en suspensión	148
3.2.2.17.	Turbiedad.....	149
3.2.2.18.	Metales	150
3.2.3.	<i>Análisis microbiológico.....</i>	<i>151</i>
3.2.3.1.	Recuento de aerobios mesófilos.....	152
3.2.3.2.	Enterobacterias totales.....	152
3.2.3.3.	Coliformes termotolerantes y <i>E-coli</i>	153
3.2.3.4.	<i>Salmonella</i>	153
3.2.3.5.	Clostridium sulfito-reductores	156
3.2.3.6.	Huevos de nematodos intestinales.....	156
3.2.4.	<i>Análisis estadístico</i>	<i>158</i>
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	161
4.1.	CONSIDERACIONES INICIALES.....	163
4.1.1.	<i>Climatología de la zona y características del humedal FWS.....</i>	<i>166</i>
4.2.	DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO	172
4.2.1.	<i>Evolución de la DBO₅ en las etapas de tratamiento.....</i>	<i>174</i>
4.2.2.	<i>Relación entre el contenido de DBO₅ y el diseño del humedal.....</i>	<i>179</i>
4.3.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	182
4.3.1.	<i>Evolución de la DQO en las etapas de tratamiento.....</i>	<i>183</i>
4.4.	SÓLIDOS DECANTABLES.....	189
4.5.	SÓLIDOS TOTALES EN SUSPENSIÓN	192
4.5.1.	<i>Evolución de los SST en las distintas etapas de tratamiento.....</i>	<i>192</i>
4.5.2.	<i>Relación entre el contenido de SST y el diseño del humedal.....</i>	<i>198</i>
4.5.3.	<i>Relación entre Sólidos en Suspensión y DBO₅.....</i>	<i>199</i>
4.6.	TURBIEDAD	201
4.6.1.	<i>Evolución de la turbiedad en las etapas de tratamiento.....</i>	<i>202</i>
4.6.2.	<i>Relación entre sólidos totales en suspensión y turbidez.....</i>	<i>204</i>
4.7.	ELIMINACIÓN DE ALGAS EN EL HUMEDAL SF	208
4.8.	CONDUCTIVIDAD, TDS Y % NaCl.....	214
4.8.1.	<i>Evolución de la conductividad en las etapas de tratamiento.....</i>	<i>215</i>

4.8.2. Estimación de la Salinidad.....	220
4.9. PH.....	224
4.9.1. Evolución del pH en las etapas de tratamiento.....	225
4.10. TEMPERATURA.....	230
4.11. POTENCIAL REDOX.....	234
4.11.1. Evolución del potencial redox en las etapas de tratamiento.....	235
4.11.2. Relación entre el potencial redox y la temperatura.....	240
4.12. OXÍGENO DISUELTO.....	241
4.12.1. Evolución del oxígeno disuelto en las etapas de tratamiento.....	242
4.12.2. Relación entre oxígeno disuelto y la temperatura.....	246
4.12.3. Relación entre oxígeno disuelto y el potencial redox.....	247
4.13. ACEITES Y GRASAS.....	249
4.13.1. Evolución de aceites y grasas en las etapas de tratamiento.....	250
4.14. TENSIOACTIVOS ANIÓNICOS Y CATIÓNICOS.....	255
4.14.1. Evolución de los tensioactivos en las etapas de tratamiento.....	256
4.15. FÓSFORO TOTAL Y ORTOFOSFATO.....	262
4.15.1. Evolución del fósforo total y el ortofosfato en las etapas de tratamiento.....	263
4.16. COMPUESTOS NITROGENADOS.....	273
4.16.1. Nitrógeno total.....	275
4.16.1.1. Evolución del nitrógeno total en las etapas de tratamiento.....	276
4.16.1.2. Relación entre el contenido de nitrógeno y el diseño del humedal.....	285
4.16.2. Amonio.....	286
4.16.2.1. Evolución del amonio en las etapas de tratamiento.....	287
4.16.3. Nitrito.....	292
4.16.3.1. Evolución del nitrito en las etapas de tratamiento.....	293
4.16.4. Nitrito.....	296
4.16.4.1. Evolución del nitrito en las etapas de tratamiento.....	297
4.17. METALES PESADOS.....	300
4.17.1. Evolución de los metales estudiados en las etapas de tratamiento.....	303
4.17.2. Relación de Adsorción de Sodio.....	308
4.17.2.1. Evolución del RAS en las etapas de tratamiento.....	310
4.18. MICROBIOLOGÍA DEL SISTEMA.....	315
4.18.1. Aerobios mesófilos.....	318
4.18.1.1. Evolución de los aerobios mesófilos en las etapas de tratamiento.....	318
4.18.2. Enterobacterias totales.....	322
4.18.2.1. Evolución de enterobacterias totales en las etapas de tratamiento.....	323

4.18.3.	<i>Coliformes termotolerantes y E-coli</i>	326
4.18.3.1.	Evolución de coliformes termotolerantes y <i>E. coli</i>	327
4.18.4.	<i>Salmonella</i>	334
4.18.4.1.	Evolución de <i>Salmonella</i> en las etapas de tratamiento	335
4.18.5.	<i>Clostridium sulfito-reductores</i>	338
4.18.5.1.	Evolución de <i>Clostridium sulfito-reductores</i> en las etapas de tratamiento	339
4.18.6.	<i>Huevos de nematodos intestinales</i>	342
4.19.	DISEÑO	344
4.19.1.	<i>Diseño considerando la eliminación de DBO₅ en un humedal subsuperficial</i>	346
4.19.2.	<i>Diseño considerando la eliminación de SST en un humedal subsuperficial</i>	350
4.19.3.	<i>Diseño considerando la eliminación de NT en un humedal subsuperficial</i>	351
4.19.4.	<i>Dimensionamiento del humedal de flujo superficial</i>	357
5.	RESUMEN Y CONCLUSIONES	359
6.	BIBLIOGRAFÍA	365
7.	ANEXOS	407
7.1.	ANEXO 1. PROYECTO HUMEDAL CONSTRUIDO	409
7.2.	ANEXO 2. LEGISLACIÓN	460

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Distribución por usos del agua regenerada en España.	19
Figura 1.2. Clasificación de los humedales construidos.	34
Figura 1.3. Humedal construido de flujo libre (FWS) o flujo superficial (SF).	38
Figura 1.4. Biofilm presente en la parte sumergida de las macrófitas emergentes presentes en humedales construidos de flujo superficial. (Brix, 2003).	39
Figura 1.5. Planta flotante <i>Pistia stratiotes</i>	42
Figura 1.6. Humedal construido subsuperficial de flujo horizontal (HF).	43
Figura 1.7. Humedal construido subsuperficial de flujo vertical (VF).	47
Figura 1.8. <i>Phragmites australis</i> . Generación de condiciones oxidantes en el sustrato. (Brix, 2003).	56
Figura 1.9. Liberación de oxígeno por la raíz de <i>Phragmites australis</i> , materializado por la aparición de la forma oxidada del azul de metileno.	57
Figura 1.10. Procesos más importantes que ocurren en un humedal FWS (EPA, 2000).	72
Figura 1.11. Separaciones y transformaciones de materia orgánica en humedales FWS (EPA, 2000).	76
Figura 1.12. Mecanismos de eliminación de nitrógeno en humedales construidos (EPA, 2000).	85
Figura 1.13. Mecanismos de eliminación de fósforo en humedales construidos. (EPA, 2000).	98
Figura 3.1. Ubicación del humedal construido.	118
Figura 3.2. Humedal construido de tipo híbrido.	119
Figura 3.3. Depuradora de oxidación total Riuvert [®] EP-480.	120
Figura 3.4. Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal al inicio (arriba) y tras el desarrollo de la vegetación (abajo).	121
Figura 3.5. Estructuras de entrada y salida.	123
Figura 3.6. Humedal de flujo superficial al inicio (arriba) y tras el desarrollo de la vegetación (abajo). .	126
Figura 3.7. Fotómetro digital NANOCOLOR [®] y Kits para test de DBO ₅	132
Figura 3.8. Indicador redox ferroina.	136
Figura 3.9. Estructura del azul de metileno.	140
Figura 3.10. Estructura del azul de disulfina.	142
Figura 3.11. Reacción de los iones nitrato con 2,6-dimetilfenol para formar 4-nitro-2,6-dimetilfenol.	144
Figura 3.12. Reacción de los iones nitrito con sulfanilamida formando una sal de diazonio que reacciona con N-(1-naftil)-etilendiamina para producir un diazocompuesto.	145
Figura 3.13. Reacción del amonio y el salicilato, en presencia de nitroprusiato sódico, para formar un indofenol.	146
Figura 3.14. ICP-MS Agilent 7500ce.	150

<i>Figura 3.15. Applied Biosystems® 7500 Fast Real-Time PCR.</i>	154
<i>Figura 3.16. kit prepSEQ® Rapid Spin Sample (izquierda) y kit microSEQ® Salmonella spp. (derecha).</i>	154
<i>Figura 4.1. Evolución temporal de la DBO₅ en el agua de entrada.</i>	174
<i>Figura 4.2. Evolución temporal de la DBO₅ en las aguas del humedal HF.</i>	175
<i>Figura 4.3. Evolución temporal de la DBO₅ en las aguas del humedal SF.</i>	178
<i>Figura 4.4. Evolución temporal de la DQO en el agua de entrada.</i>	184
<i>Figura 4.5. Evolución temporal de la DQO en las aguas del humedal HF.</i>	185
<i>Figura 4.6. Evolución temporal de la DQO en las aguas del humedal SF.</i>	186
<i>Figura 4.7. Evolución temporal de los sólidos decantables en el agua de entrada.</i>	190
<i>Figura 4.8. Evolución temporal de los SST en el agua de entrada.</i>	193
<i>Figura 4.9. Evolución temporal de los SST en las muestras de agua del humedal HF.</i>	194
<i>Figura 4.10. Evolución temporal de los SST en las muestras de agua del humedal SF.</i>	196
<i>Figura 4.11. Correlación calculada entre sólidos totales en suspensión y DBO₅ en el humedal SF.</i>	200
<i>Figura 4.12. Evolución temporal de la turbidez en el agua de entrada.</i>	202
<i>Figura 4.13. Evolución temporal de la turbiedad en las aguas de los humedales HF y SF.</i>	203
<i>Figura 4.14. Correlación encontrada entre sólidos totales en suspensión y turbidez en el humedal HF.</i>	206
<i>Figura 4.15. Correlación encontrada entre sólidos totales en suspensión y turbidez en el humedal SF.</i>	207
<i>Figura 4.16. Sistema de filtración equipado con luz UV.</i>	211
<i>Figura 4.17. Variación de la turbiedad con el tiempo en las aguas del humedal SF tratadas con el equipo de luz UV.</i>	212
<i>Figura 4.18. Evolución del color de las aguas SF tratadas con el equipo de luz UV.</i>	213
<i>Figura 4.19. Evolución de la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y % NaCl encontrada para las aguas de entrada al sistema.</i>	215
<i>Figura 4.20. Evolución de la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y % NaCl encontrada para las aguas del humedal HF.</i>	216
<i>Figura 4.21. Evolución de la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y % NaCl encontrada para las aguas del humedal SF.</i>	219
<i>Figura 4.22. Evolución del valor del pH encontrado para las aguas de entrada al sistema.</i>	225
<i>Figura 4.23. Evolución del valor de pH encontrado en las aguas del humedal HF.</i>	226
<i>Figura 4.24. Evolución del valor de pH encontrado en las aguas del humedal SF.</i>	228
<i>Figura 4.25. Evolución de la temperatura para el agua de entrada, el humedal HF y el humedal SF.</i>	231
<i>Figura 4.26. Evolución del potencial redox en el agua de entrada.</i>	236
<i>Figura 4.27. Evolución del potencial redox en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.</i>	237
<i>Figura 4.28. Evolución del potencial redox en las muestras de agua del humedal de flujo superficial.</i>	239

Figura 4.29. Correlación calculada entre potencial redox y temperatura en el humedal SF.	240
Figura 4.30. Evolución del oxígeno disuelto en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.	243
Figura 4.31. Evolución del oxígeno disuelto en las muestras de agua del humedal de flujo superficial. .	245
Figura 4.32. Correlación calculada entre oxígeno disuelto y temperatura en el humedal SF.	247
Figura 4.33. Correlación calculada entre potencial redox y oxígeno disuelto en el humedal SF.	248
Figura 4.34. Evolución del contenido en aceites y grasas en el agua de entrada al sistema.	250
Figura 4.35. Evolución del contenido en aceites y grasas encontrados en las muestras de agua del humedal HF.	251
Figura 4.36. Evolución del contenido en aceites y grasas en el agua del humedal SF.	254
Figura 4.37. Evolución de los tensioactivos aniónicos encontrados para el agua de entrada al sistema.	256
Figura 4.38. Evolución de los tensioactivos aniónicos encontrados para el agua del humedal HF.	258
Figura 4.39. Evolución de los tensioactivos aniónicos encontrados para el agua del humedal SF.	260
Figura 4.40. Evolución del fósforo total y el ortofosfato encontrados para el agua de entrada.	264
Figura 4.41. Evolución del fósforo total y el ortofosfato encontrados para el agua del humedal HF.	265
Figura 4.42. Evolución del fósforo total y el ortofosfato encontrados para el agua del humedal SF.	270
Figura 4.43. Evolución del contenido en nitrógeno total en las muestras de agua de entrada al sistema.	276
Figura 4.44. Evolución del contenido en nitrógeno total para las aguas del humedal HF.	277
Figura 4.45. Evolución del contenido en nitrógeno total en las muestras de agua en el humedal SF.	282
Figura 4.46. Evolución del contenido en amonio para las aguas de entrada al sistema.	288
Figura 4.47. Evolución del contenido en amonio para las muestras de agua del humedal HF.	289
Figura 4.48. Evolución del contenido en nitrato de las muestras de agua de entrada al sistema.	293
Figura 4.49. Evolución del contenido en nitrato de las muestras de agua del humedal HF.	294
Figura 4.50. Evolución del contenido en nitrato de las muestras de agua del humedal SF.	296
Figura 4.51. Evolución del contenido en nitrito para las aguas del humedal HF.	298
Figura 4.52. Relación de adsorción de sodio para las aguas de entrada al sistema.	310
Figura 4.53. Relación de adsorción de sodio para las aguas del humedal HF.	311
Figura 4.54. Relación de adsorción de sodio para las muestras de agua del humedal SF.	312
Figura 4.55. Correlación encontrada entre % NaCl y SAR en el humedal SF.	314
Figura 4.56. Recuento de aerobios mesófilos (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.	319
Figura 4.57. Recuento de aerobios mesófilos (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal subsuperficial.	320

<i>Figura 4.58. Recuento de aerobios mesófilos (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal SF.</i>	322
<i>Figura 4.59. Recuento de enterobacterias totales (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.</i>	323
<i>Figura 4.60. Recuento de enterobacterias totales (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal HF.</i>	324
<i>Figura 4.61. Recuento de enterobacterias totales (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal SF.</i>	326
<i>Figura 4.62. Recuento de coliformes termotolerantes (fecales) y E. coli (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.</i>	328
<i>Figura 4.63. Identificación bioquímica de E. coli.</i>	329
<i>Figura 4.64. Log UFC/100 mL para el recuento de coliformes fecales y E. coli en las aguas del humedal HF.</i>	330
<i>Figura 4.65. Cultivos para coliformes fecales y E. coli en muestras de agua a la salida (izquierda) y entrada (derecha) del humedal HF.</i>	332
<i>Figura 4.66. Recuento de coliformes fecales y E.coli (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal SF.</i>	334
<i>Figura 4.67. Aspecto de posibles colonias de Salmonella en las muestras de agua de entrada al sistema con el método Sesame Salmonella Test®.</i>	335
<i>Figura 4.68. Aspecto de las posibles colonias de Salmonella en las muestras de agua de entrada usando el método oficial ISO 19250:2010.</i>	336
<i>Figura 4.69. Curvas de crecimiento PCR para un muestreo presuntamente positivo.</i>	337
<i>Figura 4.70. Recuento de Clostridium sulfito-reductores (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.</i>	340
<i>Figura 4.71. Cultivo de Clostridium sulfito-reductores en muestras de agua de entrada al sistema (izquierda) y de salida del humedal HF (derecha).</i>	341

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Principales características y contaminantes contenidos en las heces y orina humana.	8
Tabla 1.2. Valores típicos de algunos parámetros en aguas residuales urbanas, adaptado de Metcalf y Eddy, 1995.	12
Tabla 1.3. Ejemplos de humedales construidos de flujo superficial basados en macrófitas emergentes para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.	40
Tabla 1.4. Ejemplos de humedales construidos HF para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.	46
Tabla 1.5. Ejemplos de humedales construidos VF para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.	49
Tabla 1.6. Ejemplos de humedales construidos híbridos para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.	50
Tabla 1.7. Plantas acuáticas comúnmente empleadas en humedales construidos (Saeed y Sun, 2012). ..	55
Tabla 1.8. Funciones generales de las distintas partes de las macrófitas, (Brix, 1997).	59
Tabla 1.9. Principales contaminantes y sus efectos sobre la salud humana y el medio ambiente.	68
Tabla 3.1. Consideraciones en el muestreo y características de los recipientes.	130
Tabla 4.1. Parámetros legales para reutilización y vertido de aguas residuales.	165
Tabla 4.2. Evapotranspiración potencial mensual y precipitación media mensual de la estación agroclimática de Elche (IVIA).	168
Tabla 4.3. Valores de coeficiente de cultivo para algunas plantas macrófitas acuáticas y agua libre (FAO, 2006).	169
Tabla 4.4. Balance hídrico mensual y anual por metro cuadrado en Elche considerando <i>Phragmites australis</i>	170
Tabla 4.5. Balance hídrico del humedal construido.	171
Tabla 4.6. Valores para la DBO_5 de las aguas de entrada, humedal subsuperficial (HF) y humedal de superficial (SF) junto al porcentaje de reducción entrada-HF y entrada-SF.	173
Tabla 4.7. Valores para la DQO de las aguas de entrada, humedal subsuperficial (HF) y humedal de superficial (SF) junto al porcentaje de reducción entrada-HF y entrada S-F.	183
Tabla 4.8. Biodegradabilidad de las aguas residuales urbanas.	188
Tabla 4.9. Distintos tipos de radiación UV.	209
Tabla 4.10. Dosis de radiación UVC para una reducción del 90 % de organismos vivos.	210
Tabla 4.11. Clasificación de la salinidad del agua según su conductividad.	221

<i>Tabla 4.12. Rendimientos de cultivo según la salinidad de las aguas de riego (EC_w) y la salinidad del suelo (EC_e).</i>	222
<i>Tabla 4.13. Potencial redox, productos y aceptores de electrones para algunos procesos (Atlas y Bartha, 1993).</i>	235
<i>Tabla 4.14. Formas del nitrógeno según su estado de oxidación.</i>	274
<i>Tabla 4.15. Valor medio de las formas nitrogenadas en las aguas de entrada y en los humedales de flujo subsuperficial y superficial.</i>	275
<i>Tabla 4.16. Composición porcentual, con respecto a NT, de las distintas formas nitrogenadas en las muestras de agua de entrada y HF.</i>	280
<i>Tabla 4.17. Composición en tanto por ciento, con respecto a NT, de las distintas formas nitrogenadas en los humedales, HF y SF.</i>	284
<i>Tabla 4.18. Tipo de fitorremediación, proceso involucrado y contaminación tratada.</i>	302
<i>Tabla 4.19. Contenido de metales en las aguas residuales de entrada al sistema y límites exigidos por el R.D. 1620/2007.</i>	303
<i>Tabla 4.20. Porcentaje de reducción de cada uno de los elementos analizados, durante el primer año de estudio, y sus correspondientes valores máximos.</i>	304
<i>Tabla 4.21. Contenido de metales en el agua del humedal superficial.</i>	307
<i>Tabla 4.22. Riesgo de sodificación del suelo según el RAS de las aguas de riego.</i>	309
<i>Tabla 4.23. Tipos y número de microorganismos típicos en aguas residuales domésticas brutas.</i>	316
<i>Tabla 4.24. Contenido, en relación al recuento de aerobios mesófilos, de los microorganismos estudiados en el agua de entrada, HF y SF.</i>	317
<i>Tabla 4.25. Relación de dimensionamiento para humedales HF y SF teniendo en cuenta a los parámetros DBO_5, SST y nitrógeno total.</i>	345
<i>Tabla 4.26. Datos necesarios para el dimensionamiento de humedales construidos de flujo subsuperficial.</i>	346

ÍNDICE DE ECUACIONES

<i>Ecuación 3.1. Determinación de la DBO₅, (mg/LO₂)</i>	133
<i>Ecuación 3.2. Determinación de la cantidad de oxígeno consumida por el agua de dilución, (mg/LO₂)</i> .	134
<i>Ecuación 3.3. Determinación de la cantidad de oxígeno consumida por la muestra de agua, (mg/LO₂)</i>	134
<i>Ecuación 3.4. Determinación de Aceites y grasas, (mg/L)</i>	139
<i>Ecuación 3.5. Determinación de sólidos totales en suspensión, (mg/L)</i>	149
<i>Ecuación 3.6. Determinación de nematodos intestinales, (huevos de nematodos/L)</i>	158
<i>Ecuación 3.7. Cálculo del rendimiento en los procesos de eliminación, (%)</i>	158
<i>Ecuación 4.1. Cálculo del balance o almacenamiento de un estanque abierto, (L)</i>	167
<i>Ecuación 4.2. Determinación de la evapotranspiración del cultivo, (mm/m²)</i>	169
<i>Ecuación 4.3. Determinación de la Relación de Adsorción de Sodio, (meq/L)</i>	309
<i>Ecuación 4.4. Determinación de RAS atendiendo únicamente al porcentaje de ión sodio, (meq/L)</i>	313
<i>Ecuación 4.5. Cálculo de las dimensiones de un humedal de flujo subsuperficial horizontal considerando a DBO₅, (m²)</i>	347
<i>Ecuación 4.6. Determinación de la constante dependiente de la temperatura para un humedal de flujo subsuperficial, (d⁻¹)</i>	347
<i>Ecuación 4.7. Determinación del tiempo de retención hídrico, (d)</i>	348
<i>Ecuación 4.8. Cambio de temperatura en el humedal, (°C)</i>	348
<i>Ecuación 4.9. Temperatura del efluente, (°C)</i>	348
<i>Ecuación 4.10. Temperatura promedio en el agua del humedal HF, (°C)</i>	348
<i>Ecuación 4.11. Energía perdida vía conducción a la atmósfera, (J)</i>	348
<i>Ecuación 4.12. Energía ganada por el agua, (J/°C)</i>	348
<i>Ecuación 4.13. Coeficiente de transferencia de calor a la superficie del lecho del humedal, (W/m²)</i>	348
<i>Ecuación 4.14. Concentración de SST en el efluente de un humedal subsuperficial, (mg/L)</i>	350
<i>Ecuación 4.15. Carga hidráulica, (cm/d)</i>	350
<i>Ecuación 4.16. Constante dependiente de la temperatura para un humedal de flujo subsuperficial considerando el nitrógeno, (d⁻¹)</i>	353
<i>Ecuación 4.17. Concentración de nitrato restante en el efluente en un humedal de flujo subsuperficial, (mg/L)</i>	353
<i>Ecuación 4.18. Relación largo ancho para humedales construidos, (m)</i>	355

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

ABS: Sulfonato de AlquilBenceno.

ACC: Agar Cromogénico para Coliformes.

ADN: Ácido Desoxirribonucleico.

AFNOR: Asociación Francesa de Normalización.

APHA: American Public Health Association.

ARU: Agua Residual Urbana.

ATP: Adenosín Trifosfato.

ATV: Asociación Técnica de Aguas Residuales Alemana.

BCIG: 5-Bromo-4-Cloro-3-Indolil- β -D-Glucuronato.

Bti: *Bacillus thuringiensis* variedad *israelensis*.

CE: Conductividad Eléctrica.

CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico.

COT: Carbono Orgánico Total.

COV's: Compuestos Orgánicos Volátiles.

CSPM: Canadian Sphagnum Peat Moss.

CTAB: Cetyl TrimethylAmmonium Bromide.

DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días.

DIN: Deutsches Institut für Normung.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

DTO: Demanda Total de Oxígeno.

EC_e: Conductividad Eléctrica del suelo.

EC_w: Conductividad Eléctrica del agua de riego.

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales.

EEUU: Estados Unidos.

EPA: Environmental Protection Agency.

ETO: Evapotranspiración.

eV: Electrón Voltio.

FAO: Food and Agriculture Organization.

FDA: Food and Drug Administration.

FWS: Surface Flow Wetlands.

HDPE: High Density Polyethylene.

HEPA: High Efficiency Particulate Air.

HF: Horizontal Flow.

IAWQ: International Association on Water Quality.

ICP-MS: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry.

ICP-OES: Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry.

IGME: Instituto Geológico y Minero de España.

INE: Instituto Nacional de estadística.

ISO: International Organization for Standardization.

ITRC: Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands.

IVIA: Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias.

LAS: Sulfonato de Alquilbenceno Lineal.

LDPE: Low Density Polyethylene.

LECA: Light Expanded Clay Aggregates.

LWA: LightWeight Aggregates.

MBAS: Methylene Blue Active Substances.

MMA: Ministerio de Medio Ambiente.

MO: Materia Orgánica.

MPG: Sociedad Max Planck para el Avance de la Ciencia.

NASA: National Aeronautics and Space Administration.

NT: Nitrógeno Total (equivalente).

NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl.

NTU (UNT): Unidades Nefelométricas de Turbidez.

OD: Oxígeno Disuelto.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

PCA: Plate Count Agar.

PCB's: PolyChlorinated Biphenyls.

PCR: Reacción en Cadena de la Polimerasa.

PP: PoliPropileno.

PT: Fósforo Total.

PVC: Cloruro de PoliVinilo.

RAS (SAR): Relación de Adsorción de Sodio.

RDPH: Reglamento del Dominio Público Hidráulico.

RVS: Rappaport-Vassiliadis con Soja.

SAAM: Sustancias Activas al Azul de Metileno.

SAIT: Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica.

SCI: Science Citation Index.

SF: Superficial Flow.

SSF: Subsurface Flow.

SST (STS): Sólidos Totales en Suspensión.

STS: Sólidos totales en suspensión.

SuSanA: Sustainable Sanitation Alliance.

TDS: Sólidos Totales Disueltos.

TPP: TriPolifosfatos.

TSC: Tryptose Sulfite Cycloserine.

UFC: Unidades Formadoras de Colonias.

UK: United Kingdom.

UNE: Una Norma Española.

UPCT: Universidad Politécnica de Cartagena.

US: United States.

USEPA: United States Environmental Protection Agency.

UV: UltraVioleta.

UVA: UltraVioleta A.

UVB: UltraVioleta B.

UVC: UltraVioleta C.

VRBG: Violet Red Bile Agar with Glucose.

VSB: Vegetated Submerged Bed.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Definición y características de las aguas residuales urbanas

Una definición de aguas residuales urbanas viene recogida por el Real Decreto-ley 11/1995 de 28 de diciembre, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Se define a las aguas residuales urbanas como:

“aquellas aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial”.

A su vez, se definen los distintos componentes de estas aguas residuales:

- Las aguas residuales domésticas son aquellas aguas residuales procedentes de zonas de vivienda y de servicios y generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.

- Las aguas residuales industriales son todas aquellas aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.
- Las aguas procedentes de las escorrentías pluviales tendrán mayor o menor grado de representatividad dependiendo principalmente del tipo de red de saneamiento existente, así como de la pluviometría registrada.

Por otra parte, la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) define aguas residuales como:

“agua que no tiene valor inmediato para el fin para el que se utilizó ni para el propósito para el que se produjo debido a su calidad, cantidad o al momento en que se dispone de ella. No obstante, las aguas residuales de un usuario pueden servir de suministro para otro usuario en otro lugar. Las aguas de refrigeración no se consideran aguas residuales”.

Las aguas residuales urbanas se caracterizan por su composición física, química y biológica, existiendo una interrelación entre muchos de los parámetros que integran dicha composición. A la hora de realizar una adecuada gestión de dichas aguas, se hace imprescindible el disponer de una información lo más detallada posible sobre su naturaleza y características (Martín y col., 2006).

1.1.1. Características físicas de las aguas residuales urbanas

Color. La coloración de las aguas residuales urbanas determina cualitativamente el tiempo de las mismas. Generalmente varía del beige claro al negro. Si el agua es reciente, suele presentar coloración beige clara; oscureciéndose a medida que pasa el tiempo, pasando a ser de color gris o negro, debido a la implantación de condiciones de anaerobiosis, por descomposición bacteriana de la materia orgánica.

Olor. Se debe principalmente a la presencia de determinadas sustancias producidas por la descomposición anaerobia de la materia orgánica: ácido sulfhídrico, indol, escatol (3-metilindol procedente de la degradación anaeróbica del triptófano), mercaptanos y otras sustancias volátiles. Si las aguas residuales son recientes, no presentan olores desagradables ni intensos. A medida que pasa el tiempo, aumenta el olor por desprendimiento de gases como el sulfhídrico o compuestos amoniacaes por descomposición anaerobia.

Temperatura. En los efluentes urbanos oscila entre 15 y 20 °C, lo que facilita el desarrollo de los microorganismos existentes.

Sólidos. Son todos aquellos elementos o compuestos presentes en el agua residual urbana que no son agua. Entre los efectos negativos sobre los medios hídricos, caben destacar la disminución en la fotosíntesis por el aumento de la turbidez del agua, deposiciones sobre los vegetales y branquias de los peces, pudiendo provocar asfixia por colmatación de las mismas; formación de depósitos por sedimentación en el fondo de los medios receptores, que favorecen la aparición de condiciones anaerobias, aumento de la salinidad e incrementos de la presión osmótica. Las aguas residuales domésticas (aguas negras y grises), están constituidas en un elevado porcentaje (en peso) por agua, cerca de 99,9 % y apenas un 0,1 % de sólidos suspendidos, coloidales y disueltos. Esta pequeña fracción de sólidos es la que presenta los mayores problemas en el tratamiento y disposición para su reutilización (Borja, 2011).

1.1.2. Características químicas de las aguas residuales urbanas

Los principales componentes de las aguas residuales son: de naturaleza orgánica o inorgánica, gases, y biológicos.

Los componentes orgánicos presentes en las aguas residuales pueden ser de origen vegetal o animal y, cada vez con mayor frecuencia, compuestos orgánicos sintéticos.

Las proteínas, hidratos de carbono y lípidos, así como sus derivados, son los compuestos orgánicos que principalmente aparecen en este tipo de aguas. Son biodegradables y su eliminación por oxidación es relativamente sencilla.

- Las proteínas suponen entre el 40 y el 60 % de la materia orgánica de un agua residual, y junto con la urea, son las principales responsables de la presencia de nitrógeno en las aguas residuales. La existencia de grandes cantidades de proteínas en el agua residual puede ser origen de olores desagradables debido a los procesos de descomposición.
- Los hidratos de carbono representan entre un 25 y 50 % de la materia orgánica. Desde el punto de vista del volumen y la resistencia a la descomposición, la celulosa es el hidrato de carbono más abundante.
- En aguas residuales urbanas sin componente industrial, la presencia de grasas y aceites no suele superar el 10 %. Si no se elimina el contenido en grasa antes del vertido del agua residual, puede interferir con los organismos existentes en las aguas superficiales creando películas y acumulaciones de materia flotante, que impide actividades como la fotosíntesis, la respiración y la transpiración.
- Las moléculas orgánicas sintéticas poseen estructuras variadas, desde muy simples a extremadamente complejas. Destacan los agentes tensoactivos que están formados por moléculas de gran tamaño ligeramente solubles en agua. Son responsables de la aparición de espumas en las plantas de tratamiento y en la superficie de los cuerpos de agua receptores de los vertidos. Son los principales componentes de los detergentes, por lo que su presencia en las aguas residuales urbanas, se detecta por la aparición de espumas en la superficie. La formación de espumas produce un incremento de contaminación por materia orgánica disuelta al emulsionar y/o solubilizar las grasas y los aceites presentes en el agua. Por otra parte, en las plantas de depuración causa graves problemas al interferir en los procesos biológicos y en los sistemas de coagulación-floculación y decantación.

Los componentes inorgánicos presentes en las aguas residuales incluyen a los sólidos de origen mineral tales como las sales minerales, arcillas, lodos, arenas y gravas, y ciertos compuestos como sulfatos, carbonatos, etc., que pueden sufrir algunas transformaciones químicas.

Los componentes gaseosos presentes en las aguas residuales urbanas contienen diversos gases con diferente concentración, entre los que destacan:

- El oxígeno disuelto, fundamental para la respiración de los organismos aerobios presentes en el agua residual. Su cantidad en el agua depende de factores relacionados con la temperatura, principalmente, junto con las actividades químicas y biológicas.
- El ácido sulfhídrico, gas que se forma en un medio anaerobio por la descomposición de sustancias orgánicas e inorgánicas que contienen azufre. Su presencia se manifiesta fundamentalmente por el olor característico que produce.
- El anhídrido carbónico, producido en las fermentaciones de los compuestos orgánicos de las aguas residuales.
- El metano, formado en la descomposición anaerobia de la materia orgánica, apareciendo sobre todo en cierto tipo de estaciones depuradoras, donde se llevan a cabo procesos de estabilización de fangos vía anaerobia.
- Otros gases malolientes como ácidos grasos volátiles, indol, escatol y otros derivados del nitrógeno.

1.1.3. Características biológicas de las aguas residuales urbanas

Las características biológicas de las aguas residuales urbanas vienen determinadas por una gran variedad de organismos vivos de alta capacidad metabólica y gran potencial de descomposición y degradación de la materia orgánica e inorgánica. El componente

orgánico de las aguas residuales puede ser considerado como un medio de cultivo que permite el desarrollo de los microorganismos que cierran los ciclos biogeoquímicos de elementos como el carbono, el nitrógeno, el fósforo o el azufre. Los organismos que principalmente se encuentran en las aguas residuales urbanas son: algas, mohos, bacterias, virus, flagelados, ciliados, rotíferos, nematodos, anélidos, larvas, etc.

1.1.4. Contribución humana a las aguas residuales

La orina humana y el material fecal sin tratar puede introducir una variedad de contaminantes en el medio ambiente. Las tasas típicas de generación por persona se resumen en la tabla 1.1 (Del Porto y Steinfeld, 2000). Por otro lado, Mara y Cairncross (1990) reportaron que cada persona genera 1,8 litros de material fecal diariamente, que corresponden a 113,5 gramos de sólidos secos, incluidos 90 gramos de materia orgánica, 20 gramos de nitrógeno, más otros nutrientes, principalmente fósforo y potasio.

Tabla 1.1. Principales características y contaminantes contenidos en las heces y orina humana.

Parámetro	Orina	Heces
Volumen	1,2 L/persona·día	0,15 L/persona.día
Residuo seco	60 g/persona·día	45 g/persona.día
Humedad	95 %	70 %
Carbono orgánico	8,5 g/persona·día	22 g/persona·día
DBO ₅	7,5/persona·día	11 g/persona·día
Nitrógeno	11 g/persona·día	2 g/persona·día
Fósforo	1 g/persona·día	0,6 g/persona·día

1.2. Principales contaminantes, parámetros a controlar y necesidad de depuración

1.2.1. Principales contaminantes a eliminar

Los principales compuestos a controlar y eliminar de las aguas residuales urbanas son los siguientes (Martín y col., 2006):

Objetos gruesos: trozos de madera, trapos, plásticos, etc.

Arenas: bajo esta denominación se engloban las arenas propiamente dichas, gravas y partículas más o menos grandes de origen mineral u orgánico.

Grasas y aceites: sustancias que al no mezclarse con el agua permanecen en su superficie dando lugar a natas. Su procedencia es tanto doméstica como industrial.

Sustancias con requerimientos de oxígeno: materia orgánica y compuestos inorgánicos que se oxidan fácilmente, lo que provoca un consumo del oxígeno del medio al que se vierten.

Nutrientes (nitrógeno y fósforo): su presencia en las aguas es debida principalmente a los detergentes y a los fertilizantes. Igualmente, las excretas humanas aportan nitrógeno orgánico. Nitrógeno, fósforo y carbono son nutrientes esenciales para el crecimiento de los organismos. Cuando se vierten al medio acuático, pueden favorecer el crecimiento de una vida acuática no deseada. Si se vierten al terreno en cantidades excesivas pueden provocar la contaminación del agua subterránea.

Agentes patógenos: organismos presentes en mayor o menor cantidad en las aguas residuales y que pueden producir o transmitir enfermedades (virus, bacterias, protozoos, hongos, etc.).

Contaminantes emergentes o prioritarios: los hábitos de consumo de la sociedad actual generan una serie de contaminantes que no existían anteriormente. Estas sustancias aparecen ligadas a productos de cuidado personal, de limpieza doméstica y farmacéuticos (residuos de antibióticos, hormonas, etc.). A estos productos se les conoce bajo la denominación genérica de contaminantes emergentes; la mayor parte de ellos no se eliminan en las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales urbanas.

1.2.2. Principales parámetros que deben controlarse

Para caracterizar las aguas residuales se emplean un conjunto de parámetros que permiten cuantificar los contaminantes anteriormente definidos. Los parámetros de uso más habitual son los siguientes (Martín y col., 2006):

Sólidos en Suspensión: sólidos que no pasan a través de una membrana filtrante de un tamaño determinado (0,45 micras). Dentro de los sólidos en suspensión se encuentran los sólidos sedimentables, que decantan por su propio peso, y los no sedimentables.

Aceites y Grasas: el contenido en aceites y grasas presentes en un agua residual se determina mediante su extracción previa con un disolvente apropiado, la posterior evaporación del disolvente y el pesaje del residuo obtenido.

Demanda Biológica (Bioquímica) de Oxígeno a los 5 días (DBO₅): cantidad de oxígeno disuelto (mg O₂/L) necesario para oxidar biológicamente la materia orgánica de las aguas residuales. En el transcurso de los cinco días de duración del ensayo se consume aproximadamente el 70 % de las sustancias biodegradables.

Demanda Química de Oxígeno (DQO): cantidad de oxígeno (mg O₂/L) necesaria para oxidar los componentes del agua recurriendo a reacciones químicas.

Nitrógeno: se presenta en las aguas residuales en forma de amoníaco fundamentalmente y, en menor medida, como nitratos y nitritos.

Fósforo: en las aguas residuales aparece principalmente como fosfatos orgánicos y polifosfatos.

Organismos patógenos: organismos indicadores de contaminación fecal. Se evalúan normalmente los Coliformes (totales y fecales).

La tabla 1.2 muestra los valores típicos de los parámetros utilizados normalmente para la caracterización de las aguas residuales urbanas.

Tabla 1.2. Valores típicos de algunos parámetros en aguas residuales urbanas, adaptado de Metcalf y Eddy, 1995.

Parámetro	ARU Débil	ARU Media	ARU Fuerte
pH		6,5 – 8,5	
Sólidos totales en suspensión (mg/L)	100	220	350
Sólidos decantables (mg/L)	5	10	20
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	100	200	300
DQO (mg O ₂ /L)	250	500	1000
Nitrógeno total (mg/L)	20	40	85
Nitrógeno orgánico (mg/L)	8	15	35
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	12	25	50
Nitritos (mg/L)	0	0	0
Nitratos (mg/L)	0	0	0
Fósforo total (mg/L)	4	8	15
Oxígeno disuelto (mg O ₂ /L)	0,2	0,1	0
Cloruros (mg/L)	30	50	100
Sulfato (mg/L)	20	30	50
Alcalinidad (CaCO ₃) (mg/L)	50	100	200
Aceites y grasas (mg/L)	50	100	150
Coliformes totales (UFC/100mL)	10 ⁶ – 10 ⁷	10 ⁷ – 10 ⁸	10 ⁸ – 10 ⁹
Compuestos orgánicos volátiles (µg/L)	< 100	100 – 400	> 400
Detergentes (mg/L)*		10,2	
Helmintos (nº huevos/L)*		2,03	

*(Rivera-Vázquez y col., 2007)

1.3. Necesidad de depuración de las aguas residuales urbanas

En muchas ocasiones los vertidos de aguas residuales urbanas superan la capacidad de dilución y autodepuración de los cauces y medios receptores, teniendo como consecuencia un deterioro progresivo de la calidad de los mismos, e imposibilitando la reutilización posterior del agua. Independientemente del origen y características de las aguas residuales, éstas han de ser tratadas adecuadamente antes de su vertido o reutilización (Martín y col., 2006). Los tratamientos de depuración de las aguas residuales están encaminados a:

- Proteger el estado ecológico de los medios receptores (embalses, ríos, barrancos, acuíferos, mar, etc.) de la contaminación procedente de las aguas residuales.
- Evitar riesgos para la salud pública de la población.

- Producir efluentes con características físicas, químicas y microbiológicas aptas para su reutilización.

Hoy en día, las estaciones de tratamiento de aguas residuales son un complemento artificial e imprescindible de los ecosistemas acuáticos, aunque también es cierto que el grado de tratamiento de un agua residual dependerá en gran medida del conocimiento que se tenga del medio receptor, ya que esto podrá determinar la carga contaminante que puede admitir dicho medio sin llegar a producir un desequilibrio irreversible o importante en el mismo. Por tanto, el grado de tratamiento debe estar de acuerdo con:

- Características del medio receptor y estado de las aguas del mismo.
- Relación de caudales entre el medio receptor y el vertido.
- Utilización por parte de otros usuarios aguas abajo del vertido, así como la posibilidad de tomas de aguas próximas o subterráneas.
- Balance hídrico de la zona.
- Fauna y flora tanto del medio receptor como del entorno.

El agua residual urbana sin depurar presenta una serie de componentes que, dependiendo de su naturaleza y concentración, pueden producir alteraciones en los equilibrios fisicoquímicos y biológicos del ecosistema receptor. Si el efluente vertido ha sido previamente tratado o depurado, los efectos negativos serán menores cuanto más completo haya sido el tratamiento. Entre estos efectos destacan:

- **Aparición de fangos y flotantes.** Si las aguas residuales se vierten sin tratar, los residuos sólidos presentes pueden originar sedimentos sobre el fondo, o dar lugar a la acumulación de grandes cantidades de sólidos en la superficie y/o en las orillas de los medios receptores, formando capas de flotantes. Los depósitos de fangos y flotantes al contener materia orgánica pueden llegar a provocar el agotamiento del oxígeno disuelto presente en las aguas y originar el desprendimiento de malos olores.

- **Agotamiento del contenido de oxígeno presente en las aguas.** Los organismos acuáticos necesitan oxígeno para vivir. Al verter a los medios receptores residuos fácilmente oxidables (materia orgánica y compuestos amoniacales), las bacterias empezarán a alimentarse y consumirán oxígeno del medio. Si este consumo es excesivo, el contenido en oxígeno del agua descenderá por debajo de los valores mínimos necesarios para el desarrollo de la vida acuática, produciéndose la muerte de los organismos existentes en el medio. Por otro lado, al producirse procesos anaerobios, se generarán olores desagradables.
- **Fenómenos de eutrofización en los medios receptores.** Debido principalmente a aportes excesivos de nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente) se provoca el crecimiento masivo de algas y otras plantas en los medios receptores. Estos crecimientos pueden llegar a impedir el empleo de estas aguas para usos domésticos e industriales.
- **Daño a la salud pública.** El aumento de la concentración y propagación en el medio receptor de microorganismos patógenos para el ser humano, principalmente virus y bacterias, son fuente de enfermedades que pueden difundirse a través de las aguas contaminadas. Entre éstas destacan el tifus, el cólera, la disentería, la polio, la salmonelosis y la hepatitis (A y E).
- **Influencia sobre la microbiología del medio natural receptor.** Tras un vertido de aguas residuales urbanas a un ecosistema acuático, se produce una disminución en el número de eubacterias (bacterias presentes de composición química similar a las eucariotas) y algas; mientras que aumenta el de otras bacterias que se desarrollan en aguas residuales con gran cantidad de materia orgánica. Posteriormente al vertido, se detectan incrementos en la cantidad de protozoos y finalmente de algas.
- **Vertidos industriales.** Dependiendo de su naturaleza pueden producir contaminación de los organismos por compuestos químicos tóxicos o inhibidores.

1.4. Legislación sobre aguas residuales

España, como estado miembro de la Unión Europea, está obligada a cumplir la normativa comunitaria. La Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, modificada por la Directiva 98/15/CE, estableció los requerimientos mínimos para la recogida, el tratamiento y el vertido de las aguas residuales urbanas. Esta Directiva fue traspuesta al ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto Ley 11/1995, desarrollado por el R.D. 509/1996, modificado por el R.D. 2116/1998 y posteriormente por el Real Decreto 1290/2012. Según esta ley, en el año 2006 deberían haberse conseguido unos niveles adecuados de depuración, un objetivo que está aún pendiente de conseguirse. Esto hace que la calidad de las aguas no sea la adecuada, comprometiendo también la obligación de los Estados de conseguir el buen estado ecológico de sus aguas para el año 2015 establecido en la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE). Con fecha 14 de abril de 2011, España fue condenada por el Tribunal de Justicia de la Unión Europea por no tratar adecuadamente las aguas

residuales urbanas, en la Sentencia del Tribunal de Justicia (Sala Octava) de 14 de abril de 2011.

En cuanto a los vertidos urbanos correspondientes a instalaciones de depuración inferiores a 2.000 habitantes equivalente, la legislación determina que deberán recibir un “tratamiento adecuado”. En este caso no se concreta el tipo de tratamiento ni límites de vertido asociados, solamente se exige que las aguas receptoras cumplan después del vertido los objetivos de calidad por usos y normas de calidad ambiental previstas para el medio receptor.

La normativa vigente contempla dos posibles destinos para las aguas residuales ya tratadas, el primero es la reutilización de las mismas (R.D. 1620/2007) y el segundo es su eliminación como vertido (R.D. 509/1996). Cuando se realiza un vertido se definen cuatro escenarios bien diferenciados, los tratamientos serán más o menos rigurosos según se efectúen en zonas calificadas como sensibles, zonas menos sensibles, zonas normales y zonas vulnerables (referidas a contaminación por nitratos en el R.D. 261/1996, transposición de la Directiva 91/676/CEE). La decisión de declarar una zona como sensible, menos sensible o normal, en el caso particular de que una Confederación Hidrográfica abarque dos o más Comunidades Autónomas, es competencia de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua. Las distintas comunidades autónomas tienen la competencia para declarar las zonas vulnerables referidas a nitratos.

Se considera que un medio acuático es “zona sensible” cuando puede incluirse en uno de los siguientes grupos:

- Lagos de agua dulce naturales, otros medios de agua dulce, estuarios y aguas costeras que sean eutróficos o que podrían llegar a ser eutróficos en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.
- Aguas superficiales destinadas a la obtención de agua potable, que podrían contener una concentración de nitratos superior a la que establecen las

disposiciones pertinentes de la Directiva 2000/60/CE, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros, si no se toman medidas de protección.

- Zonas en las que sea necesario un tratamiento adicional para cumplir las directivas europeas.

El 7 de diciembre de 2007 se aprobó el R.D. 1620/2007 de reutilización de aguas y se modifica parcialmente el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH) aprobado por Real Decreto 849/1986, de 11 de abril mediante la derogación de los artículos 272 y 273 del RDPH que regulaban la reutilización de las aguas. El R.D. de reutilización establece una serie de definiciones destacándose el concepto de reutilización y la introducción del concepto de agua regenerada. Trata también de los aspectos relativos al régimen jurídico, tales como el título requerido para su uso, los procedimientos de obtención de la concesión y/o autorización, y los contratos de cesión de derechos. Finaliza estableciendo las condiciones de calidad que debe cumplir el agua regenerada para su uso indicando los usos permitidos y prohibidos y el régimen de responsabilidades en relación al mantenimiento de la calidad.

En el Anexo I del R.D. 1620/2007 se fijan los valores máximos admisibles de los parámetros en función de los usos a los que está destinada el agua regenerada distinguiendo cinco tipos de usos: urbano, agrícola, industrial, recreativo y ambiental. Establece además la frecuencia y método de análisis de los parámetros.

El Anexo II del R.D. 1620/2007 incluye el modelo de solicitud de concesión o autorización que recoge toda la documentación requerida para poder reutilizar este agua. Este Anexo analiza también la relación del R.D. de reutilización, con la normativa vigente a nivel internacional de la Unión Europea, nacional, autonómica y municipal. Asimismo compara los criterios de calidad del R.D. con las recomendaciones de la OMS (Organización Mundial de la Salud) y la USEPA (United States Environmental Protection Agency).

La reutilización de aguas residuales está definido como su aprovechamiento en actividades diferentes a las cuales fueron destinadas (Silva y col., 2008). Los tipos y aplicaciones se clasifican de acuerdo con el sector que recibe el beneficio, siendo los principales el urbano y el industrial. En el ámbito urbano, la reutilización de aguas residuales va destinada a la irrigación de parques públicos, campos de atletismo, áreas residenciales y campos de golf; en el ámbito industrial, se utiliza especialmente en los sistemas de refrigeración y en el sector agrícola, en la irrigación de cultivos (OMS, 1989; Metcalf y Eddy, 2000; Lara, 1999; Gutiérrez, 2003).

Según el Plan Nacional de Calidad de las Aguas (MMA, 2007), la distribución por usos del agua reutilizada en España tiene como destino, en unas tres cuartas partes el uso agrícola; el 12 % (y creciendo) para usos recreativos y campo de golf; el 6% para servicios urbanos; el 4 % para usos ecológicos y recarga de acuíferos; y del orden del 3 % para uso industrial (figura 1.1).

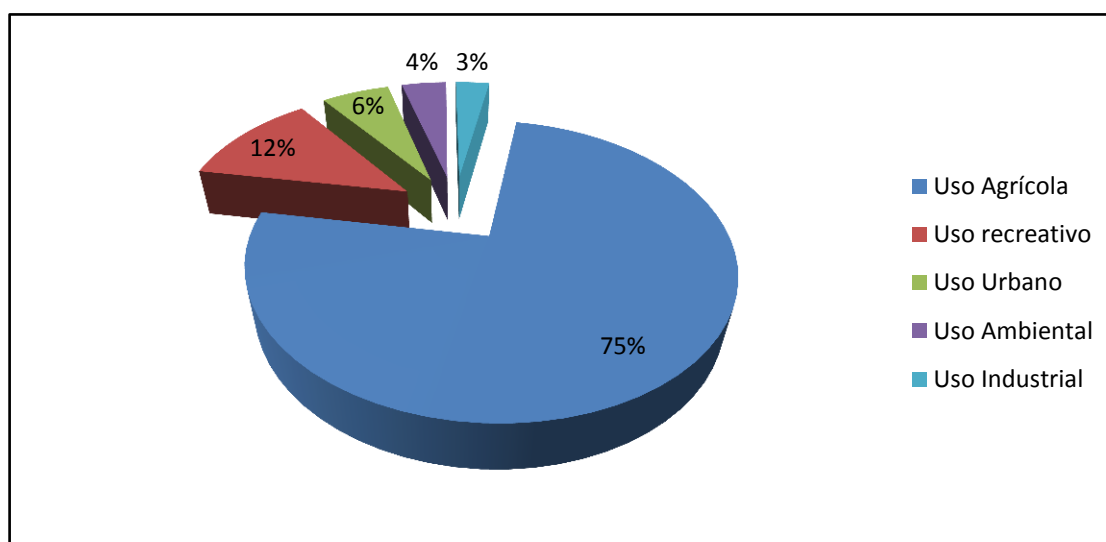


Figura 1.1. Distribución por usos del agua regenerada en España.

1.5. Tratamientos de aguas residuales

Las aguas residuales son sometidas a una serie de procesos físicos, químicos y biológicos con el fin de reducir sus contaminantes y permitir su vertido, minimizando los riesgos para el medio ambiente y para la salud. Los sistemas de depuración de las aguas residuales son múltiples, pero se clasifican siempre en función del nivel de tratamiento conseguido (Fernández y col., 2005):

El **pretratamiento** elimina las materias gruesas, cuerpos gruesos y arenosos cuya presencia en el efluente puede perturbar el tratamiento total y el funcionamiento eficiente de la maquinaria, equipos e instalaciones de la estación depuradora.

El **tratamiento primario** elimina solo parte de los sólidos en suspensión y se basa normalmente en tecnologías de eliminación mecánica.

El **tratamiento secundario** utiliza como norma general sistemas biológicos con microorganismos aerobios o anaerobios que descomponen la mayor parte de la materia orgánica y retienen entre un 20 y un 30 % de los nutrientes, eliminando hasta el 75 % del amonio.

El **tratamiento terciario** incluye la retención del fósforo y del nitrógeno, incluyendo también la eliminación de microorganismos patógenos.

La depuración de aguas residuales normalmente es llevada a cabo en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), siendo estos los recintos donde se ubican los equipos necesarios para la realización de los tratamientos citados anteriormente. Una minoría de las estaciones presenta los tres tipos de tratamiento, siendo los más comunes el pretratamiento, el tratamiento primario y el secundario.

En nuestros días existe una creciente tendencia hacia la búsqueda de procesos compatibles con la sostenibilidad del medioambiente, entre los que se encuentran los humedales construidos como sistemas capaces de depurar aguas residuales. Los humedales artificiales o humedales construidos son una tecnología válida para depurar aguas residuales, como tratamiento secundario o terciario, sobre todo para pequeñas o medianas comunidades, con bajo coste de construcción y mantenimiento (Lahora, 2003).

1.6. Humedal Natural

Un humedal natural es una extensión de terreno normalmente plana, cuya superficie está inundada de forma permanente (por la influencia de aguas superficiales o subterráneas) o posee periodos de inundación intermitente. Nos encontramos ante ecosistemas con carácter híbrido entre los puramente acuáticos y los terrestres. Existen gran variedad de humedales atendiendo a sus propiedades geológicas como son ciénagas, esteros, marismas, pantanos, turberas o manglares.

Los humedales son uno de los más importantes ecosistemas sobre la tierra porque poseen condiciones hidrológicas únicas debido a su rol híbrido entre sistema acuático y terrestre. Poseen la habilidad tanto de almacenar como de transformar la materia orgánica y los nutrientes que les llegan obteniendo como resultado la dominación de “riñones paisajísticos” (Mitsch y Gosselink, 1993).

En la bibliografía podemos encontrar más de 50 definiciones diferentes para humedal, siendo éstos ecosistemas de gran importancia por los procesos hidrológicos y ecológicos llevados a cabo y la gran variedad biológica que sustentan (Dugan, 1992).

La EPA (US Environmental Protection Agency) los define, atendiendo a regulaciones federales, como:

“aquellas áreas que están inundadas o saturadas por aguas superficial o subsuperficial con una frecuencia y duración suficiente para su mantenimiento y que bajo circunstancias normales de soporte prevalecen especies típicas de vegetación adaptadas a la vida en suelos inundados o saturados. Los humedales incluyen generalmente pantanos, ciénagas, pantanos y áreas similares” (EPA, 2000).

La definición de humedal natural aceptada globalmente fue la adoptada en la Convención sobre los Humedales celebrado en el año 1971 en Ramsar (Irán) con representación de 18 países. El citado convenio definió a los humedales naturales como:

"A los efectos de la presente Convención son humedales las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros". (Ramsar, 1971).

Una clasificación de los humedales naturales se realizó teniendo en cuenta el ámbito acuático marino y costero o el ámbito acuático interior divididos a su vez en sistemas, subsistemas, clases y subclases. Con efectos para la protección de estos lugares se incluyen en la lista de Ramsar de Humedales de importancia internacional:

"Podrán comprender sus zonas ribereñas o costeras adyacentes, así como las islas o extensiones de agua marina de una profundidad superior a los seis metros en marea baja, cuando se encuentren dentro del humedal". (Ramsar, 1971).

Existen cinco tipos de humedales naturales reconocidos por la Convención de Ramsar:

- Marinos donde se catalogan los humedales costeros, lagunas costeras, costas rocosas y arrecifes de coral.
- Estuarios que incluyen a deltas, marismas de marea y manglares.
- Lacustres como pueden ser lagos.
- Ribereños, englobando a los humedales adyacentes a ríos y arroyos.
- Palustres albergando tanto terrenos pantanosos y marismas como pantanos y ciénagas.

El Reglamento de Dominio Público Hidráulico Español, legislado por el Real Decreto 849/1996, define en su artículo 275 las zonas húmedas como:

1. *Las zonas pantanosas o encharcadas, incluso las creadas artificialmente, tendrán la consideración de zonas húmedas.*

2. *Se entienden, en particular, comprendidos en el apartado anterior:*

a) *Las marismas, turberas o aguas rasas, ya sean permanentes o temporales, estén integradas por aguas remansadas o corrientes y ya se trate de aguas dulces, salobres o salinas, naturales o artificiales.*

b) *Las márgenes de dichas aguas y las tierras limítrofes en aquellos casos en que, previa la tramitación del expediente administrativo oportuno, fuera así declarado, por ser necesario para evitar daños graves a la fauna y a la flora.*

1.7. Humedal artificial o humedal construido

Un humedal artificial es una porción de terreno que se encuentra en condiciones de saturación por la presencia de aguas superficiales o subsuperficiales. La profundidad no suele superar los 60 cm y su lecho sirve como sustento y soporte para plantas emergentes como espadañas, carrizos y juncos. La función principal de la vegetación es proporcionar superficies y soporte para la formación de películas bacterianas, facilitar la filtración y la absorción de componentes del agua residual a tratar y permitir la transferencia de oxígeno a la columna de agua en tratamiento.

Los “humedales construidos” son humedales desarrollados intencionadamente en lugares no húmedos para el tratamiento de aguas residuales o pluviales, mientras que los “humedales creados” son humedales creados intencionadamente en lugares no húmedos para reemplazar o recrear un hábitat natural (Hammer, 1992; Brix, 1994).

Los humedales construidos con el propósito de ser utilizados como elementos destinados a la depuración de aguas han recibido gran cantidad de nombres a lo largo de los lugares donde han sido aplicados (Crites y col., 2000).

La EPA define a este tipo de sistemas como:

“humedales que se han construido o han sido ampliamente modificadas por los seres humanos, a diferencia de los humedales naturales que son humedales existentes que han tenido poca o ninguna modificación por los seres humanos, tales como el llenado, vaciado, alterar los patrones de flujo o las propiedades físicas del humedal” (EPA, 2000).

La “Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands” define a los humedales como:

“Sistemas de ingeniería, diseñados y construidos para utilizar las funciones naturales de los humedales, de la vegetación, los suelos y de sus poblaciones microbianas para el tratamiento de contaminantes en aguas residuales” (ITRC, 2003).

Podemos encontrar diferentes sinónimos de humedales artificiales como son humedales construidos, pantanos artificiales, pantanos construidos o biofiltros, aunque también se utiliza el nombre en inglés: “wetland” y el nombre más completo que es “constructed wetland”. Hasta finales de los años ochenta el término humedal artificial fue utilizado en la literatura en lugar de humedales construidos pero hoy en día el término humedal construido es el preferido por la mayoría de los científicos que estudian humedales (Brix, 1994).

Los humedales construidos son conocidos por ofrecer una adecuada combinación de factores físicos, químicos y biológicos para la eliminación de microorganismos patógenos. Los procesos físicos incluyen los mecanismos de filtración, exposición a la luz ultravioleta y la sedimentación. Los factores químicos engloban la oxidación junto con la exposición a sustancias biocidas excretadas por algunas plantas y la absorción

por parte de la materia orgánica. Los mecanismos de eliminación biológica incluyen la antibiosis, la presencia de predadores como nematodos y protistas, ataque por bacterias líticas y muerte natural (Gersberg y col., 1989a).

Un esquema simple para la depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales consta principalmente de recogida, tratamiento y evacuación al lugar de restitución (Fernández y col., 2005). Nos encontramos ante sistemas con la capacidad de depurar agua eliminando material orgánico (DBO_5), oxidando el amonio, reduciendo los nitratos y reduciendo los niveles de fósforo. Los mecanismos son muy complejos entre los que destacan la filtración, oxidación bacteriana, precipitaciones químicas y sedimentaciones (Cooper y col., 1996). Stearman y col. (2003) complementaron los mecanismos de depuración llevados a cabo dentro de los humedales artificiales con las volatilizaciones de compuestos y las acciones de las plantas. Estos sistemas cumplen las funciones del tratamiento secundario en depuración de aguas residuales y, en ciertas condiciones, también a los tratamientos terciario y primario.

Los humedales artificiales presentan una serie de ventajas y desventajas las cuales fueron descritas por Knight y col. en el año 2000:

Ventajas:

- Bajos costes operacionales.
- Bajo consumo de materiales y de energía.
- Sirven para una amplia gama de contaminantes.
- Son un modelo natural y sostenible para el tratamiento de las aguas residuales.
- Desarrollan en su interior un amplio rango de procesos de depuración.
- Además de servir como tratamiento para aguas residuales, proporcionan múltiples beneficios como la creación de un hábitat para la fauna silvestre.

Desventajas:

- Los costes de construcción son medios o altos, según casos.
- Se necesitan amplias extensiones de terreno para su construcción.
- Acumulación de sustancias tóxicas en el suelo y en los sedimentos.
- Pueden presentar variaciones en su rendimiento debido a los cambios estacionales al tratarse de sistemas naturales.
- Existe un limitado control operacional sobre los procesos de tratamiento.
- Bajo ciertas circunstancias los beneficios adicionales pueden estar bajo conflicto causando problemas a la fauna local o atrayendo fauna nociva.

1.7.1. Antecedentes

El término humedal construido es una invención relativamente nueva aunque el concepto es antiguo ya que la utilización de humedales naturales para la mejora de la calidad del agua no es una idea de la sociedad moderna. Desde que el hombre ha tenido la habilidad de producir y descargar aguas residuales o aguas sucias, los humedales se han visto implicados de alguna manera en la limpieza o depuración de esas aguas. La descarga de aguas sucias llegaba de forma directa o indirecta a las zonas bajas o depresiones en el paisaje provocando la formación de humedales en cortos periodos de tiempo si es que no existía un humedal natural en el lugar con anterioridad (Cooper y Boon, 1987).

Antiguas civilizaciones como la china o la egipcia descargaban las aguas residuales producidas por la ciudad en humedales naturales cercanos como lagos (Brix, 1994). Esta práctica llevó a muchos humedales a la saturación de nutrientes con la consecuente degradación ambiental debida principalmente a la eutrofización y contaminación química. Los humedales construidos comenzaron a utilizarse para el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales, pero hoy en día se están

utilizando más frecuentemente para tratar aguas de escorrentía o lixiviados de vertederos (Kadlec y Wallace, 2009). Todavía se encuentran zonas donde las aguas residuales procedentes de casas aisladas o granjas, que carecen de acceso a servicios públicos de depuración de aguas, realizan vertidos de aguas sucias en pozos o sistemas de infiltración subsuperficiales. Estos lugares de descarga son próximos a las residencias pudiendo saturar el terreno y convertirlos en zonas húmedas.

El primer texto documentado que hace referencia a un humedal artificial construido destinado a la depuración de aguas residuales domésticas fue escrito en 1904 por Nemo para el Instituto Literario de Hornsby de Sydney (Australia). El autor estaba concienciado con los problemas sanitarios derivados de las aguas residuales y la consecuente contaminación en ciudades, ríos e incluso el puerto de Sydney. Propuso, para viviendas con disposición de terreno suficiente, una canalización de las aguas de desecho hacia pequeñas parcelas escavadas de poca profundidad donde se podían cultivar plantas de jardín como lirios cuyas raíces se alimentarían de esas aguas y estarían siempre verdes y nutridas. La posibilidad de cultivar vegetales incluso en épocas de sequía también fue contemplada por Nemo (Brix, 1994).

Los primeros trabajos científicos sobre humedales artificiales fueron realizados en el Instituto Max-Planck (Sociedad Max Planck para el Avance de la Ciencia, MPG por sus siglas en alemán) con sede en Alemania durante el año 1953. La Dra. Käthe Seidel presentaba por primera vez métodos de mejora y control para canales navegables que estaban afectados por sobre-fertilización, contaminación por influentes de aguas residuales y sedimentación empleando plantas del tipo macrófitas (Seidel, 1953). En aquella época los tratamientos de aguas residuales aceptados entre los expertos se limitaban a métodos físicos, químicos y biológicos empleando bacterias, con lo que los métodos de control utilizando macrófitas propuestos por la Dra. Seidel no fueron tomados en consideración por sus compañeros. Los científicos postulaban que la mayoría de las macrófitas no serían capaces de desarrollarse en aguas contaminadas y la habilidad de las macrófitas de eliminar sustancias tóxicas del agua no fue reconocida

(Seidel, 1976). En este trabajo utilizó el junco de laguna o junco lacustre (*Schoenoplectus lacustris*) obteniendo como resultado que esta especie era capaz de eliminar grandes cantidades de sustancias orgánica e inorgánicas de las aguas residuales.

La Dra. Seidel continuó con sus experimentos utilizando distintas variedades de macrófitas en humedales combinados con diferentes tipos de aguas residuales donde se incluían aguas que contenían fenol (Seidel, 1955, 1965a, 1966), aguas residuales con su origen en ganaderías (Seidel, 1961) o aguas residuales procedentes de industrias lácteas (Seidel, 1976). Esta investigadora intensificó sus trabajos plantando macrófitas en pequeñas superficies de terreno en forma de bandejas creando así humedales construidos experimentales denominándolos como “método hidrobotánico”. Introdujo mejoras a lo largo de sus estudios con la construcción de celdas independientes estancas donde plantaba distintas variedades de macrófitas combinadas con diferentes suelos arenosos de alta conductividad hidráulica. A la entrada de cada celda dispuso pequeñas áreas plantadas con *Phragmites australis*, a modo de filtros para un tratamiento previo de los lodos, donde introducía las aguas residuales por su parte superior, teniendo así los primeros sistemas combinados humedales de flujo vertical y horizontal (Seidel, 1965b). Las características de las macrófitas de permitir y fomentar, en los suelos donde estaban presentes estas plantas, el crecimiento de bacterias con propiedades antibióticas para la eliminación de patógenos presentes en aguas como coliformes, *Salmonella* o *enterococos* también fue reportada en los estudios de Seidel.

A principio de los años 60 Seidel colaboró con el Dr. R. Kickuth del Instituto für Bodenkunde de la Universidad de Göttingen, en el desarrollo del concepto de “Zona Raíz”. El agua a tratar se hacía pasar de forma horizontal por los lechos de parcelas plantadas con *Phragmites australis* y suelos tratados para potenciar precipitaciones de componentes como fosfatos adicionando compuestos de calcio, hierro o aluminio. Demostraron la capacidad de las plantas de transportar oxígenos a través de los tallos y las raíces al suelo, el aporte de carbono desde las plantas a las bacterias como fuente

de energía, la precipitación de fosfatos, y los procesos de nitrificación y desnitrificación (Kickuth, 1982).

Al contrario de lo que cabría esperar no fue en Alemania donde se instaló el primer humedal construido. La Autoridad de desarrollo holandesa IJsselmeerpolders, que buscaba la depuración de las aguas sucias generadas en un camping con capacidad para unas 6.000 personas durante el verano cerca de la ciudad de Elburg, ejecutó las obras del primer humedal construido en el año 1967 (Jong, 1976). Al año siguiente se construyó un humedal en Hungría para tratar las aguas residuales de las áreas cercanas al lago Balaton, buscando minimizar su contaminación.

La Asociación técnica de Aguas Residuales Alemana (ATV) publicó en el año 1989 el primer manual para la depuración de aguas residuales mediante humedales construidos, seguida de otros países como Dinamarca donde se pueden encontrar guías de operación y diseño para humedales construidos de flujo horizontal y vertical.

En Estados Unidos, a principio de los 70, las Universidades y agencias gubernamentales como la EPA, el ejército, la NASA o la FDA comenzaron a experimentar con humedales construidos como alternativa a la depuración de aguas residuales mediante métodos tradicionales. Según las estadísticas oficiales, en 1991 existían más de 200 humedales operativos en el país (Villarreal, 2005). La EPA publicó un manual para el diseño de humedales artificiales y plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales en el año 1988 el cual se actualizó doce años después (EPA, 2000).

Los estudios en Australia sobre humedales construidos datan en los años 70 y fueron realizados por el Dr. Mitchell. En la década de los 80, Finalyson experimentó con humedales construidos para tratar las aguas sucias derivadas de granjas dedicadas a la cría de ganado porcino (Finalyson y Chick, 1983). La mayoría de los humedales construidos en Australia son los de flujo subsuperficial horizontal.

Nueva Zelanda, al igual que Australia, utiliza humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal destinados principalmente a las aguas de escorrentía para

utilizarlas en la agricultura, contando con más de 80 sistemas en funcionamiento en el año 2000. Diversos colectivos de este país comenzaron a utilizar este tipo de sistemas con gran interés ecológico como tratamiento secundario y terciario del agua residual (Tanner y col., 2000).

La cultura asiática dispone de conocimientos tradicionales, desarrollados de forma intuitiva, con respecto al reciclaje y reutilización de aguas residuales empleando plantas acuáticas como son los lirios. Pocas son las referencias que se pueden encontrar para este continente, aunque países como Japón, China, India o Nepal poseen gran cantidad de humedales construidos (IAWQ. 1995).

La utilización de humedales construidos en África se ha utilizado para tratar aguas como alternativa a fosas sépticas o lagunas de oxidación. Su uso está centralizado principalmente en la zonas tropicales del continente como se observa en los estudios del sistema empleado para depurar aguas procedentes de una industria azucarera en Kenia (Tondersky y col., 2005), o el tratamiento de aguas de escorrentía para regar campos de caña de azúcar en Zambia (Musiwa y col., 2002).

En la década de los 90 hubo un incremento en el número de humedales construidos debido a la ampliación de las diferentes tipos de aguas residuales a tratar (domésticas, industriales y aguas pluviales). El uso de humedales artificiales es cada vez más aceptado en diferentes partes del mundo. Hoy en día podemos encontrar humedales de flujo subsuperficial en muchos países desarrollados como Alemania, Inglaterra, Francia, Dinamarca, Polonia, Italia, etc., siendo también apropiados para los países en desarrollo, solo que aún son poco conocidos (Heers, 2006; Kamau, 2009). En los últimos años el tratamiento de aguas residuales mediante humedales construidos ha sido reconocido como alternativa atractiva a los tratamientos de aguas residuales convencionales (Tsihrintzis y Gikas, 2010).

En la actualidad existen organismos concienciados con la sostenibilidad de los procesos derivados de la actividad humana, teniendo en cuenta la depuración de aguas

residuales y centrando sus esfuerzos en países subdesarrollados o en vías de desarrollo como SuSanA (Alianza de Saneamiento Sostenible o Sustainable Sanitation Alliance, por sus siglas en inglés). Se trata de una red informal de organizaciones que comparten una visión común en materia de saneamiento sostenible, que trabaja activamente con el tercer mundo donde promueven el empleo sistemas de depuración de aguas sostenibles como lo son los humedales construidos.

A finales del año 2012 existían 3.787 publicaciones referentes a la investigación de humedales construidos en la base de datos Science Citation Index Expanded (SCI-EXPANDED) desde 1991 a 2011. España ocupaba el número seis del ranking de países donde se realizaron el mayor número de publicaciones, ranking encabezado por Estados Unidos seguido de China y Reino Unido. Las previsiones realizadas siguiendo el modelo de crecimiento de las dos décadas anteriores indican que el número de publicaciones para los años 2015 y 2017 será el doble o el triple de las encontradas para 2011 (Zhi y Ji, 2012).

En España se han implantado humedales artificiales en el río Besós (Cataluña) (Alarcón y col., 1997). Encontramos otras experiencias en lugares como Cantabria (Castillo y col., 1996), León (García y col., 1997; García y col., 1999; Soto y col., 1999), Lorca (Murcia) (Fernández y col., 2005), Andalucía, concretamente en Carrión de los Céspedes (Junta de Andalucía, 1997) y en Los Gallardos Almería (Lahora, 1999), Barcelona (Pigem y col., 1999), Barcelona y León (Garfí y col., 2012), Colomarde situado en la sierra de Albarracín (Teruel) y la experiencia del Tancat de la Pipa de Valencia (Regidor M., 2012) entre otros.

1.7.2. Clasificación de los humedales construidos

Existen dos clasificaciones para catalogar a los humedales construidos. La primera de ellas hace referencia al tipo de plantas macrófitas que habitan en los humedales

construidos; la segunda se basa en el régimen de flujo de agua que circula a través de su lecho, que puede ser de modo superficial o subsuperficial dividido, a su vez, en flujo horizontal o descendente. Los humedales construidos siempre emplean plantas macrófitas, razón por la cual las dos clasificaciones están íntimamente relacionadas (Figura 1.2).

Williams (1964) clasificó a las plantas macrófitas que pueden vivir en humedales construidos en cuatro grandes grupos. Posteriormente se realizó una clasificación de los humedales construidos atendiendo al tipo de plantas macrófitas predominantes que habitan en sus lechos, pudiendo contener más de una clase de macrófitas (Vymazal y col., 1998):

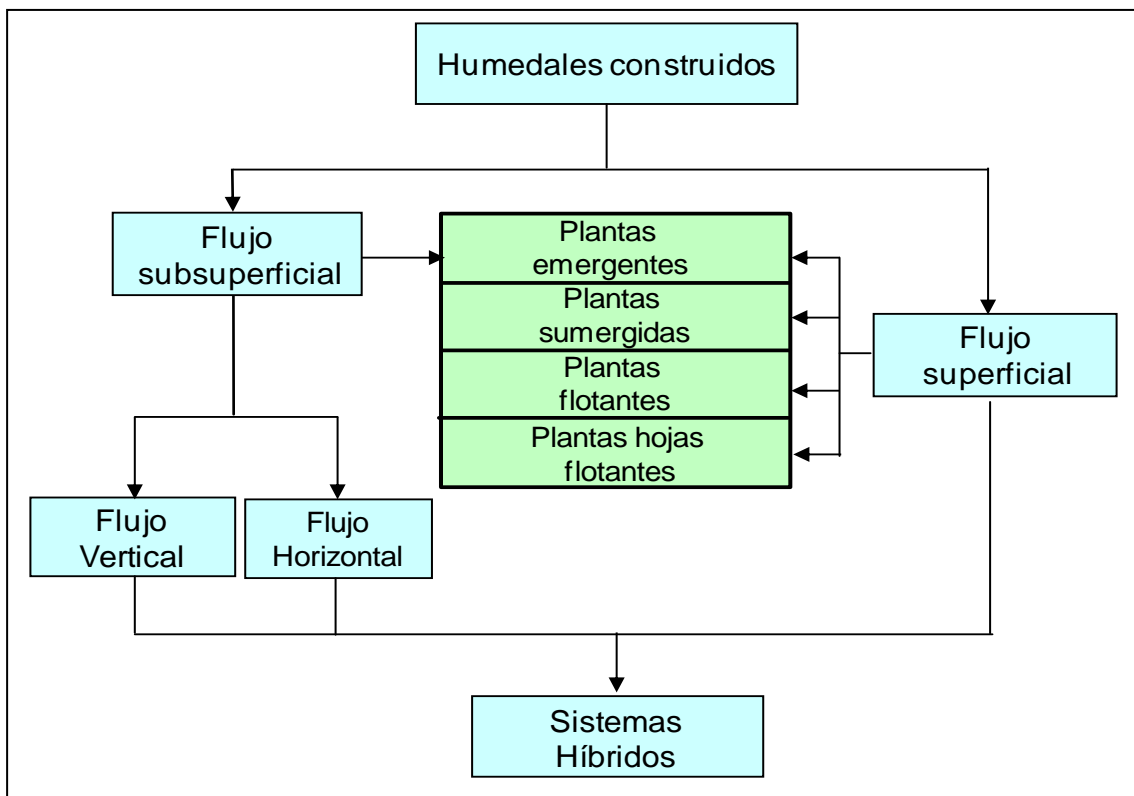


Figura 1.2. Clasificación de los humedales construidos.

Humedales construidos utilizando macrófitas de hojas flotantes. Las plantas están enraizadas en los sedimentos sumergidos con profundidad de agua comprendida entre los 0,5 y 3 metros, presentando hojas flotantes o ligeramente aéreas. El nenúfar blanco europeo, también llamado azucena de agua o rosa de Venus (*Nymphaea alba*), el lirio fragante de agua (*Nymphaea odorata*), las espigas de agua también llamadas pastos de agua o lilas de agua (*Potamogeton gramineus*) y la ninfa o nenúfar amarillo (*Nuphar lutea*) son utilizadas en estos humedales.

Humedales construidos utilizando macrófitas flotantes. Estos humedales cuentan con plantas que flotan libremente por la superficie de sus aguas. Son plantas capaces de eliminar nitrógeno mediante desnitrificación y fósforo incorporándolo a su biomasa, pudiendo eliminar también sólidos en suspensión del agua (Saeed y Sun, 2012). El jacinto de agua llamado también camalote o tarope (*Eichhornia crassipes*) y la lenteja de agua (*Lemna sp.*, *Spirodela polyrhiza*) son algunos ejemplos.

Humedales construidos utilizando macrófitas sumergidas. Los tejidos responsables de la fotosíntesis están totalmente sumergidos y crecen bien en aguas con alto contenido en oxígeno disuelto. Plantas como los rizos de agua (*Potamogeton crispus*), la mil hojas de agua, conocido también como bejuquillo, cola de zorro o pinito de agua (*Ceratophyllum demersum*), las algas rojas, también denominadas rodófitas o rodófitas (*Rhodophyceae*), la *Littorella uniflora* y el *Myriophyllum spicatum*, son empleados en este tipo de humedales.

Humedales construidos utilizando macrófitas enraizadas emergentes. Las macrófitas enraizadas habitan en suelos saturados de aguas o inundados pudiendo crecer en aguas con profundidades de 0,5 metros o más. Como ejemplos se cita al carrizo común (*Phragmites australis*), la totora también conocida como junco de esteras o enea (*Thypha latifolia*), el cálamo aromático (*Acorus calamus*), el junco de agua (*Scirpus lacustris*) o la *Carex rostrata*.

La clasificación para humedales construidos más aceptada es la que tiene en cuenta el régimen de circulación de las aguas que se les aplica (Kadlec y Knight, 1996; EPA, 2000; Vymazal, 2008):

Humedales construidos de flujo libre (FWS) o flujo superficial (SF). En apariencia son iguales a los humedales naturales ya que contienen plantas acuáticas enraizadas en el suelo del humedal y el agua fluye a través de ellas estando expuesta a la atmósfera directamente. También se pueden asemejar a los sistemas de lagunaje tradicionales con la modificación de que son menos profundos (no suelen superar los 0,5 metros) y cuentan con macrófitas emergentes plantadas en su lecho. Estos humedales incluyen a los sistemas basados en macrófitas emergentes y macrófitas de hojas flotantes, sistemas basados en macrófitas flotantes y sistemas basados en macrófitas sumergidas.

Humedales construidos de flujo subsuperficial (SSF) o (VSB). No tienen la apariencia de humedales naturales ya que no presentan agua estancada a la vista. Están formados por un lecho de suelo como piedra triturada, pequeñas piedras, grava, arena o tierra, donde se han plantado plantas macrófitas emergentes y el agua circula por debajo de su superficie. Este tipo de sistemas está a su vez dividido en dos grupos dependiendo del flujo de aguas que se les aplica:

- **Humedal subsuperficial de flujo horizontal (HF).** El agua a tratar entra por un extremo para salir por el lado opuesto después de atravesar el lecho de forma horizontal. La profundidad no es mayor de 0,6 metros.
- **Humedal subsuperficial de flujo vertical (VF).** El agua se aplica por la parte de arriba del humedal para atravesar su lecho de forma vertical y ser recogida en el fondo mediante canalizaciones. La profundidad no suele ser inferior a un metro.

Los diferentes tipos de humedales construidos pueden ser combinados entre sí para obtener **sistemas híbridos** que contarán con las ventajas específicas de cada humedal

por separado y mejorando la calidad de las aguas depuradas. El sistema híbrido más común es la combinación de humedales de flujo subsuperficial horizontal y vertical ya que mejora las eliminaciones de nitrógeno y compuestos orgánicos debido a la presencia de fases aeróbicas y anaeróbicas (Kadlec y Wallace, 2009). Sistemas híbridos combinando humedales construidos de flujo superficial y flujo subsuperficial también pueden ser empleados.

1.7.2.1. Humedales construidos de flujo libre o flujo superficial

1.7.2.1.1. Humedales construidos de flujo superficial basados en macrófitas emergentes y macrófitas de hojas flotantes

Estos sistemas están formados normalmente por uno o varios lechos o canales poco profundos, pudiendo estar impermeabilizados o no y una capa sumergida de suelo que sirve como soporte a las raíces de las plantas macrófitas emergentes que habitan en ellos (figura 1.3). Estos sistemas poseen canalizaciones adecuadas destinadas a una correcta distribución uniforme del agua aplicada y estructuras de entrada y salida (EPA, 2000).

Las aguas a tratar son aplicadas normalmente de forma continua y el proceso de depuración ocurre al circular el agua por los tallos, sistemas foliares y las raíces de las macrófitas.

Los sólidos en suspensión son eliminados mediante los mecanismos de sedimentación, agregación con otros componentes en suspensión o adhesión a la superficie del fondo o de las plantas.

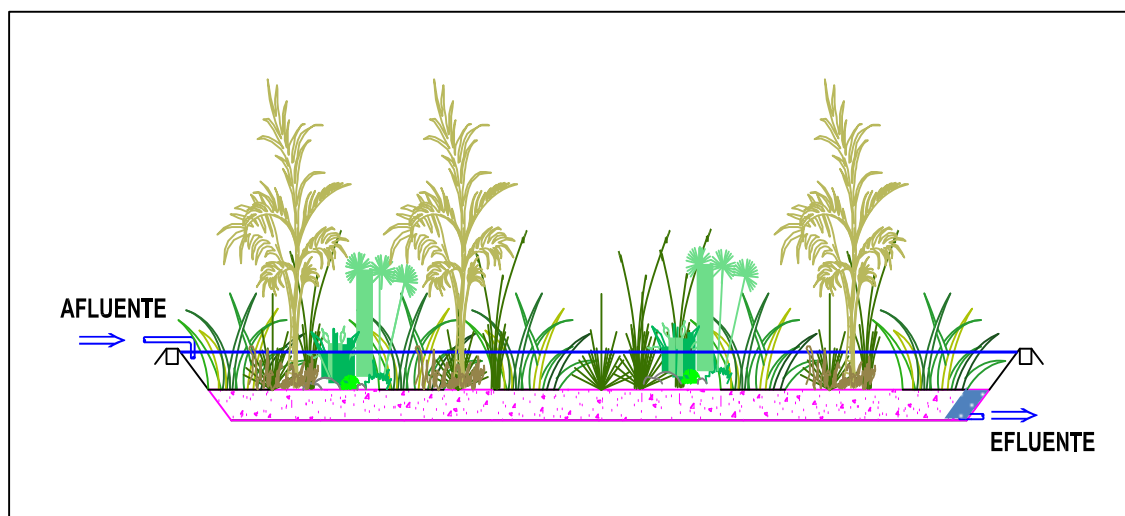


Figura 1.3. Humedal construido de flujo libre (FWS) o flujo superficial (SF).

La materia orgánica es degradada por la carga microbiana en suspensión existente utilizando procesos tanto aeróbicos como anaeróbicos. La vía de descomposición del carbono está determinada por el equilibrio entre la carga de carbono y el suministro de oxígeno. El aporte de oxígeno a la columna de agua del humedal es llevado a cabo mediante difusión a través de la interfase aire agua y la actividad fotosintética de las plantas principalmente, pudiendo intervenir también las algas bentónicas y el perifiton o biofilm (Kadlec y col., 2000). (Figura 1.4).

El nitrógeno es eliminado por los procesos de nitrificación y desnitrificación. Este tipo de humedales posee zonas con alto contenido en oxígeno como son las cercanas a la superficie por la difusión del oxígeno atmosférico y zonas anóxicas y anaerobias situadas en la vecindad de los sedimentos del fondo. La descomposición de la biomasa proporciona una fuente de carbono para la desnitrificación compitiendo con la nitrificación por el suministro de oxígeno (Kadlec y Knight, 1996).

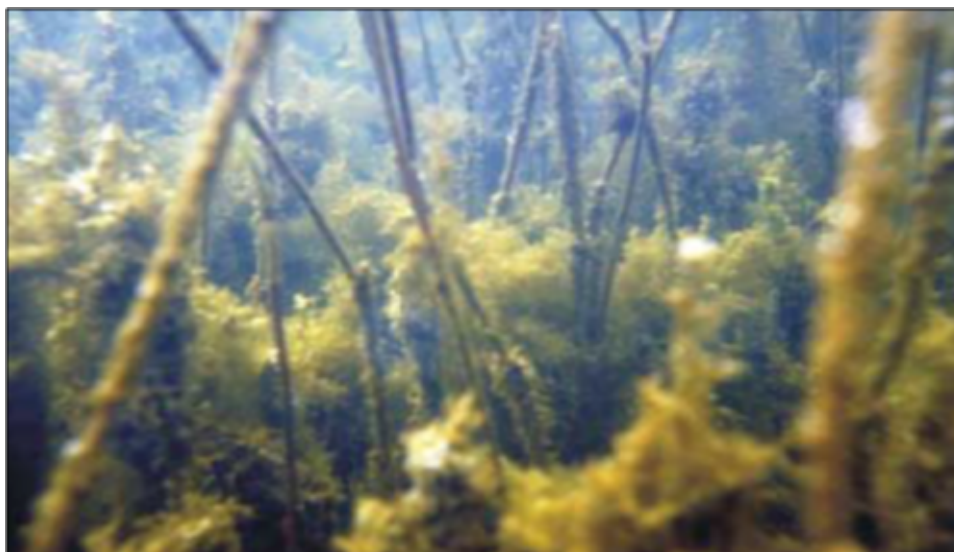


Figura 1.4. Biofilm presente en la parte sumergida de las macrófitas emergentes presentes en humedales construidos de flujo superficial. (Brix, 2003).

El amonio es oxidado por las bacterias nitrificantes en las zonas aeróbicas y el nitrato es convertido en nitrógeno libre u óxido nitroso en las zonas anóxicas mediante desnitrificación bacteriana. Los procesos de volatilización del amoniaco están relacionados con la acción del plancton y el perifiton que crecen en los humedales construidos de flujo superficial relacionado también con los valores más altos de pH que existen durante el día. El nitrógeno también puede ser eliminado a través de la acción de las macrófitas, cantidad que suele ser insignificante en comparación con el contenido de nitrógeno presente en las aguas de entrada (Vymazal, 2007).

La eliminación de fósforo en los humedales construidos de flujo superficial es llevada a cabo por los procesos de adsorción, absorción, complejación y precipitación. La precipitación con iones calcio y elementos como el aluminio y el hierro es limitada por el limitado contacto de la lámina de agua con el suelo (Vymazal y col., 1998). La ingesta de fosforo llevada a cabo algas y microorganismos debe ser alta, siendo un proceso a corto plazo ya que este fósforo es devuelto al agua de nuevo desde los detritos.

En la tabla 1.3 se muestran algunos ejemplos de humedales construidos FWS basados en macrófitas emergentes (Vymazal, 2008).

Tabla 1.3. Ejemplos de humedales construidos de flujo superficial basados en macrófitas emergentes para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.

Tipo de agua residual	País	Tipo de agua residual	País
Municipales o domésticas	Mundial	Industriales	
Agrícolas		Refinerías	China
Granja porcina	EE.UU.		EE.UU.
Granja vacuna	Canadá	Papel y pulpas	EE.UU.
Aguas de escorrentía			China
Pastos para vacuno	Nueva Zelanda	Matadero	Canadá
Campos de caña de azúcar	Zambia	Herramientas	Argentina
Áreas residenciales	Australia	Acuicultura (camarón)	EE.UU.
Deshielo en aeropuertos	Suecia	Azúcar	Kenia
Drenajes de minas		Procesado de comida	Grecia
Montones de escoria	Reino Unido	Explosivos	EE.UU.
Mina de carbón ácido	EE.UU.	Madera	Canadá
	España	Lixiviados de vertedero	Suecia
Mina de uranio	Australia		Noruega
Mina de cobre y oro	Canadá		EE.UU.

1.7.2.1.2. Humedales construidos de flujo superficial basados en macrófitas flotantes

Los humedales construidos utilizando macrófitas flotantes consisten en uno o varios estanques profundos en los cuales las plantas flotan en su superficie (figura 1.5). La profundidad de los estanques junto con la presencia de macrófitas flotantes en lugar de algas son las dos grandes diferencias entre humedales construidos utilizando plantas flotantes y los sistemas de lagunaje convencionales (Kadlec y col., 2000).

La materia orgánica es eliminada principalmente por el metabolismo de las bacterias unidas a las raíces de las plantas flotantes y las bacterias que se mueven libremente por las aguas del sistema. Las raíces de las plantas flotantes sirven de soporte para un gran biocarga, incrementando así la descomposición de la materia orgánica. La densidad de plantas en superficie minimiza los efectos turbulentos producidos por el viento en la superficie del humedal favoreciendo los procesos de sedimentación por gravedad de los sólidos en suspensión. El nitrógeno es potencialmente eliminado por la ingesta de las plantas (practicando una recogida o cosecha periódica) y la volatilización del amonio junto con los procesos de nitrificación y desnitrificación. Las bacterias nitrificantes pueden crecer unidas a las raíces de las macrófitas flotantes aportándoles oxígeno y en aguas con niveles de oxígeno compatibles con su actividad. Estas condiciones están presentes en sistemas con baja densidad de plantas flotantes ya que al aumentar su densidad se produce un impedimento en la difusión del oxígeno atmosférico a la columna de agua, disminuyendo el contenido de oxígenos en el agua (Reddy, 1981). Una gran densidad de plantas flotantes produce una inhibición en el crecimiento de algas impidiendo el paso de la luz solar a la columna de agua, teniendo como resultado una zona anóxica que favorece los procesos de desnitrificación del nitrato en la zona bentónica si el medio presenta disponibilidad suficiente de carbón orgánico.

Los procesos de eliminación de fósforo en este tipo de sistemas abarcan la asimilación microbiana, precipitación con cationes divalentes o trivalentes y su adsorción por parte de las arcillas o materia orgánica presentes en el fondo. Diversos estudios han demostrado que la ingesta del fósforo por parte de las plantas y su recogida periódica es el único mecanismo fiable a largo plazo para su eliminación (DeBusk y Reddy, 1987). La recolecta de las macrófitas flotantes es importante porque el detritus de las plantas tiende a liberar fósforo al agua durante su descomposición, disminuyendo la eficiencia de eliminación de fósforo del sistema (Reddy y Sacco, 1981).



Figura 1.5. Planta flotante *Pistia stratiotes*
(<http://humedalesenmexico.blogspot.com.es/2013/03/factores-bioticos.html>).

1.7.2.1.3. Humedales de flujo superficial basados en macrófitas sumergidas

El uso de humedales construidos de flujo superficial basado en macrófitas sumergidas no está todavía desarrollado completamente, sin embargo se pueden encontrar numerosos ejemplos de este tipo de sistemas en funcionamiento. En cualquier humedal construido de flujo superficial pueden crecer macrófitas sumergidas de forma natural si se dan las condiciones adecuadas.

Estos humedales presentan buenos resultados en la eliminación de fósforo mediante la colonización natural de macrófitas sumergidas como el nido de pez (*Najas Guadalupensis*) y el pinito de agua (*Ceratophyllum demersum*) (Gu y col., 2001).

1.7.2.2. Humedales construidos de flujo subsuperficial

1.7.2.2.1. Humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal

El agua residual a tratar en los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal es alimentada por un extremo del sistema que cuenta con los elementos necesarios para una distribución homogénea por el lecho del humedal. El agua fluye lentamente a través del medio poroso bajo la superficie siguiendo una trayectoria más o menos horizontal hasta que llega a la zona de salida que cuenta también con los constituyentes adecuados para su recogida y canalización al exterior (figura 1.6). Como norma general el agua se encuentra entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie en estos humedales (García y Corzo, 2008).

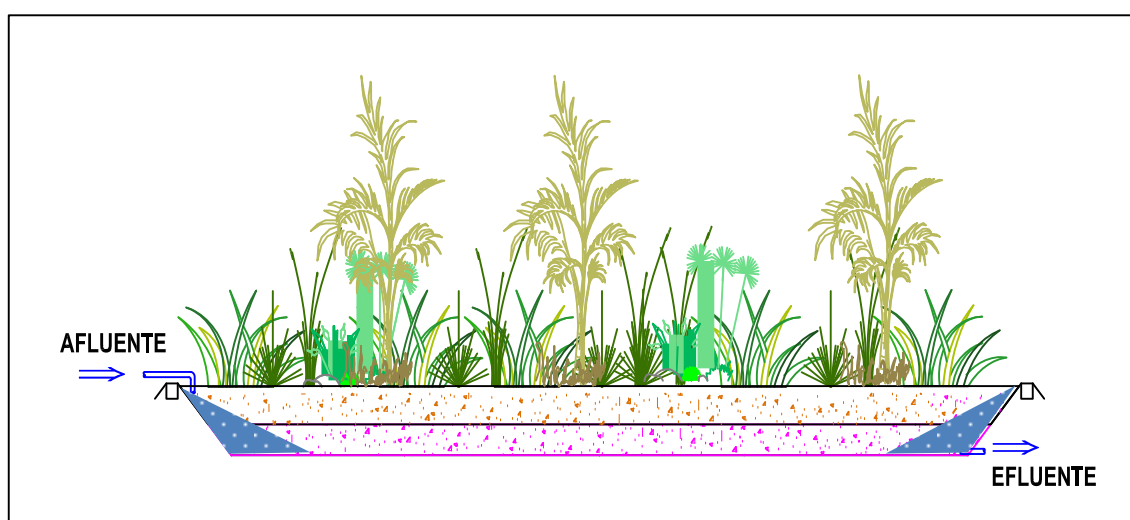


Figura 1.6. Humedal construido subsuperficial de flujo horizontal (HF).

Durante el recorrido de las aguas por el lecho del humedal éstas se encuentran con una red de zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas. Las zonas aeróbicas se encuentran

en los alrededores de las raíces y rizomas de las plantas macrófitas que infiltran oxígeno al subsuelo (Cooper y col., 1996) y en zonas cercanas a la superficie.

La materia orgánica en estos sistemas es degradada por bacterias aeróbicas y anaeróbicas que se encuentran adheridos a las raíces y rizomas de las macrófitas junto con la superficie del medio con el que está construido el humedal.

Varias investigaciones han mostrado que la capacidad de transportar oxígeno por parte de las macrófitas no es suficiente para asegurar una descomposición aeróbica en la rizosfera y que la zona anóxica junto con la zona anaeróbica juegan un papel importante en los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (Vymazal y Kröpfelová, 2006).

La eliminación de fósforo es limitada cuando encontramos sistemas con lechos compuestos por gravilla o piedras trituradas de alta granulometría ya que su contenido en hierro, aluminio o calcio es muy bajo dificultando las precipitaciones y/o sorciones de fósforo. Se ha encontrado que la eliminación de fósforo y nitrógeno del medio mediante la práctica de la poda del material vegetal es despreciable y es solo una pequeña fracción del total de la eliminación de estos compuestos. Nuevos materiales de relleno han sido estudiados para mejorar la capacidad de sorción del medio tales como los agregados de arcilla ligera o las escorias derivadas de altos hornos que utilizan arco eléctrico (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

Las reacciones de nitrificación y desnitrificación son las máximas responsables de la eliminación de nitrógeno en estos sistemas, encontrando como factor limitante en la eliminación de nitrógeno el débil aporte de oxígeno de las plantas al suelo para generar las condiciones aeróbicas como se ha comentado anteriormente.

Los procesos de volatilización, adsorción e ingesta por parte de las plantas juegan un papel menos importante en la eliminación de nitrógeno (Vymazal, 2007). La volatilización es despreciable en los humedales construidos de flujo subsuperficial

horizontal ya que no cuentan con lámina de agua en su superficie y la actividad de las algas que crecen en las aguas.

El mayor ratio de eliminación que presentan los suelos de grano fino con respecto a los suelos de grano grueso puede tener su explicación en la mayor capacidad de cambio catiónico que presentan los suelos de grano fino (Geller y col., 1990). El problema que presentan los suelos de grano fino es la baja conductividad hidráulica que presentan unido a la limitada sorción por parte de suelos con granulometría adecuada es un factor limitante a la hora de construir este tipo de sistemas. No obstante, los humedales construidos de flujo horizontal son los más utilizados a nivel mundial (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

En la tabla 1.4 se citan ejemplos de humedales construidos con flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales (Vymazal, 2008).

Humedales de flujo subsuperficial horizontal con una superficie de 3-5 m²/PE (población equivalente) han presentado buenos rendimientos para la eliminación de materia orgánica y sólidos en suspensión (Brix y Schierup, 1989). Otros autores han seguido la “regla de oro” para el dimensionamiento de este tipo de humedales de 5 m²/PE, considerándose modelos de flujo pistón de primer orden (Cooper y col., 1996; Kadlec y Wallace, 2009). Como regla general, los requerimientos espaciales para este tipo de sistemas se estiman en 2-3 m² por persona con un consumo aproximado de 150-200 litros de agua diarios, dependiendo del estrato social al que pertenezcan los usuarios del sistema. Los hábitos de consumo hídrico y alimenticio son variables, por lo tanto las concentraciones de los contaminantes en relación con el caudal de agua diario, también lo son. Por consiguiente se puede sugerir una relación de 12-20 m² de humedal por cada 1.000 litros de agua diarios y de acuerdo a los hábitos de consumo de la familia a la hora de dimensionar estimativamente su superficie (Parra y Chiang, 2013).

Tabla 1.4. Ejemplos de humedales construidos HF para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.

Tipo de agua residual	País	Tipo de agua residual	País
Municipales o domésticas	Mundial	Agrícolas	
Desbordes de alcantarilla	Reino Unido	Granjas de cerdos	Australia China Reino Unido
Alquilbencenos linelaes sulfonados (LAS)	India Italia		Tailandia Lituania Taiwan
Farmacéuticas	España		EE.UU.
Industriales		Piscifactorías	Canadá Alemania Italia
Petroquímicas	EE.UU. China	Lecheras	Alemania EE.UU.
Química	Reino Unido Portugal		Nueva Zelanda Dinamarca
Papel y pulpa	EE.UU. Kenia		
Curtidos	Portugal Turquía	Escorrentías	
Textil	Eslovenia Australia	Autovías	Reino Unido Italia
Mataderos	México Ecuador	Aeropuertos	Reino Unido EE.UU. Suiza
Procesado de alimentos	Eslovenia EE.UU. Francia Italia Lituania	Invernaderos	Canadá Australia Francia
Bodegas y destilerías	India Italia Sudáfrica	Agricultura Urbanas	China Australia
Pirolisis de lignito	Alemania	Lixiviados de vertedero	Canadá Noruega
Minería	Alemania EE.UU.		Reino Unido Polonia
Lavanderías	Australia		

1.7.2.2.2. Humedales construidos de flujo subsuperficial vertical

El agua residual a tratar en los humedales construidos de flujo subsuperficial vertical es alimentada por la parte superior del sistema que cuenta con los elementos necesarios para una distribución homogénea y uniforme sobre la superficie del humedal. El agua fluye lentamente a través del medio poroso bajo la superficie siguiendo una trayectoria más o menos vertical, siguiendo los procesos de percolación y ayudado por gravedad, hasta llegar al fondo del humedal. Las aguas tratadas llegan a la zona de salida que cuenta también con los constituyentes adecuados para su recogida y canalización al exterior. Su profundidad suele ser mayor que la de los humedales construidos de flujo horizontal (figura 1.7).

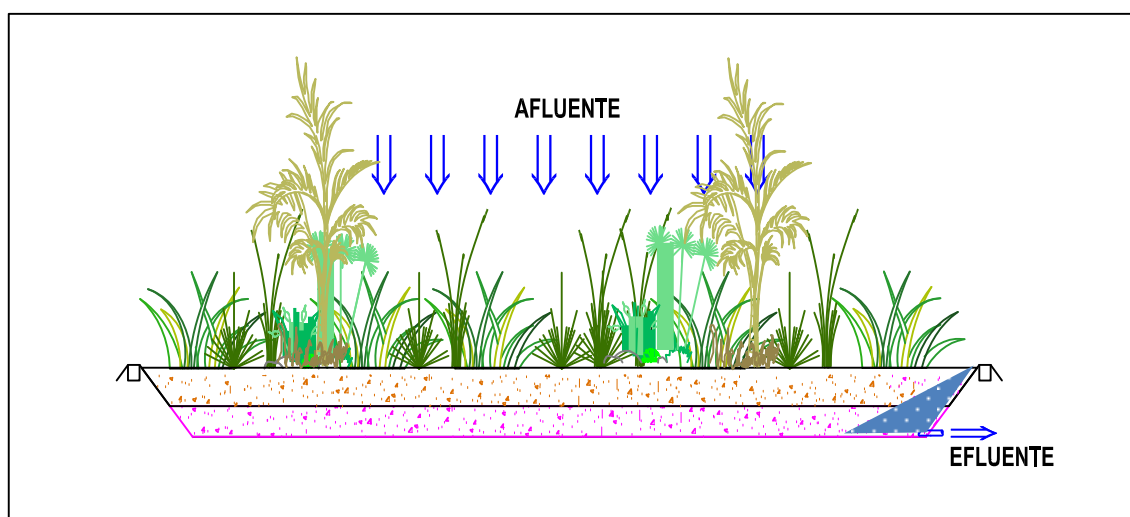


Figura 1.7. Humedal construido subsuperficial de flujo vertical (VF).

Este tipo de humedales es alimentado de forma intermitente por su parte superior con las aguas residuales a tratar, tipo de alimentación que permite una buena transferencia de oxígeno y por lo tanto presentan una mejora en el proceso de nitrificación (Cooper y col., 1996).

Los primeros humedales construidos de flujo vertical estaban compuestos de dos a cuatro lechos separados entre sí, siendo alimentados de forma rotativa con las aguas residuales a tratar. Recientemente se están utilizando sistemas con un solo lecho a los que se les ha denominado humedales construidos de flujo vertical de segunda generación o lechos compactos de flujo vertical (Arias y Brix, 2005a).

Los humedales construidos subsuperficiales de flujo vertical presentan buenos rendimientos con respecto a la eliminación de materia orgánica, sólidos en suspensión y amoníaco. Los humedales que cuentan con poca profundidad disponen de poca superficie para las condiciones óptimas de desnitrificación, por lo tanto el amoníaco solo es transformado a nitrato.

Como norma general este tipo de humedales requiere una menor superficie para su construcción comparados con los humedales de flujo horizontal $1-3 \text{ m}^2/\text{PE}$ (Brix, 2005; Molle y col., 2005); por el contrario necesitan un mayor mantenimiento y número de operaciones ya que cuentan con bombas, temporizadores junto con otros dispositivos mecánicos y eléctricos.

Los factores de mayor importancia que se deben considerar a la hora de construir un humedal construido de flujo subsuperficial vertical fueron descritos en 2005 por Cooper y se describen a continuación:

- Conseguir un lecho adecuado cuya matriz permita el paso de las aguas residuales a tratar a través de él antes de aplicar la siguiente dosis, de forma que se pueda mantener las aguas el tiempo suficiente para permitir el contacto con la carga microbiana del medio para alcanzar un tratamiento adecuado.
- Disponer de una adecuada superficie de contacto con la atmósfera para permitir la suficiente transferencia de oxígeno al lecho del humedal y conseguir un adecuado crecimiento microbiano.

En la tabla 1.5 se citan humedales construidos con flujo subsuperficial vertical para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales (Vymazal, 2008).

Tabla 1.5. Ejemplos de humedales construidos VF para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.

Tipo de agua residual	País	Tipo de agua residual	País
Municipales y domésticas	Mundial	Lecherías	Países Bajos
Compuestos orgánicos especiales	Alemania	Queserías	Alemania
	Francia	Mataderos	Canadá
	Portugal		
Lixiviados		Refinerías	Paquistán
Vertedero	Australia	Herbicidas	Reino Unido
Planta de compostaje	Alemania		
Escorrentías de aeropuertos	Canadá		

1.7.2.3. Humedales construidos híbridos

El uso combinado de diferentes tipos de humedales construidos proporciona una mayor eficiencia en la eliminación de componentes de las aguas residuales, especialmente el nitrógeno. Los sistemas híbridos más comunes son los compuestos por humedales subsuperficiales de flujo vertical y de flujo horizontal en serie. Muchos de estos sistemas provienen de la idea original de sistemas híbridos desarrollados por Seidel en el Instituto Max Planck de Alemania. El proceso es conocido como sistema Seidel, sistema de Krefeld o Proceso del instituto Max Planck (MPIP) (Seidel, 1956b, 1976).

En la tabla 1.6 se muestran varios tipos de humedales construidos híbridos empleados para depurar distintos tipos de aguas residuales, siendo “P” una balsa o estanque situado al final de los sistemas (Vymazal, 2008).

Tabla 1.6. Ejemplos de humedales construidos híbridos para el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales.

Humedal	País	Tipo de aguas residual
VF-HF	Reino Unido	Residuales
VF-HF	EE.UU.	Residuales
VF-HF	Eslovenia	Lixiviados de vertedero
VF-HF	Francia	Queserías
VF-HF	Tailandia	Granjas porcinas
HF-VF	Dinamarca	Residuales
HF-VF	Polonia	Residuales
HF-VF	Nepal	Hospital
HF-VF	México	Residuales
FWS-HF	Taiwán	Acuicultura
FWS-HF	China	Industrial
HF-FWS	Canadá	Lixiviados de vertedero
HF-FWS	Italia	Bodegas
HF-FWS	Noruega	Lixiviados de vertedero
HF-FWS	Kenia	Residuales
HF-VF-HF	Polonia	Residuales
VF-HF-FWS-P	Italia	Bodegas
VF-HF-FWS-P	Estonia	Residuales

Como ejemplo se cita un humedal construido híbrido HF-VF estudiado por Johansen y Brix (1996). El humedal construido de flujo horizontal se situó primero para la eliminación de compuestos orgánicos, sólidos en suspensión y permitir la desnitrificación; descargaba sus efluentes en un humedal construido de flujo vertical para continuar con la eliminación de compuestos orgánicos, sólidos en suspensión y para nitrificar el amonio a nitrato. Las aguas nitrificadas procedentes del humedal de flujo vertical se deben reciclar en un tanque de sedimentación para la eliminación de todo el nitrógeno (Brix y col., 2003).

Recientemente se están realizando estudios con sistemas híbridos empleando diferentes tipos de humedales donde se incluyen los humedales construidos de flujo superficial junto con otros sistemas de filtración como los filtros de lombrices (Modelo Tohá). Son sistemas en serie que constan de una fosa séptica destinada al tratamiento primario, un lombrifiltro como tratamiento secundario, un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal a modo de tratamiento terciario para terminar con un humedal de flujo libre basado en macrófitas flotantes actuando como tratamiento avanzado final (Parra y Chiang, 2013).

1.7.3. Elementos constituyentes de un humedal construido

Los humedales construidos deben proyectarse teniendo en cuenta un correcto diseño para su adecuado funcionamiento, que puede superar en muchos casos los 20 años de vida. Consisten en una porción de terreno deprimida, a modo de contenedor, que debe estar impermeabilizada, ya sea de forma natural o artificial, siendo aconsejable la impermeabilización artificial. El agua residual a tratar es uno de los componentes más importantes que deben tomarse en consideración, seguido del substrato de relleno, la vegetación emergente, los microorganismos, invertebrados acuáticos y demás fauna salvaje que pueda colonizar el sistema.

1.7.3.1. El agua

El agua es más que un solvente y está constituida por componentes físicos, químicos y biológicos; siendo una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos suspendidos o disueltos. La mayor parte de la materia orgánica presente en las aguas residuales consiste en residuos alimenticios, heces, material vegetal, y otros materiales orgánicos como son jabones y detergentes.

Las aguas afluentes de los humedales construidos son de carácter residual. Estas aguas residuales provienen del sistema de abastecimiento de agua después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y/o comunitarias.

El agua es el elemento más importante de los humedales construidos ya que está directamente relacionado con la hidrología y conecta todas las funciones del humedal. La hidrología de un humedal construido no es muy diferente de las de otras aguas superficiales y cercanas a superficie, pero puede diferir en otros aspectos importantes (Lara, 1999):

- Pequeños cambios en la hidrología pueden tener efectos en el humedal y en la efectividad del tratamiento.
- Debido al área superficial del agua y su poca profundidad, el sistema interactúa fuertemente con la atmósfera a través de la lluvia y la evapotranspiración (la pérdida combinada de agua por evaporación de la superficie de agua y pérdida a través de la transpiración de las plantas).
- La densidad de la vegetación puede afectar fuertemente la hidrología del humedal, ya sea obstruyendo caminos de flujo, modificando el movimiento sinuoso del agua a través de la red de tallos, hojas y raíces, o bloqueando la exposición del sistema al viento y al sol.

1.7.3.2. El material de relleno

El material de relleno en los humedales construidos está formado por el suelo (arena, grava, roca, sedimentos...), sustrato inorgánico y sustrato orgánico.

El tamaño medio granular del material de relleno afecta al flujo hidráulico del humedal y al caudal de agua a depurar. Si el material de relleno está compuesto por elevadas cantidades de arcilla y limo, se consigue una mayor capacidad de absorción y una

mejor filtración, ya que la adsorción es alta y el diámetro de los huecos es pequeño. Pero también este medio presenta una elevada resistencia hidráulica y requiere velocidades de flujo muy bajas, limitando el caudal a tratar (Arias, 2004; Delgadillo y col., 2010). Por el contrario, si el lecho granular está formado por gravas y arenas, disminuye la capacidad de adsorción y el poder filtrador del medio, pero aumenta la conductividad hidráulica.

El sustrato, sedimentos y los restos de vegetación en los humedales artificiales son importantes por varias razones (Lara, 1999):

- Soportan a muchos de los organismos vivientes en el humedal.
- La permeabilidad del sustrato afecta el movimiento del agua a través del humedal.
- Muchas transformaciones químicas y biológicas (sobre todo microbianas) tienen lugar dentro del sustrato.
- Proporciona almacenamiento para muchos contaminantes.
- La acumulación de restos de vegetación aumenta la cantidad de materia orgánica en el humedal. La materia orgánica da lugar al intercambio de materia, fijación de microorganismos y es una fuente de carbono que es a la vez, la fuente de energía para algunas de las más importantes reacciones biológicas en el humedal.

Una gran cantidad de sustratos como mantos orgánicos de madera de eucalipto, cáscara de arroz, zeolita, agregados de peso ligero procedentes de cenizas, lodos de alumbre, escorias de minería, diferentes turbas, margas, compost o esquistos han sido estudiados en la bibliografía, con estudios enfocados principalmente a la eliminación de nitrógeno y compuestos orgánicos (Saeed y Sun, 2012).

1.7.3.3. La vegetación

La acción de depurar las aguas residuales mediante el empleo de plantas se denomina fitodepuración, y es realizada por plantas acuáticas o macrófitas (llamadas plantas hidrofíticas o hidrófitas, o plantas hidrofílicas o higrófitas), que están adaptadas a medios muy húmedos o acuáticos (lagos, estanques, charcos, estuarios, pantanos, orillas de los ríos, deltas o lagunas marinas).

En los humedales construidos se emplean plantas superiores o macrófitas. El término macrófitas, dado su uso en el lenguaje científico, abarca a las plantas acuáticas visibles a simple vista, e incluye plantas acuáticas vasculares, musgos, algas y helechos (Fernández y col., 2005). Constituyen “fitosistemas”, porque emplean la energía solar a través de la fotosíntesis, que consigue transformar la luz solar en energía química, que es usada en su metabolismo para realizar funciones vitales.

Las plantas de los humedales están adaptadas morfológicamente para crecer en un sedimento inundado donde realizan un transporte de oxígeno desde las hojas y los tallos hasta las raíces y rizomas.

La utilización de plantas acuáticas del tipo macrófitas ha sido desarrollada como un tratamiento secundario o terciario alternativo de aguas residuales, y ha resultado ser eficiente en la eliminación de una amplia gama de sustancias orgánicas así como nutrientes y metales pesados (Novotny y Olem, 1994).

Una clasificación de las plantas macrófitas que habitan en los humedales construidos ha sido descrita en el apartado 1.7.2 junto con el tipo de humedales en los que son empleadas normalmente. La tabla 1.7 muestra las plantas acuáticas más utilizadas en humedales construidos junto con datos de temperatura óptima de trabajo, germinación, pH y penetración de las raíces en el sustrato.

Tabla 1.7. Plantas acuáticas comúnmente empleadas en humedales construidos (Saeed y Sun, 2012).

Nombre	Tª deseable	Tª germinación	pH óptimo	Penetración raíces (cm)
<i>Typha</i>	10-30	12-24	4-10	30
<i>Phragmites</i>	12-33	10-30	2-8	60
<i>Juncus</i>	16-26	-	5-7,5	-
<i>Scirpus</i>	16-27	-	4-9	76
<i>Carex</i>	14-32	-	5-7,5	-

En la bibliografía se han descrito varios mecanismos mediante los cuales las plantas secuestran los contaminantes del agua residual. Por una parte, las plantas acuáticas tienen la propiedad de inyectar oxígeno hacia sus raíces, resultando un excedente de oxígeno que es aprovechado por los microorganismos que se asocian a la raíz y se encargan de metabolizar los contaminantes que entran al humedal (Novotny y Olem, 1994). También se ha descrito que los metales pesados son absorbidos por las raíces de las plantas quedando retenidos en sus tejidos mediante la formación de complejos entre el metal pesado y los aminoácidos presentes en las células (Metcalf y Eddy, 1995). Otro posible mecanismo postula que los microorganismos presentes en las raíces producen sólidos que flocculan para sedimentar por gravedad posteriormente (Novotny y Olem, 1994).

El movimiento interno del oxígeno en la planta sirve no solo para satisfacer las demandas respiratorias de los tejidos enterrados, sino que también suministra oxígeno a la rizosfera desde las raíces (Armstrong y col., 1991). Esta fuga de oxígeno al sustrato crea condiciones oxidantes en el sustrato de carácter anaerobio, con lo que se estimula la descomposición aeróbica de la materia orgánica y el crecimiento de las bacterias nitrificantes (figura 1.8).

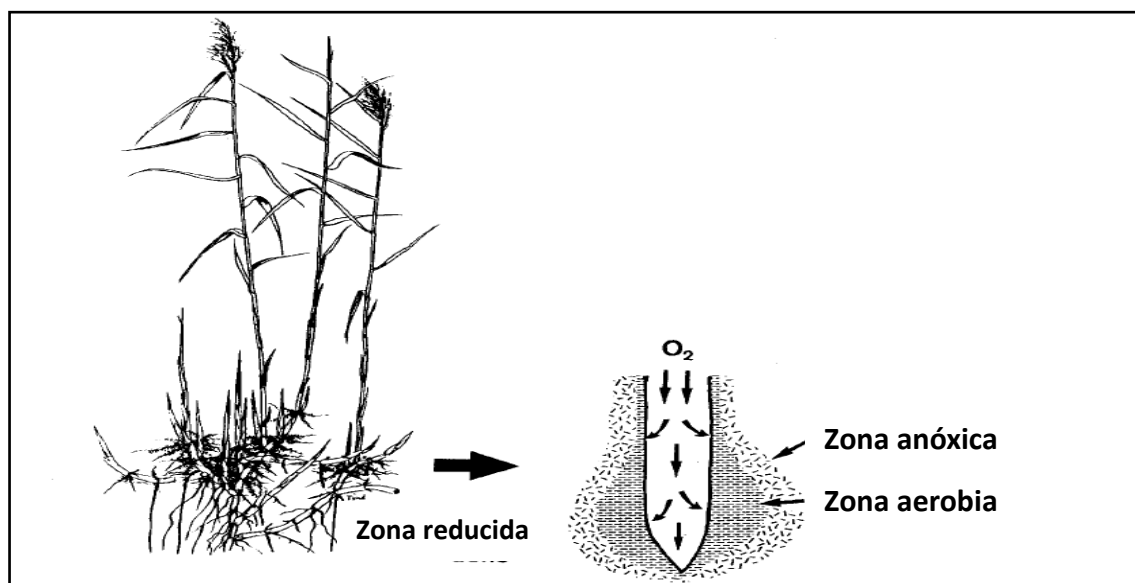


Figura 1.8. *Phragmites australis*. Generación de condiciones oxidantes en el sustrato. (Brix, 2003).

Está bien documentado que las macrófitas liberan oxígeno desde las raíces a la rizosfera y que esto influye en los ciclos biogeoquímicos del sustrato a través de los efectos producidos sobre el estado redox (Barko y col, 1991; Sorrell y Boon, 1992). Cualitativamente este hecho se puede visualizar fácilmente por el color rojizo que presenta el sustrato sobre la superficie de las raíces, debido a las formas oxidadas de hierro. Si se realiza la experiencia de sumergir el sistema de raíces en una solución que contiene azul de metileno reducido, puede apreciarse la formación de un color azul de alrededor de las raíces debido a la forma oxidada del pigmento (Figura 1.9). No obstante, la determinación cuantitativa de la liberación de oxígeno in situ sigue siendo una cuestión controvertida (Bedford y col, 1991; Sorrell y Armstrong, 1994).

La tasa de liberación de oxígeno desde las raíces depende de la concentración de oxígeno interno, de la demanda de oxígeno del medio circundante y de la permeabilidad de las paredes de la raíz (Sorrell y Armstrong, 1994). Las plantas de humedal conservan el oxígeno interno gracias a las capas suberizadas y lignificadas de la hipodermis y a la corteza exterior (Armstrong y Armstrong, 1988). Estas capas

impermeables impiden la fuga del oxígeno hacia el exterior, permitiendo que llegue más oxígeno al meristemo apical de las raíces (Armstrong, 1979).



Figura 1.9. Liberación de oxígeno por la raíz de Phragmites australis, materializado por la aparición de la forma oxidada del azul de metileno.

Se han realizado estudios en raíces de macrófitas para medir las variaciones de oxígeno disuelto utilizando microelectrodos de oxígeno (Armstrong, 1967; Laan y col, 1989). Las velocidades de liberación de oxígeno a partir de la superficie radicular obtenidas por esta técnica varían desde menos de 10 hasta 160 ng O₂/cm²·min dependiendo de la especie. Pero también se ha observado la ausencia de liberación de oxígeno en rizomas antiguos (Armstrong y Armstrong, 1988). El patrón no homogéneo de liberación de oxígeno desde las raíces de las macrófitas hace que sea difícil extrapolar su velocidad de liberación a partir de los resultados obtenidos por la técnica de microelectrodos de oxígeno a “*in situ*”. Así, otros estudios muestran la importancia de la utilización de un electrodo de oxígeno externo auxiliar, y concluyen que la tasa de

liberación de oxígeno en otros estudios anteriores puede haber sido subestimada (Sorrell y Armstrong, 1994).

Utilizando diferentes hipótesis sobre las tasas de liberación de oxígeno de la raíz, las dimensiones de la raíz, la permeabilidad, etc. Lawson (1985) calculó que el posible flujo de oxígeno de las raíces de *Phragmites* puede alcanzar hasta 4,3 g/m²·día. Otros investigadores, utilizando diferentes técnicas para obtener tasas estimadas de liberación de oxígeno de las raíces de *Phragmites*, han obtenido resultados que comprenden hasta 12 g/m²·día (Armstrong y Armstrong, 1990; Brix, 1990; Brix y Schierup, 1990; Gries y col, 1990).

Para otras plantas acuáticas, las tasas de liberación de oxígeno calculadas varían en el intervalo de 0,5 a 5,2 g/m²·día (Caffrey y Kemp, 1991); y para plantas flotantes de 0,25 a 9,6 g/m²·día (Perdomo y col., 1996). El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) es la planta de humedal con mayor tasa de liberación de oxígeno, siendo capaz de liberar desde 0,95 a 16,4 g/m²·d (Brix, 1994). La amplia gama de valores encontrados tiene su origen en el tipo de especie vegetal, el ciclo vegetativo de la planta y las diferentes técnicas experimentales utilizadas en los estudios.

Un factor muy importante en la utilización de plantas acuáticas es la temperatura ambiental, ya que la actividad estacional de estas plantas puede afectar seriamente al rendimiento en sistemas de tratamiento de aguas residuales que deben funcionar a lo largo de todo el año (Fritioff y col., 2005). Especies de macrófitas como el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) no crece cuando la temperatura desciende por debajo de 0 °C. La influencia de otros factores como la luz, la velocidad de flujo y la carga hidráulica, han sido revisados por Mazer y col. (2001).

La tabla 1.8 describe las funciones de las distintas partes de las plantas macrófitas en el tratamiento de aguas mediante humedales construidos.

Tabla 1.8. Funciones generales de las distintas partes de las macrófitas, (Brix, 1997).

Zona de la macrófita	Función en el proceso de tratamiento
Parte aérea de la planta	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuación de la luz reduciendo el crecimiento del fitoplancton. • Influencia en el microclima produciendo un aislamiento durante el invierno. • Reduce la velocidad del viento reduciendo el riesgo de resuspensión de partículas. • Apariencia estética agradable del sistema • Almacén de nutrientes.
Parte sumergida de la planta	<ul style="list-style-type: none"> • Efecto filtrante filtrando gran cantidad de desechos. • Reduce la velocidad del agua facilitando la sedimentación y reduciendo la resuspensión. • Proporciona superficie para el biofilm. • Excreción de oxígeno fotosintético incrementando la degradación aeróbica. • Ingesta de nutrientes.
Raíces y rizomas en el sedimento	<ul style="list-style-type: none"> • Estabiliza la superficie del sedimento. • Previene atascos en sistemas de flujo vertical. • Liberación de oxígeno incrementando la degradación y la nitrificación. • Ingesta de nutrientes. • Liberación de antibióticos.

La poda de las macrófitas puede mejorar su eficiencia en la eliminación de contaminantes. Así, el rápido crecimiento de las plantas a finales del periodo estival de plantas que habían sido podadas incrementa la eliminación de nitrógeno (Greenway, 2005). Pero la poda de plantas puede crear un impacto negativo en la carga microbiológica asociada a las raíces, disminuyendo el rendimiento en el funcionamiento del humedal construido (Cronk, 1996).

La recuperación y uso de la biomasa resultante de la poda puede ser un problema si no se maneja bien. Las plantas acuáticas pueden acumular en sus tejidos gran cantidad de

metales pesados como el plomo, arsénico, cadmio o mercurio, que pueden ser liberados al medio posteriormente y ocasionar problemas en el suelo y en la cadena alimentaria (Burke y col., 2000).

Los desechos vegetales pueden ser empleados como fertilizante incorporado directamente al suelo, o después de su compostaje. También pueden ser utilizados en la manufactura del cartón (incorporación de fibras de jacinto acuático en la suspensión de fibras de celulosa), en la producción de combustible, como absorbente de colorantes y metales pesados, o para producir biogás (Novotny y Olem, 1994; Metcalf y Eddy, 1995; Moore y col., 1995).

En conclusión, se puede afirmar que la técnica de tratamiento de aguas residuales empleando macrófitas es una excelente alternativa frente a los métodos tradicionales, presentando claras ventajas desde el punto de vista ambiental y económico, especialmente si se trata de eliminar metales pesados (Celis y col., 2005).

1.7.3.3.1. Phragmites australis

Phragmites australis, conocido como carrizo común, es una de las plantas macrófitas más utilizada para la fitodepuración en una gran variedad de zonas. El carrizo es la planta con flores más ampliamente distribuida en la tierra (Marks y col., 1994; Güsewell y Klötzli, 2000).

El carrizo común (*Phragmites australis*) (Cav.) Trin. ex Steudel es una gramínea de gran tamaño, perenne y provisto de un gran rizoma leñoso que presenta una amplia distribución mundial en aguas dulces y salobres (Gleason y Cronquist, 1963). Es la especie acuática más efectiva en los humedales construidos debido a su mayor profundidad de enraizamiento frente a otras macrófitas similares (Novotny y Olem, 1994).

Por lo general crece en agua dulce o cerca de ella, y también en humedales salobres y alcalinos a lo largo de un gradiente de condiciones hídricas comprendidas entre los 2 metros de inundación hasta 1 metro el nivel del agua bajo el sustrato (Clevering, 1998). También se encuentran formando densas masas en llanuras de inundación, lagos poco profundos, canales fluviales naturales y canales de riego.

Cada primavera emergen los brotes anuales procedentes de rizomas perennes subterráneos, creciendo hasta los 3-4 metros de altura en óptimas condiciones. Estos tallos verticales producen hojas, flores y finalmente semillas. Los tallos mueren a principios de invierno quedando las cañas secas durante varios meses (Burgess y Evans, 1989).

Un cañaveral vigoroso de carrizo común presenta una cubierta vegetal homogénea, con tallos verdes y altos, manteniendo una proporción 2:1 entre tallos verdes y secos (Armstrong y col., 1996). La práctica de la quema o poda en invierno tiene un impacto positivo sobre la densidad y diámetro de los brotes de la planta en la primavera siguiente (Granéli, 1989; Cowie y col., 1992).

El *Phragmites australis* puede resistir el fuego, el hielo y un pH elevado, junto con déficit de agua y sal; pero tiene una baja tolerancia al movimiento y la acción de las corrientes producidas tanto por el viento como por el agua (Marks y col., 1994; Pagter y col., 2005). Diversos estudios han demostrado que puede tolerar una salinidad constante de hasta 22,5 g/L, pero la altura del tallo, el diámetro y la densidad comienzan a disminuir por encima de 5 g/L (Lissner y Schierup, 1997). Posee una fuerte influencia en la retención de nitrógeno en los humedales, ya sea por absorción directa de los tejidos de las plantas o por la desnitrificación realizada por los microorganismos asociados a su sistema radicular (Otto y col., 1999). Es capaz de tolerar soluciones de hasta 1 mg/mL de cinc y 10 mg/mL de plomo en aguas residuales contaminadas con metales pesados (Ye y col., 1997). El *Phragmites australis* concentra el plomo metal en el tallo en lugar de hacerlo en las hojas como lo hace la *Spartina alterniflora*; resulta una ventaja para su posterior manejo y disposición ya que el tallo soporta mejor la

descomposición de los tejidos que las hojas y tardará más en liberar el metal antes de ser enterrado o quemado, siendo más seguro para el medio ambiente (Windham y col., 2001).

1.7.3.4. Microorganismos

Los principales microorganismos presentes en el biofilm de los humedales construidos son: bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono y muchos nutrientes. La actividad microbiana tiene la función de transformar gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en otras inocuas e insolubles, con lo que altera el potencial de oxidación-reducción del sustrato afectando así a la capacidad de proceso del humedal. Asimismo, gracias a esta actividad biológica, muchas sustancias contaminantes se convierten en gases que son liberados a la atmósfera (Lara, 1999).

Los humedales construidos proporcionan un hábitat ideal para los microorganismos responsables de la descomposición de los contaminantes de las aguas residuales mediante biodegradaciones. Los organismos comunes que se pueden encontrar en el conjunto de un humedal construido son bacterias, hongos y algas. La presencia de bacterias es extremadamente importante ya que actúan como catalizadores en la eliminación de contaminantes en los humedales construidos de flujo subsuperficial (Saeed y Sun, 2012):

Las bacterias unicelulares procariotas pueden clasificarse atendiendo a los requerimientos de su metabolismo (Kadlec y Wallance, 2009):

- Bacterias heterótrofas que utilizan carbono orgánico para la formación de su tejido celular, a diferencia de las bacterias autótrofas que utilizan el carbono inorgánico (CO₂).

- Bacterias fotótrofas que utilizan la luz como fuente de energía y que pueden ser heterótrofas (bacterias de azufre) o autótrofas (bacterias fotosintéticas).
- Bacterias quimiótrofas que obtienen energía a partir de reacciones químicas, y pueden ser también heterótrofas (la mayoría de las bacterias) o autótrofas (*Nitrosomas* y *Nitrobacterias*).

Los procesos de respiración bacteriana son llevados a cabo en presencia o ausencia de oxígeno. La respiración aeróbica es el proceso que utiliza oxígeno como aceptor final de electrones, siendo los carbohidratos metabolizados a CO₂, agua y energía (se producen 38 moléculas de ATP por cada gramo totalmente oxidado de glucosa). La respiración anaerobia ocurre en ausencia de oxígeno; este tipo de bacterias anaerobias utilizan diferentes rutas de biodegradación. Así, *Pseudomonas* y *Bacillus* utilizan la forma nitrato como aceptor final de electrones produciendo nitrito, óxido nitroso (N₂O) o nitrógeno gas (N₂). Por su parte *Desulfovibrio* utiliza sulfato como aceptor final de electrones produciendo H₂S gas mientras que las *Methanobacterium* metabolizan carbonato para excretar metano (Saeed y Sun, 2012).

Globalmente considerado, la transformación bacteriana es el mecanismo más importante para la eliminación de nitrógeno total, superior a la absorción radicular por parte de las plantas.

1.7.4. Consideraciones sobre la construcción de humedales

La construcción de humedales implica básicamente: excavación, impermeabilización, diseño de los flujos (entrada/salida), relleno, y establecimiento de la vegetación. En el caso particular de los humedales construidos hay que prestar especial atención a la necesidad de que exista un flujo uniforme que facilite el cumplimiento de las condiciones de tratamiento previstas.

Ubicación: es preciso considerar la topografía del terreno. Si esta es plana se minimizan los requerimientos de nivelado y disminuirá los costes de bombeo. Una precaución adicional es evitar el aporte de aguas externas de escorrentía construyendo, si es necesario diques de contención (EPA, 2000).

Excavación: se utilizan equipos y procedimientos estándar; la profundidad del flujo final del agua será del orden de 60 cm o inferior. Debe prestarse especial atención a la nivelación del vaso y a su compactación con la finalidad de que no se establezcan trayectorias de flujo preferentes. A este respecto, si las dimensiones del humedal van a ser muy grandes, es preferible la división en diferentes celdas de menor superficie.

Para asegurar la estabilidad del vaso las pendientes externas e internas deben atender a las condiciones geotécnicas respecto a su seguridad. Así, en terrenos arenosos de poca consistencia las pendientes de los terraplenes pueden llegar a alcanzar los 30 °.

Impermeabilización: los revestimientos impermeables usados para los humedales construidos son similares a los utilizados para las lagunas, balsas o estanques. Poli Cloruro de Vinilo (PVC), Polietileno de Alta Densidad (HDPE) y PoliPropileno (PP). La mayoría de los sistemas utilizan PVC o polietileno de alta densidad (HDPE). Para evitar riesgo de punción por los materiales del suelo, se coloca bajo el polímero una tela geotextil. Si se utiliza roca triturada como relleno, también debe protegerse la capa superior del film impermeable con una capa de arena de unos 5 cm o tela de geotextil (EPA, 2000). La colocación del recubrimiento impermeable debe mantener una pendiente mínima del 1 % sobre la que se apoya para que el flujo no precise ayuda externa.

Es recomendable que la membrana de impermeabilización se proteja de la radiación ultravioleta, con mortero pobre y bolo de río o con una capa de suelo. En los humedales de flujo subsuperficial esta última opción no es recomendable ya que la erosión arrastra el material al lecho y da lugar a obstrucciones. En el caso de

humedales de flujo superficial puede utilizarse una capa de arcilla compactada que presenta buena permisibilidad al enraizamiento.

Diseño de flujos entrada/salida: las estructuras de entrada y salida de los humedales construidos deben garantizar una trayectoria, flujo y altura del agua uniformes a través de ellos. Son preferibles múltiples entradas espaciadas ya que ayudan a evitar "zonas muertas". Como alternativas pueden utilizarse tubos perforados de PVC, o pequeñas resaltes o diques terminados en "V" para la dosificación del flujo.

En climas fríos debe preverse posibles congelaciones colocando las estructuras de entrada sumergidas. En estos casos, se utilizan colectores de entrada perforados, como pueden ser tubos de PVC. El sistema de reparto sumergido ha de contar con orificios de limpieza y mantenimiento debido a la posible obturación por material en suspensión o al crecimiento radicular de las macrófitas. Conducciones de tipo autolimpiante consiguen buenos resultados.

Material de relleno: existe una gran variedad de materiales de relleno en cuanto a composición y tamaño. En general se recomienda que no superen los 2 cm de diámetro, con una profundidad mínima de 10 cm (EPA, 2000); excepto en las zonas de entrada (unos 2 m) y salida (~ 1 m), donde el tamaño debe estar comprendido entre 4 y 8 cm de diámetro para minimizar obstrucciones. El empleo de suelo o arena como material de relleno es muy susceptible a la obstrucción. La grava es el material de relleno de uso más común junto a la piedra triturada. También se han utilizado materiales alternativos como neumáticos triturados, medios filtrantes de plástico goteado, agregados de arcilla y pizarra con elevado potencial de sorción de fósforo, aunque no hay datos suficientes para hacer una recomendación a favor o en contra de su uso (Kadlec y Knight, 1996; EPA, 2000).

Establecimiento de la vegetación: el establecimiento de la vegetación en la construcción de humedales es una consideración muy importante a la que no se

atiende adecuadamente, en ocasiones, por falta de experiencia entre los constructores de sistemas convencionales (EPA, 2000).

Algunas recomendaciones acerca de la implantación de la vegetación en un humedal son las siguientes:

- **Elección de las especies.** Las macrófitas a implantar en los humedales deben ser especies colonizadoras activas con gran capacidad de difusión a partir de sus rizomas, y que posean una considerable densidad de biomasa para maximizar la absorción. Es preferible una combinación de especies que abarque una amplia gama de profundidades radiculares y que proporcionen buena cobertura superior (Allen y col., 1990; EPA, 2000). Las plantas de humedal pueden ser silvestres, proceder de viveros o haber sido cultivadas para un proyecto específico. Las plantas de origen silvestre son preferibles debido a que están adaptadas a las condiciones locales del medio ambiente donde van a desarrollar su función. La plantación puede realizarse a partir de plantas enteras, rizomas o tubérculos.
- **Siembra o plantación.** En climas templados, la siembra debe ser posterior al periodo de latencia de la planta que comienza en otoño. Las siembras de principios de primavera, cuando la planta activa su período vegetativo, han sido las más exitosas (Allen y col., 1990; EPA, 2000). El suelo debe mantenerse húmedo después de la siembra, recomendándose aguas ya depuradas para evitar situaciones de estrés en las plantas. El nivel del agua se puede aumentar lentamente a medida que se desarrollan los nuevos brotes, sin superar las puntas de los brotes verdes para evitar su asfixia. El marco de plantación puede estar comprendido entre 0,3 y 1 m de separación entre plantas. Cuanto mayor es el marco, más tiempo tardará el humedal en alcanzar el equilibrio. Se estima que para un espaciado de 1 m el sistema necesitará, al menos, dos estaciones de crecimiento completas para alcanzar el equilibrio óptimo (EPA, 2000). La densidad de plantación debe ser mayor en los humedales de flujo superficial ya

que la proliferación es más lenta que en los de flujo subsuperficial. Si se estima oportuno el aporte de fertilizantes, deben extremarse las precauciones para no contaminar las aguas del efluente.

1.7.5. Tratamiento preliminar del agua a depurar en los humedales

Tanto para los humedales de flujo superficial como para los de flujo subsuperficial se recomienda y es ampliamente utilizado un tratamiento preliminar. Este tratamiento tiene por objeto reducir la concentración de los sólidos orgánicos difícilmente degradables que tenderían a acumularse en la zona de entrada del humedal y producirían atascamientos, malos olores y efectos negativos sobre las plantas de esta zona.

Los pretratamientos más utilizados son fosas o tanques sépticos, tanques Imhoff y lombrifiltros; aunque también se utilizan lagunas, tratamientos preliminares convencional o reactores anaeróbicos para tratar aguas muy concentradas (Álvarez y col., 2008). Las depuradoras de oxidación total son muy adecuadas como tratamiento preliminar ya que actúan como tratamiento secundario de depuración de aguas cuando están en funcionamiento todos sus elementos; si no es así, pueden actuar, al menos, a modo de tanque séptico.

1.7.6. Consideraciones ambientales y de salud pública

El tratamiento de las aguas residuales tiene como objetivo principal la protección de la salud pública, seguido de la protección del medio ambiente. Desde ambos puntos de vista los humedales pueden tener un mayor impacto debido a las grandes superficies de terreno que precisan estos sistemas.

Las principales elementos contaminantes contenidos en las aguas residuales podemos agruparlos en eutrofizantes (nitrógeno y fósforo), organismos patógenos (bacterias, virus, protozoarios y helmintos), metales pesados (boro, cadmio, cobre, cromo, plomo, mercurio, selenio y zinc) y trazas orgánicas (compuestos sintéticos altamente estables, especialmente hidrocarburos clorados) (EPA, 2000). La tabla 1.9 resume los principales contaminantes y sus efectos sobre la salud humana y el medio ambiente:

Tabla 1.9. Principales contaminantes y sus efectos sobre la salud humana y el medio ambiente.

Contaminante	Aspecto
Nitrógeno	
• Salud	Afecta principalmente en niños, provocando el síndrome del niño azul.
• Ambiente	Eutrofización.
Fósforo	
• Salud	No tiene impacto directo.
• Ambiente	Eutrofización.
Patógenos	
• Salud	Afectan al agua de abastecimiento y cultivos.
• Ambiente	Acumulación en el suelo y afectación a fauna.
Metales	
• Salud	Afectan agua de abastecimiento y cultivos, están presentes en la cadena alimenticia.
• Ambiente	Daños al suelo a largo plazo, tóxicos para plantas y animales.
Elementos traza	
• Salud	Afectan agua de abastecimiento, cultivos y animales, están presentes en la cadena alimenticia.
• Ambiente	Acumulación en suelo.

Desde el punto de vista de salud humana y ambiental, los “sistemas naturales” poseen más puntos de contacto con el medio ambiente y con el público debido a las grandes superficies de terreno que abarcan estos sistemas, lo cual siempre supone un aumento de riesgo. Sin embargo, la constante demanda de agua al agotarse otras fuentes de suministro más económicas, la necesidad de eliminar desechos biológicos y químicos, y la buena integración paisajística y ambiental de los humedales, avalan su creciente utilización.

1.7.7. Costes de construcción y mantenimiento de los sistemas

Los costes básicos para la fabricación de un humedal construido incluyen el terreno para la construcción, el proyecto del sistema, la excavación y movimiento de tierras, el material de impermeabilización, los medios o sustratos de filtración (humedales construidos de flujo subsuperficial) o de enraizamiento (humedales construidos de flujo libre), la vegetación, las estructuras de control hidráulico y los costes variados como cercados o caminos de acceso. Sin embargo el coste de cada sistema varía dependiendo del lugar de construcción, aunque en casi todos los casos un mayor tamaño del humedal implica menor coste por metro cuadrado construido (Wallace y col., 2006; Vymazal, 2010). Puede observarse una gran diferencia atendiendo al nivel de desarrollo del país de implantación. Como muestra pueden citarse desde los 29 dólares por m² en la India, o los 33 colonos en Costa Rica, hasta los 257 euros por m² en Bélgica.

Vymazal y Kröpfelová (2008) resumieron los datos disponibles sobre los costes para la construcción de humedales de flujo subsuperficial horizontal en Estados Unidos, República Checa, Portugal, España y Portugal. Los costes de excavación y movimiento de tierras suponen entre el 7 y el 27,4 % del total del capital, el sustrato del 27 al 53 %, la impermeabilización del 13 al 33 %, las plantas del 2 al 12 %, la fontanería del 6 al 12

%, las estructuras de control hidráulico del 3,1 al 5,7 % y otros costes pueden requerir del 1,8 al 12 % del total.

En general, los costes de ejecución para humedales construidos de flujo subsuperficial son muy similares a los de sistemas de tratamiento de aguas residuales convencionales. Los de flujo superficial suelen tener unos costes algo menores debido a que los medios o sustratos se limitan a los necesarios para el enraizamiento de las plantas macrófitas (Vymazal, 2010).

Como gran ventaja añadida, los humedales artificiales tienen unos costes de operación y mantenimiento muy bajos, entre los que se incluyen la energía para el bombeo de aguas (si es necesario), el monitoreo de funcionamiento, el mantenimiento de caminos y el vallado, el tratamiento previo (si existiera), la poda de la vegetación, y la sustitución de equipos y reparaciones. Estos costes son mucho más bajos que los sistemas competidores de hormigón y acero en un factor de correlación 2-10 (Vymazal y Kröpfelová, 2008; Kadlec y Wallace, 2009).

1.8. Procesos de eliminación de contaminantes en humedales construidos

Los humedales construidos son sistemas altamente complejos que separan y transforman los contaminantes mediante mecanismos físicos, químicos y biológicos que pueden ocurrir simultáneamente o secuencialmente cuando el agua residual fluye a través del sistema. Los mecanismos predominantes y su secuencia de reacción dependen de los parámetros externos del agua de entrada al sistema, las interacciones internas y las características del humedal. Los parámetros externos del agua de entrada incluyen la calidad y cantidad de las aguas residuales junto con el ciclo hidrológico del sistema.

Los mecanismos principales de eliminación de contaminantes (EPA, 2000) incluyen procesos físico-químicos tales como sedimentación/floculación, filtración, sorción,

lixiviación, oxidación-reducción, ácido-base, entre otros; y también procesos biológicos y bioquímicos que pueden ocurrir bajo condiciones aeróbicas, anóxicas o anaerobias (Kadlec, 1992; Susarla y col., 2002; Imfeld y col., 2009). La figura 1.10 resume los procesos de eliminación más importantes que ocurren en un humedal construido de flujo superficial.

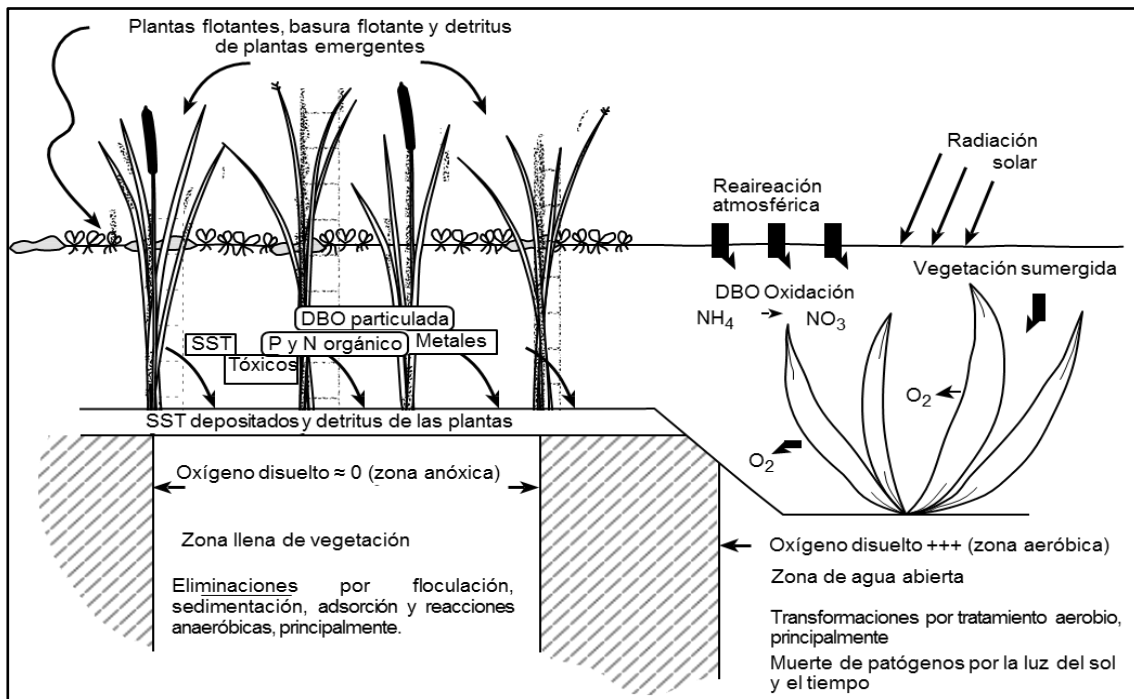


Figura 1.10. Procesos más importantes que ocurren en un humedal FWS (EPA, 2000).

1.8.1. Eliminación de sólidos en suspensión

Las aguas residuales que llegan a los humedales construidos pueden contener cantidades importantes de sólidos en suspensión de diferente tamaño, y un alto contenido en materia orgánica. Las aguas procedentes de tanques sépticos junto con efluentes primarios contienen partículas coloidales procedentes principalmente de desechos alimenticios, materias fecales y productos de papel. Las aguas derivadas de

lagunas, lagos o estanques contienen principalmente algas y células de algas. Un factor a tener en cuenta es la formación de coloides al producirse la asociación de la materia orgánica y el fósforo con las diversas fracciones sólidas (EPA, 2000).

Las algas o células de algas en suspensión, comprenden algas verdes, flagelados pigmentados, algas verde-azuladas y diatomeas. Los tamaños de las algas están comprendido entre 1 μ y 100 μ m mientras que su morfología varía desde formas cocoidales a filamentosas. Se cree que la turbulencia inducida por el viento y el movimiento vertical de agua influye en la distribución de las algas en los estanques (Bella, 1970; EPA, 2000). Una vez que las algas mueren, pierden su flotabilidad y sedimentan. Los humedales construidos provistos de vegetación emergente favorecerán la eliminación de algas ya que proporcionan sombra y reducen la acción del viento. Los intentos de resolver de forma natural el problema de las algas en balsas de decantación no han tenido éxito, sin embargo se están estudiando sistemas de ozonización y filtración con luz ultravioleta. En balsas de sedimentación también se pueden encontrar depredadores de algas como la pulga de agua (*Daphnia pulex*) y algunos protozoos.

Los principales mecanismos físicos que intervienen en la evolución de sólidos en suspensión son sedimentación discreta y floculación, filtración e interceptación, y resuspensión.

Sedimentación discreta y floculación. La sedimentación de partículas es producida por la acción de la gravedad; puede ser categorizada como sedimentación discreta y floculación. Ambos procesos de separación dependen del tamaño de la partícula, la gravedad específica, la forma de la partícula y la viscosidad del fluido.

La sedimentación discreta implica que la partícula se asienta de forma independiente, no estando influenciada por otras partículas o cambios en el tamaño o en la densidad. La velocidad de sedimentación depende de la forma de las partículas junto con la turbulencia y la viscosidad del fluido.

La floculación se produce como resultado del crecimiento de las partículas cuando su movimiento relativo provoca colisiones eficaces, pudiendo cambiar sus características con el tiempo. La floculación puede ocurrir de forma natural o requerir la acción de un coagulante químico. En los humedales, la existencia de plantas emergentes en humedales de flujo superficial promoverá gradientes de velocidad eficaces para provocar la colisión de partículas.

Las partículas más grandes de los sólidos en suspensión pueden ser eliminadas mediante sedimentación discreta, pero pueden actuar también como centros de unión para formar flóculos. Las partículas pequeñas de densidad neutra, no son eliminadas por sedimentación discreta, pero pueden ser floculadas debido a los gradientes de velocidad impuestos por las plantas emergentes. También es posible que algunas partículas puedan ser interceptadas por el tejido de las plantas emergentes.

Filtración e interceptación. La filtración es un proceso poco significativo en los humedales de flujo superficial, ya que los tallos de las plantas emergentes se encuentran demasiado separados para efectuar un atrapamiento eficaz de las partículas en suspensión. Las hojas caídas y el detritus presente en la superficie y el fondo del humedal constan de huecos demasiado grandes para poder realizar una filtración importante.

Por el contrario, el mecanismo de interceptación y la adhesión de partículas a la superficie de las plantas es un fenómeno importante para la eliminación de sólidos en suspensión. El proceso depende del tamaño de partícula, su velocidad, las características de la partícula y la superficie de las plantas. La superficie de los tallos sumergidos de las plantas se recubre con una película biológica activa de perifiton. Este biofilm puede adsorber y absorber partículas tanto coloidales como moléculas solubles y libres. Dependiendo de la naturaleza de los sólidos en suspensión, estos pueden ser metabolizados y convertidos en compuestos solubles, gases y biomasa, pudiendo adherirse también a la superficie del biofilm que finalmente se desprende y

sedimenta. Reacciones similares pueden ocurrir en la superficie del detritus o en el sedimento del fondo del humedal.

Resuspensión. En los humedales construidos de flujo superficial la velocidad de resuspensión inducida es mínima ya que la velocidad del agua es demasiado lenta para volver a suspender las partículas sedimentadas. La vegetación emergente de los humedales proporciona una excelente estabilización de sedimentos gracias a los detritos y los sistemas radiculares.

La resuspensión de los sólidos sedimentados en los humedales es debido a la producción de gas por parte de la vegetación y la bioturbación o las turbulencias inducidas por el viento en la superficie. Los gases generados son: oxígeno producido por las algas y plantas sumergidas; óxidos de nitrógeno y nitrógeno gas procedente de la desnitrificación; el metano formado procesos anaeróbicos (Kadlec y Knight, 1996). La acción de la posible fauna de los humedales como los peces, mamíferos y aves pueden resuspender estos materiales y provocar un aumento en el nivel de sólidos en suspensión.

1.8.2. Eliminación de materia orgánica

La fracción de materia orgánica en las aguas residuales es, a menudo, compleja y las concentraciones de los componentes individuales son relativamente bajas.

Las transformaciones que tienen lugar en los humedales construidos para eliminar o transformar la materia orgánica están relacionadas con procesos físico-químicos y, principalmente, bioquímicos y aquellos relacionados con la actividad biológica. La figura 1.11 muestra los principales mecanismos que controlan la evolución de la materia orgánica en humedales de tipo FWS.

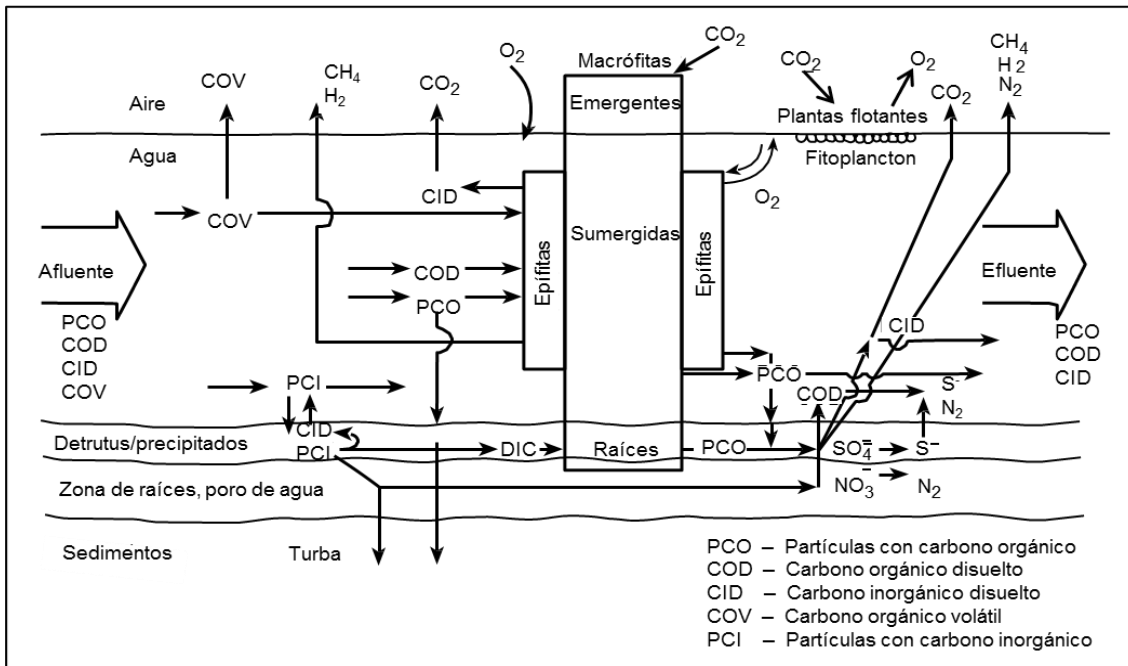


Figura 1.11. Separaciones y transformaciones de materia orgánica en humedales FWS (EPA, 2000).

1.8.2.1. Procesos físicos en la separación de la materia orgánica

Como se indicó anteriormente, las aguas procedentes de tanques sépticos y efluentes primarios contienen una cantidad significativa de materia orgánica disuelta y en forma coloidal, mientras que los efluentes provenientes de estanques contienen una fracción considerable de materia orgánica representada principalmente por las células de las algas. La separación de partículas de materia orgánica se produce por los mismos mecanismos como los descritos para los sólidos totales en suspensión. Es común encontrar una reducción de materia orgánica en el efluente de un sistema FWS paralela a la reducción de sólidos totales en suspensión.

La materia orgánica soluble puede ser eliminada por medio de procesos como la adsorción y la absorción, y también volatilización. Las superficies sólidas más comunes en los humedales construidos de flujo superficial incluirán material vegetal caído y detritus tanto en la superficie como en el fondo del sistema, a menudo cubiertos por

biofilms. El proceso de sorción puede ser reversible o irreversible, dependiendo de la carga orgánica y sólidos presentes en las aguas. Los materiales de sorción pueden llegar a saturarse aunque a menudo la materia orgánica absorbida o adsorbida se transforma bioquímicamente, renovando la capacidad de sorción del material. Muchas de las superficies sólidas de humedales también se renuevan por la rotación continua de la biomasa que constituye el componente principal del material sorbente.

Los procesos de volatilización directa y la fitovolatilización también pueden ser importantes en la eliminación de ciertas sustancias orgánicas. La fitovolatilización es el proceso natural mediante el cual algunas plantas de humedales captan los contaminantes a través del sistema de raíces y los transfieren a la atmósfera a través de su corriente de transpiración (Hong y col., 2001; Ma y Burken, 2003; Imfeld, 2009). Los compuestos susceptibles de sufrir este fenómeno son los denominados compuestos orgánicos volátiles (COV).

La fitovolatilización es de particular importancia en sistemas de flujo subsuperficial, donde la volatilización directa está restringida debido a la baja tasa de difusión de los contaminantes a través de la zona no saturada, y al régimen de flujo laminar del agua a través del sustrato. La volatilización directa es más pronunciada en los humedales construidos de flujo superficial, ya que el agua se encuentra en contacto directo con la atmósfera (Kadlec y Wallace, 2009).

La volatilización directa y la fitovolatilización de compuestos orgánicos hidrofílicos como acetona o fenol pueden ser moderadas (Polprasert y col., 1996; Grove y Stein, 2005; Imfeld, 2009). También se ha reportado estudios de eliminación por esta vía de compuestos tales como el benceno, el tolueno, el xileno o PCBs. Por otra parte, se ha demostrado que las lagunas facultativas son capaces de eliminar del 80 al 96 % de compuestos orgánicos volátiles de las aguas residuales municipales (Hannah y col., 1986; Imfeld, 2009).

La volatilización o fitovolatilización puede conducir a la contaminación del aire y a una dispersión del contaminante en el medio ambiente. Este hecho y la falta de una evaluación de riesgos fiable desalienta la aceptación de la fitorremediación como estrategia de eliminación de contaminantes (McCutcheon y Rock, 2001; Imfeld, 2009).

1.8.2.2. Transformación bioquímica y biológica de la materia orgánica

La eliminación de la materia orgánica presente en el agua residual también puede tener lugar mediante su transformación bioquímica y biológica. Los humedales construidos de flujo subsuperficial actúan como reactores biológicos de película fija.

Las partículas de materia orgánica son eliminadas en los humedales de flujo subsuperficial por mecanismos similares a la separación de sólidos en suspensión en este tipo de sistemas. La materia orgánica soluble será transformada por el biofilm unido al material de relleno, las raíces de las plantas o el material vegetal acumulado en la parte superficial del lecho.

En este tipo de transformaciones se incluyen los procesos estrictamente bioquímicos, así como aquellos otros resultantes de la acción biológica de microorganismos y plantas.

Las transformaciones bioquímicas, que incluyen procesos de oxidación-reducción, hidrólisis y fotólisis, son de gran importancia en la transformación de la materia orgánica (MO) biodegradable presente en los humedales construidos. Los procesos de mineralización y gasificación conducen a la síntesis de biomasa nueva.

A su vez, los procesos bioquímicos pueden clasificarse atendiendo a la fuente de energía, y al aceptor de electrones en los procesos redox. En lo que respecta a la energía las reacciones se pueden clasificar como quimiótrofas o fotótrofas,

dependiendo de si las reacciones utilizan una fuente de energía química o energía procedente de la luz. En cuanto al aceptor de electrones, este puede ser el oxígeno (procesos aerobios) u otro aceptor de pares de electrones (procesos anóxicos).

En los procesos en los que el oxígeno es el aceptor final de pares de electrones, la eliminación de la MO implica una amplia demanda de este gas para su transformación. Esta demanda es denominada Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), parámetro analítico ampliamente utilizado.

Los procesos que utilizan el oxígeno disuelto son procesos eficientes y de gran rendimiento para la transformación de la MO. Un ambiente aeróbico es muy deseable en los sistemas de tratamiento de aguas residuales y ello se manifiesta en una baja DBO. Existen tres fuentes de oxígeno disuelto en los humedales de flujo superficial: la aireación superficial, la fotosíntesis y la transferencia de oxígeno por parte de las plantas.

En los humedales de flujo subsuperficial el mecanismo biológico predominante es probablemente el anaerobio-facultativo. Los valores típicos de oxígeno disuelto para estos sistemas son muy bajos ($< 0,1$ mg/L) y, como se describió anteriormente, los mecanismos anaeróbicos conducen a la eliminación de DBO con metanogénesis, reducción de sulfato y desnitrificación, obteniendo siempre productos finales gaseosos. Estas reacciones dependen de la temperatura y por lo tanto es probable que reduzcan su velocidad o cesen en los meses de invierno.

En la DBO, además de la propia oxidación de la MO, también influye la biocarga y la masa vegetal. Los microorganismos consumen oxígeno para su actividad biológica; mientras que las plantas llevan a cabo la respiración cuando la energía de la luz solar no está disponible como fuente de energía endógena.

Los microorganismos consumen la materia orgánica, además de inorgánica, con el fin de sostener la vida y reproducirse. La materia orgánica en las aguas residuales sirve como fuente de energía para la síntesis de nueva biomasa.

Las transformaciones producidas por la biocarga en los humedales construidos son efectuadas por un amplio número de organismos y pueden ser clasificadas en función de su posición en la cadena trófica (productores, consumidores o descomponedores) o en función de su forma de vida o hábitat. Una descripción clásica en relación con el hábitat del humedal incluiría:

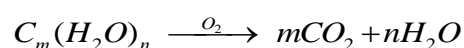
- Bentos: microorganismos que viven adjuntos o dentro de la superficie de la vegetación caída o detritus del fondo del humedal, pudiéndose encontrar también dentro de los sedimentos.
- Perifiton: conjunto de microorganismos formado por bacterias, hongos, algas y protozoos que viven unidas a los tallos y las hojas de las plantas enraizadas.
- Plancton: conjunto de microorganismos animales y vegetales flotantes, cuyos movimientos son dictados generalmente por las corrientes de agua.
- Neuston: conjunto de microorganismos animales y vegetales que se encuentran en reposo o nadando sobre la interfase aire agua.
- Nekton: conjunto de los organismos que nadan activamente en las áreas acuáticas.

Estos microorganismos también son clasificados como aeróbicos, facultativos o anaeróbicos, dependiendo del tipo de reacciones que lleven a cabo. También pueden ser clasificados con respecto a su fuente de energía y del tipo de compuesto químico que utilicen como fuente de carbono.

En presencia de oxígeno, la MO es oxidada por los microbios a CO_2 , formas oxidadas de nitrógeno y azufre, y agua. Bajo condiciones anaeróbicas, estos compuestos pueden ser convertidos a ácidos orgánicos y alcoholes de bajo peso molecular. Si las condiciones anaeróbicas son estrictas puede producirse la metanogénesis con formación de CH_4 , CO_2 y H_2 . En presencia de microorganismos sulfito reductores, los sulfatos son transformados en CO_2 y sulfuro. Se ha sugerido que la materia orgánica soluble tiene una vida media de aproximadamente tres días mientras que el sedimento orgánico puede exhibir una vida media del orden cuatro meses (EPA, 1999). La

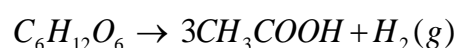
verdadera eliminación de la DBO₅ se produce cuando la materia orgánica (responsable de la DBO₅) es convertida completamente mediante procesos biológicos aerobios y anaerobios a productos finales gaseosos. Las dos vías anaerobias más probables son la fermentación de metano y la reducción de sulfato. Debido a que la fermentación de metano está severamente inhibida a temperaturas inferiores a 10 °C, la reducción del sulfato probablemente predomina para la remoción de DBO₅ soluble durante los meses más fríos (EPA, 2000).

Degradación aeróbica. Es llevada a cabo por bacterias heterótrofas aeróbicas que consumen materia orgánica soluble y se puede representar mediante la siguiente reacción:

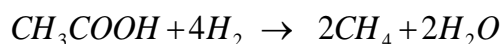


En esta reacción (CH₂O) representa a la materia orgánica soluble. Un suministro de oxígeno insuficiente reducirá el rendimiento de la oxidación biológica aerobia por bacterias heterótrofas. Si el suministro de oxígeno no se limita, la degradación aeróbica se regirá por la cantidad de materia orgánica disponible. Casi toda la biodegradación tiene lugar en superficies biofilm, que incluye sedimentos, los suelos, material de relleno y la biomasa vegetal sumergida.

Degradación anaeróbica. Es un proceso de varias etapas que se produce dentro de los humedales construidos en ausencia de oxígeno disuelto (OD) (Cooper y col., 1996). El proceso puede llevarse a cabo por cualquiera de las bacterias heterótrofas aerobias facultativas o anaerobias. En la primera etapa, los productos finales primarios de fermentación son ácidos grasos, el más importante de los cuales es el ácido acético:

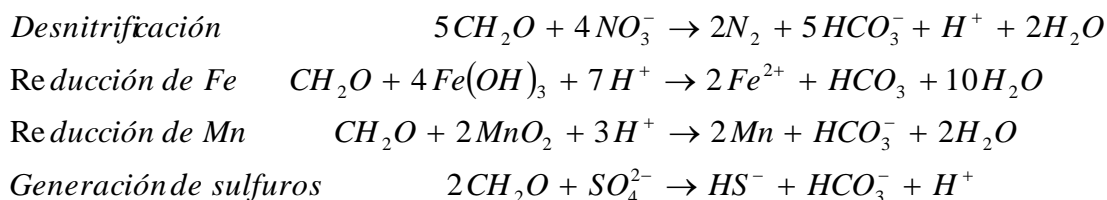


El ácido acético es el primero que se forma en suelos y sedimentos inundados. Las bacterias metangénicas, anaerobias estrictas, utilizan los productos finales de la fermentación (ácido acético) para producir metano:



Las bacterias responsables de la fermentación son bastante adaptables, pero las metanogénicas son más sensibles, ya que requieren un intervalo de pH de 6,5 a 7,5. La degradación anaerobia de compuestos orgánicos es mucho más lenta que la degradación aeróbica. Sin embargo, cuando el oxígeno es limitante (o cargas de materia orgánica elevadas), predomina la degradación anaeróbica (Cooper y col., 1996).

También puede ocurrir la desnitrificación, reducción de Fe y Mn y generación de sulfuros.



Las plantas presentes en el humedal superficial también desempeñan un papel importante en la eliminación y reciclaje de nutrientes. Las macrófitas evitan que parte de la radiación entrante alcance la columna de agua. Este sombreado afectará al crecimiento del perifiton, fitoplancton y macrófitas sumergidas, interfiriendo también con la transferencia de oxígeno atmosférico a la columna de agua, actuando así como moderador de la temperatura del agua de los humedales. Estas plantas enraizadas

proporcionan grandes superficies sumergidas para el crecimiento de perifiton que varía desde 2,2 hasta 6,5 m²/m² para un humedal de 0,5 m de profundidad, dependiendo de las especies de plantas y cobertura (EPA, 1999).

Rose y Crumpton (1996) encontraron que las aguas de lugares con plantas emergentes mostraban baja concentración de oxígeno disuelto, siendo casi siempre anóxicos, mientras que las zonas próximas a las macrófitas presentaban concentraciones más altas, con un aumento significativo de oxígeno disuelto durante las horas diurnas. Las zonas de aguas abiertas mostraron altos valores de oxígeno disuelto, con cambios diurnos de hasta 10 mg/L. Estos resultados son coherentes con la presunción de que las plantas emergentes proporcionan una cobertura a modo de copa pesada, junto con las plantas flotantes y partes vegetativas caídas que oscurecen el humedal, limitando la penetración de la luz, la posterior fotosíntesis y afectando a la aireación superficial.

Las macrófitas emergentes producen más material estructural (lignina, celulosa y hemicelulosa) que las macrófitas sumergidas y flotantes y este material se degrada de forma relativamente lenta (Godschalk y Wetzel, 1978; EPA, 2000).

La tasa de degradación de materia orgánica es también dependiente de la temperatura. La materia orgánica sedimentada puede ser acumular durante los meses más fríos para ser degradada rápidamente en la primavera cuando la temperatura del comienza a subir. Este incremento en la degradación se traducirá en un aumento de materia orgánica soluble liberada a la columna de agua y un aumento en la demanda de oxígeno, un fenómeno que también se ha observado en lagunas facultativas.

1.8.3. Eliminación del nitrógeno

En las aguas residuales, las formas de nitrógeno de mayor interés son, en orden decreciente de estado de oxidación: nitrato, nitrito, amoníaco y nitrógeno orgánico.

Todas estas formas, incluyendo al nitrógeno gas, son bioquímicamente interconvertibles y son componentes del ciclo de nitrógeno.

La descarga de nitrógeno en aguas tanto superficiales como subterráneas es preocupante por varias razones. La acumulación excesiva de nitrógeno en las aguas superficiales puede llevar a desequilibrios ecológicos que pueden causar el crecimiento excesivo de plantas y animales, lo que lleva a la degradación de la calidad del agua (eutrofización). Altas concentraciones de amoníaco son tóxicas para los peces y demás vida acuática, ya que puede agotar el oxígeno disuelto en las aguas naturales por medio de reacciones de nitrificación microbiana. El nitrato y el nitrito constituyen un problema de salud pública, sobre todo en relación con la metahemoglobinemia y la carcinogénesis.

En cuanto a la dinámica global del nitrógeno, los efluentes primarios y fosas sépticas contienen nitrógeno orgánico y amoníaco; mientras que en los estanques de tratamiento pueden aparecer formas reducidas u oxidadas de nitrógeno en función de la carga inicial y la estación del año.

La figura 1.12 resume los principales mecanismos implicados en la eliminación del nitrógeno en los humedales construidos.

La eliminación de amonio y nitrato en los humedales construido se lleva a cabo mediante procesos separados, en el espacio o en el tiempo, debido a que la eliminación del amonio requiere condiciones aeróbicas y el nitrato anaerobias (Faulwetter y col., 2009).

En humedales de flujo subsuperficial, la transformación y eliminación del nitrógeno se lleva a cabo por la vía clásica y nuevas rutas descubiertas recientemente. La parte clásica incluye las rutas físico-químicas (volatilización del amonio, sorción,...) y la ruta biológica (amonificación, nitrificación, desnitrificación, captación por las plantas, asimilación por la biomasa y fijación junto a la reducción desasimilatoria del nitrato). Las nuevas rutas descubiertas dependen sólo del metabolismo microbiano como son

nitrificaciones-desnitrificaciones parciales, ANAMMOX (oxidación anaeróbica del amonio) y los procesos CANON (eliminación de nitrato completamente autótrofa sobre nitrito) (Saeed y Sun, 2012).

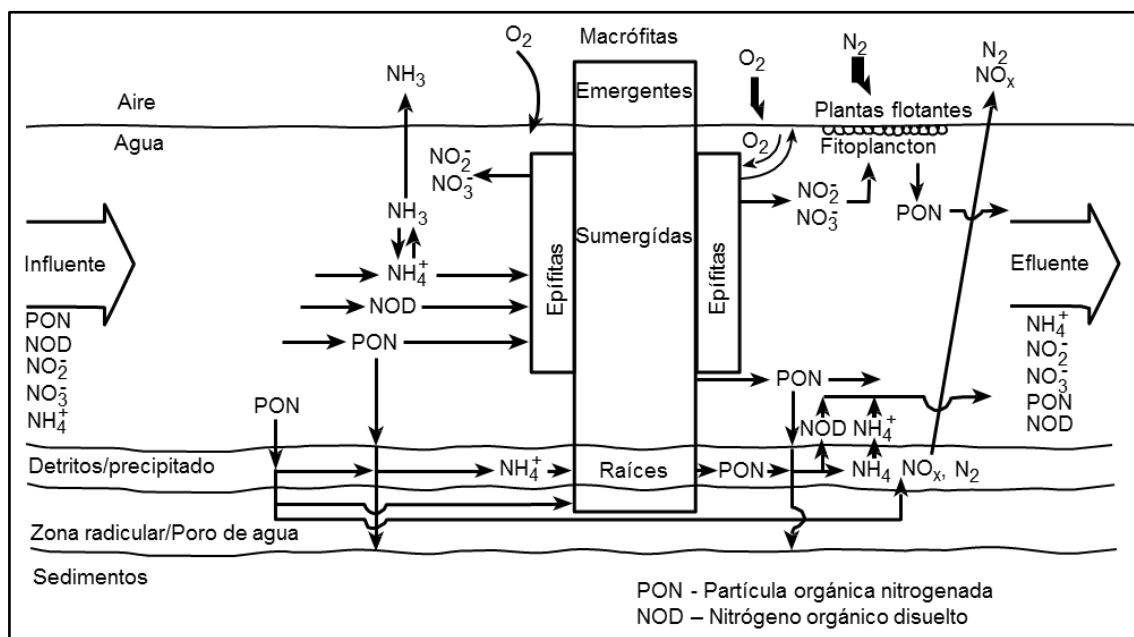


Figura 1.12. Mecanismos de eliminación de nitrógeno en humedales construidos (EPA, 2000).

En humedales de flujo superficial el mecanismo predominante en la eliminación de nitrógeno es la nitrificación-desnitrificación junto con la amonificación. El oxígeno requerido para la nitrificación es tomado directamente desde la atmósfera a través de la columna de agua. El segundo mecanismo es la asimilación por las plantas para incorporarlo a la biomasa (Brix, 1994).

1.8.3.1. Rutas clásicas de eliminación de nitrógeno

Eliminación mediante procesos físico-químicos. Existen diferentes procesos físicos de separación que afectan a las especies de nitrógeno en humedales construidos. El nitrógeno asociado a sólidos en suspensión (nitrógeno orgánico) puede ser eliminado por los procesos descritos anteriormente para la eliminación de SST, que incluyen floculación, sedimentación, filtración, e interceptación (figura 1.12). La sorción de nitrógeno orgánico particulado y nitrógeno orgánico soluble puede ocurrir en las biopelículas asociadas a las macrófitas emergentes, residuos vegetales y otros detritos en la superficie o en el fondo del humedal. El intercambio de iones de amonio (NH_4^+) por minerales de arcilla en los suelos de los humedales puede desempeñar un papel en la separación de nitrógeno si esta especie difunde en la capa de suelo o es producido biológicamente, por amonificación, de sólidos orgánicos de nitrógeno situados en la zona béntica.

La capacidad de cambio de los minerales de arcilla juega un papel importante en esta evaluación. Hay que destacar que la capacidad de cambio de los minerales es limitada a largo plazo a menos que tenga lugar una regeneración por acción química o bioquímica. Además, la capa de suelo nativo quedará enterrada bajo detritus y restos de plantas con el paso del tiempo, aislando los minerales de arcilla del sistema. El amoníaco (NH_3) gas también puede ser eliminado del sistema por extracción. Como se discutió previamente, la cantidad de amoníaco no ionizado a valores de pH neutros es baja, pero durante la fotosíntesis en zonas abiertas, el pH puede alcanzar valores de 8,5 dependiendo de la alcalinidad del agua. Con estos valores de pH, la fracción de NH_3 ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) puede aumentar hasta el 25 % a 20 °C. Si la turbulencia de la superficie debida a la acción del viento es alta, se pueden producir pérdidas significativas de nitrógeno en estas zonas de agua abierta si las concentraciones de amoníaco son elevadas.

Volatilización de amoníaco. La volatilización de amoníaco es un proceso de eliminación física, donde el gas amoníaco volátil es eliminado a través de una transferencia de masa desde el agua a la atmósfera. Este proceso es dependiente del pH y puede ocasionar un aumento de la alcalinidad de las aguas. Se produce una conversión de iones NH_4 a NH_3 gas (Cooper y col., 1996; Bialowiec y col., 2011). La volatilización del amoníaco es generalmente insignificante en los humedales de flujo subsuperficial, donde el pH está por debajo de 7,5 - 8,0 (Reddy y Patrick, 1984).

Adsorción. El fenómeno de adsorción de nitrógeno en sistemas de humedales construidos se rige por fenómenos de intercambio catiónico (Bayley y col., 2003) entre los componentes del sustrato y los iones NH_4^+ del agua. Distintos materiales de relleno con propiedades de intercambio catiónico han sido empleados en los humedales para optimizar la eliminación de nitrógeno (Yalcuk y Ugurlu, 2009; Saeed y Sun, 2012). Entre otros materiales se han estudiado cáscara de arroz, zeolitas, agregados de arcilla ligeros, alúminas, escorias, turbas, maerl, triturado de conchas y compost.

En humedales de flujo vertical, el $\text{NH}_4\text{-N}$ adsorbido puede ser nitrificado por el biofilm (Connolly y col., 2004), debido a las condiciones aeróbicas. Además, la reducción de la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ puede estimular la liberación del $\text{NH}_4\text{-N}$ adsorbido, para mantener el equilibrio químico (Vymazal, 2007). En tales casos, la adsorción sólo puede facilitar la conversión de nitrógeno, sin cambiar su cantidad neta en las aguas residuales.

Transformación biológica de las especies nitrogenadas. Los principales mecanismos de transformación biológica incluyen amonificación, nitrificación, desnitrificación, captación por las plantas, asimilación por la biomasa y fijación junto a la reducción desasimilatoria del nitrato.

Amonificación. Casi la mitad del contenido de nitrógeno de las aguas residuales municipales está en forma de nitrógeno orgánico, mientras que el resto ha sido convertido, como norma general, en amonio en la red de alcantarillado (EPA, 1993). La

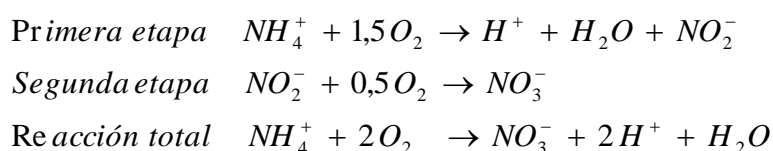
transformación biológica de nitrógeno orgánico combinado en amonio durante la degradación de la materia orgánica se conoce como amonificación, hidrólisis o mineralización. El proceso se produce en condiciones aeróbicas y anaeróbicas, siendo más lento el segundo (Mitsch y Gosselink, 1993). Este proceso depende principalmente del pH y la temperatura. El rango ideal de pH para la amonificación es 6,5 - 8,5 (Vymazal, 1995), duplicándose con un aumento de temperatura de 10 °C (Kadlec y Knight, 1996). Las aguas residuales municipales pueden ser hidrolizadas completamente en 19 horas a temperaturas entre 11 y 14 °C (Bayley y col., 1973; EPA, 2000). Una vez formado el amonio puede seguir varias vías de eliminación: absorción por las plantas a través del sistema radicular, inmovilización por intercambio iónico en los sedimentos, solubilización en la columna de agua, volatilización como amoníaco, transformación anaeróbica en nueva materia orgánica por microorganismos, absorción por el fitoplancton o las macrófitas flotantes o sumergidas, y nitrificación aeróbica por los microorganismos aerobios.

Si el agua residual es rica en nitrógeno orgánico, la amonificación inicia la primera etapa en la transformación del nitrógeno en los humedales. Es un complejo proceso bioquímico donde los aminoácidos se someten a desaminación oxidativa con producción de amoníaco (se pasa de aminoácidos, iminoácidos, cetoácidos y amoniaco gas) (Savant y DeDatta, 1982). Este proceso disminuye con la profundidad, lo que indica que la amonificación es más rápida en la zona superior, donde las condiciones son aeróbicas. El proceso se hace más lento en la zona más profunda donde el medio cambia a anaerobio facultativo y anaerobio (Reddy y Patrick, 1984).

Nitrificación. La nitrificación es el segundo paso de la transformación de nitrógeno si la composición del nitrógeno de las aguas residuales se compone principalmente de nitrógeno orgánico. Sin embargo, si predomina la forma amónica ($\text{NH}_4\text{-N}$), el proceso de nitrificación se convierte en el primer paso para convertir la forma de nitrógeno existente. Los microorganismos existentes en la columna de agua o dentro de las biopelículas pueden convertir el amonio en nitrito o nitrato, en presencia de oxígeno

disuelto mediante un proceso de dos etapas. La nitrificación autótrofa consiste en dos reacciones aeróbicas consecutivas, la conversión de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a $\text{NO}_2^-\text{-N}$ mediante oxidación bacteriana del amonio (AOB, *Nitroso-*) (quimiótrofos, *Nitrosococcus* y *Nitrospira*) y la conversión del $\text{NO}_2^-\text{-N}$ a $\text{NO}_3^-\text{-N}$ mediante oxidación bacteriana del nitrito (NOB, *Nitro-*) (quimiótrofos facultativos, *Nitrospira* y *Nitrobacter*) (Hooper y col., 1997; Koops y Pommerening-Röser, 2001). AOB y NOB utilizan CO_2 y bicarbonato para la síntesis celular (consume CaCO_3), con lo que se liberan protones al medio y pudiendo disminuir el pH (Reddy y Patrick, 1984; Kadlec y Knight, 1996; Purkhold y col., 2003). Este proceso requiere aproximadamente 4,3 g de O_2 por cada gramo de amonio oxidado a nitrato, siendo el proceso dependiente de la temperatura y el pH (EPA, 1993). Se cree que la temperatura óptima de la nitrificación para cepas puras es 25-35 °C, mientras que en suelos alcanza los 30-40 °C (Vymazal, 2007), aunque esta reacción puede ocurrir a temperaturas más bajas mediante adaptación microbiana.

Las reacciones de la nitrificación son las siguientes:



Además de la nitrificación autótrofa, otros organismos nitrificantes heterótrofos pueden producir también $\text{NO}_3^-\text{-N}$. Las diferentes especies tales como *Actinomicetos*, *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Algas*, *Bacillus*, *Fungi*, *Mycobacterium phlei*, *Streptomyces griseus*, *Thiosphaera* y *Pseudomonas* también puede apoyar a la nitrificación (Gerardi, 2002; Vymazal, 2007). Sin embargo, las tasas de nitrificación realizadas por *Nitrosomonas* y grupos *Nitrobacter* son sustancialmente más altas (10,000 veces), en comparación con otras especies (Gerardi, 2002).

El nitrato no se inmoviliza por los minerales del suelo y permanece en la columna de agua o en los poros de los sedimentos. Puede ser absorbido por las plantas o los microorganismos convirtiéndolo en biomasa, o puede someterse a procesos de reducción conocidos como desnitrificación.

Desnitrificación. La desnitrificación es el principal mecanismo de eliminación de nitrógeno en los humedales artificiales (Chung y col., 2008). Se trata de un proceso bacteriano, cuando los nitratos y nitritos, producidos a través de la nitrificación, sirven como aceptores finales de electrones en la cadena de transporte de electrones y los compuestos orgánicos sirven como donadores de electrones (Vymazal, 1995). La reducción del nitrato o desnitrificación es llevada a cabo por microorganismos bajo condiciones anaeróbicas (anóxicas), actuando el nitrato como aceptor final de electrones y el carbono orgánico como donante de electrones (EPA, 1993). Los grupos de bacterias facultativas implicadas incluyen a *Bacillus*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* y *Spirillum* (Kadlec y Knight, 1996). Otras especies como *Proteus*, *Aerobacter*, *Flavobacterium* sólo pueden reducir el nitrato a nitrito.

La desnitrificación es un proceso llevado a cabo en cuatro etapas convirtiendo $\text{NO}_3^- \text{-N}$ a N_2 mediante intermediarios de reacción ($\text{NO}_3^- \text{-N} \rightarrow \text{NO}_2^- \text{-N} \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) (Myrøld, 1998), también comentado en el apartado 1.8.2.2 para la DBO. En esta reacción se produce nitrógeno gas y óxido nitroso (N_2O gas) que saldrá fácilmente del humedal, pero también óxido nítrico (NO). Los procesos de desnitrificación también producen CaCO_3 y pueden aumentar el pH del medio. A pesar de que las bacterias desnitrificantes poseen la capacidad de utilizar nitratos como aceptores de electrones, estas preferirán al oxígeno si está presente en el agua. Teniendo en cuenta estos hechos, la concentración de oxígeno se debe mantener por encima de 0,3 y 0,5 mg /L, para llevar a cabo la reducción del nitrato (Bertino, 2010).

La reacción de desnitrificación se produce principalmente en los sedimentos y en las películas de perifiton, donde también se encuentran zonas de baja concentración de oxígeno disuelto y la disponibilidad de carbono alta. Es necesario 1 g de carbono para

desnitrificar 1 g de nitrato, siendo los productos de descomposición de las plantas en los humedales fuentes potenciales de carbono orgánico biodegradable para la desnitrificación. Estas fuentes tienen mayor disponibilidad al comienzo de la senescencia y el proceso depende también de la temperatura y el pH. La desnitrificación producida en los sedimentos puede suministrar N_2 gas para su fijación por bacterias y las raíces de las plantas si el sistema es pobre en nitrógeno. El resto de N_2 gas puede permanecer en equilibrio con la columna de agua o ser asimilado por el perifitón y el fitoplancton. El intercambio de nitrógeno gaseoso aire-agua también se produce, teniendo como resultado pérdidas de nitrógeno en el sistema, que se acentúa en zonas de aguas abiertas.

La captación de la planta. La presencia de macrófitas es esencial en los humedales construidos para mejorar la eliminación de nitrógeno (Leverenz y col., 2010; Herouvim y col., 2011). La vegetación proporciona la superficie y el oxígeno necesario para el crecimiento de microorganismos en la rizosfera, mejorando de este modo la nitrificación (Bayley y col., 2003). También proporcionan carbono desde los exudados de las raíces (entorno al 5 - 25 % de C, desde el carbono fijado fotosintéticamente), optimizando la eliminación de la materia orgánica y el proceso de desnitrificación (Brix, 1997). Las plantas de los humedales asimilan nitrógeno como parte de su metabolismo. Las formas de nitrógeno inorgánico son reducidas por las macrófitas a compuestos orgánicos nitrogenados usados para la creación de componentes estructurales de la planta. El aumento de la inmovilización de nutrientes por parte de los microbios y la captación por las algas y epífitas también conducen a una retención de formas inorgánicas de nitrógeno en el humedal. Las estimaciones de absorción de nitrógeno neto anual por las macrófitas varían de 10,95 a 109,5 $g/m^2 \cdot año$ (Reedy y DeBusk, 1985; EPA, 2000). Durante el período de crecimiento, una cantidad significativa del nitrógeno total de la planta se encuentra en los tallos y las hojas por encima de los sedimentos. Durante la senescencia, el nitrógeno se transloca de nuevo a la raíces y rizomas para su almacenamiento. Sin embargo, una parte sustancial del

nitrógeno se desplaza a la columna de agua a través del material vegetal caído y su posterior lixiviación.

Existen diferentes estudios comparativos entre humedales plantados y sin plantar. Los humedales con vegetación han mostrado mayor tasa de eliminación para el nitrógeno y materia orgánica de los humedales no plantados, lo que indica la necesidad de disponer macrófitas plantadas para mejorar la depuración de las aguas (Drizo y col., 2000; Zhao y col., 2010).

La asimilación del nitrógeno por las plantas difiere según la configuración del sistema, las tasas de carga, tipos de agua residual y las condiciones medioambientales. La contribución de las plantas a la eliminación de nitrógeno se ha reportado en el rango de 0,5 - 40,0 % del total del nitrógeno eliminado (Drizo y col., 2000; Bialowiec y col., 2011). Además, la biomasa vegetal también puede contribuir a la eliminación de nitrógeno ya que un estudio realizado por Shamir y col. (2001) reportó la acumulación del 60 % de nitrógeno en la biomasa vegetal. Sin embargo, la descomposición de los materiales vegetales también puede aumentar la concentración de nutrientes en el efluente a través de la lixiviación (Brodrick y col., 1988) como también ocurre con el fósforo.

La planta más común en los sistemas de humedales subsuperficiales es *Phragmites australis*. Esta planta tiene la capacidad de transportar oxígeno desde sus hojas, tallos y rizomas a la rizosfera por la parte externa de sus finas raíces a la rizosfera (Biddlestone y col., 1991).

Asimilación por la biomasa y fijación. La asimilación del nitrógeno por la biomasa se produce a través de la incorporación de $\text{NH}_4\text{-N}$ para satisfacer los requerimientos nutritivos. La asimilación de nitrógeno a través de la biomasa ha sido reportada en humedales de flujo vertical, alimentados con purines diluidos. Los autores observaron que la nitrificación representó solo el 10 % de la eliminación del $\text{NH}_4\text{-N}$, mientras que la eliminación total de $\text{NH}_4\text{-N}$ osciló entre el 27 y el 48 %. Dado que las tasas de carga y

eliminación en el sistemas fueron superiores, la asimilación de $\text{NH}_4\text{-N}$ por la biomasa heterótrofa podría haber jugado un papel importante en la eliminación de nitrógeno (Sun y col., 2005).

El nitrógeno gaseoso es convertido en nitrógeno orgánico por la acción de microorganismos que contienen la enzima nitrogenasa. La reacción puede llevarse a cabo en condiciones aeróbicas o anaeróbicas por las bacterias y las algas verde-azuladas. La fijación de nitrógeno se produce en aguas superficiales abiertas, en el sedimento, en la rizosfera oxidada de la plantas, en las superficies de las hojas y en el tallo de las plantas (Reddy y Craetz, 1988). Puede ser una fuente importante de nitrógeno en los humedales naturales, pero no es importante en los sistemas el tratamiento de aguas residuales donde el nitrógeno es abundante.

La reducción desasimilatoria del nitrato. La reducción desasimilatoria del nitrato que incluye la reducción de NO_2^- y NO_3^- a NH_4^+ y a N_2O gas. Se observa generalmente en medios ricos en carbono (Kadlec y Wallace, 2009) y en condiciones limitadas de nitratos (Laanbroek, 1990). La población bacteriana responsable de tal transformación pertenece al grupo facultativo y estrictamente anaeróbica.

La reducción desasimilatoria del nitrato ha sido reportada en sistemas de flujo subsuperficial por Vymazal y Kröpfelová (2011), donde se encontró un aumento de NH_4^+ en el efluente. Estos resultados ilustran que, las condiciones anaerobias predominantes de los humedales de flujo subsuperficial horizontal (García y col., 2010) pueden promover el crecimiento del grupo de bacterias anaeróbicas para dicha transformación.

1.8.3.2. Nuevas rutas de eliminación de nitrógeno

Las nuevas rutas de eliminación de nitrógeno incluyen el método SHARON (Single reactor system for High activity Ammonium Removal Over Nitrite), el método BABE

(Bio-Augmentation Batch Enhanced), ANAMMOX (ANAerobic AMMonium OXidation), CANON (Complete Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite) y DEAMMOX (DENitrifying AMMonium OXidation). Sin embargo, hasta la fecha los investigadores no han sido capaces de poner en práctica estas nuevas rutas de biodegradación en los humedales, debido a la falta de conocimientos sobre condiciones de operación óptimas, y los parámetros ambientales asociados a tales vías. Las nuevas rutas de eliminación de nitrógeno reportadas en sistemas de humedales hasta la fecha, incluyen nitrificación-desnitrificación parcial, Anammox, y el proceso de Canon (Saeed y Sun, 2012).

Nitrificación-desnitrificación parcial. El proceso de eliminación de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación parcial, incluye la conversión de NH_4^+ a NO_2^- , seguido de la desnitrificación del NO_2^- produciendo gas N_2 .

La producción de NO_3^- en este proceso es inhibida en ambientes con oxígeno limitado, efecto contrario al proceso de nitrificación-desnitrificación común. Las ventajas de la nitrificación-desnitrificación parcial incluyen una concentración de oxígeno de un 25 % más baja, y un 40 % menos de concentración en materia orgánica (Jianlong y Ning, 2004).

La evidencia de este proceso ha sido recientemente demostrada aireando artificialmente humedales de flujo subsuperficial, empleados para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. El estudio registró altas concentraciones de NO_2^- en los efluentes (máximos de 22,7 mg/L), que se correlacionó positivamente con las tasas de eliminación de nitrógeno total. Estos resultados indican una nitrificación-desnitrificación parcial y podría atribuirse a que el material de relleno de piedra caliza empleado mejora la alcalinidad de las aguas residuales, favoreciendo el crecimiento de bacterias oxidantes de amonio. Una menor concentración de oxígeno en el interior del sistema y la temperatura de las aguas residuales (25-30 °C) también podrían fomentar el crecimiento de las bacterias oxidantes de amonio (Zhang y col., 2011).

Otro estudio realizado por Zhang y col. (2010) reportó el 86 % de eliminación del nitrógeno total a través de la nitrificación-desnitrificación parcial en un sistema subsuperficial plantado y sometido a aireación forzada limitada. Los autores observaron una oxidación significativa del NH_4^+ en el tercer trimestre, seguido de una disminución sustancial del NO_2^- producido (con menor concentración NO_3^-) en el último trimestre. Los autores indicaron que las condiciones alcalinas de pH y la limitación de oxígeno fueron favorables para la promoción del crecimiento de bacterias oxidantes de NH_4^+ , lo que permite que se produzca la reducción del nitrito en mayor tasa que la del nitrato.

ANAMMOX®. La oxidación anaerobia del amonio es un nuevo proceso de eliminación de nitrógeno, donde el amonio es directamente oxidado a nitrógeno gas por el nitrito en presencia del grupo de bacterias *Planctomyces*, bajo condiciones anaeróbicas. En comparación con los procesos de nitrificación y desnitrificación convencionales, las ventajas del proceso Anammox son que no necesitan fuentes externas de carbono, requieren menor demanda de oxígeno y consumen menos energía. El proceso Anammox requiere un intervalo de pH de 6,7 a 8,3 (Strous y col., 1999), y un rango de temperatura de 30 a 37 °C.

El proceso Anammox puede contribuir a la eliminación de nitrógeno, en zonas con bajo contenido en oxígeno y anaeróbicas de los humedales de flujo subsuperficial. Paredes y col. (2007) inocularon biomasa Anammox en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, y observaron una combinación de nitrificación parcial y Anammox. La posible coexistencia de bacterias desnitrificantes y bacterias Anammox fue reportada por Dong y Sun (2007) en humedales de flujo subsuperficial.

En general, los estudios Anammox en sistemas de humedales consiguen altas tasas de eliminación de nitrógeno sin suficiente carbono orgánico, siendo una prestación complementaria sobre rutas clásicas de eliminación microbiológica del nitrógeno (Saeed y Sun, 2012).

CANON. Los procesos de nitrificación y Anammox simultáneos permiten la eliminación de nitrógeno total en un único reactor biológico, conocida como Canon. El proceso depende de la coexistencia mutua de bacterias aeróbicas oxidantes y las bacterias anaeróbicas Anammox en un solo reactor. Esto puede ser establecido bajo condiciones de oxígeno limitadas para evitar la inhibición de las bacterias Anammox y lograr las condiciones apropiadas para la nitrificación parcial.

En los sistemas de humedales, la eliminación de nitrógeno a través del proceso Canon ha sido observada por Sun y Austin (2007) en un sistema de flujo vertical. Los autores observaron una eliminación de nitrógeno del 52 %, que no pudo ser explicada mediante nitrificación-desnitrificación. Sin embargo, pudieron explicarlo a través del balance de masas de las ecuaciones que describen al proceso Canon.

1.8.3.3. Diferencias en el comportamiento de los humedales superficiales y subsuperficiales

En las aguas cercanas a la superficie en áreas abiertas, la oxigenación puede ser suficiente para asegurar una nitrificación significativa, al contrario que en el fondo del humedal donde tenemos condiciones anaerobias. En las zonas de aguas abiertas de los sistemas de flujo superficial, el pH elevado y la temperatura del agua puede mejorar el grado de volatilización de NH_3 convirtiéndose en un mecanismo de eliminación significativa. Este mecanismo ha sido demostrado que puede alcanzar niveles del 50 % en condiciones óptimas de estabilización en zonas de aguas abiertas, pero los FWS son de menor tamaño y esta vía se ve minimizada (EPA, 1983).

Como se ha indicado anteriormente, los humedales de flujo subsuperficial actúan como reactores biológicos de película fija. El nitrógeno orgánico atrapado dentro del lecho será sometido a las reacciones de amonificación. El amoníaco liberado puede estar disponible para las plantas en función de la ubicación de raíces de las plantas. La

capacidad de absorción de nitrógeno por parte de las plantas es pequeña comparada con la cantidad de nitrógeno contenida en los afluentes. Además, la eliminación de nitrógeno por parte de las plantas requiere la recolección y no es efectivo durante los periodos de senescencia y muerte vegetal.

Las cantidades de oxígeno aportadas a estos sistemas son insignificantes, con los que los procesos de nitrificación serán mínimos, concentrándose en las zonas adyacentes a la raíz y rizomas o cerca de la superficie donde puede ocurrir la transferencia de oxígeno desde la superficie.

Por otro lado, estos sistemas parecen ser muy adecuados para la desnitrificación de afluentes nitrificados ya que casi la totalidad de su lecho es anaeróbico. Sin embargo, requieren un suministro de carbono orgánico procedente del residuo vegetal en descomposición atrapado dentro del lecho junto con su descomposición aeróbica, que puede filtrarse en las zonas anaerobias durante eventos de lluvia. Las bajas temperaturas ralentizarán el proceso durante los meses de invierno.

1.8.4. Eliminación de fósforo

El fósforo es uno de los elementos más importantes para los ecosistemas. A menudo es el nutriente limitante en sistemas de agua dulce. Puesto que no hay componentes gaseosos en el ciclo biogeoquímico del fósforo, éste tiende a acumularse en los sedimentos de los sistemas naturales y convertirse en un elemento deficiente para el ecosistema. De hecho, la acumulación de fosfatos y biomasa en el sedimento es el mecanismo principal para la eliminación de fósforo en los humedales.

La figura 1.13 resume los mecanismos implicados en la evolución del contenido de fósforo en los humedales construidos.

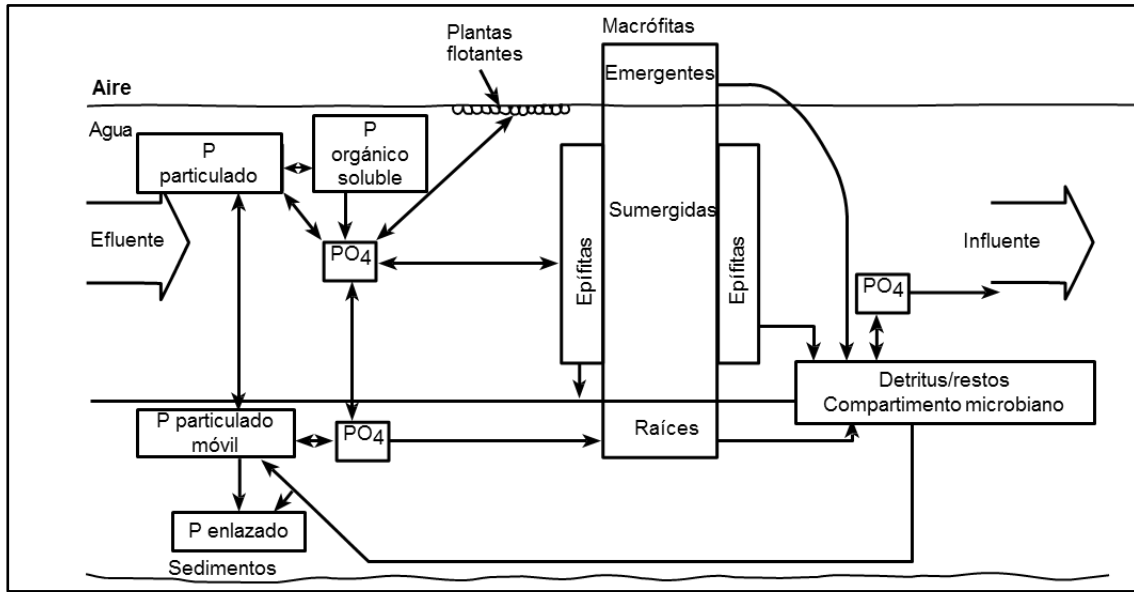


Figura 1.13. Mecanismos de eliminación de fósforo en humedales construidos. (EPA, 2000).

Por la singularidad de los mecanismos de evolución del fósforo en los humedales superficiales o subsuperficiales, planteamos su transformación atendiendo al tipo de humedal construido.

1.8.4.1. Transformaciones físico-químicas

Las partículas que contienen fosfatos pueden depositarse sobre los sedimentos del humedal de flujo superficial por sedimentación, captación por las macrófitas o sorción por los biofilms (Figura 1.13).

Los fosfatos pueden precipitar en los sedimentos como fosfato férrico insoluble, fosfato de calcio y fosfato de aluminio o pueden ser adsorbidos sobre partículas de arcilla, turba orgánica, y materiales de relleno que contengan óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio. La precipitación en forma de fosfatos de calcio se produce a valores de pH por encima de 7.

El fosfato puede ser desorbido de los complejos metálicos según el potencial redox del sedimento. En condiciones anóxicas, el fosfato férrico es reducido a fosfato ferroso más soluble. Los fosfatos férricos y de aluminio también pueden ser liberados en condiciones anóxicas por hidrólisis. La liberación de fosfato a partir de sales insolubles también se producirá si el pH disminuye como resultado de la formación biológica de ácidos orgánicos, nitratos, o sulfatos.

La absorción de fósforo en arcillas implica tanto la unión química de los fosfatos cargados negativamente con la arcilla cargada positivamente, como la sustitución de fosfatos por silicatos en la matriz de arcilla (Stumm y Morgan, 1970; EPA, 2000). Los fosfatos sorbidos a arcillas también puede ser resolubilizados a través de intercambio iónico.

Con el paso del tiempo, sin embargo, una fracción significativa del fosfato eliminado inicialmente será consolidada en los sedimentos. En la puesta en marcha de un sistema, la eliminación de fósforo será anormalmente alta debido a las reacciones iniciales con los suelos del humedal, siendo un mecanismo de eliminación finito.

1.8.4.2. Transformaciones biológicas

Los fosfatos orgánicos disueltos junto con los fosfatos orgánicos e inorgánicos insolubles pueden transformarse en formas inorgánicas solubles por acción de microorganismos en suspensión, en las biopelículas y en los sedimentos. El ciclo de absorción de fosfatos por microorganismos, incluyendo bacterias, algas y lentejas de agua, actúa a corto plazo ya que el mecanismo de crecimiento, muerte y descomposición devuelve la mayor parte del fosfato a la columna de agua. La captación de fósforo por los macrófitos se produce en el agua contenida en los poros de los sedimentos por el sistema de raíces de la planta. La estimación de la absorción de fósforo anual neto por las plantas de humedal varía desde 1,8 hasta 18 g/m²·año

(Burgoon y col., 1991; EPA, 2000). La absorción de fósforo se produce durante la fase de crecimiento de la planta y la liberación se realiza durante la senescencia y muerte, que con la descomposición vegetal se vuelve a introducir fósforo al sistema.

1.8.4.3. Diferencias entre humedales FWS y FWSS

La eliminación de fosfatos en los sistemas FWS sigue un patrón estacional en las condiciones de climas templados. La forma de fosfato, el tipo y la densidad de las plantas acuáticas, la tasa de carga de fosfato, y el clima determinan el patrón y cantidad de eliminación de fosfato del humedal durante cualquier período de tiempo. Las plantas acuáticas sirven como reservorio temporal para el fosfato durante su etapa de crecimiento. Hay una cantidad finita de fosfato reactivo soluble (SRP) que se puede incorporar en las plantas acuáticas, epifitas, y plancton en la columna de agua. El ciclo del fósforo en los humedales es consecuente con la teoría de Stumm (1975), sugiriendo que aproximadamente 20 % de fósforo en el influente podría ser eliminado en las condiciones de equilibrio en un lago (EPA, 2000).

En los humedales construidos de flujo subsuperficial la dinámica de los fosfatos se basa en el proceso de acumulación de fósforo procedente del material vegetal en descomposición, el fósforo separado y el fosfato recalcitrante. La carga de fosfatos en el influente es grande en relación a la absorción de las plantas, y la eliminación del material vegetal antes de la senescencia mediante la poda no proporcionaría una eliminación significativa. El ciclo del fósforo produce variaciones estacionales en el efluente similares a los observados en los sistemas de flujo superficial. Los minerales asociados al material de relleno pueden proporcionar una retirada temporal por medio de mecanismos de precipitación, intercambio iónico, y absorción, pero estos efectos serían de corto plazo, dependiendo del material de relleno utilizado para la construcción del humedal (EPA, 2000).

1.8.5. Eliminación de detergentes

Los agentes tensoactivos, detergentes o agentes superficiales activos (surfactantes), son compuestos constituidos por moléculas orgánicas grandes, polares, solubles en agua y aceites, que tienen la propiedad de disminuir la tensión superficial de los líquidos en los que están disueltos. Los detergentes son ampliamente usados y, por lo tanto, aparecen en las aguas residuales. Su presencia, incluso a bajas concentraciones, disminuye la tensión superficial del agua y favorece la formación de espumas cuando se acumula en la interfaz aire-agua, favorecida por la presencia de proteínas, partículas sólidas finas y sales minerales disueltas. También inhiben la actividad biológica y disminuyen la solubilidad del oxígeno. Por otra parte, los detergentes son fuente principal de fósforo en las aguas residuales y causantes de la eutrofización en lagos (Romero, 2002).

Los detergentes están constituidos en un 20 o 30 % por una sustancia activa llamada surfactante o agente tensoactivo, y el 70 a 80 % restante por aditivos que potencian su actividad. Entre estos últimos los más comunes son el tripolifosfato de sodio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$, TPP) en proporción variable del 25 al 50 %, los blanqueadores ópticos, los colorantes y las enzimas. La cadena del surfactante está constituida por una cadena polar alifática, que es hidrofílica y una aromática hidrofóbica. A esta dualidad en la composición de la molécula se deben sus propiedades humectantes, dispersantes y emulsionantes (López y Echeverri, 2014).

La clasificación de tensioactivos más aceptada científicamente se basa en su capacidad de disociación en agua y, por lo tanto, se clasifican según la naturaleza de su grupo hidrófilo o polar (Salager, 2002). Sobre la base de este criterio se clasifican en aniónicos, catiónicos, anfóteros y no iónicos.

Aniónicos. Son sales de sodio que al ionizarse producen un ión positivo (Na^+) y un ión negativo (el surfactante activo, cadena alifática o aromática). Los más comunes son el Sulfonato de Alquil Benceno (ABS) y el Sulfonato de Alquil benceno Lineal (LAS). Estos

difieren en la configuración molecular; el LAS es lineal y por lo tanto más biodegradable y el ABS es ramificado y por consiguiente menos biodegradable. Estos tensioactivos son los más utilizados en uso doméstico.

Catiónicos. Se disocian dando lugar a un catión anfífilo y un contraión aniónico, que suele ser un halogenuro. La mayoría de estos agregados son compuestos nitrogenados tales como sales de amonio y sales de amonio cuaternario.

Anfóteros. Son tensioactivos que, en función del pH de su grupo polar, dan lugar tanto a disociaciones aniónicas como catiónicas y pueden poseer las características de los aniónicos y/o de los catiónicos. Este es el caso de productos sintéticos como las betaínas o las sulfobetaínas y sustancias naturales como los aminoácidos y los fosfolípidos.

No iónicos. El pH de la solución no afecta a esta clase de tensioactivos y no se ionizan en soluciones acuosas ya que su grupo hidrófilo (alcohol, fenol, éter, éster o amida) no se puede disociar. Un gran porcentaje de estos tensioactivos son hidrófilos debido a la presencia de una cadena de polietilenglicol (alcoholes etoxilados).

A partir de 1.945 los detergentes sintéticos han tenido gran aceptación debido a que no son afectados por las sales minerales contenidas en las aguas duras, además tienen alto poder humectante y son neutros en solución. Hasta 1970 un detergente típico de lavandería de gran potencia contenía 50 % de tripolifosfato de sodio y sólo un 18 % de LAS y desde entonces algunos fabricantes han ido reduciendo el porcentaje de fosfatos en los detergentes a favor de los LAS (Dickson, 1980).

El mecanismo de eliminación de tensioactivos aniónicos en los humedales de flujo subsuperficial puede tener su origen en la biodegradación microbiana junto con la asimilación, por parte de la vegetación y demás mecanismos implicados en la eliminación de los fosfatos de composición de los detergentes. No obstante, en este momento los datos existentes en el campo de los humedales construidos son bastante

escasos, pero estos aspectos se están estudiando y en un corto periodo de tiempo se dispondrá de bastante información.

Problemas derivados del uso de tensioactivos

Desde el punto de vista ambiental, si bien todos los detergentes se degradan por un ataque biológico, el grado de descomposición depende de su estructura química como ocurre con los LAS y los ABS. En los efluentes de las EDAR se observa una degradación del 50 % en el ABS y de un 90 % en el LAS, en relación con el afluente.

Otro problema ocasionado por la descarga de detergentes a los cuerpos de agua es la formación de espuma que se produce para contenidos de 0,3 mg/L en agua potable. Esta formación es indeseable desde el punto de vista estético y fisicoquímico por la dificultad en la difusión del oxígeno atmosférico en el agua. En las corrientes de aguas naturales los detergentes no biodegradables destruyen la capacidad fotosintética de los microorganismos debido a la obstrucción de la luz solar ocasionada por la presencia de espuma, además se produce una reducción del oxígeno disuelto por que se impide la transferencia de oxígeno atmosférico aumentando la demanda biológica de oxígeno.

El límite de toxicidad de los detergentes varía con la sensibilidad de cada organismo, dependiendo de la especie, tamaño y del tipo de detergente, además de otros factores físicos del medio ambiente. La concentración letal en los peces varía entre 0,2 y 10 mg/L. Concentraciones menores de 0,5 mg/L no causan efectos adversos en la salud por lo que se recomienda este límite para agua de consumo humano. Un alto contenido en detergentes de un agua puede provocar irritaciones en piel y órganos internos, así como efectos depresivos en el ser humano. El sabor en un agua se detecta para concentraciones de 0,2 mg/L. Por último, se ha comprobado que contenidos de detergentes de 2,5 mg/L afectan al crecimiento de las plantas, y concentraciones superiores a 6 mg/L son tóxicas para algas y peces en general.

En cuanto a la eutrofización, además del elemento tensioactivo, el detergente contiene otras sustancias diversas, entre las que han de destacarse los polifosfatos, carbonatos, silicatos, sulfatos y perboratos. Se calcula que alrededor del 50 % de los fosfatos de las aguas negras provienen de los detergentes, el porcentaje restante se deriva de compuestos fosforosos de desechos humanos, desechos animales y fertilizantes de fosfato. El problema de los fosfatos, es que actúa como elemento nutritivo para algas y plantas acuáticas, lo que a su vez provoca la degradación de las aguas naturales. Estos compuestos son nutrientes, por lo que su presencia ocasiona una sobrepoblación de la flora acuática, la cual al morir sufre una acción degradativa microbiana, aumentando la demanda de oxígeno que perjudica a la fauna y al propio cuerpo de agua (López y Echeverri, 2014).

La presencia de sales de boro en los detergentes proporciona un incremento paulatino del contenido en este elemento en aquellas aguas superficiales o subterráneas que reciben aportes de detergentes. Dada la inercia del boro en la potabilización del agua, el aumento del elemento en las aguas de consumo también resulta evidente.

Se pueden plantear soluciones para reducir el vertido de fósforo en las aguas residuales procedentes de detergentes mediante una campaña de información y concienciación en la utilización de detergentes ecológicos, u otros métodos más innovadores como las ecoperlas, siendo estas económicas y presentando excelentes resultados.

1.8.6. Eliminación de Patógenos

Los patógenos en aguas residuales incluyen helmintos, protozoos, hongos, bacterias y virus. Su contenido es crucial en la evaluación de la calidad del agua. El indicador más común para determinar el nivel de contaminación por patógenos en el agua es el grupo de los coliformes. El análisis de estreptococos fecales también se puede utilizar

como indicador adicional de la contaminación fecal. Otros microorganismos como la *Legionella* junto a los helmintos también son de interés en la depuración de aguas residuales.

Los patógenos llegan a los humedales incorporados a sólidos en suspensión o en forma de suspensiones en el agua influente. Aquellos que están asociados con los sólidos en suspensión serán separados por los mismos mecanismos que se discutieron para el SST (sedimentación, interceptación y sorción). Una vez separados, los organismos viables pueden ser liberados de la matriz sólida y ser retenidas dentro de las biopelículas, los sedimentos o pueden suspenderse en la columna de agua. Independientemente de su ubicación, los microorganismos deben competir con el consorcio de organismos que les rodea. Los microorganismos intestinales requieren un sustrato rico y alta temperatura para competir favorablemente, con lo que la mayoría de ellos no van a sobrevivir en esta competición. Los microorganismos también son destruidos por los depredadores o, si están cerca de la superficie del agua abierta, por irradiación UV. La eliminación de agentes patógenos en los humedales parece estar correlacionada con la eliminación de SST y los tiempos de residencia hidráulicos (Gersberg y col., 1989a; Gearheart y col., 1999, EPA, 2000). Muchos patógenos son sensibles al medio ambiente del humedal, pero algunos virus, protozoos y esporas pueden ser más resistentes.

1.8.7. Eliminación de otros contaminantes

Las plantas y animales requieren, para su desarrollo, algunos metales en cantidades traza, como bario, berilio, boro, cromo, cobalto, cobre, yodo, hierro, magnesio, manganeso, molibdeno, níquel, selenio, azufre, y zinc, pudiendo llegar a ser tóxicos cuando su concentración es más alta. Otros metales como arsénico, cadmio, plomo, mercurio y plata no tienen un papel biológico conocido y pueden ser tóxicos a concentraciones muy bajas (Gersberg y col., 1984; Crites y col., 1997; EPA, 2000).

Las aguas residuales pueden contener especies metálicas solubles e insolubles. Los metales pueden ser separados de forma similar a los sólidos en suspensión ya que en la mayoría de los casos se encuentran adjuntos a estos. Las especies metálicas solubles pueden ser resolubilizadas y devueltas a la fase líquida dependiendo del valor del pH y las condiciones redox.

Los mecanismos de eliminación más importantes para los metales incluyen el intercambio iónico, la quelación con los suelos y sedimentos del humedal, la unión con materiales húmicos, la precipitación como sales de azufre, carbonatos e hidróxidos y la absorción por las plantas, algas y bacterias. Los metales unidos químicamente pueden llegar a ser enterrados en los sedimentos anóxicos originando sulfuros. Si se produce la resuspensión de sedimentos y estos se trasladan a regiones oxigenadas del humedal, se puede producir una resolubilización de los metales. Los metales pueden ser incorporados a la biomasa de los humedales por medio del proceso de la asimilación de las macrófitas.

Las condiciones anaeróbicas presentes en los humedales construidos favorecen la retención de la mayoría de los metales junto a los sólidos en suspensión asentados, minimizando así su resolubilización.

Contaminantes como pesticidas, fertilizantes, productos químicos procedentes de procesos industriales y otros, son también de alto interés en la depuración de aguas residuales. La eliminación de compuestos como ibuprofeno, diclofenaco, oxibenzona y bisfenol A, también ha sido estudiado mostrando altos rendimientos de eliminación (Matamoros y col., 2007; Hijosa-Valsero y col., 2011a; Ávila y col., 2013). Los procesos que ocurren sobre estos contaminantes en los humedales dependen de las propiedades del compuesto, las características de los humedales, la especie de plantas, y otros factores ambientales. Los mecanismos de separación y transformación involucrados incluyen la volatilización, la sedimentación, interceptación, biodegradación, adsorción y la absorción. La biodegradación de algunos compuestos

orgánicos pueden resultar en productos finales mineralizados; pero también pueden producirse productos finales más tóxicos que el compuesto de partida.

2. PLANTEAMIENTO Y OBJETIVOS

En el presente trabajo se ha planteado la evaluación de la efectividad depuradora de un humedal construido de tipo híbrido sobre los vertidos de aguas residuales domésticas generadas por una vivienda unifamiliar.

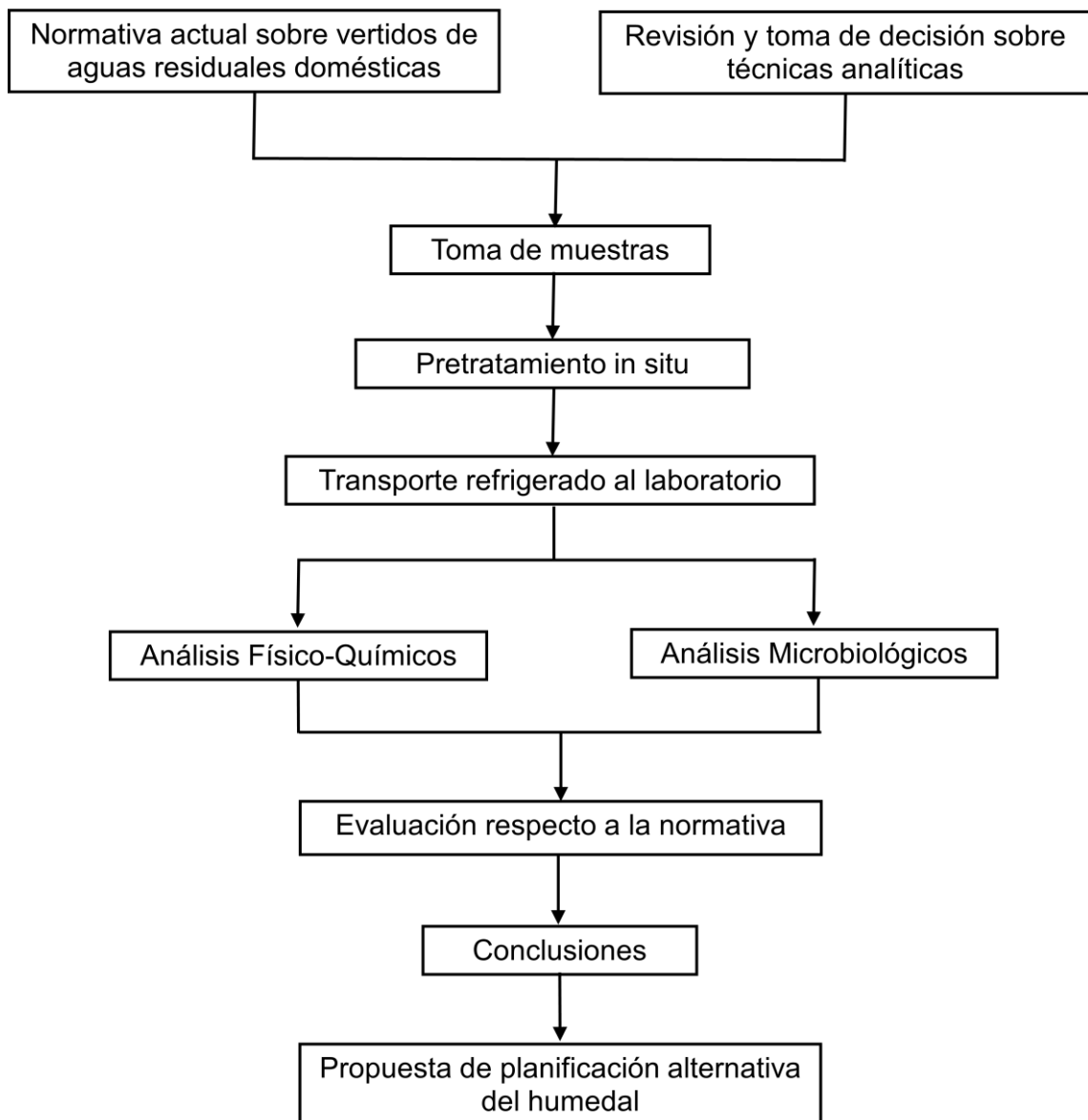
Para ello se seleccionó una vivienda aislada, situada en el campo de Elche, en la que se acababa de instalar un sistema de humedales artificiales de reciente instalación.

Para obtener datos fiables sobre la efectividad del sistema se plantearon los siguientes hitos:

1. Toma de decisión sobre las metodologías analíticas más adecuadas para el trabajo a desarrollar.

2. Realización de muestreos seriados, durante un amplio periodo, que abarcara desde el desarrollo inicial del humedal construido hasta su régimen normal de funcionamiento.
3. Ejecución de un gran número de análisis químico-físicos y microbiológicos, superior al de los controles rutinarios, para obtener un seguimiento preciso del funcionamiento del humedal.
4. Evaluar los resultados y comparar con las directivas y límites permitidos por la legislación.
5. A partir de los resultados obtenidos, valorar la efectividad del humedal estudiado y/o plantear posibles modificaciones de diseño.

En el siguiente esquema se resume el planteamiento y principales objetivos de la investigación:



3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Humedal construido

El sistema está localizado en el sudeste español, concretamente en Torrellano Bajo/Elche (Alicante) (38° 16' 42.46" N 0° 35' 58.61" W), con una altitud de 56 metros sobre el nivel del mar (EarthToolsTM; Google Earth) (figura 3.1). El clima de la zona es de tipo mediterráneo seco o semiárido con una temperatura media anual de 17,3 °C. La media de temperaturas máximas y mínimas es de 23,0 y 12,4 °C respectivamente y la precipitación media anual alcanza los 253,76 mm (IVIA).

El humedal se ubica en una zona declarada como vulnerable a la contaminación por nitratos de origen agrario, según el DECRETO 218/2009, de 4 de diciembre, del Consell, por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Se sitúa sobre el acuífero 080.079.01, Vega Baja, calificado como permeable, siendo la masa de agua bajo sí la 080.190 Bajo Vinalopó. El

acuifero presenta un contenido medio en nitratos de 61,5 ppm (IGME), superando el valor límite de 50 ppm exigido por la legislación.

La zona del humedal no está declarada como sensible por la Resolución de 30 de junio de 2011, de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intercomunitarias.



Figura 3.1. Ubicación del humedal construido.

El humedal construido, objeto de estudio en la presente memoria, es de tipo híbrido y recoge todas las aguas residuales de la vivienda; está formado por un sistema de pretratamiento, un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal y un humedal construido de flujo superficial operando en serie. (Figura 3.2).

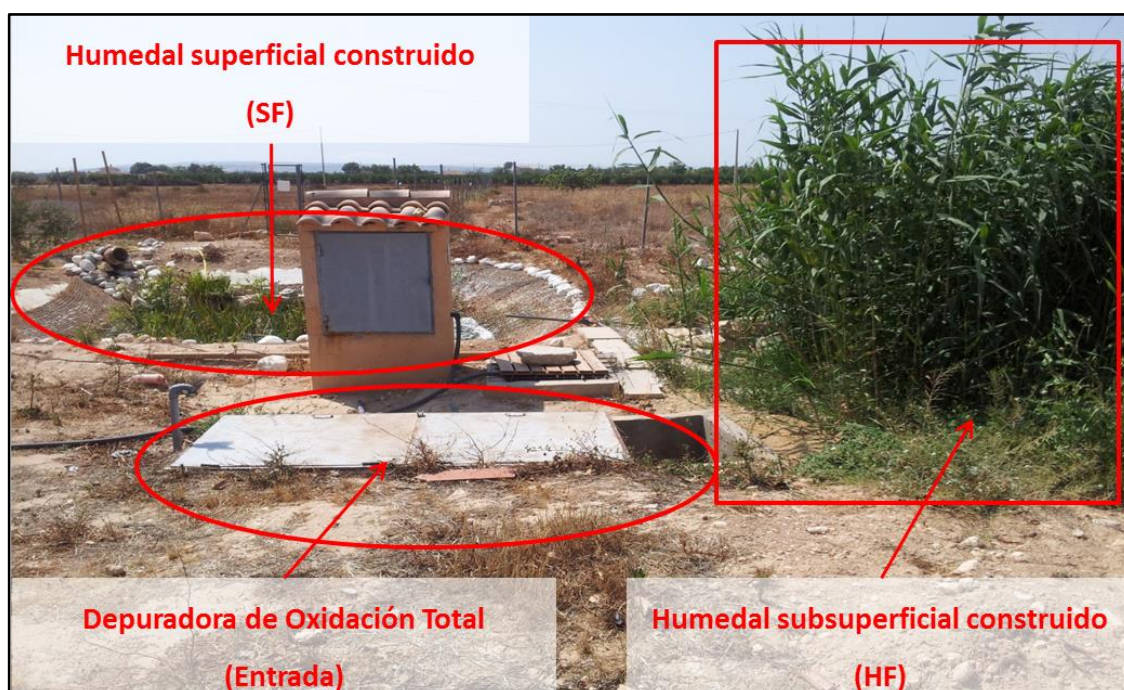


Figura 3.2. Humedal construido de tipo híbrido.

3.1.1. El sistema de pretratamiento

El sistema de pretratamiento para las aguas residuales está compuesto por una depuradora de oxidación total marca Riuvert® modelo EP-480, fabricada en polietileno, con tecnología de fango activo en suspensión con recirculación de fangos y clarificador, con capacidad para el tratamiento de 480 L/día y un volumen total de 2.300 L. En condiciones normales de funcionamiento la depuradora de oxidación total realiza un tratamiento de las aguas residuales bastante efectivo, gracias a los diversos procesos biológicos y físico-químicos llevados a cabo en su interior (decantaciones, nitrificaciones, desnitrificaciones, procesos redox, digestiones biológicas, etc...) (figura 3.3).

No obstante, durante el transcurso del estudio la depuradora de oxidación total estuvo desconectada, actuando únicamente como sistema de pretratamiento y no como sistema depurador de aguas residuales. Bajo esta configuración sus funciones

principales son las de decantación y de impedimento de entrada al humedal, de cualquier material con el diámetro suficiente para ocasionar obstrucciones en el lecho.

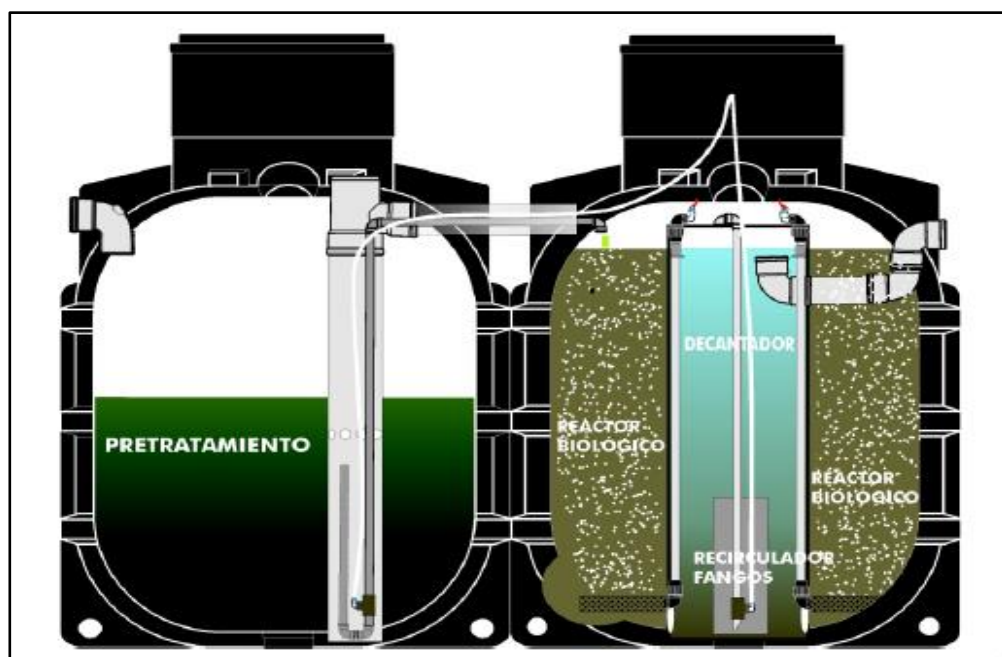


Figura 3.3. Depuradora de oxidación total Riuvert® EP-480.

3.1.2. El humedal construido de flujo subsuperficial horizontal

Este humedal recibe las aguas procedentes del sistema de pretratamiento. La longitud y anchura del humedal en su parte superior es de 7 x 7 m, mientras que en la base es de 5,5 x 5,5 m; la profundidad es de 60 cm, con pendiente de 1 ° y taludes de 45 °. La superficie efectiva del humedal, descontando las estructuras de entrada y salida, es de 27 m² aproximadamente. La especie vegetal utilizada es el carrizo común (*Phragmites australis*), introducida mediante plantación de material vegetativo desarrollado (cepellones) procedente de una zona próxima a la vivienda. La figura 3.4 muestra imágenes del humedal construido recién implantado y tras el desarrollo de la vegetación.

El humedal consta de una impermeabilización, estructuras de entrada y salida, y el material de relleno.



Figura 3.4. Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal al inicio (arriba) y tras el desarrollo de la vegetación (abajo).

La impermeabilización. En el humedal de flujo subsuperficial horizontal está compuesta por:

- Una primera capa de geotextil, fabricado en poliéster de gramaje 500 g/m^2 , en contacto con el terreno, previamente uniformizado, limpio de piedra y otros elementos rígidos.
- Una capa impermeable para la detección de posibles fugas fabricada en polietileno de $200 \mu\text{m}$ de espesor.
- Una capa impermeable principal fabricada en PVC de $1,5 \text{ mm}$ de espesor.
- Una segunda capa de geotextil en las zonas de entrada y salida que están compuestas por grava o bolos, para que actúe como protección de la capa de impermeabilización.

La estructura de entrada. Consiste en un tubo para el reparto de agua subsuperficial recubierto con grava de alta granulometría y envuelto a su vez en una lámina de geotextil (figura 3.5).

El tubo de reparto está fabricado en PVC de 75 mm de diámetro, perforado con agujeros de 10 mm de diámetro cada 10 cm en horizontal y a $3,75 \text{ cm}$ sobre la vertical. Al final del tubo de reparto existe un codo de 45 grados más una prolongación para su salida al exterior, tapado con tapón de rosca para el acceso, limpieza y mantenimiento.

En el tubo de reparto se aplica una oxigenación forzada del afluente mediante un tubo flexible fabricado en PVC de 21 mm de diámetro y perforado con orificios de $2,5 \text{ mm}$ cada 5 cm colocado en su interior. El tubo de aireación está conectado a una bomba de aire marca Secoh modelo SLL- 40, cuyo caudal de aire es de 68 L/s y un consumo eléctrico de 41 W/h que opera 15 minutos cada hora.

El tubo de reparto se cubre con grava de 5 a 10 cm de diámetro. Las dimensiones de la estructura de entrada son 55 cm de alto por 50 cm de ancho y de largo todo el fondo del humedal. La estructura está envuelta con una lámina de geotextil, cosida por la

parte superior e inferior para evitar colmataciones y la penetración de las raíces de las plantas en busca de alimento y agua en la zona de entrada.



Figura 3.5. Estructuras de entrada y salida.

La estructura de salida. Consta de gravas con diferentes granulometrías (5-10 cm), envueltas en una capa de geotextil cosida cuyas dimensiones aproximadas son 55 cm de alto por 50 cm de ancho y de largo todo el fondo del humedal. En el extremo cuenta con un tubo corrugado colector en posición vertical de 400 mm de diámetro fabricado en polietileno, en cuyo interior existe una bomba de achique para el transvase de las aguas al humedal de flujo superficial (figura 3.5). La bomba es marca Espa modelo Vigilex 3000/600 con caudal máximo de $15 \text{ m}^3/\text{h}$ y una potencia de 0,5-0,6 KW. El tubo de salida de la bomba de achique está fabricado en PVC con un diámetro de 25 mm.

El material de relleno. Está constituido por un lecho de áridos que sirven de soporte físico para la vegetación superficial como para los procesos físico-químicos y biológicos llevados a cabo en su interior. Está compuesto por varias fracciones superpuestas de distinta naturaleza:

- Gravas de diferente granulometría descritas anteriormente, para la conformación de las estructuras de entrada y salida.
- Grava de 2 cm de diámetro en el fondo del humedal, con 5 cm de altura.
- Turba de musgo canadiense *Sphagnum* (Canadian *Sphagnum* Peat Moss, CSPM por sus siglas en inglés), con espesor de capa de 35 cm sobre la grava de fondo.
- Gravilla de río lavada de 4 mm de diámetro, con altura de 5 cm sobre la turba de musgo.
- Como capa superior, suelo de la zona para el enraizamiento, con 15 cm de altura.

La turba de musgo canadiense *Sphagnum* se deriva de la lenta descomposición de musgos del género *Sphagnum* que se acumula en los pantanos (o turberas) de Canadá. Este país norteamericano es el segundo productor mundial de turba de musgo *Sphagnum* detrás de Rusia, contando con más de $1,1 \cdot 10^6$ Km² de turberas que equivalen a más del 27 % del total mundial. Las características más importantes de la turba de musgo canadiense *Sphagnum* son:

- Posee grandes células estructurales que le permite absorber gran cantidad de aire y agua.
- No contiene nutrientes con lo que adsorbe los nutrientes añadidos o presentes en el medio, liberándolos con el tiempo o cuando las plantas los requieren. Esta propiedad es la responsable de que los nutrientes no se pierdan a través de la lixiviación.
- pH ácido, comprendido entre 3,5 y 4,5, aunque está corregido a pH neutro.

- Contiene más del 95 % de materia orgánica (menos de 2 % de ceniza) lo que mejora la estructura del suelo y la actividad de los microorganismos que habitan en él.
- Presenta una excelente capacidad de intercambio catiónico (CIC) con valores comprendidos entre 110 y 130 (meq/100 g), lo que indica una gran capacidad para sorber y retener nutrientes junto a otros elementos. Los suelos arenosos poseen una CIC de 2 a 4, mientras que los suelos arcillosos presentan valores de 4 a 60.
- El volumen de poro, que indica la capacidad de un suelo para retener agua y aire, es mayor del 96 %, lo que la convierte en un excelente material para relleno de humedales construidos. La arena fina presenta un 45 % de porosidad total, mientras que un suelo franco arcilloso es aproximadamente el 60 %.
- Contenido de nitrógeno total entre el 0,5 y el 2,5 %. Sin embargo, este nitrógeno no es liberado rápidamente por lo que no siempre está disponible para las plantas, necesitando una fuente adicional.

3.1.3. El humedal construido de flujo superficial

Este humedal recoge las aguas tratadas en el humedal construido de flujo subsuperficial horizontal donde continúan los procesos de depuración. Este humedal sirve también como reservorio de aguas tratadas para su evaporación o retirada a EDAR mediante camiones cisterna. Las dimensiones son 7,5 x 7,5 m (largo/ancho), con taludes de 45 ° y una profundidad de 80 cm. Las especies vegetales contenidas son lirios, juncos, lentejas de agua, lechugas (*Pistia stratiotes*) y *Phragmites australis*. La figura 3.6 muestra imágenes del humedal superficial al inicio y tras la recogida de agua.



Figura 3.6. Humedal de flujo superficial al inicio (arriba) y tras el desarrollo de la vegetación (abajo).

La impermeabilización es similar a la empleada en el humedal de flujo subsuperficial horizontal (geotextil, polietileno y PVC), eliminando las y estructuras de entrada y salida.

El material de relleno consiste en una capa de turba de musgo canadiense Sphagnum de 10 cm, una capa de 10 cm de suelo del lugar y una capa de 10 cm de grava de 2 cm de diámetro.

Existe una bomba de recirculación de agua ECO-TECH DC - 3000 (Jebao) que opera a un flujo máximo de 3.000 L con un consumo de 25 W/h.

3.2. Metodología analítica

3.2.1. Toma de muestras

Para la caracterización de las muestras de agua fue necesario disponer de un protocolo que describiera desde la toma de muestra, su manipulación previa y transporte, hasta el análisis en el laboratorio. Para el desarrollo del plan de muestreo se utilizaron las siguientes Normas:

- UNE-EN 25667-1: Guía para el diseño de los programas de muestreo.
- UNE-EN 25667-2: Guía para las técnicas de muestreo.
- UNE-EN 5667-3: Guía para la conservación y manipulación de muestras.

La toma de muestras tiene como objetivo la obtención de una porción de agua cuyo volumen sea lo suficientemente pequeño como para que pueda ser transportado y manipulado con facilidad en el laboratorio, pero que mantenga con exactitud las características del agua de procedencia. Las muestras a analizar deben ser representativas de una situación, lo que significa que deben presentar las mismas características físico-químicas y microbiológicas del sistema investigado.

La toma de muestras se realizó con el empleo de botellas toma-muestras, enjuagadas previamente con la misma agua a muestrear. Los puntos de muestreo fueron tres. El primero a la salida de la depuradora de oxidación total; el segundo a la salida del humedal construido subsuperficial; el tercero fue directamente en el humedal construido superficial. La muestra tomada a la salida de la depuradora de oxidación total se denominó "Entrada"; la muestra recogida de la salida del humedal construido subsuperficial se identificó como "HF" y la muestra procedente del humedal construido de flujo superficial se llamó "SF". Se realizaron 24 muestreos comprendidos entre los meses de junio de 2011 y julio de 2013.

El material de los envases se escogió en función de los parámetros a analizar, respetando siempre la normativa vigente y la bibliografía técnica (Tabla 3.1). Una nevera refrigerada se utilizó para el almacenamiento y transporte de las muestras al laboratorio, con el fin de reducir al mínimo su alteración. En el laboratorio, la conservación de las muestras hasta el momento del análisis se realizó a baja temperatura, pero sin llegar a la congelación ($\sim 4\text{ }^{\circ}\text{C}$).

En general, el tiempo entre la toma de muestra y el inicio de los análisis no sobrepasó las 6 horas.

Tabla 3.1. Consideraciones en el muestreo y características de los recipientes.

Parámetro a estudiar	Nº de recipientes	Volumen (mL)	Tipo de recipiente	Técnica de preparación y conservación
Oxígeno disuelto Temperatura	-	-	-	Medición in situ
Microbiología	3	1.000	Vidrio	Tiosulfato/autoclave Refrigeración 2-5 °C
Sólidos decantables Sólidos suspensión pH Conductividad Potencial Redox TDS %NaCl Turbiedad	3	1.000	Plástico	Refrigeración 2-5 °C
Nitrito O-Fosfato P-Total	3	100	Vidrio	Refrigeración 2-5 °C
Grasas y aceites	3	1.000	Vidrio	Refrigeración 2-5 °C
DBO ₅	3	100/500	Vidrio	Autoclave Refrigeración 2-5 °C
DQO N-total Amonio T. Aniónicos y Catiónicos Nitratos	3	100	Vidrio	pH < 2 con H ₂ SO ₄ Refrigeración 2-5 °C
Metales	3	100	Vidrio	pH < 2 con HNO ₃ Refrigeración 2-5 °C
Nematodos intestinales	3	10.000/1.000	Plástico	Refrigeración 2-5 °C

Para el caso concreto del análisis microbiológico (Norma UNE-EN ISO 19458:2007; R.D. 1138/1990) se siguieron las condiciones que se describen a continuación. Cuando se trata de aguas sometidas a tratamiento de desinfección o en las que se sospecha existan trazas de cloro, cloraminas u ozono que puedan seguir ejerciendo su actividad

bactericida durante el transporte, se adiciona al frasco de muestreo una solución acuosa de tiosulfato sódico al 10 %. Si se debe almacenar la muestra, debe hacerse en la oscuridad y refrigerada, realizando el análisis bacteriológico antes de transcurrir seis horas desde la toma de la muestra, pero puede demorarse hasta 24 horas si se mantiene el agua entre 2 y 5 °C y no deben congelarse.

3.2.2. Análisis físico-químico

3.2.2.1. Demanda biológica de oxígeno

La técnica empleada para la determinación de la demanda biológica de oxígeno a los cinco días, siguió el principio de dilución descrito en los Métodos Estándar de Alemania DIN 38409-H51. La incubación de las muestras se realizó en frascos tipo Winkler a la temperatura de 20 ± 1 °C. La determinación del oxígeno disuelto en agua los días 0 y 5, se llevó a cabo de forma similar al método Winkler (Norma ISO 5813) mediante evaluación fotométrica del color del yodo liberado.

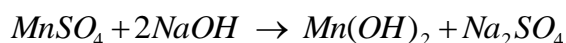
Método y Material. Las muestras se determinaron utilizando el kit NANOCOLOR[®] (referencia 985 822) para la determinación de la DBO₅, con capacidad para la realización de 25-50 test y un rango de concentraciones comprendido entre 2 y 3.000 mg/L O₂. La lectura del valor de la demanda biológica de oxígeno se realizó utilizando el fotómetro digital NANOCOLOR[®] 500D (MACHEREY-NAGEL GmbH & Co.KG, Düren Alemania), preparado para la lectura de tubos identificados mediante código de barras (figura 3.7).



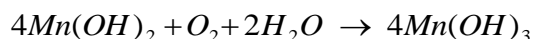
Figura 3.7. Fotómetro digital NANOCOLOR® y Kits para test de DBO₅.

La técnica analítica se basa en la determinación fotométrica (436 nm) del yodo liberado debido a la oxidación indirecta del oxígeno presente en la muestra. La secuencia de reacciones que tienen lugar se detallan a continuación.

Inicialmente se adiciona a la muestra soluciones de sulfato de manganeso (II) y de yoduro de potasio, en medio alcalino. En esta situación se produce un precipitado blanco o grumo de Mn(OH)₂:

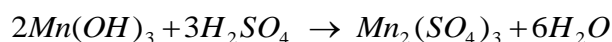


Inmediatamente, el oxígeno presente en el agua oxida estequiométricamente el manganeso (II) a manganeso (III). Por cada molécula de oxígeno en el agua se oxidan cuatro moléculas de Mn(OH)₂, formando un precipitado marrón de Mn(OH)₃:

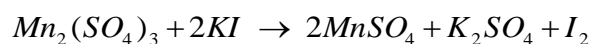


Después de la formación del precipitado marrón se añade un exceso de H₂SO₄, con lo que se consigue “fijar” el Mn (III) originado mediante la oxidación del Mn (II) por el

oxígeno disuelto, y se evita la interferencia del oxígeno adicional que pudiera incorporarse:



Simultáneamente, el yoduro es oxidado a yodo libre por acción del Mn (III). El yodo libre se determina fotométricamente a 436 nm:



Procedimiento. Las muestras problema fueron diluidas con agua ventilada durante 24 horas con una bomba de aireación acoplada a un difusor, con la finalidad de conseguir la saturación en oxígeno. Las diluciones normales fueron 1/200 para las aguas de entrada y 1/10 para las muestras HF y SF. Después de diluir, las muestras se introdujeron en botes de cristal winkler y se incubaron a 20 ± 1 °C en oscuridad durante 5 días. Tanto las muestras de agua diluidas como el agua de dilución se midieron en el día 0 y transcurridos cinco días.

Los resultados para DBO_5 se obtuvieron utilizando la siguiente ecuación:

$$DBO_5 \left(\frac{mg}{L} O_2 \right) = V \times (O_s - O_c) + O_c \quad (\text{Ecuación 3.1})$$

Donde:

- V = valor de la dilución empleada.
- O_c = Cantidad de oxígeno consumida por el agua de dilución (mg/LO₂).
- O_s = Cantidad de oxígeno consumida por la muestra de agua (mg/LO₂).

Para obtener el valor de O_c y O_s se utilizaron las siguientes expresiones:

$$O_c = O_{c0} - O_{c5} \quad (\text{Ecuación 3.2})$$

$$O_s = O_{s0} - O_{s5} \quad (\text{Ecuación 3.3})$$

Siendo:

- O_{c0} = Concentración de oxígeno en el agua de dilución el día 0 (mg/LO₂).
- O_{c5} = Concentración de oxígeno en el agua de dilución el día 5 (mg/LO₂).
- O_{s0} = Concentración de oxígeno en la muestra de agua el día 0 (mg/LO₂).
- O_{s5} = Concentración de oxígeno en la muestra de agua el día 5 (mg/LO₂).

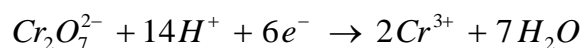
3.2.2.2. Demanda química de oxígeno

La técnica empleada para el estudio de la demanda química de oxígeno en aguas estuvo basada en la determinación fotométrica de la concentración de cromo (III) tras oxidación con dicromato de potasio, ácido sulfúrico y sulfato de plata. Esta técnica es conforme a las condiciones descritas en la Norma ISO 15705.

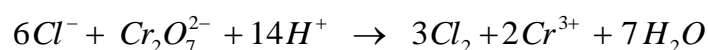
Método y material. La determinación para la DQO se realiza oxidando la materia orgánica con dicromato. Para ello se emplea un exceso de dicromato de potasio en medio ácido, en presencia de sulfato de plata que actúa como agente catalizador, y de sulfato de mercurio (II) que elimina las posibles interferencias debidas a cloruros. El ensayo se realiza a 150 °C utilizando un bloque calefactor (Techne® Dri-Block® modelo FDB033D), manteniendo las muestras a reflujo durante 2 horas. Después de la digestión, el exceso de dicromato de potasio reacciona con sal de Mohr [Fe(NH₄)₂(SO₄)₂·6H₂O] en presencia del indicador redox ferroina (C₃₆H₂₄FeN₆)²⁺ (figura 3.8). La disolución cambia de color verde a rojo, midiéndose la absorbancia a 620 nm. En la práctica la determinación analítica se realizó utilizando el fotómetro

NANOCOLOR® 500D, y el kit rápido NANOCOLOR® DQO (ref. 985 029) con capacidad para la realización de 20 test y un rango de concentraciones comprendido entre 100 y 1.500 mg/L.

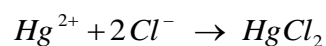
Las reacciones implicadas en la determinación de la DQO son las siguientes:



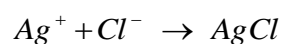
Los cloruros interfieren negativamente en la determinación, según la reacción:



Por lo que para evitar la interferencia se añade HgSO_4 :



Si no existe suficiente HgSO_4 existe el riesgo de que se pierda la catálisis del sulfato de plata por precipitación del catión en forma de cloruro:



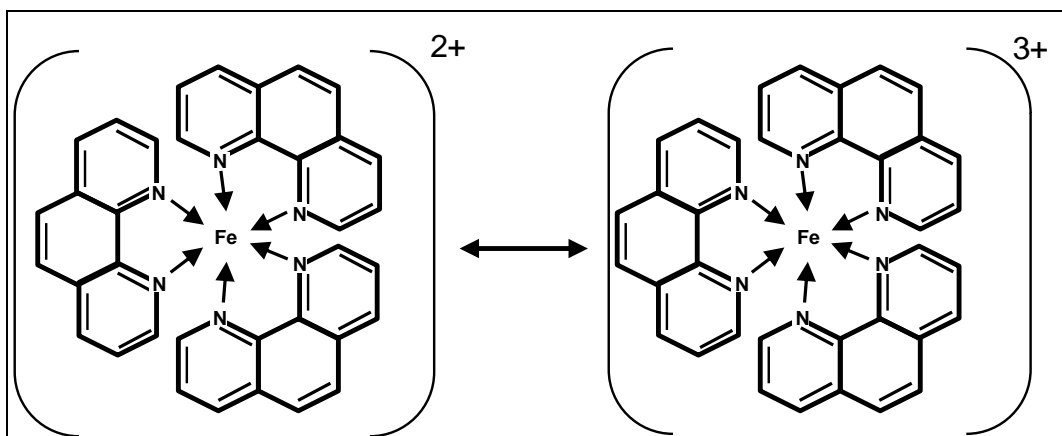


Figura 3.8. Indicador redox ferroina.

Procedimiento. Las muestras etiquetadas como “Entrada” se diluyeron hasta 4 veces, con agua bidestilada y desionizada Milli-Q, mientras que las muestras HF y SF no se diluyeron. 2 mL de muestra se introdujeron en un tubo de test con código de barras que contenía ácido sulfúrico, dicromato potásico, sulfato de mercurio (II), sulfato de plata y sal de Mohr. El tubo se llevó al bloque calefactor donde permaneció a reflujo 2 horas a 150 °C. Transcurrido el tiempo de reacción se dejó reposar 10 minutos, se agitó el tubo, se dejó enfriar a temperatura ambiente y se realizó la lectura fotométrica a 620 nm.

3.2.2.3. Oxígeno disuelto y temperatura

En la técnica electroquímica empleada para la determinación del oxígeno disuelto se siguió la metodología descrita por la Norma UNE-EN 25814:1994.

El método electrométrico se basa en la tasa de difusión del oxígeno molecular a través de una membrana polimérica permeable al oxígeno, que recubre al electrodo y actúa como una barrera de difusión contra muchas impurezas que interfieren en los otros métodos para la determinación del OD.

Para su determinación se utilizó un medidor de oxígeno disuelto portátil modelo HANNA HI 9146N graduado en ppm de oxígeno disuelto. El equipo fue calibrado antes de su utilización en cada muestreo. Las muestras se midieron a 10 centímetros de profundidad practicando una ligera agitación manual con la precaución de no levantar sólidos del fondo para las muestras etiquetadas como SF.

La temperatura, con precisión de $\pm 0,1$ °C se midió con el termómetro incorporado en la sonda de medida del oxígeno.

3.2.2.4. Potencial de hidrógeno

Para la obtención del valor del pH se utilizó la determinación electrométrica basada en una medida potenciométrica en función de la actividad de los iones H^+ . Para ello se utilizó el pH metro electrónico CRISON-GLP21. Previo a la medida, el dispositivo se calibró siguiendo las recomendaciones del fabricante, empleando soluciones tampón a pH 4,01 y 7,00 de CRISON.

3.2.2.5. Conductividad eléctrica, sales disueltas totales y % en cloruro sódico

La técnica electroquímica empleada para la determinación de la conductividad eléctrica siguió la metodología descrita por la Norma UNE-EN 27888:1994.

El método determina la resistencia de la disolución problema, utilizando una célula de conductividad de dimensiones conocidas; el resultado se expresa en $\mu S/cm$ o mS/cm . El instrumento utilizado fue un conductímetro HANNA HI 9835. Previo a la realización de cada media el dispositivo se calibró siguiendo las recomendaciones del fabricante,

empleando una solución estándar de KCl 0,01 M que presentaba una conductividad de 1.413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a una temperatura de 25 °C.

Las sales disueltas totales (TDS) es una medida de la concentración total de iones en solución. Su determinación también se realizó con el conductímetro HANNA HI 9835, calibrado con la misma disolución empleada para la conductividad y expresando los resultados en mg/L. Para obtener este resultado, el conductímetro realiza una operación matemática interna donde el valor de conductividad obtenido es multiplicado por el factor 0,64, expresando el resultado en mg/L TDS.

La medida para obtener el % NaCl se determinó con el mismo conductímetro, calibrado antes de cada medida con la disolución saturada en NaCl al 100 %. Los resultados fueron expresaron en % NaCl, admitiendo que todas las sales contenidas en la muestra de agua son NaCl.

3.2.2.6. Potencial redox

El potencial redox o potencial de oxidación-reducción es una medida de la actividad de los electrones en el medio. En las muestras estudiadas, el potencial redox está relacionado con los procesos de oxidación y reducción en el agua.

El potencial redox se determinó con un potenciómetro Crison micropH 2000 equipado con un electrodo de platino Crison 5057. Al comienzo de cada serie de análisis el dispositivo se calibró siguiendo las recomendaciones del fabricante, empleando una disolución estándar de Ag/AgCl Reagecon RS650, que presentaba un potencial redox de 650 mV a 25 °C.

3.2.2.7. Aceites y grasas

La técnica empleada para la determinación de aceites y grasas en aguas siguió la metodología descrita por la Norma UNE 77038:1983.

Método y material. En la determinación de grasas y aceites no se mide una sustancia específica sino un grupo de sustancias con unas mismas características físico-químicas (solubilidad). Por lo tanto, la determinación de grasas y aceites incluye ácidos grasos, jabones, grasas, ceras, hidrocarburos, aceites y cualquier otra sustancia susceptible de ser extraída con hexano. El material empleado fue:

- Embudo de decantación de 2 litros de capacidad.
- Disolvente orgánico n-hexano.
- Ácido clorhídrico 35 %.
- Desecador.
- Sulfato de sodio anhidro.
- Rotavapor Büchi RE 111.

Procedimiento. Un litro de muestra de agua se introdujo en el embudo de decantación de 2 L y se añadieron 6 mL de HCl y 250 mL de n-hexano; se agitó inicialmente y luego se dejó reposar unos minutos para permitir la separación de fases; se repitió la operación 3 veces como mínimo. La fase acuosa se descartó y la orgánica se introdujo en un matraz de fondo redondo (seco y pesado), pasando por un lecho de Na₂SO₄ anhidro. A continuación el disolvente se eliminó en rotavapor y el matraz se dejó equilibrar en un desecador previo a la pesada final. Los resultados se expresaron en mg/L de aceites y grasas mediante la ecuación 3.4:

$$\text{Aceites y grasas (mg / L)} = \frac{(A - B)}{1 \text{ Litro de muestra}} \quad (\text{Ecuación 3.4})$$

Siendo:

- A = peso del matraz más la grasa extraída (mg).
- B = peso del matraz vacío (mg).

3.2.2.8. Tensioactivos aniónicos

La técnica empleada para el estudio de tensioactivos aniónicos en aguas se basó en la determinación fotométrica mediante las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) o MBAS (Methylene Blue Active Substances, por sus siglas en inglés).

Método y material. El azul de metileno (cloruro de tetrametilitionina, figura 3.9) es un colorante catiónico insoluble en cloroformo que, en presencia de tensioactivos aniónicos, reacciona formando pares iónicos que pueden extraerse con cloroformo, quedando el disolvente coloreado de azul de forma proporcional a la cantidad de tensioactivos aniónicos presentes en la muestra. El método determina todos los tensioactivos que reaccionan con azul de metileno, principalmente tensioactivos aniónicos del tipo sulfatos y sulfonatos, que forman compuestos con máximos de absorbancia a 620 nm. Debido a que los pesos moleculares de estas sustancias son dispares, el resultado se calcula en mg/L de la sal sódica del ácido dodecano-1-sulfónico.

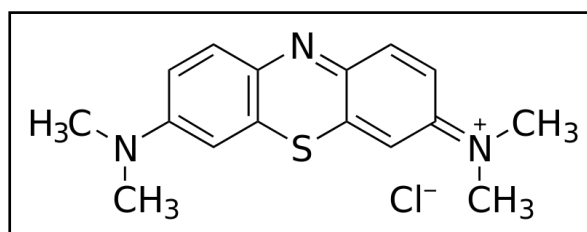


Figura 3.9. Estructura del azul de metileno.

La determinación analítica se realizó en el fotómetro NANOCOLOR® 500D, realizando la calibración interna con el éster metílico del ácido dedocilbencenosulfónico. Se empleó el kit rápido NANOCOLOR® (ref. 985 032) con capacidad para la realización de 20 test y un rango de concentraciones comprendido entre 0,2 y 4 mg/L MBAS.

Procedimiento. Las muestras de entrada se diluyeron hasta 4 veces con agua calidad Milli-Q, mientras que en las muestras HF y SF no se realizaron diluciones. La muestra (4 mL) fue introducida en un tubo de test con código de barras que contenía cloroformo, metanol, fenolftaleína, hidróxido de sodio y ácido sulfúrico, añadiéndole también 500 µL de un reactivo compuesto por azul de metileno, ácido sulfúrico y fosfato de sodio dihidrogenado monohidratado. El tubo se agitó vigorosamente durante 1 minuto, y se introdujo en el fotómetro. La medida se obtiene transcurridos 10 minutos, tras la separación de fases.

3.2.2.9. Tensioactivos catiónicos

La técnica empleada para el estudio de tensioactivos catiónicos en aguas se basó en la determinación fotométrica con azul de disulfina.

Método y material. Los tensioactivos catiónicos son sustancias del tipo de los compuestos de amonio cuaternario, imidazolinas y aminas, que con el colorante aniónico azul de disulfina ($C_{27}H_{31}N_2NaO_6S_2$, figura 3.10) forman un par iónico que puede extraerse con un disolvente orgánico. El color azul de la fase orgánica se mide fotométricamente a 620 nm.

La determinación analítica fue realizada en el fotómetro NANOCOLOR® 500D cuya recta de calibrado interna estuvo determinada con bromuro de N-acetil-N,N,N-trimetilamonio (CTAB). Se empleó el kit rápido NANOCOLOR® referencia 985 034 con capacidad para la realización de 20 test y un rango de concentraciones comprendido entre 0,2 y 4 mg/L CTAB.

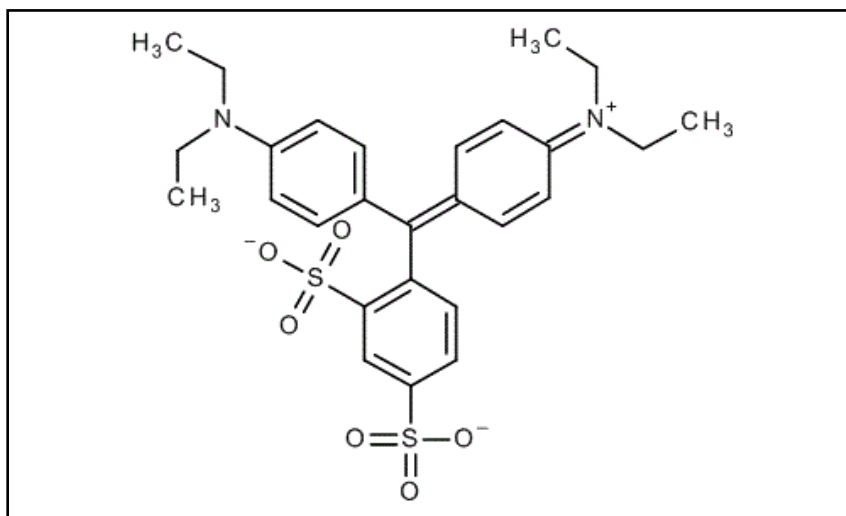


Figura 3.10. Estructura del azul de disulfina: *N*-{4-[(4-(Dietilamino)Fenil) (2,4-Disulfofenil)Metileno]-2,5-Ciclohexadieno-1-Ilideno}-*N*-Etilletanaminio.

Procedimiento. Cuatro mililitros de muestra (sin diluir) se introdujeron en un tubo de test con código de barras que contenía cloroformo y metanol. Se adicionaron 500 μL de un reactivo que contenía el indicador azul de disulfina; se mezcló durante 2 minutos, y se introdujo en el fotómetro, realizando la lectura transcurridos 10 minutos tras la separación de fases.

3.2.2.10. Nitrógeno total

La técnica empleada para la determinación del nitrógeno total fue la descomposición oxidativa de los compuestos nitrogenados para convertirlos en nitratos, con posterior compensación de interferencias y determinación fotométrica utilizando 2,6 dimetilfenol en una mezcla de ácido sulfúrico y ácido fosfórico.

Método y material. Los compuestos inorgánicos como el amoníaco, nitrito y nitrato se determinan en un único valor conjuntamente con compuestos orgánicos nitrogenados tales como aminoácidos, urea, agentes complejantes, etc. La determinación se realizó

utilizando el fotómetro NANOCOLOR® 500D y el kit NANOCOLOR nitrato (ref. 985 064) con capacidad para la realización de 20 test y un rango de concentraciones comprendido entre 0,5 y 22 mg/L N.

Procedimiento. Todas las muestras fueron diluidas hasta 10 veces con agua calidad Milli-Q para el caso de las aguas de entrada. Cinco mililitros de muestra fueron introducidos en un tubo de test con código de barras, y se añadió el reactivo naranja, conteniendo peroxodisulfato de potasio; se agitó y se llevó al bloque calefactor donde permaneció a reflujo durante una hora a 100 °C para su digestión. Después de enfriarse el tubo se adicionó el reactivo negro (NaOH y sodio disulfito) y se agitó hasta su completa disolución. Una alícuota de 500 µL se introdujo en otro tubo de kit que contenía ácido sulfúrico y ácido fosfórico junto con 500 µL de solución del reactivo 2,6-dimetilfenol. Este tubo se volteó tres veces antes de introducirlo en el fotómetro y obtener la medida al cabo de 10 minutos.

3.2.2.11. Nitratos

La técnica empleada para el estudio de nitratos en aguas se basó en la determinación fotométrica con 2,6-dimetilfenol, en una mezcla de ácido sulfúrico y ácido fosfórico.

Método y Material. Los iones nitrato presentes en una muestra de agua reaccionan, en presencia de sulfúrico y fosfórico, con 2,6-dimetilfenol formando 4-nitro-2,6-dimetilfenol (figura 3.11). Este compuesto desarrolla un color anaranjado cuya concentración se determina fotométricamente a una longitud de onda de 365 nanómetros.

La determinación analítica se realizó en el fotómetro NANOCOLOR® 500D, utilizando el kit NANOCOLOR® (ref. 985 064) con capacidad para la realización de 20 test y un rango de concentraciones comprendido entre 0,3 y 22 mg/L NO₃-N.

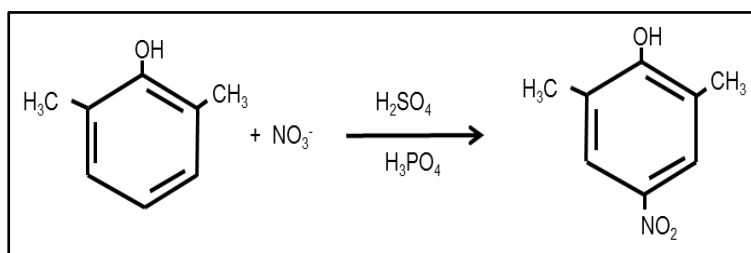


Figura 3.11. Reacción de los iones nitrato con 2,6-dimetilfenol para formar 4-nitro-2,6-dimetilfenol.

Procedimiento. Las muestras de entrada y HF se diluyeron hasta 4 veces con agua calidad Milli-Q, mientras que las muestras SF fueron directas. 500 μ L de muestra se introdujeron en un tubo de test que contenía ácido sulfúrico y fosfórico, añadiéndole también 500 μ L del reactivo 2,6-dimetilfenol. El tubo fue agitado vigorosamente e introducido en el fotómetro obteniendo la medida transcurridos 10 minutos.

3.2.2.12. Nitritos

La técnica empleada para el estudio de nitritos en aguas estuvo basada en la determinación fotométrica mediante el empleo de sulfanilamida y N-(1-naftil)-etilendiamina.

Método y Material. Los iones nitrito en presencia de un tampón ácido y una amida aromática (sulfanilamida) forman una sal de diazonio. Ésta reacciona con N-(1-naftil)-etilendiamina obteniéndose como producto un diazocompuesto coloreado violeta-rojizo cuyo máximo de absorbancia es a 540 nm (figura 3.12).

La determinación analítica se realizó en el fotómetro NANOCOLOR[®] 500D, utilizando el kit NANOCOLOR[®] (ref. 985 069) con capacidad para la realización de 20 test y un rango de concentraciones comprendido entre 0,3 y 22 mg/L NO₂-N.

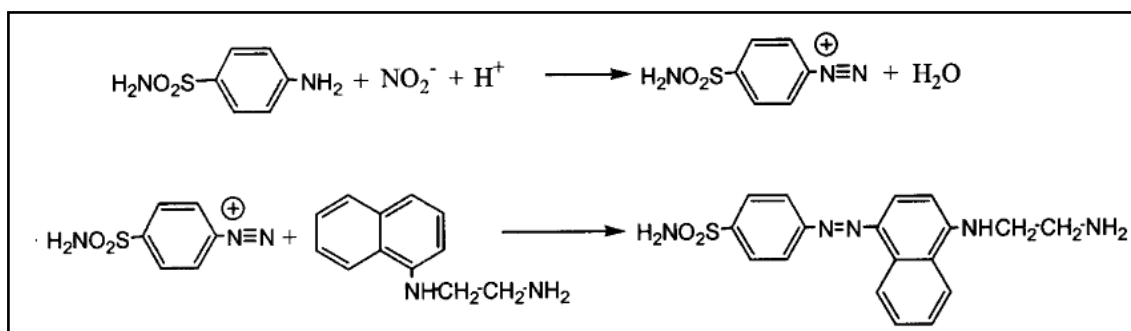


Figura 3.12. Reacción de los iones nitrito con sulfanilamida formando una sal de diazonio que reacciona con N-(1-naftil)-etilendiamina para producir un diazocompuesto.

Procedimiento. 200 μL de muestra sin diluir se introducen en un tubo de test que contenía sulfanilamida y N-(1-naftil)-etilendiamina, añadiéndole también la solución del reactivo ácido cítrico. El tubo fue agitado vigorosamente e introducido en el fotómetro, obteniendo la medida transcurridos 15 minutos.

3.2.2.13. Amonio

La técnica empleada para el estudio del amonio en aguas estuvo basada en la determinación fotométrica de un indofenol.

Método y material. El amoniaco reacciona, a un pH aproximado de 12,6, con hipoclorito sódico y salicilato, en presencia de nitroprusiato sódico ($\text{Na}_2[\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) como catalizador, formándose un indofenol azul que es medido a 690 nm (figura 3.13).

La determinación analítica se realizó en el fotómetro NANOCOLOR[®] 500D, utilizando el kit NANOCOLOR[®] (ref. 985 005), conteniendo 20 test y un rango de concentración comprendido entre 1 y 40 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$.

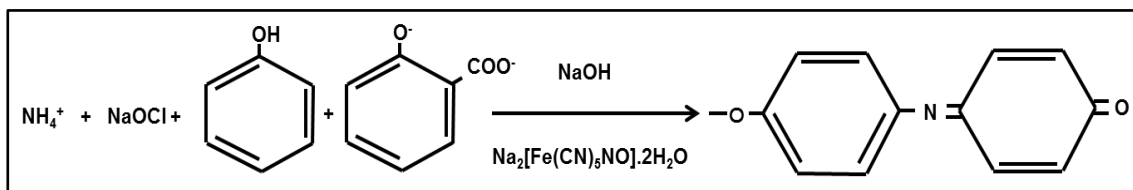


Figura 3.13. Reacción del amonio y el salicilato, en presencia de nitroprusiato sódico, para formar un indofenol.

Procedimiento. Las muestras de entrada y HF se diluyeron 4 veces con agua calidad Milli-Q, mientras que las muestras SF fueron directas. 200 μL de muestra fueron introducidos en un tubo de test con código de barras que contenía hipoclorito sódico y salicilato de sodio, añadiéndole posteriormente la solución del reactivo de nitroprusiato sódico. El tubo fue agitado vigorosamente e introducido en el fotómetro obteniendo la medida transcurridos 15 minutos.

3.2.2.14. Fósforo total y orto Fosfato

La técnica empleada para el estudio del contenido de fósforo en aguas estuvo basada en una determinación fotométrica, utilizando azul de molibdeno, tras hidrólisis ácida y oxidación a 100-120 $^{\circ}\text{C}$.

Método y material. Los ortofosfatos en disolución ácida y en presencia de exceso de molibdato de amonio forman un complejo de fosfomolibdato $[(\text{NH}_3)_4(\text{PMo}_{12}\text{O}_{40})]$ que, una vez reducido por el cloruro de estaño (II) y en presencia de antimonio, desarrolla una coloración azul (azul de molibdeno) susceptible de determinación espectrofotométrica a 690 nm. La formación de este complejo con Mo se realiza porque el ión simple es más estable que el complejo, dando un compuesto de estado de oxidación inferior [Mo(V)] y de coloración azul intenso.

En el caso del fósforo total se precisa un proceso de digestión, calentado la muestra con persulfato de potasio ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) y ácido sulfúrico. Los compuestos fosforados en sus

diferentes formas son transformados a ortofosfatos, los cuales se determinan de forma análoga a la comentada anteriormente.

La determinación analítica se realizó en el fotómetro NANOCOLOR® 500D, utilizando el kit rápido NANOCOLOR® referencia 985 080 con capacidad para la realización de 20 test y un rango de concentraciones comprendido entre 0,3 y 15 mg/L P.

Procedimiento. Para determinar fósforo total las muestras de entrada y HF se diluyeron 4 veces con agua calidad Milli-Q, mientras que las muestras SF no fueron diluidas. 0,5 mL de agua se introdujeron en un tubo de test que contenía ácido sulfúrico junto al reactivo de persulfato de potasio. El tubo fue agitado vigorosamente e introducido en el bloque calefactor donde permaneció 30 minutos a 120 °C. Una vez enfriado se añadieron los reactivos R₃ (SnCl₂) y R₄ (molibdato de amonio). El tubo fue agitado y llevado al fotómetro que mostró la medida transcurridos 10 minutos.

En la determinación del orto fosfato las diluciones de las muestras fueron las mismas que para el fósforo total. 0,5 mL de agua se introdujeron en un tubo de test junto a los reactivos de (SnCl₂) R₃ y molibdato de amonio. El tubo se agitó y se midió en el fotómetro al cabo de 10 minutos.

3.2.2.15. Sólidos decantables

El protocolo analítico empleado para la determinación de los sólidos decantables en las aguas siguió la metodología descrita por la Norma UNE-EN 77032:2002. Los sólidos decantables son las partículas que, encontrándose dispersas en el agua, caen al fondo por la acción de la gravedad en estado de reposo.

Material y procedimiento. La muestra de agua se introdujo en un cono Imhoff de 1 L de capacidad hasta la marca de enrase un litro. Se dejó reposar 45 minutos al cabo de los cuales se frotó la parte interior del cono con una varilla para desprender las

posibles sustancias adheridas y dejarlas sedimentar. Transcurridos 15 minutos se midió el volumen (mL) de sedimento, por lectura directa en la escala del cono Imhoff. El resultado se expresó en mL/L.

3.2.2.16. Sólidos totales en suspensión

La técnica empleada para la determinación de los sólidos totales en suspensión siguió las recomendaciones descritas por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA, 1989).

Método y material. Los sólidos suspendidos totales o el residuo no filtrable de una muestra de agua se define como la porción de sólidos retenidos por un filtro de fibra de vidrio que, posteriormente, se seca a 103-105 °C hasta peso constante, realizándose la cuantificación mediante gravimetría. Los materiales utilizados fueron:

- Equipo de filtración a vacío.
- Bomba de vacío KNF Neuberger D - 79112 Freiburg.
- Discos de filtro de acetato celulosa de 0,45 µm, Whatman.
- Desecador.
- Estufa de secado y esterilización Selecta, modelo Conterm tipo Poupinel.

Procedimiento. El disco de filtración se lavó con agua destilada, se secó a 105 °C durante una hora, se enfrió en desecador y se pesó con una precisión de 0,1 mg hasta peso constante.

El filtro seco se colocó en el equipo de filtración y se conectó el vacío. Se filtró una cantidad conocida de la muestra de agua decantada previamente para la determinación de los sólidos sedimentables. El filtrado se desechó y el filtro se desecó

durante una hora a 105 °C de temperatura hasta peso constante. El valor de la materia en suspensión se expresó en mg/L empleando la siguiente ecuación 3.5:

$$\text{Sólidos Totales en Suspensión (mg/L)} = \frac{(A - B)(\text{mg}) \times 1000}{\text{Volumen de Muestra (mL)}} \quad (\text{Ecuación 3.5})$$

Siendo:

- A = peso del filtro + residuo seco (mg).
- B = peso del filtro (mg).

3.2.2.17. Turbiedad

La técnica empleada para la determinación de la turbidez siguió la metodología descrita por la Norma UNE-EN-ISO 7027.

Método. Las partículas dispersas finas y no disueltas presentes en los líquidos, como puede ser el agua, producen un enturbiamiento al dispersar la luz. De forma estándar se mide la dispersión de luz infrarroja recibida en un ángulo de 90 ° sobre la fuente emisora. La turbiedad medida mediante este método es expresada en unidades nefelométricas de turbiedad (NTU).

Equipos y material. El equipo empleado para esta determinación fue un turbidímetro Lovibond®, modelo TurbiCheck. El equipo se calibró antes de realizar cada serie de medidas utilizando cuatro estándares de enturbiamiento comprendidos entre < 0,1 y 800 NTU.

3.2.2.18. Metales

El análisis para la determinación de metales se realizó mediante la técnica de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), que permitió la identificación (análisis cualitativo) y cuantificación, siguiendo las indicaciones del método EPA 6020A. Para la determinación de los elementos sodio, calcio y magnesio, se empleó la metodología descrita en el Método EPA Method 6010C, utilizando un equipo de plasma de acoplamiento inductivo con detección óptica de la emisión espectral (ICP-OES).

Método y material. En esta técnica, la introducción continua de la muestra líquida y un sistema de nebulización forma un aerosol que es transportado por el gas argón a la antorcha del plasma, acoplado inductivamente por radio frecuencia. En el plasma, debido las altas temperaturas que se



Figura 3.14. ICP-MS Agilent 7500ce.

alcanzan, los analitos son atomizados e ionizados generándose los espectros de emisión atómicos de líneas características. Los espectros son dispersados por la red de difracción y el detector sensible a la luz mide las intensidades de las líneas. La información es procesada por el sistema informático.

Para el análisis de los metales pesados, se empleó un espectrómetro de masas con inducción acoplada de plasma ICP-MS Agilent 7500ce (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA), equipado con tecnología de celda de colisión de helio, nebulizador

concéntrico Micromist, cámara tipo Scott, y automuestreador CETAC ASX-520, ubicado en el Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT) (figura 3.14). Sodio, calcio y magnesio se determinaron con el equipo ICP-OES mencionado anteriormente.

Procedimiento. Las muestras de agua, acidificadas “*in situ*” con HNO₃, se filtraron a través de discos de acetato de celulosa de 0,45 µm y diluidas con agua acidulada (HNO₃ al 3 %). Las diluciones empleadas fueron la 1/5 excepto para Na, Ca y Mg que se diluyeron 10 veces. Después de las diluciones se analizaron en el equipo descrito, obteniendo las concentraciones expresadas en µg/L (ppb) para los metales, o en mg/L (ppm) para sodio, calcio y magnesio.

3.2.3. Análisis microbiológico

El análisis microbiológico de las muestras de agua se llevó a cabo en el laboratorio de microbiología del Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, provisto de los equipos necesarios para garantizar las condiciones necesarias de esterilidad. La manipulación de las muestras se realizaron en una campana de flujo laminar (Telstar AV-100) provista de un filtro HEPA (High Efficiency Particulate Air) capaz de retener partículas de tamaño $\geq 0,3$ µm. El material del laboratorio microbiológico se esterilizó utilizando el autoclave SX-500 E, Tomy digital Biology Co; Tokio (Japón). El equipo de filtración en membrana cumplía las condiciones de la Norma UNE-EN ISO 8199. Se utilizaron filtros de membrana estériles de 0,45 µm de tamaño nominal de poro conformes a la Norma ISO 7704:1985. Las estufas bacteriológicas y de cultivo fueron BINDER, modelo BF 53 L, 40x40x33, con temperatura regulable desde + 5 °C temperatura ambiente hasta 100 °C. El agitador vortex utilizado fue el VWR Collection, modelo VV3, las campanas de anaerobiosis y los sobres de anaerobios fueron Genbox.

Para la manipulación de las muestras, elección de metodología de siembra y determinación de microorganismos se siguieron las indicaciones recogidas en la Norma UNE EN-ISO 8199:2005 sobre calidad del agua y que dicta las orientaciones generales para el recuento de microorganismos en cultivo.

3.2.3.1. Recuento de aerobios mesófilos

La técnica empleada para la determinación de aerobios mesófilos en aguas fue la metodología descrita en la Norma UNE EN ISO 6222:1999.

Procedimiento. Una vez recibidas las muestras en el laboratorio se prepararon las diluciones correspondientes utilizando agua de peptona. Para el agua de entrada se prepararon diluciones de hasta 10^{-7} , mientras que las muestras HF y SF no superaron la dilución 10^{-4} . Las placas se inocularon con la técnica de incorporación en placa (siembra en masa) en medio PCA (Plate Count Agar, por sus siglas en inglés) (APHA, 1960) y la incubación se llevó a cabo a $37\text{ °C} (\pm 1\text{ °C})$ durante 48 ± 3 horas.

Identificación. Las colonias típicas de aerobios mesófilos en este medio aparecen de color blanco y adoptan casi cualquier forma y tamaño, contándose todas las colonias. Los resultados fueron expresados en UFC (unidades formadoras de colonias)/100 mL.

3.2.3.2. Enterobacterias totales

Las muestras fueron diluidas con agua de peptona. Para el agua de entrada se prepararon diluciones de hasta 10^{-5} mientras que las muestras HF y SF no superaron la dilución 10^{-3} . Las placas se inocularon mediante siembra en masa utilizando el medio de cultivo agar VRBG (Violet Red Bile Agar with Glucose, por sus siglas en inglés). La incubación se llevó a cabo a $37\text{ °C} (\pm 1\text{ °C})$ durante 24 ± 3 horas.

Identificación. Las colonias de enterobacterias totales aparecen de color violeta o rosa, adoptando diferentes formas y contándose todas las colonias. Los resultados se expresaron en UFC/100 mL.

3.2.3.3. Coliformes termotolerantes y *E-coli*

La técnica empleada para la determinación de coliformes fecales y *E. coli* en el agua fue la metodología descrita en la Norma UNE-EN ISO 9308-1:2000: método de filtración en membrana, con la variación de la utilización de un medio de cultivo cromogénico, aprobado según Orden SCO/778/2009: *Método de detección y recuento de bacterias coliformes y de Escherichia coli en aguas de consumo por filtración de membrana utilizando agar cromogénico para coliformes (ACC)*.

Procedimiento. En las muestras de entrada se llegó hasta la dilución 10^{-4} mientras que las muestras HF y SF las muestras fueron directas o con dilución 10^{-1} . Las placas se inocularon mediante siembra en masa utilizando el medio de cultivo agar Rose-Gal BCIG (5-bromo-4-cloro-3-indolil- β -D-glucuronato) Biokar. La incubación se llevó a cabo a 44 °C (± 1 °C) durante 24 \pm 3 horas.

Identificación. Las colonias de color púrpura fueron las características de *E. coli* (acción conjunta de la β -glucuronidasa más β -galactosidasa), mientras que las colonias rosas correspondieron a coliformes termotolerantes (efecto de β -galactosidasa). Los resultados fueron expresados en UFC/100 mL. Para las pruebas bioquímicas de identificación se utilizó la galería EnteroPluri-Test.

3.2.3.4. *Salmonella*

El estudio de la presencia o ausencia de *Salmonella* spp. en las muestras de aguas se realizó mediante tres métodos diferentes:

- Norma UNE-EN ISO 19250:2010, sobre la calidad del agua. Detección de *Salmonella* spp.
- Método “Sesame *Salmonella* Test[®]” de la firma Biokar, como procedimiento alternativo al método oficial (Norma ISO 6579:2002), certificado por AFNOR bajo el número de referencia BKR 23/04-12/07.
- Método de determinación de *Salmonella* mediante la reacción en cadena de la polimerasa (PCR), validado por AFNOR con el Certificado ABI-29/02-09/10, como alternativa analítica al Método UNE-EN ISO 6579:2002 y ampliándose también a muestras medioambientales. Se utilizó el sistema “PCR Applied Biosystems[®] 7500 Fast Real-Time” gobernado por el software software RapidFinder[™] (figura 3.15), junto a los kits prepSEQ[®] Rapid Spin Sample y microSEQ[®] *Salmonella* spp (figura 3.16).

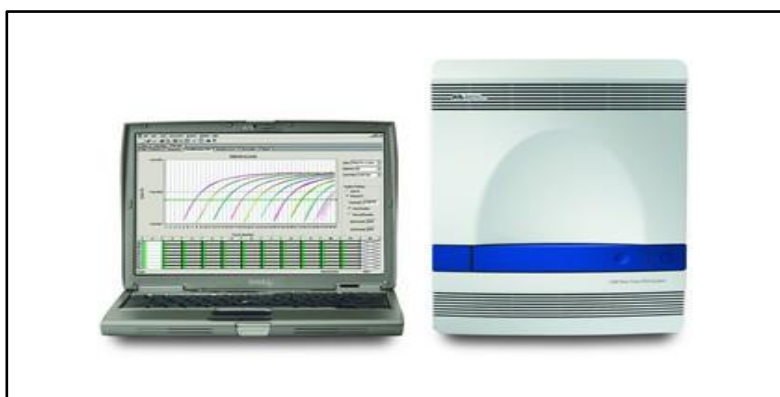


Figura 3.15. Applied Biosystems[®] 7500 Fast Real-Time PCR.



Figura 3.16. kit prepSEQ[®] Rapid Spin Sample (izquierda) y kit microSEQ[®] *Salmonella* spp. (derecha).

Procedimiento. Para la determinación de *Salmonella* mediante la norma ISO 19250:2010 se tomaron 25 mL de muestra y se llevaron a 250 mL con agua de peptona en una bolsa aséptica, incubándose a 37 °C (± 1 °C) durante 24 h. Una alícuota de 1 mL se llevó a un tubo de ensayo con medio Rappaport-Vassiliadis y soja (RVS) (BioMerieux, Marcy l'Etoile, France), y se incubó 24 horas a 41,5 °C (± 1 °C). 0,1 mL de la muestra del medio rappaport incubado se sembraron en superficie mediante triple estría en el medio InTray™ Colorex™ *Salmonella*, incubándose a 37 °C (± 1 °C) durante 24 \pm 3 h.

En la determinación de *Salmonella* empleando el método “Sesame *Salmonella* Test”®, 25 mL de muestra de agua se añadieron a 225 mL de medio “*Salmonella* Enrichment”. Seguidamente, la mezcla se introdujo en un homogeneizador tipo stomacher durante 2 min y, a continuación, se incubó a 37 \pm 1 °C durante 18 \pm 2 h. Tres gotas de la muestra pre-enriquecida se inocularon en el medio semisólido “Sesame *Salmonella* Detection” a 41,5 \pm 1 °C durante 24 \pm 3 horas.

Utilizando la técnica de la PCR, 25 mL de muestra se llevaron a 225 mL de agua de peptona, homogeneizándose e incubándose a 37 °C (± 1 °C) durante 24 \pm 3 h. Una alícuota de 750 μ L se llevó a un vial eppendorf acoplado a una columna de spin del kit prepSEQ® y se centrifugó durante 3 minutos a 14.000xg. La columna de spin se eliminó y quedó en el fondo del vial un pelet bacteriano al que se le eliminó el sobrenadante. Se añadieron 50 μ L de buffer de lisis para re-suspender el precipitado y se incubó a 95 °C durante 10 minutos, para centrifugar después durante 1 minuto a 14.000xg. Se tomaron 30 μ L de la muestra del paso anterior para introducirlos en los tubos eppendorf del kit microSEQ® y llevar al sistema PCR.

Identificación. Utilizando la metodología de la Norma ISO 19250:2010, las placas con presencia de colonias color malva fueron presuntivas de ser *Salmonella* mientras que las azules se deben a otros coliformes.

En el método “Sesame *Salmonella* Test”®, la presencia, en las placas con medio “Sesame *Salmonella* Detection” de un halo blanco y opaco con un diámetro igual o

superior a 30 mm en el punto de inoculación indicó la presencia presuntiva de *Salmonella*.

La identificación mediante PCR arrojó curvas de crecimiento típicas para *Salmonella* ssp., comparadas con un control positivo para cada análisis.

3.2.3.5. Clostridium sulfito-reductores

La técnica empleada para la determinación de *Clostridium* sulfito-reductores en el agua fue la metodología descrita en la Norma UNE-EN 26461-2: método de filtración por membrana.

Procedimiento. Para esta determinación se realizó la dilución 10^{-1} y 10^{-2} para el agua de entrada con agua de peptona y ninguna dilución para las aguas HF y SF. Las placas se inocularon con la técnica de siembra en masa usando el medio de cultivo agar TSC, en condiciones de anaerobiosis a 37 °C durante 48 - 72±3 h.

Identificación. Las colonias de *Clostridium* sulfito-reductores aparecen de color negro. Las colonias blancas o grises son presuntivas si la anaerobiosis no ha sido correcta.

3.2.3.6. Huevos de nematodos intestinales

La técnica empleada en la determinación de huevos de nematodos intestinales en el agua fue el método Bailinger modificado por Bouhoum y Schwartzbrod, descrito por Aires y Mara en 1996.

Equipos y material

- Cámara Mc Master (célula de recuento).
- Microscopio Erma Optical Works, LTD., Tokyo, Japan.

- Centrífuga Hettich D-78532 Tuttlingen.
- pH metro Crison-GLP21.
- Tubos de centrífuga de 15 mL.
- Pipetas Pasteur.
- Sulfato de zinc.
- Acetato de etilo.
- Tampón acetoacético.
- Solución de detergente conteniendo 1 mL de Tween 80.

Procedimiento. Las muestras recibidas en el laboratorio, se agitaban, se tomaba una alícuota correspondiente (1 o 10 litros) y se dejaban reposar durante 2 horas. Después de ese tiempo, se retiraba el 90 % del líquido sobrenadante y se llevaba el sedimento a tubos de centrífuga para su centrifugación a 1.000xg durante 15 minutos, lavando antes con una disolución de detergente.

El sobrenadante de los tubos de centrífuga se retiró, y se añadió la misma cantidad de tampón acetoacético que de precipitado quedaba en el tubo. Se adicionó, a continuación acetato de etilo y se agitó hasta completa dispersión. Tras centrifugar a 1.000xg durante 15 minutos, se obtuvieron tres fases. Las dos fases superiores fueron eliminadas, se anotó el volumen de precipitado y se volvió a suspender con disolución de sulfato de zinc (33 %). El volumen final se anotó, se agitó de nuevo en el vortex y una alícuota se llevó a la cámara de recuento McMaster dejándola reposar durante 5 minutos para permitir la flotabilidad en superficie de los posibles huevos presentes en las aguas.

Por último se llevó la cámara McMaster al microscopio examinándose con lentes de aumento de 10x y 40x.

Identificación. Los huevos presentes en las dos cámaras de la placa McMaster fueron contabilizados y el resultado final se obtuvo a partir de la ecuación 3.6, expresándose en huevos de nematodos/L:

$$N = \frac{A \cdot X}{P \cdot V} \quad (\text{Ecuación 3.6})$$

Siendo:

- N = número de huevos de nematodos por litro en la muestra.
- A = número de huevos contenidos en la cámara McMaster.
- X = Volumen del precipitado final.
- P = Volumen de la cámara McMaster (0,3 mL).
- V = volumen de la muestra en litros.

3.2.4. Análisis estadístico

Las muestras experimentales fueron determinadas por triplicado, obteniéndose su desviación estándar. En el caso de la población microbiana los resultados fueron transformados a \log_{10} para la obtención de medias geométricas.

La eficiencia en el proceso de eliminación se estudió calculando los rendimientos expresados como tanto por ciento, utilizando la expresión 3.7.

$$\frac{V_{\text{Entrada}} - V_{\text{Salida}}}{V_{\text{Entrada}}} \cdot 100 \quad (\text{Ecuación 3.7})$$

Donde:

- V_{Entrada} = la media del valor del parámetro de entrada.

- V_{Salida} = la media del valor del parámetro de salida.

Para establecer las posibles relaciones entre los diferentes parámetros de estudio, se realizó un análisis estadístico de regresión lineal simple a un intervalo de confianza del 95 % (significancia del 5 %) mediante el programa SYSTAT12 mostrando como resultado los valores del coeficiente de regresión R^2 y el p-valor calculado.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Consideraciones iniciales

El humedal construido objeto de estudio se encuentra ubicado en una zona declarada como vulnerable a la contaminación por nitratos según Decreto 218/2009, de 4 de diciembre, del Consell, por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias donde se fija un límite de vertido para los nitratos de 50 mg/L. Sin embargo, se trata de una zona no sensible, no estando recogida en la Resolución de 30 de junio de 2011, de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intercomunitarias.

Los ayuntamientos y las Comunidades Autónomas pueden legislar sobre valores máximos de concentración de contaminantes en los vertidos efectuados a colectores

municipales pero el sistema objeto de estudio se diseñó para evitar todo tipo de vertido, es impermeable con evaporación total del efluente final. En el caso necesario, el vaciado del sistema se realizaría mediante traslado en cisternas a una zona reglada por el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, establecido por el R.D. Ley 11/95 y R.D. 509/96 donde se establecen límites de emisión, teniendo en cuenta que el vertido se realiza en un cauce natural.

En la consideración de aguas destinadas para vertido en zonas no sensibles los parámetros a tener en cuenta deben ser DBO₅, DQO y SST; aplicándose el valor de concentración dado por el R.D. 509/96 o el porcentaje de reducción correspondiente. Para realizar un vertido en las zonas declaradas como sensibles se aplicarán, además de los parámetros citados anteriormente, los valores límites para nitrógeno total y fósforo total.

Para catalogar un agua como reutilizable, atendiendo los criterios de calidad para la reutilización de las aguas según sus usos, se eligió la opción como uso agrícola calidad 2.1, destinada a riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco. Esta decisión fue tomada debido a que en viviendas unifamiliares aisladas es muy común encontrar pequeños huertos destinados al autoconsumo, y es probable que el agua depurada pudiera utilizarse para el riego de plantaciones familiares de verduras y hortalizas.

En la tabla 4.1 se resumen los valores de los parámetros legales y los porcentajes de reducción para catalogar a las aguas residuales tratadas como vertido según el R.D. 509/1996 o para su reutilización como calidad 2.1 según el R.D. 1620/2007.

Tabla 4.1. Parámetros legales para reutilización y vertido de aguas residuales.

Parámetro	Vertido	%	Reutilización
	R.D. 509/1996	Reducción	R.D. 1620/2007
DBO ₅ (ppmO ₂)	25	70 - 90	25
DQO (ppmO ₂)	125	75	125
Sólidos totales en suspensión (ppm)	60 - 150	90	20
Nitrógeno T (ppm)*	15	70 - 80	15
Fósforo T (ppm)*	2	80	2
Turbidez (UNT)	-	-	10
Nematodos intestinales (huevos/10L)	-	-	1
<i>E.coli</i> (UFC/100mL)	-	-	100
<i>Salmonella</i> (presencia/ausencia)	-	-	Ausencia
<i>Legionella</i> (UFC/L)	-	-	1.000
Conductividad (mS/cm)	-	-	3,0
RAS (meg/L)	-	-	6
Boro (ppm)	-	-	0,5
Arsénico (ppm)	-	-	0,1
Berilio (ppm)	-	-	0,1
Cadmio (ppm)	-	-	0,01
Cobalto (ppm)	-	-	0,05
Cromo (ppm)	-	-	0,1
Cobre (ppm)	-	-	0,2
Manganeso (ppm)	-	-	0,2
Molibdeno (ppm)	-	-	0,01
Níquel (ppm)	-	-	0,2
Selenio (ppm)	-	-	0,02
Vanadio (ppm)	-	-	0,1

* Datos aplicables a zonas declaradas como sensibles.

Otros parámetros analíticos como pH, temperatura, aceites y grasas, tensioactivos aniónicos y catiónicos, compuestos nitrogenados (nitrato, nitrito y amonio), orto-fosfato, contenido de oxígeno, sólidos decantables, % NaCl y sólidos totales disueltos (TDS), recuento de aerobios mesófilos, enterobacterias totales y *Clostridium* sulfito-reductores, también han sido estudiados para comprobar la efectividad en el proceso de depuración del sistema. El estudio de la presencia de *Legionella* ha sido omitido debido a que en este tipo de sistemas no existe riesgo de aerosolización.

4.1.1. Climatología de la zona y características del humedal FWS

Balance hídrico anual

Se hizo necesario el cálculo del balance hídrico del sistema, para su correcta evaluación, al no disponerse del mismo en los datos aportados por el propietario.

En el cálculo del balance hídrico se estiman los cambios producidos en el caudal del sistema, como consecuencia de los factores climatológicos que suceden en el tiempo y que afectan al flujo de agua que permanece en el humedal.

Considerando el humedal como un sistema abierto, se establecen las entradas y salidas de la siguiente manera:

- Entradas: Precipitaciones (P), Afluente (A), Producto recirculado (R).
- Salidas: Efluente (E), Evapotranspiración (ETO), Consumo de la constitución de los tejidos de la biocenosis (C), Infiltración (I).

Se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- El consumo de la constitución de los tejidos de la biocenosis se considera desestimable.
- El humedal está impermeabilizado, lo que da lugar a que volumen de agua residente en el humedal permanezca estanco; por lo tanto no hay infiltración.
- No hay recirculación en todo el sistema.
- No hay efluente ya que se trata de un sistema destinado a evaporación.

El balance o almacenamiento del sistema (ecuación 4.1) se define por la diferencia de las entradas menos las salidas quedando de la siguiente manera:

$$\text{Almacenamiento} = (P + A) - (ETO) \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

Cantidad de efluente

La cantidad de aguas residuales domésticas generadas se calcula como la diferencia entre el agua consumida del sistema de abastecimiento y el agua utilizada para cocinar, beber, regar el césped y el jardín, limpieza del hogar y aseo personal. Las heces y otros productos de desecho que se unen a las aguas residuales llegan aproximadamente a los 1,4 Kg por persona al día. De forma aproximada, la cantidad de aguas residuales domésticas representa casi el 70 % del agua consumida.

El volumen de aguas residuales sufre variaciones horarias, diarias y anuales. Según Imhoff (1989) puede apreciarse un incremento de aguas residuales al comienzo de la semana, debido al lavado de ropa y al final de la semana debido a la limpieza de la casa. Durante los festivos la cantidad de aguas residuales se reduce de forma notoria excepto cuando se tienen invitados que aumenta de forma variable. En los cálculos se considera un aporte constante de agua anual.

Los datos de agua consumida por la vivienda, aportados por el propietario, ascienden a 140 m³ anuales. El consumo diario medio en la Comunidad Valenciana para el año 2010, según el Instituto Nacional de Estadística (INE, 2012), fue de 157 litros por persona y día, mientras que los datos aportados por el propietario muestran un consumo diario de 95,9 litros. La diferencia de consumo, más de 60 litros, puede ser debida a una mayor conciencia social con el ahorro de recursos naturales por parte del propietario, que declaró prácticas como el consumo de agua embotellada, utilización de lavadora y lavavajillas al completo, empleo de cisternas para sanitarios provistos con media descarga y uso sostenible del agua para el aseo personal, entre otras.

Considerando la relación del 70 % entre el agua consumida y el agua residual, el volumen de efluente por persona y día fue del orden de los 68 L.

Hidrología y evapotranspiración

Los datos de partida referentes a la precipitación y la evaporación potencial se obtuvieron del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) (tabla 4.2). La evapotranspiración potencial está calculada mediante el método Penman-Monteith (FAO, 2006), en el caso de las estaciones agroclimáticas. En concreto se han utilizados los datos medios correspondientes a la estación agroclimática ubicada en la localidad de Elche desde el año 1999.

Tabla 4.2. Evapotranspiración potencial mensual y precipitación media mensual de la estación agroclimática de Elche (IVIA).

Mes	Eto Potencial (mm/m²)	Precipitación_M (mm/m²)
Enero	36,41	20,26
Febrero	49,45	13,85
Marzo	77,10	25,05
Abril	105,70	33,28
Mayo	124,90	18,61
Junio	157,50	9,30
Julio	164,00	1,84
Agosto	149,37	8,16
Septiembre	108,03	43,47
Octubre	71,01	34,26
Noviembre	43,50	32,79
Diciembre	32,75	20,68
Total	1119,70	261,54

Evapotranspiración de cultivo, coeficientes de cultivo

El coeficiente de cultivo (K_c) determina la diferencia de evapotranspiración de la planta considerada con respecto a la evapotranspiración potencial o de referencia. Por lo tanto la evapotranspiración del cultivo vendrá definida por la ecuación 4.2:

$$Eto_{cultivo} = Eto_{potencial} \times Kc \quad (\text{Ecuación 4.2})$$

En el documento publicado por la FAO (2006) titulado “Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos” se encuentran recogidos los valores de los coeficientes para algunas plantas macrófitas acuáticas (anea, carrizo y vegetación pequeña genérica), y para el agua libre (tabla 4.3). Se puede observar que los coeficientes de cultivo y por tanto su capacidad de transpiración es superior a la unidad, debido a la disponibilidad permanente de agua que tienen estas plantas.

Tabla 4.3. Valores de coeficiente de cultivo para algunas plantas macrófitas acuáticas y agua libre (FAO, 2006).

Cultivo	Kc _{ini}	Kc _{med}	Kc _{fin}
Anea (<i>Typha</i>), Junco (<i>Scirpus</i>), muerte por heladas	0,3	1,20	0,3
Anea, Junco, sin heladas	0,6	1,20	0,6
Vegetación pequeña, sin heladas	1,05	1,20	1,10
Carrizo (<i>Phragmites</i>), con agua sobre el suelo	1,00	1,20	1,00
Carrizo, suelo húmedo	0,90	1,20	0,7
Agua libre, < 2 m profundidad o en climas sub-húmedos o trópicos		1,05	1,05
Agua libre, > 5 m profundidad, sin turbidez, clima templado		0,65	1,25

Por lo tanto, se considera que el valor de $K_c = 1,1$ para el coeficiente de cultivo, es adecuado para el humedal objeto de estudio, donde predomina el *Phragmites australis* y agua libre con profundidad inferior a 2 metros.

A partir de estas consideraciones se ha calculado los balances hídricos (precipitación menos Eto potencial corregida) mensual y anual para la zona donde se encuentra el humedal construido (tabla 4.4).

Tabla 4.4. Balance hídrico mensual y anual por metro cuadrado en Elche considerando *Phragmites australis*.

Mes	Eto Potencial corregida (mm/m ²)	Precipitación (mm/m ²)	Balance hídrico (mm/m ²)
Enero	40,05	20,26	-19,79
Febrero	54,40	13,85	-40,55
Marzo	84,81	25,05	-59,76
Abril	116,27	33,28	-82,99
Mayo	137,39	18,61	-118,78
Junio	173,25	9,3	-163,95
Julio	180,40	1,84	-178,56
Agosto	164,31	8,16	-156,15
Septiembre	118,83	43,47	-75,36
Octubre	78,11	34,26	-43,85
Noviembre	47,85	32,79	-15,06
Diciembre	36,03	20,68	-15,35
Total	1231,69	261,55	-970,14

Superficie del humedal

El humedal construido estaba formado por un humedal de flujo subsuperficial con una superficie aproximada de 27 m² más un humedal de flujo superficial con 56,25 m², lo que supone un total de 83,25 m². Si la profundidad media de las aguas es de 40 cm, resulta un volumen de acumulación de agua total de 33,30 m³, admitiendo un margen de seguridad de 10 cm.

Con los datos anteriores, el balance hídrico o cantidad de agua almacenada para una superficie de 83,25 m² y un aporte de afluente de 8,17 m³ mensuales, utilizando la ecuación 4.1, es el mostrado en la tabla 4.5:

Tabla 4.5. Balance hídrico del humedal construido.

Mes	Balance humedal año 2011 (m ³)	Volumen acumulado humedal año 2012 (m ³)	Volumen acumulado humedal año 2013 (m ³)
Enero	6,52	13,41	30,65
Febrero	4,79	18,20	35,44
Marzo	3,19	21,39	38,63
Abril	1,26	22,65	39,89
Mayo	-1,72	20,93	38,17
Junio	-5,48	15,45	32,69
Julio	-6,70	8,75	25,99
Agosto	-4,83	3,91	21,15
Septiembre	1,89	5,81	23,05
Octubre	4,52	10,32	27,56
Noviembre	6,91	17,24	34,48
Diciembre	6,89	24,13	41,37

Los primeros muestreos significativos en el humedal de flujo superficial tuvieron lugar a partir del mes de octubre de 2011, ya que los meses anteriores el humedal no estaba desarrollado y presenta un balance hídrico negativo.

En cuanto a la evolución, el nivel controlable en el humedal fue aumentando hasta el mes de mayo del siguiente año, a partir del cual comenzó a observarse una reducción en el nivel que continuó hasta el mes de agosto, cuando se inicia un nuevo ciclo de aumento hasta el mes de mayo del siguiente año.

Teniendo en cuenta que el volumen máximo de almacenamiento del humedal es de 33,30 m³ se tuvo que realizar una retirada a EDAR en el mes de Febrero de 2013, no realizándose ningún muestreo posterior en el humedal SF.

4.2. Demanda Biológica de Oxígeno

La DBO₅ es la cantidad de oxígeno consumido (durante 5 días en oscuridad y a una temperatura de 20 °C), para oxidar la materia orgánica presente en el agua por medio de procesos aerobios. Este parámetro es ampliamente aplicado a las aguas residuales y en menor medida a las aguas superficiales. La demanda biológica de oxígeno se produce, de forma natural, tanto en condiciones aerobias como anaerobias. La DBO de las aguas residuales se debe a tres clases de materiales:

- Materia orgánica carbonosa usada como fuente de alimentación por los organismos aerobios.
- Nitrógeno oxidable derivado de nitritos, amoníaco y compuestos de nitrógeno orgánico, que sirven de sustrato para bacterias específicas del género *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, que oxidan el nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos.
- Compuestos reductores químicos, como sulfitos, sulfuros y el ión ferroso que son oxidados por el oxígeno disuelto.

En la tabla 4.6 se muestran los datos obtenidos para la demanda biológica de oxígeno a los cinco días, de las muestras recogidas a la entrada del humedal construido, en el humedal de flujo subsuperficial horizontal y en el humedal de flujo superficial; así como los porcentajes de reducción calculados para entrada-humedal flujo subsuperficial y entrada-humedal flujo superficial.

Tabla 4.6. Valores para la DBO₅ de las aguas de entrada, humedal subsuperficial (HF) y humedal de superficial (SF) junto al porcentaje de reducción entrada-HF y entrada-SF.

Muestreo	DBO ₅ (mgO ₂ /L)			% Reducción	
	Entrada	HF	SF	Entrada-HF	Entrada-SF
21/06/2011	345,2±15,9	25,2±2,3		92,7	
20/07/2011	215,2±20,3	11,2±1,9		94,8	
07/09/2011	350,0±32,2	15,0±2,1		95,7	
28/09/2011	280,0±16,1	12,0±0,9	10,0±2,5	95,7	96,43
13/10/2011	380,5±35,2	14,5±2,3	2,5±1,0	96,1	99,34
21/12/2011	300,6±28,3	11,7±0,3	4,7±1,2	93,1	98,44
15/02/2012	541,6±49,5	16,6±1,9	9,6±1,7	96,9	98,23
07/03/2012	441,1±85,2	9,0±2,0	8,1±2,0	98,7	98,91
18/04/2012	521,6±46,3	12,6±1,6	10,6±2,3	97,9	98,29
23/05/2012	320,2±27,1	16,2±1,0	3,2±1,5	94,9	99,00
20/06/2012	201,5±20,4	1,5±0,5	7,5±1,9	99,4	97,02
18/07/2012	385,2±36,6	SECO	5,2±1,0	---	98,65
06/09/2012	440,2±40,3	1,2±0,9	4,2±1,1	99,7	99,05
10/10/2012	280,1±14,4	27,1±2,2	10,1±1,4	90,3	96,39
21/11/2012	440,3±39,7	35,3±1,1	11,3±2,0	91,9	97,43
19/12/2012	260,4±24,4	45,4±1,7	23,4±3,1	82,5	94,85
22/01/2013	241,2±21,2	24,2±2,9	63,2±7,8	89,9	73,80
13/03/2013	460,0±12,5	34,0±1,9		92,6	
17/04/2013	290,7±16,7	25,7±1,3		91,6	
22/05/2013	210,1±10,1	17,1±1,0		94,5	
26/06/2013	350,2±12,6	3,2±0,6		99,1	
17/07/2013	261,4±25,3	SECO		---	

4.2.1. Evolución de la DBO₅ en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

La figura 4.1 representa la evolución en el tiempo de la DBO₅ encontrada para el agua de entrada al sistema durante el periodo de estudio.

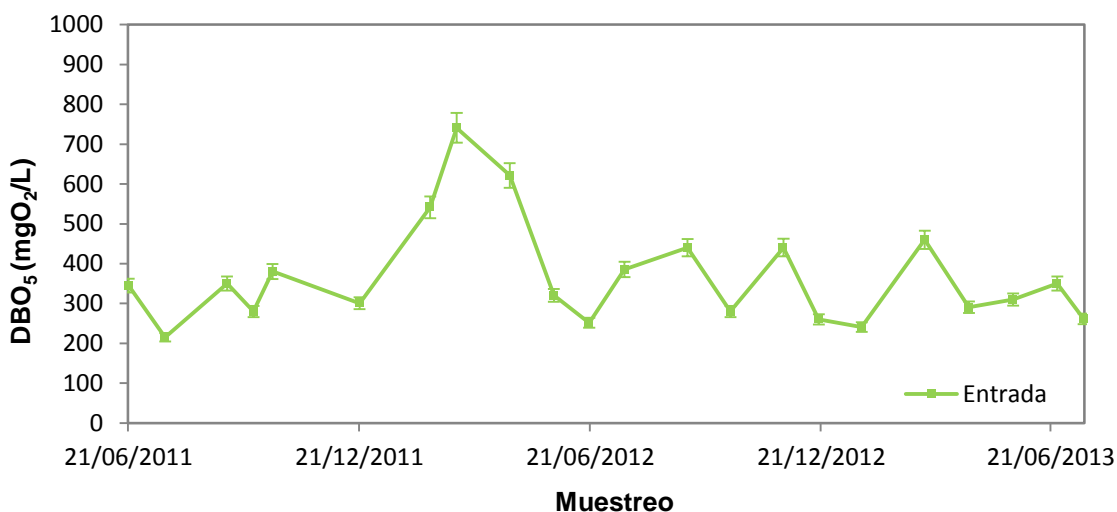


Figura 4.1. Evolución temporal de la DBO₅ en el agua de entrada.

Se realizó un total de 22 muestreos para las aguas de entrada al sistema, con un valor medio de $366,7 \pm 131,2$ mgO₂/L. El valor máximo se encontró en el mes de marzo de 2012 con un valor de $741,1 \pm 41,3$ mgO₂/L; mientras que el mínimo valor correspondió al mes de julio de 2011 con $215,2 \pm 21,1$ mgO₂/L.

Las aguas de entrada al sistema presentaron valores típicos de un agua residual urbana fuerte puesto que la media superó el valor de 300 mgO₂/L (Metcalf y Eddy, 1995). Se observaron las variaciones típicas de un agua residual no homogénea.

Las aportaciones de DBO₅ a las aguas residuales por persona y día son 18,5 gramos diarios (Del Porto y Steinfeld, 2000). Por lo tanto, y con esta estimación, una vivienda

donde habiten 4 personas producirá 74 gramos de DBO_5 al día. El aporte real de la vivienda fue de $366,7 \text{ mgO}_2/\text{L}$ que, con un caudal diario de 272,3 litros, supuso 99,7 gramos de DBO_5 diarios. Este valor más alto puede ser debido al menor consumo de agua potable que realiza la vivienda, traduciéndose en una concentración de los componentes del agua residual.

Humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.2 representa la evolución temporal de las aguas del humedal de flujo subsuperficial.

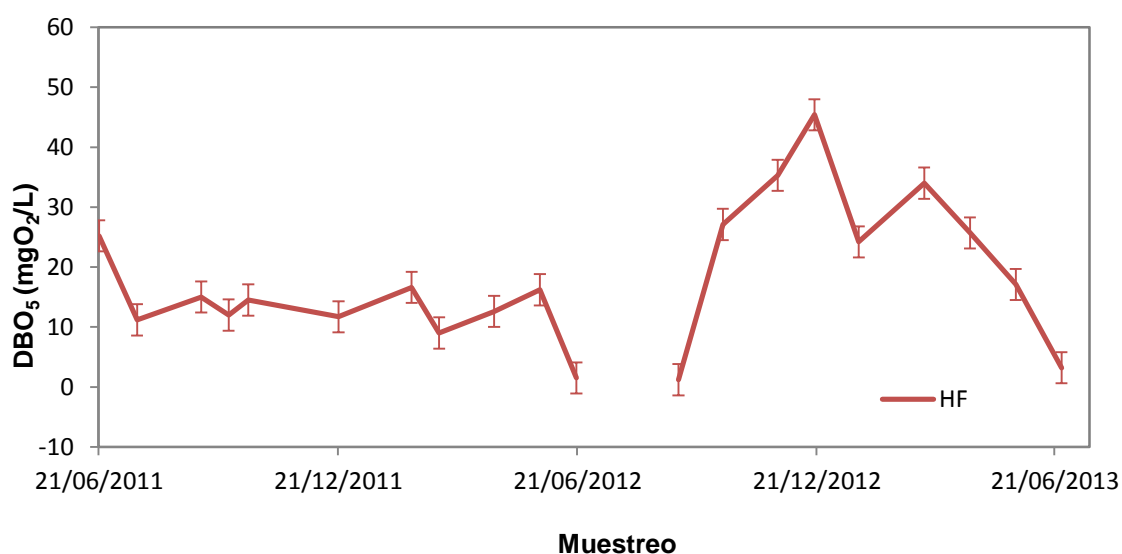


Figura 4.2. Evolución temporal de la DBO_5 en las aguas del humedal HF.

En el humedal de flujo subsuperficial se obtuvieron 20 muestras debido a que en los meses de julio de los años 2012 y 2013 no fue posible su recogida porque la vegetación consumió toda el agua de entrada. Los valores encontrados para la DBO_5 en este

humedal estuvieron comprendidos entre $45,4 \pm 5,4$ y $1,2 \pm 0,9$ mgO_2/L presentando una media de $17,9 \pm 11,6$ mgO_2/L .

El humedal HF presentó un comportamiento uniforme en el contenido de DBO_5 desde el comienzo del estudio hasta el mes de julio de 2012 donde no se pudo realizar muestreo por la inexistencia de agua. A partir de esta fecha hubo un comportamiento anormal en los valores de DBO_5 que fue aumentando y disminuyendo hasta llegar a julio de 2013 donde se produjo de nuevo el consumo total del agua por parte de la vegetación. Este comportamiento puede tener su origen en el sobredimensionamiento del humedal, que se hizo notable en los meses de verano con un gran desarrollo vegetativo que consume toda el agua de entrada hasta tal punto que no se pudo obtener muestra. Además, al producirse el vaciado casi total del lecho del humedal se pudieron producir zonas o caminos de circulación de agua preferentes en el sistema, dando lugar a una disminución en el tiempo de retención hídrico y la consiguiente depuración incompleta del agua por parte del sistema.

Varios autores han reportado datos de porcentajes de eliminación de DBO_5 en humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal comprendidos entre el 42 y el 90 % (Crites y Tchobanoglous, 1998; Hench y col., 2003; Lahora, 2003; Morel y Diener, 2006; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Garfí y col., 2012). La materia orgánica en estos sistemas es degradada por bacterias aeróbicas y anaeróbicas que se encuentran adheridos a las raíces y rizomas de las macrófitas junto con la superficie del medio con el que está construido el humedal.

Según la EPA (2000), la verdadera eliminación de la DBO_5 sólo se produce cuando la materia orgánica (responsable de la DBO_5) es convertida completamente mediante procesos biológicos aerobios y anaerobios a productos finales gaseosos. Las dos vías anaerobias más probables son la fermentación de metano y la reducción de sulfato. La fermentación de metano está severamente inhibida a temperaturas inferiores a 10°C , por lo que probablemente predomina la reducción del sulfato para la remoción de DBO_5 soluble durante los meses más fríos. El humedal HF no tuvo limitaciones de

temperatura para este proceso ya que la temperatura más baja registrada fue 11,4 °C en febrero de 2012. No obstante, estas reacciones se pudieron producir en menor medida ya que no se detectaron malos olores derivados de los productos de reacción de estos procesos (metano y ácido sulfhídrico principalmente).

En las condiciones descritas por el Real Decreto 509/1996 para la realización de vertidos, no debe superarse un valor de 25 mgO₂/L para la DBO₅ o conseguir un porcentaje de reducción comprendido entre el 70 y el 90 %. Los valores para DBO₅ de las aguas del humedal de flujo subsuperficial cumplieron con los valores legislados ya que aunque se superó el valor absoluto en alguna ocasión, el menor porcentaje de reducción fue del 82,5 %, siendo todos los demás superiores e incluso alcanzando el 99,7 % en septiembre de 2012.

El Real Decreto 1620/2007, sobre la reutilización de aguas residuales depuradas, no habla expresamente de la DBO₅ pero hace alusión a “otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales, debiendo limitarse la entrada de estos contaminantes al medio ambiente”. Este hecho hace que la DBO₅ esté contemplada también en este Real Decreto con lo cual, si se cumplen las condiciones para vertido también se cumplirán para su reutilización.

Humedal subsuperficial (SF)

La figura 4.3 representa la evolución temporal de las aguas del humedal de flujo subsuperficial.

En el humedal construido de flujo superficial se tomaron 14 muestras en total, presentando un valor medio 11,7±15,5 mgO₂/L y un rango entre 2,5-63,2 mgO₂/L.

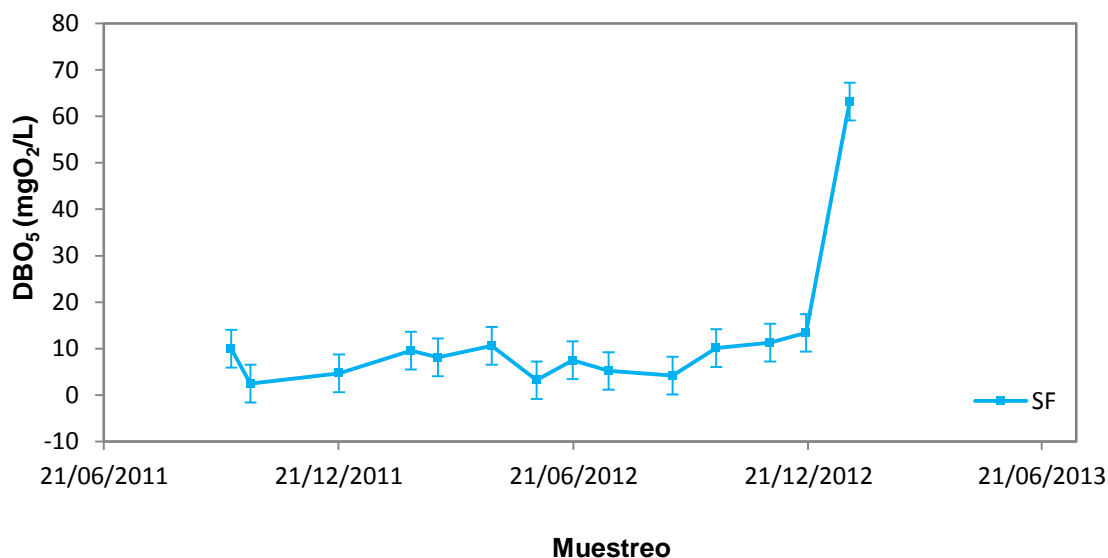


Figura 4.3. Evolución temporal de la DBO₅ en las aguas del humedal SF.

El comportamiento del humedal construido de flujo superficial con respecto a la DBO₅ fue prácticamente lineal desde el momento en que se pudo recoger muestras hasta el mes de diciembre de 2012, donde se observó un aumento considerable en este parámetro que alcanzó $63,2 \pm 6,0$ mgO₂/L en enero de 2013. Esta circunstancia se atribuye al crecimiento de algas en el SF, tal como se discutirá más adelante. No se pudo seguir recogiendo muestras a partir de febrero de 2013 debido a que hubo que retirar agua del sistema SF y se perdió la representatividad de los datos.

Los datos obtenidos para DBO₅ en SF cumplieron con los parámetros exigidos para la realización de vertido (R.D. 509/1996) y para reutilizar el agua regenerada (R.D. 1620/2007) tanto en cantidad legislada como en porcentaje de reducción excepto en el caso puntual de enero de 2013 mencionado. No obstante, la reducción en este muestreo llegó al 73,8 %, superior al mínimo exigido del 70 %.

Para humedales construidos de flujo superficial, la bibliografía reporta porcentajes de eliminación desde el 72 al 99 % (Newman y col., 2000; Molle y col., 2005; Bulc, 2006; Smith y col., 2006; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Healy y O'Flynn, 2011).

Los valores para los porcentajes de reducción expuestos para el humedal SF son referidos a todo el sistema (humedal construido tipo híbrido) ya que todas las aguas que hay en el humedal de flujo superficial han pasado antes por el humedal subsuperficial. La materia orgánica en estos sistemas es degradada por la carga microbiana en suspensión existente utilizando procesos tanto aeróbicos como anaeróbicos. La vía de descomposición del carbono está determinada por el equilibrio entre la carga de carbono y el suministro de oxígeno. El aporte de oxígeno a la columna de agua del humedal es llevado a cabo mediante difusión a través de la interfase aire agua y la actividad fotosintética de las plantas principalmente, pudiendo intervenir también las algas bentónicas y el perifiton o biofilm (Kadlec y col., 2000).

Otros autores han estudiado sistemas híbridos encontrando porcentajes de reducción comprendidos entre 61,4 y 94,5 % (Ansola y col., 2003; Vymazal y Kröpfelová, 2011), rango de valores similar a los encontrados en el sistema estudiado.

4.2.2. Relación entre el contenido de DBO₅ y el diseño del humedal

Humedal subsuperficial

El manual de la EPA (2000) para tratamiento de aguas residuales urbanas recomienda que para conseguir un efluente con concentración de 30 mg/L en DBO₅ en humedales HF, las cargas máximas de DBO₅ en las aguas de entrada no deben superar los 6 g/m²·d; mientras que el límite legal de la zona es 25 mg/L. El humedal estudiado presentaba una concentración media en DBO₅ de 366,7 mg/L, un volumen diario de 272,3 litros y una superficie de 27 m². Con estos datos la superficie adecuada según los datos de la EPA mencionados, para el humedal HF sería de aproximadamente 16,6 m² para conseguir un agua de salida de concentración en DBO₅ de 30 mg/L. A la vista de los resultados, el humedal estudiado está sobredimensionado con respecto al tamaño

recomendado para este parámetro, no debiendo presentar problemas a la hora de conseguir los niveles para la demanda biológica de oxígeno.

Otros autores han aplicado la “regla de oro” para este tipo de humedales de construir 5 m²/PE (PE=Población Equivalente) (Cooper y col., 1996; Kadlec y Wallace, 2009). Aplicando esta regla para el caso del sistema estudiado (4 personas), la superficie adecuada sería de 20 m². El humedal estudiado (27 m²) estaría sobredimensionado tanto desde los puntos de vista de la EPA como de la “regla de oro”. Esta situación se traduce en que no se deben existir problemas para el ajuste efectivo de la DBO₅.

Por otro parte, según Parra y Chiang (2013), se puede sugerir una relación de 15-20 m² de humedal HF por cada 1.000 litros de agua diarios y de acuerdo a los hábitos de consumo de la familia, a la hora de dimensionar estimativamente su superficie. Con estos datos, el dimensionamiento sería de aproximadamente 5 m², valor que supera mas de tres veces a las recomendaciones de la EPA.

En cuanto a los requerimientos de oxígeno para oxidar toda la materia orgánica, la tasa estimada de liberación de oxígeno por las raíces del *Phragmites australis* alcanza hasta 12 g/m²-día (Lawson, 1985; Armstrong y Armstrong, 1990; Brix, 1990; Brix y Schierup, 1990; Gries y col., 1990). Para el humedal de 27 m² el aporte de oxígeno alcanzaría 324 g/día de O₂. Como la estequiometría de la reacción global de la oxidación de la DBO requiere 2,7 gramos de O₂ por cada gramo de DBO₅ (en forma de carbono) y al humedal le llegan 99,7 g de DBO₅ al día, necesitará 269,2 gramos de O₂ para oxidar toda la DBO₅; resultando exceso potencial de oxígeno. Según este dato de aporte de oxígeno y la carga de entrada al humedal, sería necesario para la oxidación aerobia de toda la DBO₅ 22,4 m² de humedal.

Humedal superficial

En los humedales SF, para obtener afluentes con una concentración en DQO₅ de 20 mg/L, se estimó una tasa máxima de carga en el agua de entrada de 4,5 g/m²·d (Wallace y Knight, 2006). Esto se traduce en un área teórica para el humedal de aproximadamente 22 m², cuando su superficie real era de 56,25 m². El dimensionamiento casi tres veces superior es debido a que este humedal fue diseñado principalmente para la evaporación total del afluente del que se nutre y no para continuar con el proceso de depuración y posterior vertido o reutilización. No obstante demostró su eficacia como humedal SF.

4.3. Demanda Química de Oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) mide la cantidad de sustancias, disueltas o en suspensión en una muestra líquida, que pueden ser oxidadas por medios químicos. Se utiliza principalmente para medir el grado de contaminación de materia orgánica.

La DQO puede variar en función de las características, proporciones, posibilidades de oxidación y otras variables de las materias presentes. Por esta razón, la reproductividad e interpretación de los resultados solo se pueden asegurar en condiciones de metodología de ensayo bien definidas.

La tabla 4.7 muestra los datos referidos a la demanda química de oxígeno en las muestras correspondientes a la entrada, al humedal de flujo subsuperficial horizontal y al humedal de flujo superficial. Se muestran también los porcentajes de reducción calculados para los flujos entrada/humedal flujo subsuperficial y de entrada/humedal flujo superficial.

Tabla 4.7. Valores para la DQO de las aguas de entrada, humedal subsuperficial (HF) y humedal de superficial (SF) junto al porcentaje de reducción entrada-HF y entrada S-F.

Muestreo	DQO (mgO ₂ /L)			% Reducción	
	Entrada	HF	SF	Entrada-HF	Entrada-SF
21/06/2011	603,2±65,2	135,1±11,3		77,6	100,0
20/07/2011	498,1±43,1	98,5±8,3		80,2	100,0
07/09/2011	629,5±59,8	90,1±7,9		85,7	100,0
28/09/2011	518,5±49,7	101,3±9,4	88,2±7,9	80,5	83,0
13/10/2011	659,4±62,1	95,1±8,3	99,3±8,7	85,6	84,9
21/12/2011	567,3±54,3	100,0±9,0	95,2±9,0	82,4	83,2
15/02/2012	779,2±74,3	100,5±8,1	105,3±8,3	87,1	86,5
07/03/2012	1.274,4±109,3	92,3±8,6	90,1±7,6	92,8	92,9
18/04/2012	1.112,0±98,3	124,5±10,8	101,1±8,5	88,8	90,9
23/05/2012	749,6±70,5	100,4±8,8	124,9±11,6	86,6	83,3
20/06/2012	588,5±55,6	85,6±8,2	110,1±10,1	85,5	81,3
18/07/2012	795,0±74,6	SECO	100,6±9,2	---	87,3
06/09/2012	854,3±84,1	79,0±72,3	120,2±11,3	90,8	85,9
10/10/2012	712,1±68,3	178,1±15,3	100,6±9,2	75,0	85,9
21/11/2012	865,3±84,2	265,4±24,5	101,0±9,3	69,3	88,3
19/12/2012	692,4±65,4	201,6±18,4	226,3±20,5	70,9	67,3
22/01/2013	650,4±66,4	157,1±13,6	350,6±32,5	75,8	46,1
13/03/2013	870,7±84,3	204,2±18,6		76,5	100,0
17/04/2013	698,2±67,2	120,0±10,7		82,8	100,0
22/05/2013	758,5±71,9	100,3±9,0		86,8	100,0
26/06/2013	660,3±61,7	80,0±6,2		87,9	100,0
17/07/2013	580,1±54,3	SECO		---	100,0

4.3.1. Evolución de la DQO en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

La figura 4.4 representa la evolución temporal de la DQO encontrada para el agua de entrada al sistema durante el periodo de estudiado.

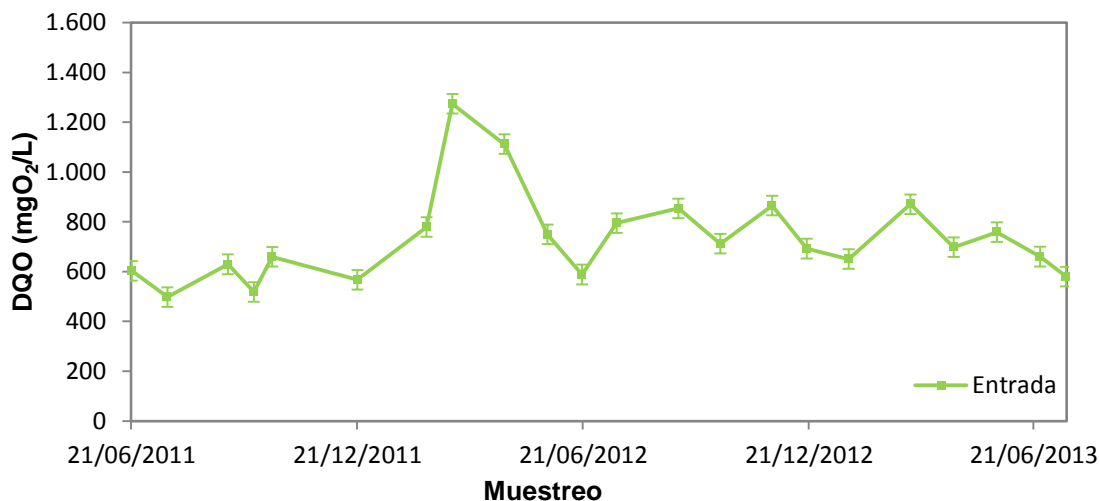


Figura 4.4. Evolución temporal de la DQO en el agua de entrada.

El valor medio para la DQO encontrado en los 22 muestreos de las aguas de entrada fue $732,6 \pm 184,7$ mgO₂/L. El máximo valor tuvo lugar en el mes de marzo de 2012: $1274,4 \pm 91,6$ mgO₂/L; mientras que el mínimo se encontró en el mes de julio de 2011: $498,1 \pm 38,3$ mgO₂/L.

Las aguas de entrada al sistema presentaron valores típicos para la DQO de un agua residual urbana entre media y fuerte con un valor medio entre 500 y 1000 mgO₂/L (Metcalf y Eddy, 1995). De forma análoga a la DBO₅, se encontraron las variaciones típicas de un agua residual cruda de composición no homogénea a lo largo del tiempo.

Humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.5 representa la evolución temporal de las aguas del humedal de flujo subsuperficial.

En el humedal de flujo subsuperficial la DQO estuvo comprendida entre $265,4 \pm 16,3$ y $79,0 \pm 6,8$ mgO₂/L, con un valor medio de $125,5 \pm 50,5$ mgO₂/L.

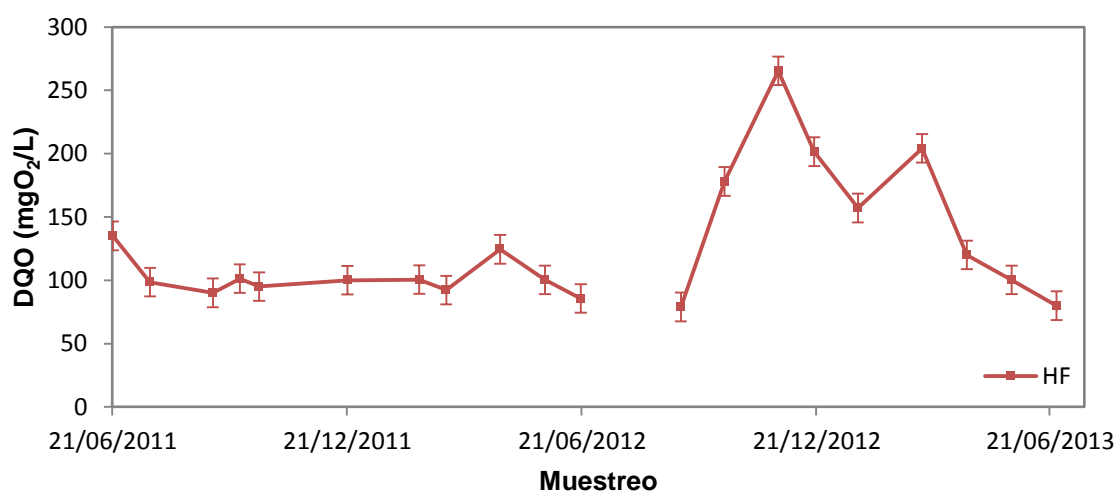


Figura 4.5. Evolución temporal de la DQO en las aguas del humedal HF.

Al igual que ocurría con la DBO₅, el humedal HF presentó un comportamiento uniforme en el valor del parámetro DQO desde el comienzo del estudio hasta el mes de julio de 2012. A partir de esta fecha comenzó el comportamiento anormal, con incrementos y disminuciones hasta julio de 2013. Esta circunstancia se atribuye a las variaciones en el balance hídrico incluyendo la etapa de secado reportada, que puede dar lugar a la formación de caminos preferentes con disminución del tiempo de retención hídrico. Como resultado puede aparecer una incompleta depuración del agua por parte del sistema.

El Real Decreto 509/1996 señala que no debe superarse una DQO de 125 mgO₂/L, o conseguir un porcentaje de reducción del 75 %. En general, los valores de DQO en el humedal HF cumplieron con los valores legislados, excepto en momentos puntuales determinados (diciembre de 2012) donde el porcentaje de reducción fue del 69,3 %. El sobredimensionamiento de este humedal puede estar relacionado con estos valores anómalos.

Como se discutió para la DBO₅, al cumplirse con las condiciones para vertido del R.D. 509/1996, también queda permitida la reutilización de aguas residuales depuradas según el Real Decreto 1620/2007.

Humedal subsuperficial (SF)

La figura 4.6 representa la evolución temporal de la DQO en las aguas del humedal de flujo superficial.

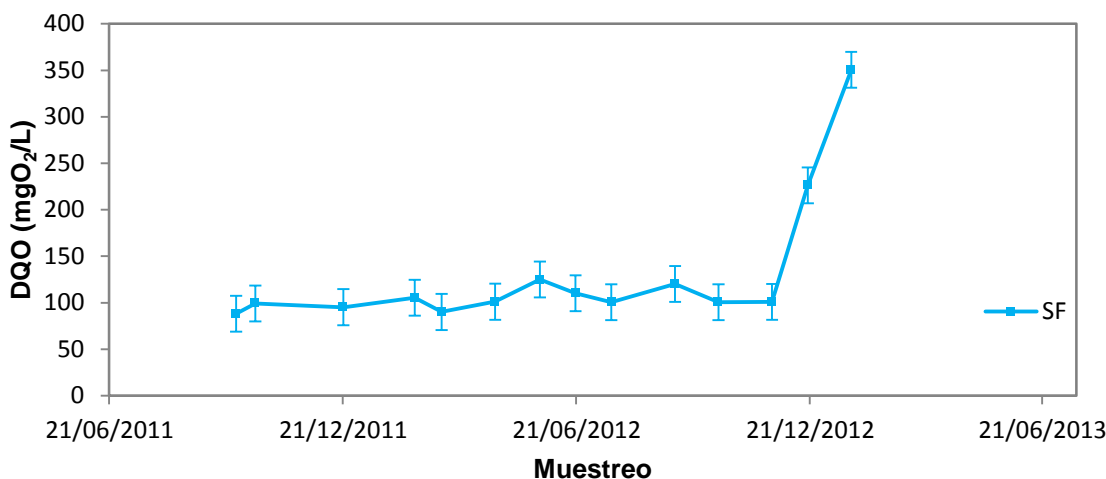


Figura 4.6. Evolución temporal de la DQO en las aguas del humedal SF.

En cuanto al humedal de flujo superficial las 14 muestras tomadas presentaron un valor medio de $129,5 \pm 72,3$ mgO₂/L y un rango de valores comprendido entre $88,2 \pm 7,5$ y $350,6 \pm 29,1$ mgO₂/L.

El humedal SF presentó para la DQO una curva temporal prácticamente lineal hasta el mes de diciembre de 2012, cuando se observó un aumento que alcanza hasta 350,6 mgO₂/L en enero de 2013, momento en el que existe un importantísimo crecimiento de algas.

La DQO en el humedal superficial cumplió con los parámetros exigidos para la realización de vertido (R.D. 509/1996) y para reutilizar el agua regenerada (R.D. 1620/2007), tanto en lo que se refiere al valor máximo como al porcentaje de reducción; con la excepción de los meses de diciembre de 2012 y enero de 2013 por la circunstancia que se ha atribuido al crecimiento de algas.

Las elevadas reducciones de DBO₅ y DQO han sido atribuidas a la filtración y sedimentación de los sólidos en suspensión, junto con la oxidación bacteriana (Babatunde y col., 2008). Por su parte, Ansola y col. (2003) estudiando un sistema híbrido encontraron porcentajes de reducción comprendidos entre 80 y 89 %, coincidiendo en sus resultados con Kouki y col. (2009) estudiando el mismo tipo de humedal. En sistemas de flujo únicamente superficial se han encontrado reducciones en el intervalo 76,3 y 99,7 % (Babatunde y col., 2008).

Relación DBO₅ y DQO

La DBO₅ y la DQO son parámetros importantes en la caracterización de las aguas residuales. La DBO₅ es un proceso biológico y como tal no está exento de los problemas asociados a este tipo de análisis que exigen buenas prácticas para obtener resultados representativos. Otro inconveniente relacionado con la DBO₅ es el tiempo de análisis requerido (5 días) para disponer de los resultados.

La DQO es una determinación que consume alrededor de dos horas, por lo que los resultados se pueden tener en mucho menor tiempo. En caso de necesitarse resultados a corto plazo, el establecimiento de una posible correlación entre DBO₅ y DQO, podría informar sobre la calidad del agua en un plazo más breve, a la espera de completar el análisis de la DBO₅. Esto solo será posible establecerlo para muestras de agua de la misma procedencia, y en las que la experiencia previa haya demostrado que existe un estrecho margen de variación en los análisis efectuados.

La relación entre DBO₅ y DQO está relacionada con la biodegradabilidad de la materia orgánica del agua, o aptitud de algunas sustancias químicas de poder ser utilizadas como sustrato por microorganismos para producir energía (por respiración celular) y crear otras sustancias como aminoácidos, nuevos tejidos y nuevos organismos. Metcalf y Eddy (1995) calcularon la relación entre el ratio DBO₅/DQO y la biodegradabilidad del agua (tabla 4.8).

Tabla 4.8. Biodegradabilidad de las aguas residuales urbanas.

DBO ₅ /DQO	Biodegradabilidad del agua residual
0,4	Alta
0,2 - 0,4	Normal
0,2	Baja

En el estudio realizado, las muestras de agua residual de entrada al sistema presentaron un valor medio para la biodegradabilidad alto: $0,49 \pm 0,08$. Por el contrario, las aguas HF y SF presentaron una biodegradabilidad baja con valores medios de $0,13 \pm 0,06$ y $0,08 \pm 0,04$, respectivamente, lo que indica que han sufrido un tratamiento biodegradación previo. Nos encontramos ante un vertido de características más cercanas a las inorgánicas que a las orgánicas, donde la mayoría de materia biodegradable ha sido destruida quedando solo la materia no biodegradable.

Si se considera que los valores de la relación DBO₅/DQO en aguas residuales municipales no sometidas a tratamiento oscila entre 0,3 y 0,8, que tras la sedimentación primaria la relación se modifica hasta 0,4-0,6, y que en el efluente disminuye a 0,1-0,3 (Crites & Tchobanoglous, 2000), se confirma que los sistemas de depuración mediante humedales construidos se comportan como sistemas de tratamiento secundario ya que muestran relaciones DBO₅/DQO menores de 0,3.

4.4. Sólidos Decantables

Los sólidos decantables o sedimentables se definen como aquellos que sedimentan en el fondo de un recipiente de forma cónica (cono de Imhoff) al cabo de 60 minutos. Los sólidos sedimentables, expresados en unidades de mL/L, constituyen una medida aproximada de la cantidad de fango que se obtendrá en la decantación primaria del agua residual.

Los resultados obtenidos para los sólidos decantables en las aguas de entrada se muestran en la figura 4.7. El valor medio encontrado fue de $11,8 \pm 7,3$ mL/L, presentándose el máximo en septiembre de 2012 con $33,0 \pm 5,6$ mL/L, y el mínimo en diciembre de 2011 con $1,8 \pm 0,9$ mL/L. En dos ocasiones se repitió el valor de 10 mL/L para los sólidos decantables, durante los meses junio de 2011 y julio de 2012.

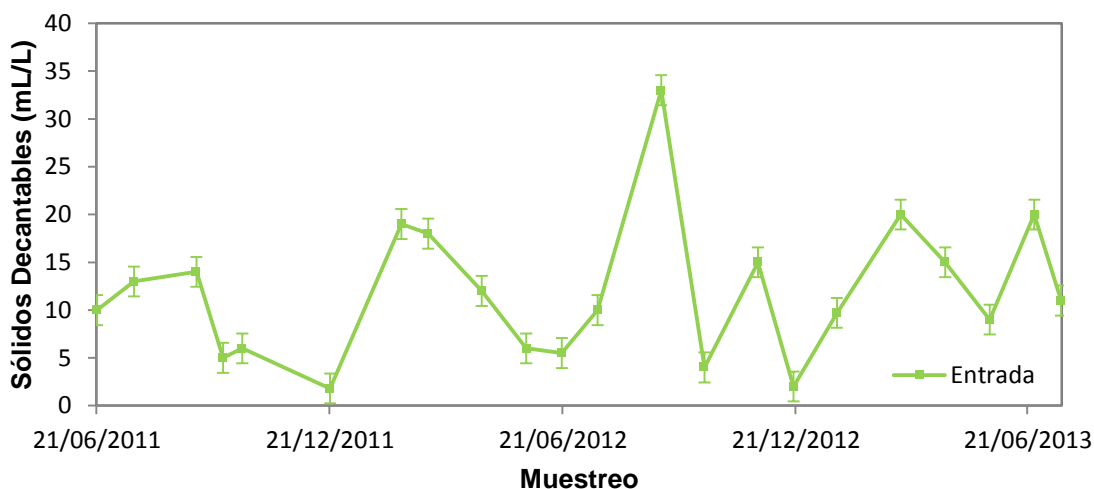


Figura 4.7. Evolución temporal de los sólidos decantables en el agua de entrada.

Según el valor medio que presentaban las aguas de entrada se puede afirmar que se trata de un agua residual de carácter entre medio y fuerte estando más próximo al carácter medio (Metcalf y Eddy, 1995). Los datos también muestran la poca homogeneidad que existe en este tipo de agua residual.

Como norma general no se encontraron valores cuantificables para los sólidos decantables en las aguas del humedal HF, excepto en las muestras obtenidas en los meses de noviembre y diciembre de 2012 con $0,1 \pm 0,1$ y $0,3 \pm 0,1$ mL/L respectivamente. En el caso del humedal SF se pudieron cuantificar valores de $0,1 \pm 0,1$ mL/L en sólidos decantables durante los meses de junio y noviembre de 2012.

El contenido en sólidos decantables no está contemplado en la legislación que regula las condiciones para que pueda declararse el agua apta para vertido o reutilización. No obstante, el bajo valor encontrado para este parámetro indica que los sistemas utilizados presentan buena capacidad para la filtración. Por otro lado, la presencia de sólidos decantables en las aguas del humedal HF en dos meses posteriores a la situación de sequedad descrita con antelación, puede ser debida a la existencia de vías preferentes de circulación de aguas por el lecho del humedal. En cuanto los sólidos

decantables aparecidos en el humedal SF, se pone de manifiesto que no guardan relación con los sólidos en suspensión o con la turbiedad, siendo atribuible a la formación de algas que se comportan como sólidos no decantables.

4.5. Sólidos Totales en Suspensión

Los sólidos totales en suspensión (STS o SST) corresponden al material particulado que se mantiene en suspensión en una determinada muestra de agua. Está constituido por partículas finas que pueden causar turbidez.

4.5.1. Evolución de los SST en las distintas etapas de tratamiento

Agua de entrada

La evolución temporal del contenido de SST en las muestras de agua de entrada al sistema, se muestran en la figura 4.8.

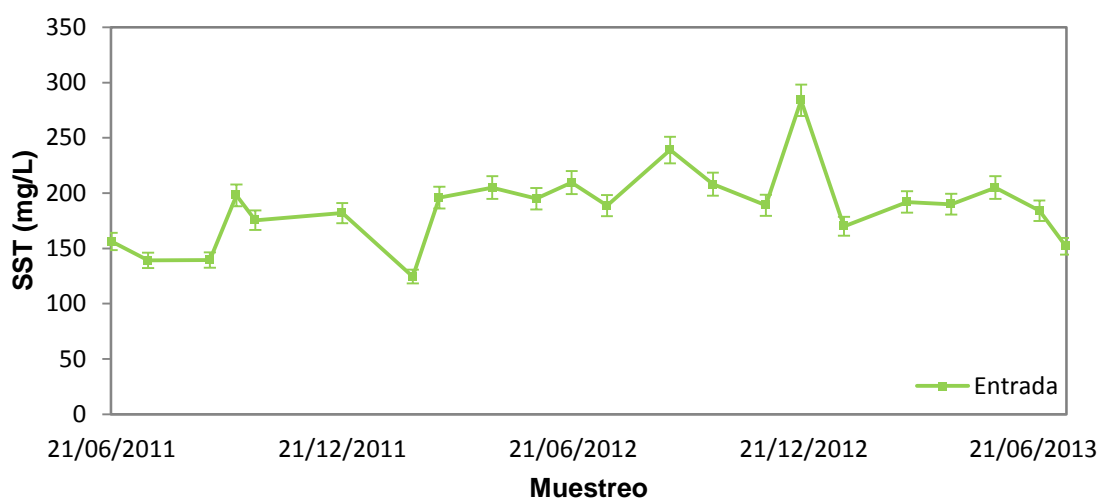


Figura 4.8. Evolución temporal de los SST en el agua de entrada.

El valor medio de las 22 muestras tomadas fue $187,4 \pm 34,6$ mg/L, con un máximo de $284,0 \pm 31,3$ mg/L en el mes de diciembre de 2012, y un mínimo de $124,5 \pm 42,9$ mg/L en febrero de 2012. El valor de 205 mg/L se repitió en dos ocasiones, abril de 2012 y mayo de 2013.

Las aguas residuales domésticas tienen una composición más o menos uniforme lo que facilita los procesos de tratamiento, y las distingue claramente de las aguas residuales industriales que suelen presentar gran variabilidad. Aun así, la composición varía influenciada por factores como los hábitos alimentarios, consumo de agua, uso de productos de limpieza en el hogar, visitas, etc. A la vista de los resultados encontrados, las aguas de entrada al sistema se pueden clasificar como agua residual urbana débil-media ya que presentaron valores medios en un rango de 100 a 220 mg/L (Metcalf y Eddy, 1995).

Humedal subsuperficial (HF)

La evolución temporal de SST en las muestras de agua a la salida del humedal HF se presenta en la figura 4.9. La discontinuidad de los datos en los meses de verano de 2012 es consecuencia de la desecación, tal como se comentó en capítulos anteriores.

En el humedal HF el valor medio fue de $14,0 \pm 8,7$ mg/L, con máximo de $35,0 \pm 11,3$ mg/L en el mes de diciembre de 2012 y mínimo de $6,0 \pm 2,9$ mg/L en septiembre de 2011, respectivamente. El valor de 7,0 mg/L se repitió en tres ocasiones. En lo que se refiere a los mecanismos de eliminación, los sólidos en suspensión son retenidos en este tipo de humedales HF, principalmente por procesos de filtración y sedimentación y la eficacia en la eliminación suele ser muy alta (Vymazal y Kröpfelová, 2009).

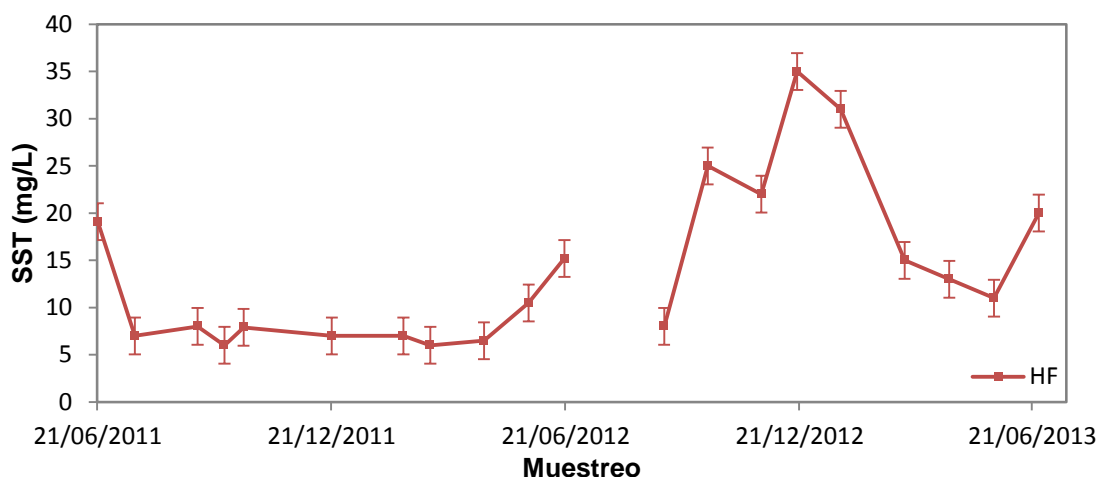


Figura 4.9. Evolución temporal de los SST en las muestras de agua del humedal HF.

El perfil temporal para los sólidos totales en suspensión del humedal HF mostró una pronunciada bajada al comienzo de su funcionamiento y un aumento en los meses anteriores al episodio de sequedad del humedal. Después del incidente no se observó un patrón de comportamiento concreto que se puede atribuir a la creación de caminos preferentes subsuperficiales. La bajada observada al comienzo del estudio pudo ser

debida al lavado del material de relleno durante el primer mes de trabajo mientras que la subida antes del episodio de sequedad puede ser explicada por el efecto de la concentración.

Las exigencias legales para la realización de vertidos (R.D. 509/1996) limitan a 60 mg/L el contenido máximo admisible o una reducción mínima del 70 %. Los resultados encontrados en el humedal subsuperficial no superaron los 35 mg/L con un porcentaje de reducción mínimo del 80,5 % en el mes de enero de 2013. Teniendo en cuenta estos datos, los efluentes procedentes del humedal HF cumplen los requisitos legales en lo que se refiere a SST en agua para la realización de vertidos.

Además de la posibilidad de realizar vertidos, puede plantearse la reutilización de aguas depuradas, regulada el R.D. 1620/2007, y que limita a 20 mg/L el contenido de SST sin contemplar porcentajes de reducción. Antes del episodio de desecación el humedal HF no superó este límite, que se sobrepasó en los muestreos posteriores. Esta circunstancia se atribuye al establecimiento de canales preferentes como resultado del estrés hídrico, con la consiguiente pérdida de eficacia. Si no ocurren episodios como el mencionado, la vida media de los humedales subsuperficiales (~ 20 años) está limitada por la colmatación del lecho que se hace visible con la presencia de aguas en la superficie del lecho y el consecuente colapso del sistema.

Los porcentajes de reducción para SST en sistemas de flujo subsuperficial horizontal encontrados por diversos autores, están comprendidos entre el 82 y el 95 % (Crites y Tchobanoglous, 1998; Hench y col., 2003; Lahora, 2003; Morel y Diener, 2006; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Garfí y col., 2012). En este tipo de humedales las raíces de las macrófitas y el sustrato reducen la velocidad del agua, favoreciendo los procesos de filtración y sedimentación. El tratamiento previo es muy importante para evitar obstrucciones y la rápida colmatación del lecho en el humedal.

Los datos de nuestra experiencia así como las referencias bibliográficas, demuestran la eficacia en la eliminación de sólidos en suspensión en sistemas de flujo subsuperficial, donde el lecho actúa a modo de filtro.

Humedal superficial

La evolución temporal para las muestras de SST en el humedal superficial o estanque final de acumulación se presenta en la figura 4.10.

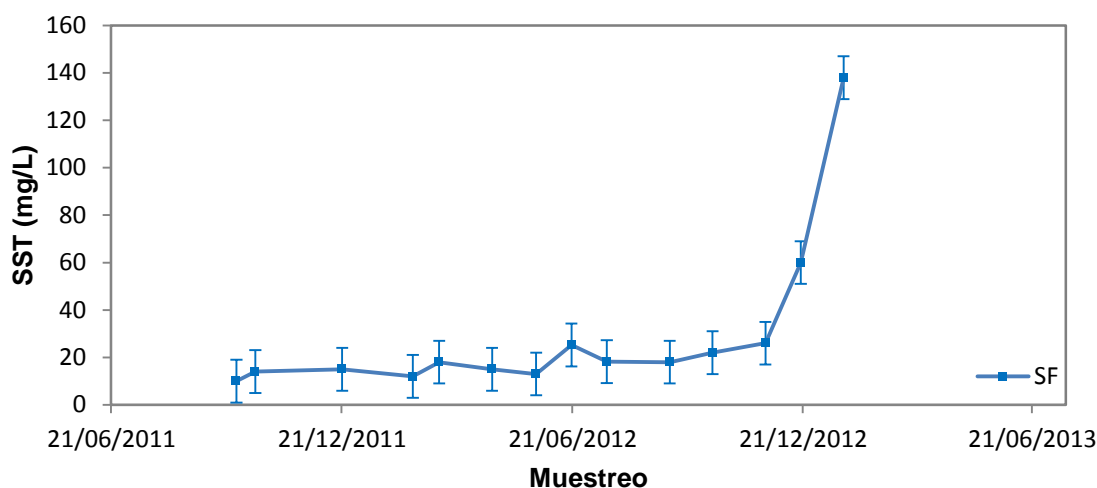


Figura 4.10. Evolución temporal de los SST en las muestras de agua del humedal SF.

En el humedal construido de flujo superficial el valor medio en sólidos totales en suspensión a lo largo de toda la experiencia fue $28,3 \pm 33,7$ mg/L, con máximo de $138,0 \pm 29,3$ mg/L en enero de 2013, y mínimo de $10,0 \pm 5,3$ mg/L en septiembre de 2011. En dos muestreos, realizados en diciembre de 2011 y abril de 2012, se repitió el valor de 15,0 mg/L.

Los sólidos en suspensión son eliminados mediante los mecanismos de sedimentación, agregación con otros componentes en suspensión o adhesión a la superficie del fondo o de las plantas.

Para la realización vertidos procedentes de sistemas de depuración por lagunaje el R.D. 509/1996 contempla un valor máximo de 150 mg/L para SST. El humedal de flujo superficial puede ser considerado una laguna y, por tanto, se le puede aplicar la condición descrita anteriormente. El valor máximo no superó 26 mg/L hasta el muestreo de noviembre de 2012, fecha a partir de la cual apareció un aumento pronunciado de los sólidos en suspensión hasta alcanzar $138,0 \pm 29,3$ mg/L en enero de 2013. Este comportamiento puede estar relacionado con el crecimiento de algas observado en el sistema, tal como se discutirá más adelante.

Para la reutilización de aguas depuradas, la legislación (R.D. 1620/2007) admite hasta 20 mg/L. En el humedal SF el agua fue apta para la reutilización hasta el mes de noviembre de 2011, fecha a partir de la cual se superó este valor, circunstancia que atribuimos al crecimiento de algas, de igual forma que el ligero aumento en los SST de los meses estivales en 2012.

Las experiencias reportadas sobre la eliminación de sólidos en suspensión en humedales construidos de flujo superficial, muestran porcentajes de eliminación entre el 68 y el 95 % (Newman y col., 2000; Molle y col., 2005; Bulc, 2006; Smith y col., 2006; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Healy y O'Flynn, 2011).

En humedales construidos de tipo híbrido HF-SF se han encontrado reducciones del 75 al 94 % (Ansola y col., 2003), mientras que en sistemas híbridos compuestos de humedales de flujo subsuperficial horizontal y vertical las reducciones alcanzan el 98 % (Kouki y col., 2009).

4.5.2. Relación entre el contenido de SST y el diseño del humedal

Humedal subsuperficial

Según las recomendaciones de la EPA para conseguir un efluente de 30 mg/L en sólidos totales en suspensión empleando humedales HF, se necesita una carga total en el agua de entrada de 20 g/m²·día (EPA, 2000). Si se considera que en el humedal estudiado la concentración media de SST en el agua de entrada fue de 187,4 mg/L, con un volumen diario de 272,3 litros, la superficie del humedal que respondería a las recomendaciones de la EPA sería de unos 2,5 m². Como la superficie total construida era de 27 m², ello implica un sobredimensionamiento de unas 10 veces, en lo que respecta a este parámetro.

Si se aplica el criterio de 15-20 m² de humedal HF por cada 1.000 litros de agua/día (Parra y Chiang, 2013), el dimensionamiento habría de ser de unos 5 m², aproximadamente, superior a las recomendaciones de la EPA para este parámetro.

Por último, si se aplica la denominada “regla de oro” equivalente a 5 m²/PE según Cooper y col. (1996) y Kadlec y Wallace (2009), para la vivienda estudiada la superficie del humedal debería ser de 20 m², valor más próximo al aplicado al humedal que se ha estudiado.

Humedal superficial

En los humedales SF, para obtener un efluente con una concentración de SST de 30 mg/L, se estima una carga de 6 g/m²·día en el agua de entrada (Wallace y Knight, 2006). Este criterio, aplicado a los datos experimentales, propone una superficie aproximada de 8,5 m². Como la superficie real era de 56,25 m², el sobredimensionamiento es de unas 7 veces. Según se nos confirmó, esta diferencia puede estar justificada considerando que el humedal fue diseñado para la evaporación

total del afluente del que se nutre, y no para continuar con el proceso de depuración y posterior vertido o reutilización.

4.5.3. Relación entre Sólidos en Suspensión y DBO₅

Tal como se definió, la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) mide la cantidad de materia contenida en un agua, susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos. Aunque la materia orgánica es el principal sustrato para el proceso oxidativo, otros compuestos inorgánicos, como los nitritos o amonio también son sustratos para las bacterias nitrificantes. También pueden influir otras especies bacterianas e incluso protozoos que consumen oxígeno.

En un agua residual doméstica, gran parte de la carga contaminante es materia orgánica, por lo que podría pensarse en una relación entre los parámetros analíticos DBO₅ y SST. No obstante, la presencia de alta cantidad de compuestos de nitrógeno oxidables podría influir notablemente. Por esta razón, como en el sistema de depuración estudiado podían tomarse muestras en las distintas etapas del proceso, se comprobó la posible correlación en las muestras correspondientes al agua de entrada, humedal subsuperficial y superficial, respectivamente. El estudio se llevó a cabo mediante un análisis de regresión lineal simple.

Como se esperaba, y por las razones indicadas anteriormente, no se encontró correlación lineal entre los SST y la DBO₅ en las aguas de entrada y en el humedal HF. Por el contrario, en el humedal superficial, en el que se ha eliminado gran parte de la carga inorgánica susceptible de ser oxidada, si se encontró una adecuada correlación.

La figura 4.11 muestra la línea de regresión estimada (en color rojo) y su incertidumbre asociada (intervalo representado en azul), así como la bondad del ajuste ($R^2=0,9058$, p-valor=0,000) para los sólidos en suspensión y la DBO₅ en el humedal SF.

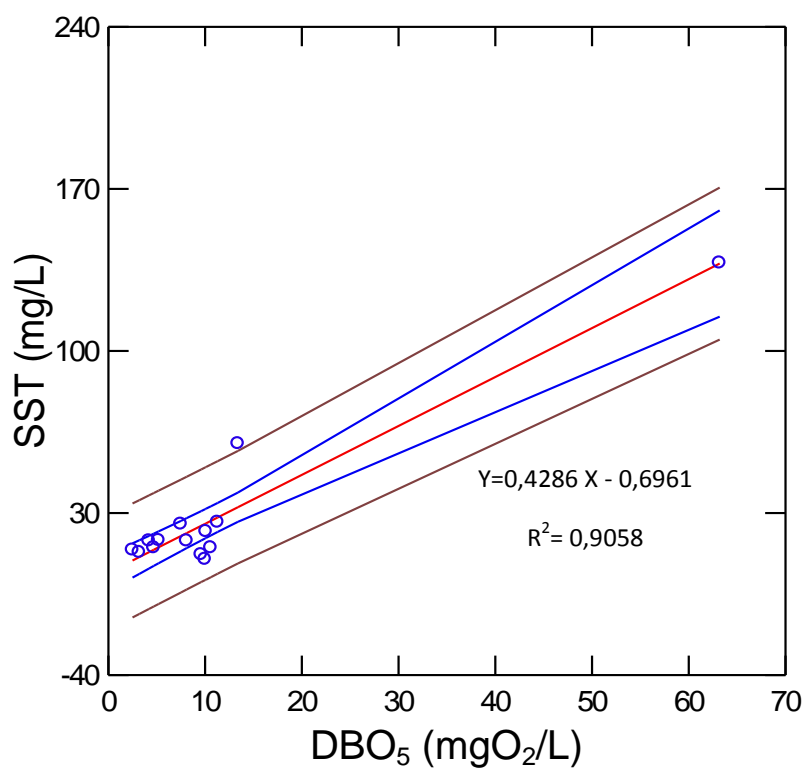


Figura 4.11. Correlación calculada entre sólidos totales en suspensión y DBO₅ en el humedal SF.

4.6. Turbiedad

La turbiedad o turbidez de una muestra de agua es la falta de transparencia debida a la presencia de partículas en suspensión, de naturaleza inorgánica u orgánica, y también a la presencia de algas o fitoplacton. Se mide como Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT) utilizando un aparato que mide la dispersión de un haz luminoso.

La presencia de sólidos en suspensión y material de naturaleza coloidal incrementa la turbidez del agua, disminuyen el paso de radiación solar y llegan a depositarse en el fondo de los estanques. Como efectos apreciables, se produce una disminución del paso de la radiación solar, con la consiguiente disminución de la fotosíntesis. Las partículas disueltas también absorben la radiación solar, con lo que el agua incrementa la temperatura y disminuye la concentración de oxígeno.

4.6.1. Evolución de la turbiedad en las etapas de tratamiento

La figura 4.12 representa la evolución temporal de la turbiedad en las muestras de agua de entrada al sistema de depuración.

El valor medio en las 22 muestras tomadas fue de 240 ± 110 UNT. El valor máximo se encontró en marzo de 2012: 506 ± 17 UNT; mientras que el mínimo fue de 113 ± 5 UNT encontrado en julio de 2012.

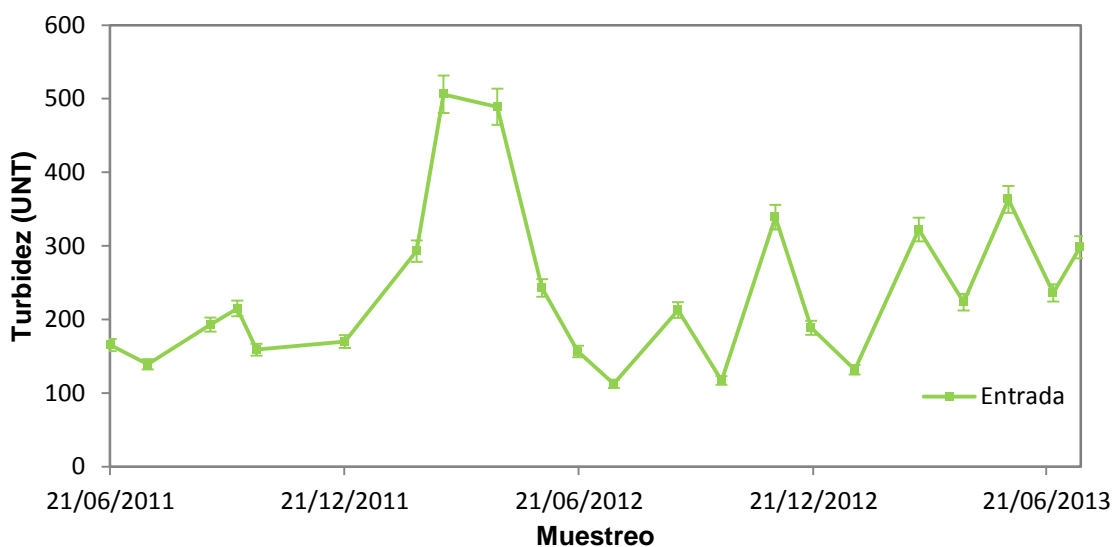


Figura 4.12. Evolución temporal de la turbiedad en el agua de entrada.

Los resultados muestran una escasa homogeneidad, al igual que ocurre con otros parámetros analíticos, debido al reducido caudal de agua de entrada en una instalación unifamiliar en la que, además, los aportes son discontinuos y sometidos a una gran variabilidad en la carga a lo largo del tiempo.

En la figura 4.13 se representa la evolución temporal de la turbiedad en las muestras de agua de los humedales subsuperficial y el superficial.

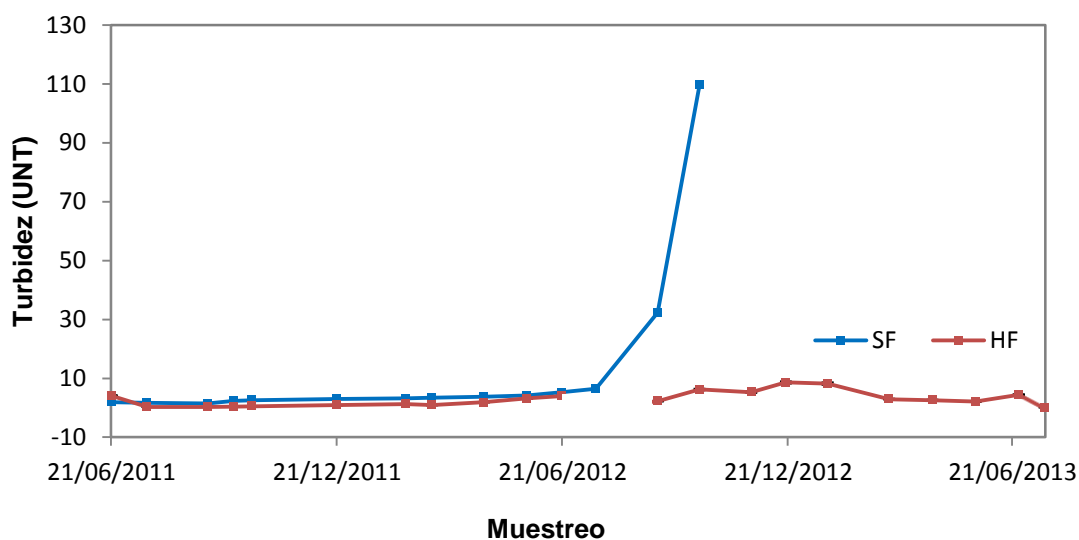


Figura 4.13. Evolución temporal de la turbidez en las aguas de los humedales HF y SF.

En el humedal HF el valor medio fue de $3,0 \pm 2,5$ UNT, con máximos de $8,6 \pm 0,3$ UNT y mínimos de $0,30 \pm 0,04$ UNT en los meses de diciembre de 2012 y septiembre de 2011, respectivamente.

En el humedal construido de flujo superficial el valor medio de turbidez fue de 13 ± 29 UNT, con máximo de 110 ± 3 UNT (enero de 2013) y mínimo $10,0 \pm 5,3$ UNT (diciembre de 2011).

Los mecanismos de eliminación que afectan a la turbidez en los humedales construidos son similares a los descritos para los sólidos totales en suspensión.

El parámetro turbidez viene regulado en el Real Decreto 1620/2007 con el valor máximo de 10 UNT, para que el agua pueda catalogarse reutilizable como uso agrícola calidad 2.1. Sin embargo, la legislación no considera este parámetro para declararla apta como vertido.

Las aguas regeneradas en el humedal HF cumplieron con las exigencias legales, incluso después de la situación de sequedad del humedal mencionada. En cuanto a las

muestras de agua del humedal SF, éstas presentaron valores dentro de los límites marcados en la legislación hasta el mes de diciembre de 2012, etapa a partir de la cual se produjo un aumento exponencial producido, probablemente, por el crecimiento de algas.

4.6.2. Relación entre sólidos totales en suspensión y turbidez

Se ha mencionado anteriormente que la turbidez, o relación entre la luz que entra y sale de un sistema, está originada por partículas sólidas y material coloidal. Los sólidos totales en suspensión pueden determinarse cuantitativamente (filtración o centrifugación), mientras que la turbidez se considera una medida de la calidad del agua ya que se determina por un procedimiento indirecto.

En la depuración de aguas residuales o potables la turbidez se utiliza ampliamente, ante la dificultad de determinar en continuo el material en suspensión. Considerando que en la turbidez intervienen varios factores, no puede establecerse una equivalencia directa con el contenido en sólidos en suspensión (Truhlar, 1978) y, según algunos autores (Pyne, 1995), no suele ser un buen indicador de los sólidos en suspensión. No obstante, para cada caso concreto, existe la posibilidad de proceder a su correlación, que normalmente es buena para un mismo punto, ya que la materia en suspensión es una característica intrínseca de cada punto de muestreo (Truhlar, 1978). Buenas correlaciones se han encontrado entre los sólidos en suspensión y la turbidez (Packman y col., 1999; Lewis y col., 2002; Holliday y col., 2003; Marquis, 2005).

No obstante, la comprobación de una posible correlación entre SST y turbidez debe establecerse para unas determinadas características del tipo de aguas a analizar ya que los patrones de dispersión de la luz cambian con el tamaño y la forma de las partículas en suspensión así como con el material que lo constituye. Por ejemplo, suspensiones de talco en polvo de igual concentración darán diferentes medidas de turbidez

dependiendo del tamaño de la partícula. Y para igual concentración y tamaño de partícula, la turbidez varía si se cambia el material disperso.

Por ello, si un usuario desea utilizar las lecturas de turbidez para estimar los SST está obligado a establecer un tipo específico de muestra temporal y espacialmente. En estas condiciones el coeficiente de correlación puede dar una estimación aceptable. Por otra parte, la concentración de oxígeno puede afectar a las medidas de turbidez ya que afecta a la degradación de la materia orgánica.

En la experiencia desarrollada, para estudiar la posible relación entre los SST y la turbidez se llevó a cabo un análisis de regresión lineal simple para las muestras de agua de entrada, HF y SF.

En las aguas de entrada no se encontró correlación lineal entre el contenido en sólidos totales en suspensión y la turbiedad. Este resultado es esperable considerando que se trata de muestras de aguas negras, heterogéneas en la composición y en el tiempo, con el material inorgánico y orgánico sin modificar prácticamente, y con escasa o nula transparencia a la luz.

En cuanto a las muestras obtenidas de los humedales HF y SF, si se obtuvieron buenas correlaciones. En el caso del humedal HF, la figura 4.14 muestra la línea de regresión estimada (en color rojo) y la incertidumbre asociada (intervalo representado en azul), así como la bondad del ajuste (R^2) para los sólidos en suspensión y la turbidez.

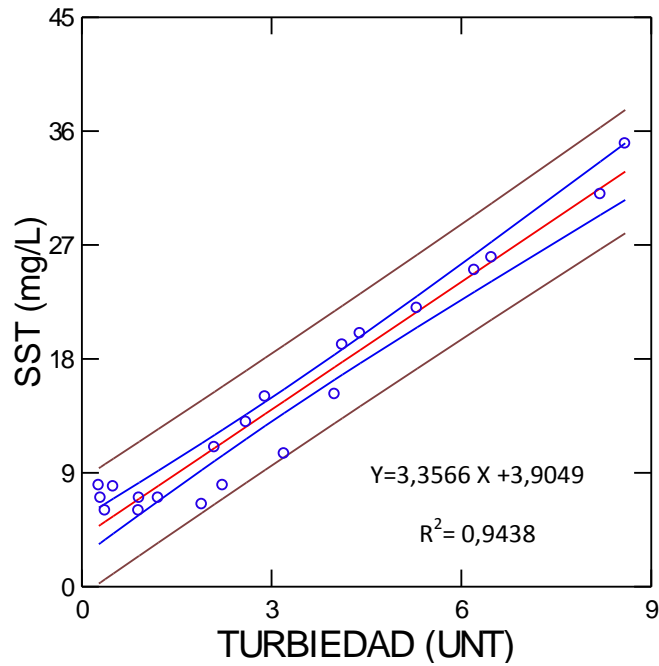


Figura 4.14. Correlación encontrada entre sólidos totales en suspensión y turbidez en el humedal HF.

El valor de $R^2 = 0,9438$ y el p-valor = 0,000 para la regresión, confirma que existe una clara relación entre SST y Turbidez. La relación encontrada fue $SST=3,3566 \cdot \text{Turbidez}$, siendo ésta superior a la reportada en la bibliografía (Packman y col., 1999; Lewis y col., 2002; Holliday y col., 2003; Marquis, 2005). Las diferencias encontradas pueden tener su origen en la disparidad entre las aguas estudiadas; como se ha discutido anteriormente, el tipo, tamaño y forma de las partículas de los sólidos en suspensión influyen ampliamente sobre la turbidez.

La figura 4.15 muestra la línea de regresión estimada y su incertidumbre asociada, así como la bondad del ajuste (R^2) para los sólidos en suspensión y la turbidez en el humedal el humedal SF.

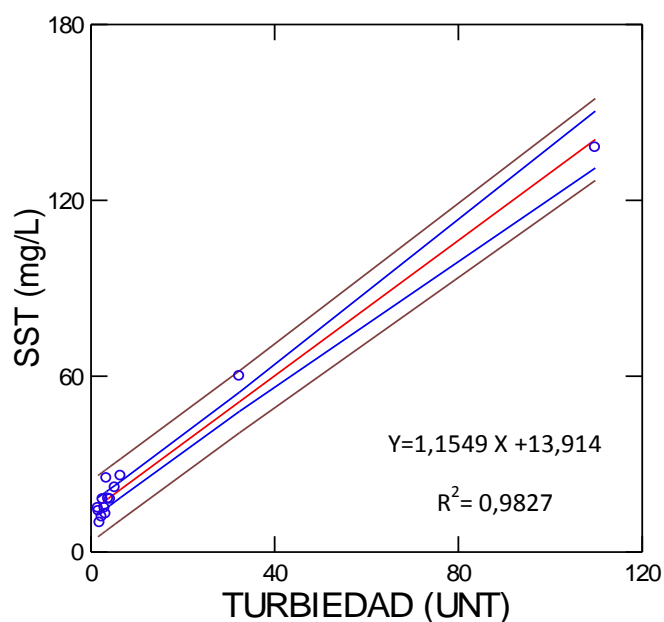


Figura 4.15. Correlación encontrada entre sólidos totales en suspensión y turbidez en el humedal SF.

La existencia de una clara relación entre SST y Turbidez se manifiesta comprobando los valores de $R^2 = 0,9827$ y p -valor = 0,000 para la regresión. La relación encontrada fue $SST = 1,1549 \cdot \text{Turbidez}$, siendo similar a la mostrada por los autores anteriormente mencionados.

Aunque la turbidez en el efluente de aguas residuales de humedales construidos sea muy reducida, puede mostrar un débil color amarillo que es debido a presencia de sustancias húmicas que pueden proceder de la materia orgánica y, preferentemente, de la degradación de las turbas utilizadas en el humedal subsuperficial. Esta coloración no merma su utilización para los posibles usos agrícolas o ambientales, pero puede reducir la aceptación por razones estéticas. La eliminación de esta tonalidad amarilla no es obligatoria, pero se puede conseguir solo con tecnologías avanzadas como carbón activado, ozono u oxidación foto catalítica (Guylas y col., 2007; Abegglen y col., 2009). Para disimular el efecto visual cuando las aguas residuales tratadas son utilizadas para la descarga del baño, se recomienda usar inodoros con porcelana de color.

4.7. Eliminación de algas en el humedal SF

La proliferación de algas en el humedal construido de flujo superficial dio lugar a que no se cumplieran los parámetros exigidos por la legislación para estas aguas en lo que respecta a turbiedad y sólidos totales en suspensión. Se hizo necesaria la búsqueda de una solución a este problema y para ello se estudió, a escala de laboratorio, la posible eliminación de las algas mediante un equipo de irradiación ultravioleta. Este sistema no solo eliminaría las algas sino que también mejoraría la calidad sanitaria del agua.

La radiación ultravioleta (UV) comprende la parte de la radiación electromagnética cuya longitud de onda está comprendida por debajo de los 400 nm. La luz del sol emite este tipo de radiación, aunque debido a la absorción por la atmósfera terrestre, a la superficie de la tierra no suele llegar aquella parte de la radiación de longitud de onda inferior a 300 nm. Dependiendo de la longitud de onda y los efectos que puede

producir, se suele establecer una subdivisión en distintos tipos de radiación UV (tabla 4.9).

Tabla 4.9. Distintos tipos de radiación UV.

Tipo radiación	Nombre abreviado	λ (nm)	Energía (eV/fotón)
UV próximo	NUV	400 – 200	3,10 – 6,30
	UVA	400 – 320	3,10 – 3,87
	UVB	320 – 280	3,87 – 4,43
	UVC	280 - 200	4,43 – 6,20
UV lejano	FUV, VUV	200 – 10	6,20 - 124
UV extremo	EUV, XUV	91,2 – 1	13,6 – 1240

La energía asociada a la radiación UV se incrementa conforme disminuye la longitud de onda asociada, con los consiguientes efectos negativos, e incluso letales, para los seres vivos. Cuanto más baja es la longitud de onda mayor es la absorción por parte de moléculas orgánicas o inorgánicas. Por esta razón a la superficie de la Tierra solamente llegan radiaciones de tipo UVA (~ 95 %) y UVB (~ 5 %). Para conseguir irradiación de tipo UVC a partir de fuentes artificiales, es necesario utilizar materiales especiales en las lámparas de descarga, siendo difícil de generar radiaciones de tipos UV lejano o extremo.

La acción biológica de la radiación UVC es debida a la alteración del ADN provocada por cambios en los enlaces moleculares. La sensibilidad de los organismos vivos (tabla 4.10) es máxima para una longitud de onda de unos 250 nm por lo que, a efectos prácticos, se utilizan lámparas de descarga de 254 nm.

El empleo de la radiación UVC en el tratamiento de aguas presenta la ventaja de no utilizar compuestos químicos desinfectantes, tóxicos por sí mismos, o que generan

derivados indeseables. No afecta a las moléculas de agua o a su pH. No tiene efecto sobre los organismos vivos existentes en el reservorio acuoso, ya que la destrucción solo tiene lugar en el interior del irradiador.

Tabla 4.10. Dosis de radiación UVC para una reducción del 90 % de organismos vivos.

Organismo	Dosis (J/m ²)
Bacterias	10-200
Nematodos (huevos)	~ 400
Protozoos	640-1.000
Algas	3.600-6.000

Los estándares de desinfección recomiendan que el sistema de irradiación debe generar una dosis de alrededor de 16.000 $\mu\text{W}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ de luz UVC. La mayor parte de los fabricantes garantizan emisiones en el rango de 16.000 a 30.000 $\mu\text{W}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ dependiendo de la longitud de onda concreta.

El sistema estuvo formado por una pecera de 15 L de capacidad tapada con plástico tipo film para evitar evaporaciones, una bomba sumergible de recirculación marca Sicce Nova 800 L/h de 10 W que después de las pérdidas de carga en el circuito rendía 106 L/h. Un filtro desmontable marca Sterwins de 1 litro de capacidad protegido de la luz, y un equipo de ultravioleta Ballast con lámpara Philips de 6 W de potencia introducida concéntricamente en un tubo de acero inoxidable.

El sistema se mantuvo en funcionamiento 8 horas al día en horario nocturno. En paralelo, y como control, se utilizó una instalación similar eliminando el irradiador UVC. Los elementos de la instalación experimental se muestran en la figura 4.16.



Figura 4.16. Sistema de filtración equipado con luz UV.

Los resultados obtenidos para la turbiedad en las aguas del humedal SF durante el experimento se muestran en la figura 4.17. Al inicio de la experiencia la muestra de agua utilizada mostraba una turbiedad de 110 ± 3 UNT. A los tres días se observó una disminución pronunciada hasta el valor de 68 ± 3 UNT; este valor se redujo hasta 52 ± 3 UNT al cabo de cinco días. Por último, tras 16 días de tratamiento se alcanzó el valor de 11 ± 2 UNT, que cumple con las exigencias legales para la reutilización de las aguas (R.D. 1620/2007). Tras 30 días de tratamiento la turbiedad mostró un valor residual de solo 3 UNT. En el sistema control se mantuvo una turbidez constante de 110 UNT.

El sistema ha mostrado ser efectivo para la eliminación de algas con unos requerimientos energéticos muy bajos ya que el consumo total del sistema ascendió a 128 W/h por día de funcionamiento. El mantenimiento de este equipo consistió únicamente en la limpieza del sistema de filtración a los 15 días y al final del experimento, comprobándose que no se producía acumulación algas o suciedad en el interior del sistema.

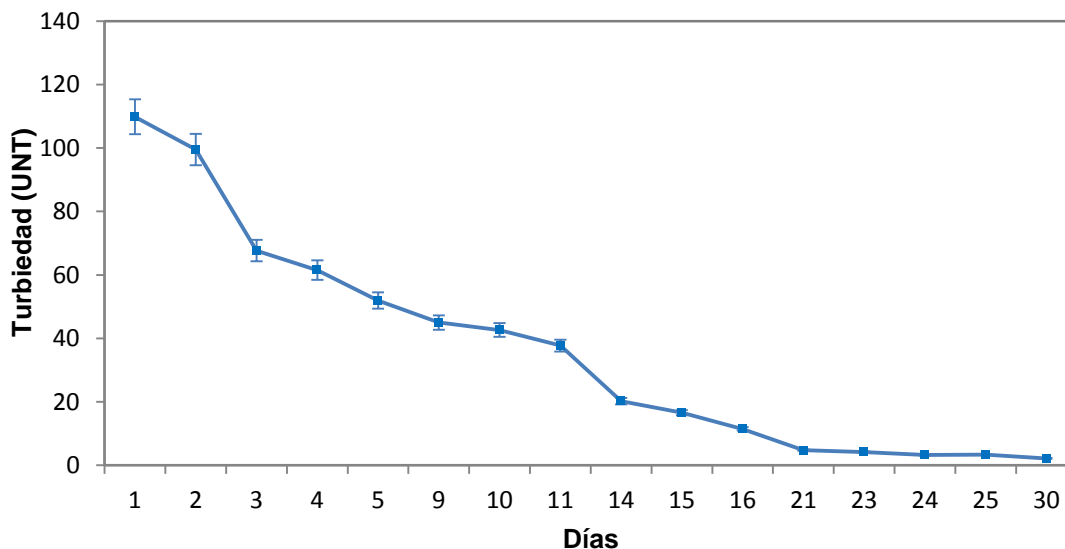


Figura 4.17. Variación de la turbiedad con el tiempo en las aguas del humedal SF tratadas con el equipo de luz UV.

La secuencia de evolución visual de la turbidez debida a la presencia de algas se muestra en la figura 4.18. A partir del día dos se apreció un cambio de color de verde a gris-marrón debido a la alteración de las clorofilas que se transforman en sus feo-derivados (feofitinas y feoforbidas). El cambio de coloración se mantuvo hasta el día 14 de experimento donde se comenzó a observar una clarificación en las aguas y se pudo apreciar la presencia de los depredadores de algas en el agua. Estos depredadores son los llamados pulgas de agua (*Daphnia pulex*), que ayudan en la clarificación de las aguas ya que la dieta de este artrópodo es a base de algas. Por otra parte, las algas destruidas tienden a aglomerarse y quedaron retenidas en el filtro intercalado en línea.

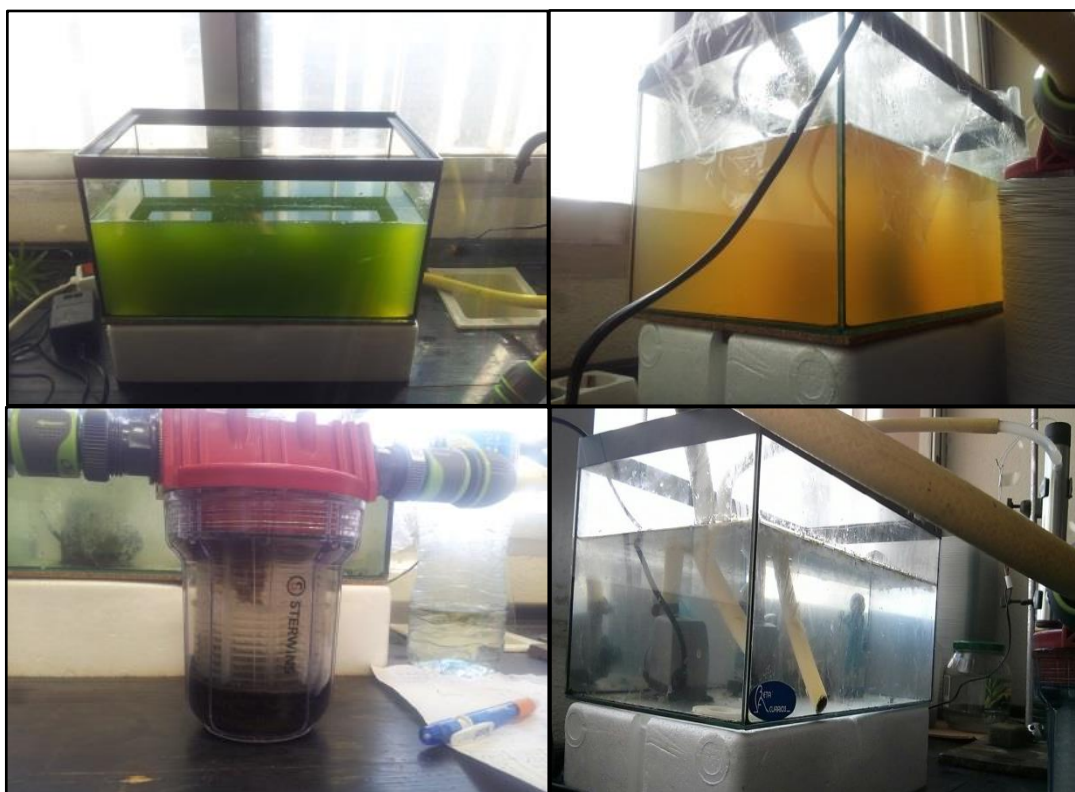


Figura 4.18. Evolución del color de las aguas SF tratadas con el equipo de luz UV.

El caudal circulado en las 8 horas de trabajo en el modelo de laboratorio ascendió a 848 litros; por lo que para una balsa de capacidad estimada de unos 33,3 m³ debería escalarse el sistema 40 veces para conseguir un efecto similar, bien incrementando la potencia del irradiador o aumentando el tiempo de tratamiento diario.

4.8. Conductividad, TDS y % NaCl

La determinación de la conductividad eléctrica (CE) en las aguas es un método rápido que proporciona una estimación de la concentración de electrolitos. La corriente eléctrica es transportada por iones en disolución, por lo tanto el aumento de la concentración de iones provoca un aumento en la conductividad, siendo ésta directamente proporcional con la concentración de solutos contenidos en las aguas (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Los sólidos totales disueltos (TDS) son partículas con un tamaño inferior a 0,001 μm y guardan relación directa con la conductividad mediante la expresión $\text{CE } (\mu\text{S/cm}) = 0,65 \text{ TDS (ppm)}$. Esta relación supone que el conjunto de todas las sales que componen la disolución son responsables de la conductividad de la misma.

Como norma general, la medida de los sólidos totales disueltos se relaciona con soluciones de cloruro sódico con un factor de conversión como ocurre con la

conductividad. El conductímetro empleado en este estudio estuvo equipado con una sonda específica de NaCl, que expresó los resultados en tanto por ciento de NaCl.

4.8.1. Evolución de la conductividad en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

La figura 4.19 muestra los valores de la conductividad eléctrica, sólidos totales en suspensión y tanto por ciento en cloruro sódico para las aguas de entrada al sistema en el periodo estudiado.

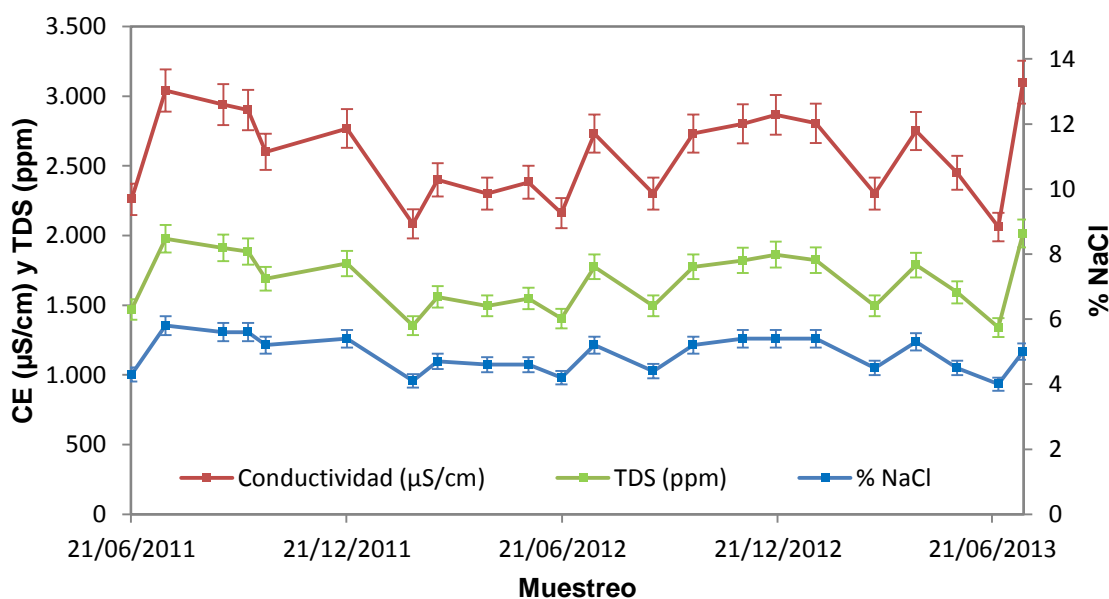


Figura 4.19. Evolución de la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y % NaCl encontrada para las aguas de entrada al sistema.

La conductividad de las aguas de entrada arrojó un valor medio de $2.579 \pm 319 \mu\text{S/cm}$. El mínimo valor de conductividad se obtuvo en junio de 2013 con $2.061 \pm 74 \mu\text{S/cm}$ mientras que el máximo se encontró al siguiente mes, con un valor de 3.100 ± 81

$\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor que más se repitió fue $2.300 \mu\text{S}/\text{cm}$, encontrado en abril de 2012 y marzo de 2013. Como se observa en la figura 4.16, las variaciones tanto para los sólidos totales disueltos como para el tanto por ciento en cloruro sódico presentaron un perfil similar al de la conductividad eléctrica, al tratarse de magnitudes derivadas.

Kouki y col. (2009) reportaron una conductividad eléctrica para aguas residuales crudas de $2.660 \pm 400 \mu\text{S}/\text{cm}$, similar a la encontrada en este estudio, mientras que Ansola y col. (2003) encontraron una conductividad para las aguas de entrada a su sistema de $3.600 \mu\text{S}/\text{cm}$. Estos datos ponen de manifiesto la ausencia de homogeneidad de las aguas residuales domésticas, atendiendo a su valor de conductividad eléctrica.

Humedal subsuperficial (HF)

En la figura 4.20 se representan los valores de la conductividad eléctrica, sólidos totales en suspensión y % NaCl para los efluentes del humedal construido de flujo subsuperficial.

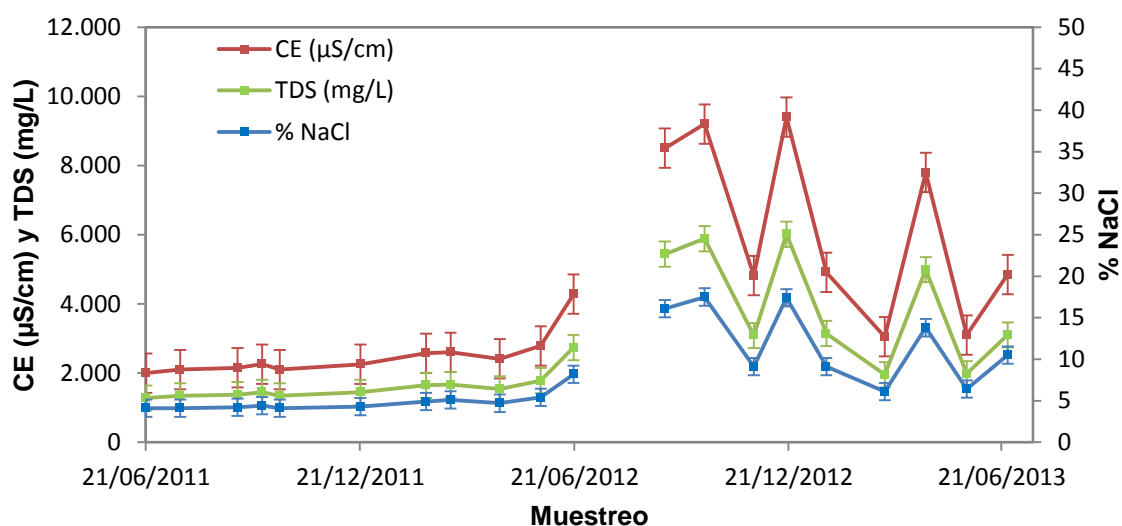


Figura 4.20. Evolución de la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y % NaCl encontrada para las aguas del humedal HF.

El humedal HF presentó una conductividad media de $4.157 \pm 2.546 \mu\text{S}/\text{cm}$. El valor máximo se encontró en diciembre de 2012 con $9.400 \pm 246 \mu\text{S}/\text{cm}$ y el mínimo, en junio de 2011, con un valor de $2.000 \pm 46 \mu\text{S}/\text{cm}$. En los meses de julio y noviembre de 2011 se repitió el valor de $2.100 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Al igual que ocurrió con las aguas de entrada, los perfiles de variación temporal para TDS y % NaCl fueron similares a los encontrados para la conductividad eléctrica.

En el humedal HF se observó que la conductividad no superó los $3.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ hasta junio de 2012 donde se alcanzó el valor de $4.280 \pm 259 \mu\text{S}/\text{cm}$, siendo este valor prácticamente el doble que el encontrado en el mes anterior ($2.787 \pm 165 \mu\text{S}/\text{cm}$). A partir de esta fecha, donde ocurrió el episodio de sequedad del humedal, se observó un comportamiento anómalo con subidas y bajadas en la conductividad. Este hecho puede tener su origen en el óptimo desarrollo vegetativo del *Phragmites australis* en esa fecha (donde el ciclo vegetativo comienza en mayo y termina en noviembre o diciembre) que, junto al fenómeno de evapotranspiración, ponen de manifiesto el sobredimensionamiento del humedal HF ya discutido. El fenómeno de evapotranspiración produce una concentración de las aguas contenidas en el humedal HF y como consecuencia un aumento en la conductividad. Este aumento también puede deberse a que no existe una absorción preferente por los iones sodio o cloruro, responsables del % NaCl.

Otros autores que estudiaron similares tipos de humedales construidos, obtuvieron efluentes con mayor contenido en SST y conductividad atribuyendo su causa al incremento de la evapotranspiración y al movimiento del sustrato provocado por el crecimiento de las raíces de las plantas (Hench y col., 2003, Kouki y col, 2009).

Diversos estudios han demostrado que el *Phragmites australis* puede tolerar una salinidad constante de hasta $22,5 \text{ g}/\text{L}$, pero la altura del tallo, el diámetro y la densidad comienzan a disminuir por encima de $5 \text{ g}/\text{L}$ (Lissner y Schierup, 1997). Si se hace la suposición de que todos los sólidos disueltos corresponden a cloruro de sodio, el

máximo valor encontrado para TDS fue 6.016 ± 250 mg/L en diciembre de 2012. Este valor corresponde a 6,016 g/L TDS y compromete el desarrollo del *Phragmites australis* aunque el valor medio de TDS para el humedal HF a lo largo del estudio fue de $2,661 \pm 1,629$ g/L, haciendo de los máximos un problema puntual ya que solo se superaron los 5 g/L en tres ocasiones (septiembre, octubre y diciembre de 2012).

Los rendimientos de reducción para la conductividad en el humedal de flujo subsuperficial se calcularon con respecto al agua de entrada y dependen de la conductividad de esta, no siendo homogénea como ya se ha discutido. Los rendimientos fueron positivos hasta el mes de diciembre de 2011, alcanzando el máximo en julio de 2011 con un 30,9 %. A partir de diciembre de 2011 los rendimientos encontrados fueron negativos, obteniendo efluentes de mayor conductividad que los afluentes, situación que continuó hasta el final del estudio y alcanzando rendimientos negativos de hasta 269,6 % en septiembre de 2012.

La conductividad eléctrica de las aguas regeneradas viene legislada en el R.D. 1620/2007, donde se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, con un valor máximo de 3,0 mS/cm (3.000 μ S/cm). El valor medio de conductividad encontrado para el humedal HF superó los límites establecidos por la legislación, no pudiendo destinar estas aguas para reutilización. Sin embargo, el primer año de funcionamiento y antes de producirse el colapso del sistema, los efluentes cumplieron con la legislación para aguas regeneradas.

Por otro lado, el Real Decreto 509/1996 no contempla a la conductividad como parámetro a monitorizar para la realización de vertido, por lo tanto serían aguas aptas para vertido.

Humedal superficial (SF)

Los valores de la conductividad eléctrica, sólidos totales en suspensión y % NaCl para las aguas del humedal construido de flujo superficial se muestran en la figura 4.21.

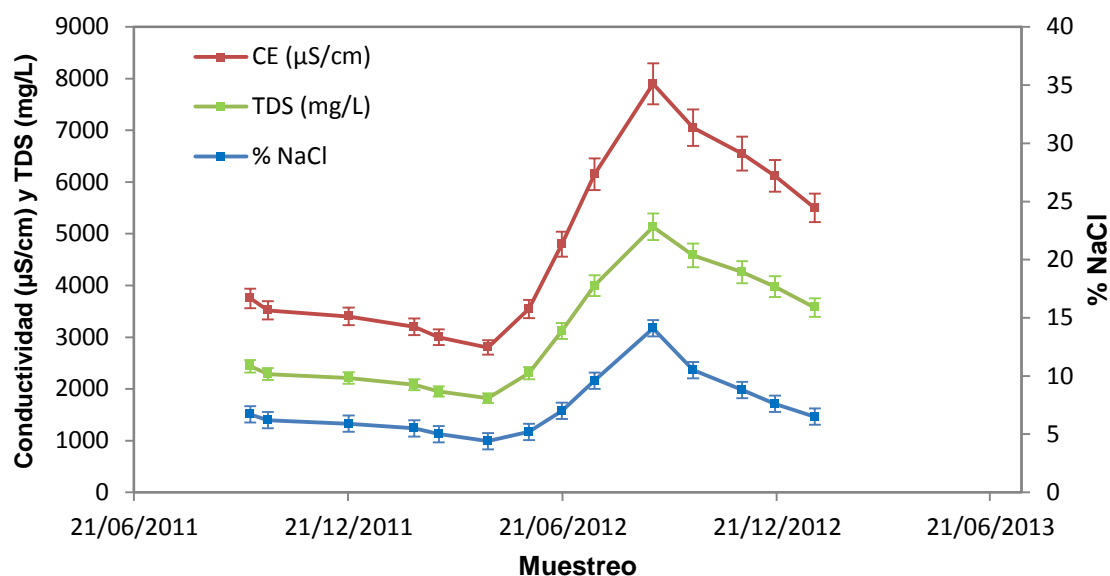


Figura 4.21. Evolución de la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y % NaCl encontrada para las aguas del humedal SF.

Para las aguas del humedal SF se encontró un valor medio en la conductividad de $4.806 \pm 1.707 \mu\text{S/cm}$. El valor mínimo de conductividad fue en el mes de abril de 2012 con $2.800 \pm 176 \mu\text{S/cm}$ y el máximo, con $7.900 \pm 201 \mu\text{S/cm}$, en septiembre de 2012. El valor de $3.000 \mu\text{S/cm}$ fue superado en todos los casos excepto en abril de 2012.

Los perfiles de variación con respecto al tiempo para TDS y % NaCl fueron similares a los encontrados para la conductividad al igual que ocurrió con las aguas de entrada al sistema y en el humedal de flujo subsuperficial.

El humedal de flujo superficial mostró una conductividad descendente durante los meses de invierno para aumentar en verano y volver a disminuir en invierno. Cabe

mencionar que este humedal construido fue diseñado principalmente para la evaporación total del agua procedente del humedal de flujo subsuperficial, pretendiendo obtener un vertido cero de aguas. Sin embargo, los cálculos realizados para el balance hídrico del sistema, mostrados en la tabla 4.4 del apartado 4.1.1, demuestran que no se consiguió en ningún mes la evaporación total y hubo que realizar incluso una retirada de agua a EDAR. Como es lógico, en un sistema destinado a la eliminación total del vertido mediante la evaporación se va a producir una concentración acorde con el balance hídrico del sistema que, como ya se ha discutido, influirá de forma directa en la conductividad de las aguas.

La conductividad eléctrica de las aguas regeneradas no debe superar los 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (R.D. 1620/2007). El valor medio de conductividad encontrado para el humedal SF superó los límites legales y por consiguiente fueron aguas no reutilizables legalmente. El Real Decreto 509/1996 no contempla a la conductividad como parámetro para la realización de vertido.

Para poder reutilizar las aguas del humedal construido estudiado, en cuanto a conductividad se refiere, se deberían tomar las aguas de la salida del humedal HF en el primer año de funcionamiento ya que no superaron los límites legales hasta que se produjo el incidente del secado del humedal, como se expuso para el humedal HF.

4.8.2. Estimación de la Salinidad

Uno de los mayores peligros en la agricultura de regadío es la acumulación de sales solubles en la zona de las raíces de los cultivos, presentándose así un riesgo de salinidad. Cuanto mayor es la salinidad del suelo en la zona radicular, las plantas consumen más energía buscando el agua necesaria para ajustar la concentración de sales en el interior del tejido vegetal (ajuste osmótico). Se produce así una disminución en el crecimiento de la planta (Metcalf & Eddy, 2000).

Para destinar el agua regenerada al riego de cultivos se debe tener en cuenta la salinidad. La salinidad de un agua de riego se determina midiendo su conductividad, y es el parámetro de mayor importancia a la hora de determinar su idoneidad para el riego (Metcalf & Eddy, 2000; EPA, 2004). Los parámetros relacionados con la salinidad son la conductividad eléctrica, sólidos totales, concentración de sodio, calcio, magnesio, carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos.

En la estimación del riesgo de salinización del agua se hace uso de la clasificación propuesta por la FAO (Ayers y Westcot, 1985), presentada en la tabla 4.11.

Tabla 4.11. Clasificación de la salinidad del agua según su conductividad.

Grado de salinidad	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
No salina	< 700
Salinidad Ligera	700-3.000
Salinidad Media	3.000-6.000
Salinidad Alta	6.000-14.000
Salinidad muy Alta	>14.000

Atendiendo a la clasificación de salinidad del agua, se encontró que el agua residual doméstica de entrada al sistema presentó una salinidad ligera (valor medio 2.579 ± 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$). El agua del humedal de flujo subsuperficial obtuvo una salinidad media (valor medio 4.157 ± 2.546 $\mu\text{S}/\text{cm}$) al igual que el agua del humedal de flujo superficial (valor medio 4.806 ± 1.707 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Estos dos últimos humedales tuvieron episodios de salinidad alta por las razones de desorden hídrico en el humedal HF y concentración en el humedal SF.

El mismo documento de la FAO (Ayers y Westcot, 1985), también recoge la tolerancia de distintos cultivos a la salinidad del agua de riego y los rendimientos potenciales para los diferentes cultivos, según los niveles de salinidad del agua de riego (EC_w , mS/cm) y

los niveles de salinidad del suelo (EC_e , mS/cm). Todos estos valores son presentados en la tabla 4.12.

Tabla 4.12. Rendimientos de cultivo según la salinidad de las aguas de riego (EC_w) y la salinidad del suelo (EC_e).

Cultivo	0 %		10 %		25 %		50 %		Máximo
	EC_e (mS/cm)	EC_w (mS/cm)	EC_e (mS/cm)	EC_w (mS/cm)	EC_e (mS/cm)	EC_w (mS/cm)	EC_e (mS/cm)	EC_w (mS/cm)	EC_e (mS/cm)
Tolerantes									
Palmera datilera	4,0	2,7	6,8	4,5	10,9	7,3	17,9	12,0	32,0
Moderadamente Tolerante									
Remolacha	4,0	2,7	5,1	3,4	6,8	4,5	9,6	6,4	15,0
Trigo	6,0	4,0	7,4	4,9	9,5	6,4	13,0	8,7	20,0
Moderadamente Sensible									
Alfalfa	2,0	1,3	3,4	2,2	5,4	3,6	8,8	5,9	15,5
Brócoli	2,8	1,9	3,9	2,6	5,5	3,7	8,2	5,5	13,5
Col	1,8	1,2	2,8	1,9	4,4	2,9	7,0	4,6	12,0
Lechuga	1,3	0,9	2,1	1,4	3,2	2,1	5,2	3,4	9,0
Patata	1,7	1,1	2,5	1,7	3,8	2,5	5,9	3,9	10,0
Pepino	2,5	1,7	3,3	2,2	4,4	2,9	6,3	4,2	10,0
Pimiento	1,5	1,0	2,2	1,5	3,3	2,2	5,1	3,4	8,5
Rábano	1,2	0,8	2,0	1,3	3,1	2,1	5,0	3,4	9,0
Tomate	2,5	1,7	3,5	2,3	5,0	3,4	7,6	5,0	12,5
Vid	1,5	1,0	2,5	1,7	4,1	2,7	6,7	4,5	12,0
Higuera									
Olivo	2,7	1,8	3,8	2,6	5,5	3,7	8,4	5,6	14,0
Granado									
Sensible									
Almendro	1,5	1,0	2,0	1,4	2,8	1,9	4,1	2,7	7,0
Cebolla	1,2	0,8	1,8	1,2	2,8	1,8	4,3	2,9	7,5
Limonero	1,7	1,1	2,3	1,6	3,3	2,2	4,8	3,2	8,0
Melocotón	1,7	1,1	2,2	1,4	2,9	1,9	4,1	2,7	6,5
Naranja	1,7	1,1	2,3	1,6	3,3	2,2	4,8	3,2	8,0
Zanahoria	1,0	0,7	1,7	1,1	2,8	1,9	4,6	3,1	8,0

Con los datos de conductividad obtenidos en el agua del humedal HF, antes de que se presentara la situación de sequedad (2,79 mS/cm), se podrían regar cultivos tolerantes (palmera datilera) y medianamente tolerantes (remolacha y trigo) sin perder

rendimientos en la cosecha. Los cultivos moderadamente sensibles de la tabla 4.12 (alfalfa, brócoli, col, lechuga, patata, pepino, pimiento, rábano, tomate, vid, higuera, olivo y granado) perderían entre un 10 y 25 % de su rendimiento si se regasen con estas aguas, mientras que los cultivos sensibles (almendro, limonero, naranjo, melocotonero, cebolla y zanahoria) perderían un 50 % de la cosecha. Después de producirse el secado del humedal, los valores de conductividad llegaron a 9,4 mS/cm, siendo un agua no apta para los cultivos de la tabla 4.12 excepto para la palmera datilera perdiendo un 50 % en el rendimiento.

El agua procedente del humedal construido de flujo superficial superó el valor de 3,0 mS/cm, siendo sus aguas no aptas para regar cultivos similares a los expuestos para el humedal HF antes de producirse el colapso hídrico del sistema. El máximo valor alcanzado fue de 7,9 mS/cm, pudiendo regar cultivos tolerantes y medianamente tolerantes con pérdidas en el rendimiento.

4.9. pH

La calidad del agua y el pH están íntimamente relacionados. El pH es un factor muy importante, ya que determinados procesos químicos solamente pueden ocurrir para un valor determinado de este parámetro. Por ejemplo, una bajada sustancial en el pH puede impedir los procesos de nitrificación, desnitrificación y degradación orgánica anaerobia. Las bacterias metanogénicas operan a un pH comprendido entre 6,5 y 7,5, por lo tanto alejándose de este rango en humedales HF, se evitará la formación de compuestos olorosos (Vymazal, 1999).

El pH del agua es también un factor influyente en el agua de riego, afectando a la nutrición de la planta, de esta manera un agua con pH comprendido entre 6,5 y 8,5 (Ayers y Westcot, 1985) se considera apta para su uso en riego, y su importancia radica en que afecta a la solubilidad y fijación de los metales y a la alcalinidad de los suelos.

4.9.1. Evolución del pH en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

En la figura 4.22 se muestran los valores para el pH encontrado en las aguas de entrada al sistema.

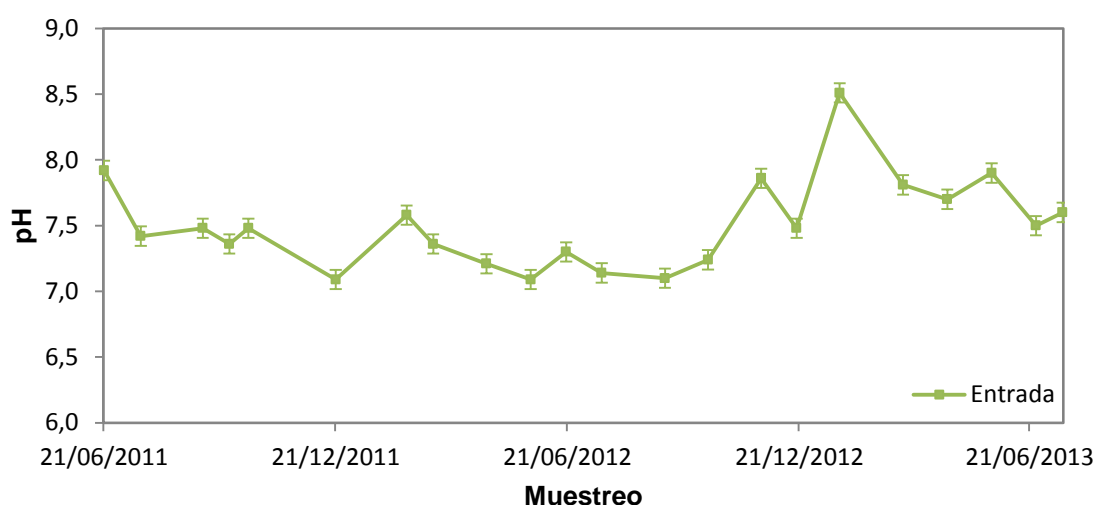


Figura 4.22. Evolución del valor del pH encontrado para las aguas de entrada al sistema.

El valor medio para el pH en las aguas de entrada fue de $7,5 \pm 0,3$, encontrándose el valor máximo en enero de 2013 con $8,5 \pm 0,2$ y el mínimo en septiembre de 2012 con $7,1 \pm 0,2$. El valor de moda fue 7,5, obtenido en septiembre de 2011, octubre de 2011, diciembre de 2012 y junio de 2013.

Los valores de pH para las aguas de entrada al sistema de humedales fueron los normales para un agua residual ya que estuvieron comprendidos entre 6,5 y 8,5 (Metcalf y Eddy, 1995). Las variaciones observadas, típicas de un agua residual no homogénea, pudieron tener su origen en el uso de productos de limpieza de carácter básico como son las lejías o de carácter ácido como el agua fuerte.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.23 muestra los valores encontrados para el pH de las aguas del humedal construido de flujo subsuperficial.

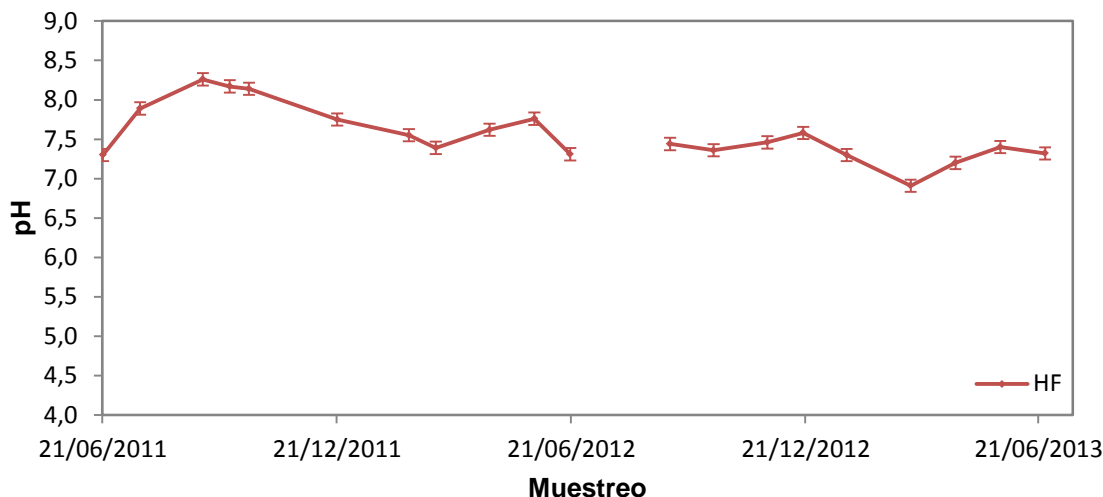


Figura 4.23. Evolución del valor de pH encontrado en las aguas del humedal HF.

El valor medio de las aguas procedentes del humedal construido de flujo subsuperficial fue de $7,5 \pm 0,4$. El valor máximo se encontró en septiembre de 2011 con $8,2 \pm 0,2$ y el mínimo en marzo de 2013 con $6,9 \pm 0,1$. El valor de 7,3 se encontró en los meses de junio de 2011, junio de 2012, enero de 2013 y junio de 2013.

El agua del humedal HF presentó un aumento de pH al comienzo de su puesta en marcha, valor que fue disminuyendo paulatinamente hasta 7,2 en el mes de marzo de 2012. Este aumento de pH pudo tener su origen en el arrastre y lavado de los materiales de relleno del humedal, con carácter básico, como pueden ser las gravas calizas junto al proceso de desnitrificación que tiene componente básica. En la puesta en marcha del sistema, se contaba con un dispositivo de aireación con la finalidad de favorecer la oxidación total del nitrógeno convirtiéndolo en ión nitrato. Este nitrato

sufriría un proceso de desnitrificación en el lecho del humedal produciendo alcalinidad ya que se producen 3 g de CaCO_3 por gramo de NO_3^- reducido (Saeed y Sun, 2012). A partir de marzo de 2012 se observó una subida y una bajada que coincidió con el momento en el que la vegetación del humedal consumió toda el agua que le llegaba. Después de producirse la sequedad del humedal HF el comportamiento fue más errático debido probablemente a la aparición de zonas de circulación de agua preferentes.

Reddy y Patrick (1984) encontraron, para humedales de flujo subsuperficial, valores de pH de 7,5-8, similares a los mostrados por el humedal estudiado. El humedal HF no produjo cambio de pH en las aguas tratadas al contrario que ocurrió en el humedal que trataba efluentes mineros, estudiado por Celis y col. (2005), donde observaron un aumento de pH desde 4,2 a 6,7. Por otro lado, el pH de la turba suele estar comprendido entre 3,4 y 4,8, pero el pH de la turba de musgo canadiense *Sphagnum*, de la que estuvo compuesto el lecho del humedal HF, había sido ajustada con cal dolomítica y calcita, no influyendo en el pH del efluente ni en los procesos físico-químicos y biológicos llevados a cabo en su interior.

Los valores de pH mostrados por el humedal HF fueron los óptimos para que se produzcan las reacciones de desnitrificación puesto que su pH óptimo es de 6 a 8, bajando su actividad a un pH menor de 5 y no produciéndose a pH menores de 4 (Vymazal, 2007). De igual manera, la amonificación tampoco se vio afectada ya que su rango de pH está comprendido entre 6,5 y 8,5 (Vymazal, 1995).

La legislación vigente para realizar vertidos o reutilizar el agua regenerada por el sistema, de aplicación en la zona donde se encuentra el humedal, no contempla el pH como parámetro a monitorizar. Por otro lado, las aguas del humedal HF presentaron un riesgo nulo en la restricción de su uso para riego ya que el pH medio de 7,5 se encuentra dentro del rango establecido como normal para la nutrición de las plantas.

Agua del humedal superficial (SF)

La figura 4.24 muestra los valores encontrados para el pH en las aguas del humedal construido de flujo superficial.

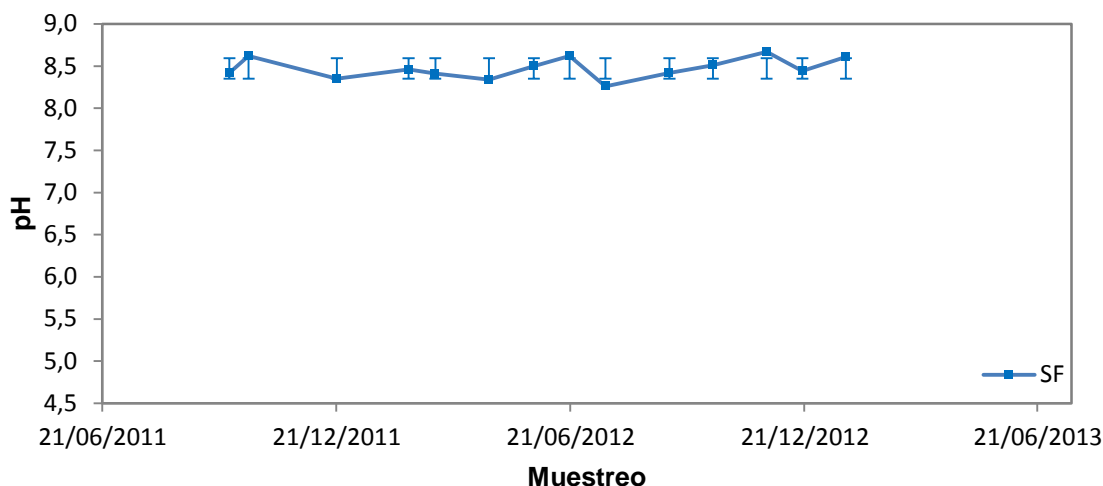


Figura 4.24. Evolución del valor de pH encontrado en las aguas del humedal SF.

El valor medio de las aguas del humedal construido de flujo superficial fue $8,5 \pm 0,1$. El valor mínimo se presentó en julio de 2012 con $8,2 \pm 0,2$ mientras que el máximo fue en noviembre de 2012 con $8,7 \pm 0,2$. Los meses de septiembre de 2011, diciembre de 2011, marzo de 2012, septiembre de 2012 y diciembre de 2012 presentaron el valor de 8,4.

Los valores de pH para el humedal SF fueron un punto superior a los encontrados en el humedal HF. La presencia de algas en el humedal SF puede dar lugar a la asimilación de CO_2 para satisfacer su actividad fotosintética durante el día. Como resultado de ello, la ecuación de disociación del ácido carbónico se desplaza hacia la derecha, se consumen protones del medio y el pH tiende a aumentar.



Por otro lado, el aumento en la concentración de sales básicas por efecto de la evaporación, también puede influir en el aumento del pH de las aguas.

Considerando el rango de pH de las aguas SF, las reacciones de las formas nitrogenadas más probables por su dependencia del pH, serán la amonificación y la nitrificación-desnitrificación. Los procesos de volatilización del amonio también pueden afectar al aumento del pH ya que se produce una alcalinización del medio por la producción de NH₃ gas.

En el caso de las aguas del humedal SF, al presentar un pH medio de 8,5, el grado de restricción de uso para riego es nulo, por las mismas razones comentadas que para el humedal de flujo subsuperficial. Además también pudieron ser reutilizadas o vertidas dentro de la legalidad, atendiendo a su pH.

4.10. Temperatura

La temperatura es un parámetro determinante para el desarrollo de la actividad bacteriana, cuyo rango óptimo se encuentra entre 25 y 35 °C. Cuando la temperatura se acerca a los 50 °C los procesos de digestión aerobia y nitrificación bacteriana se detienen al igual que ocurre cuando la temperatura es menor a 5 °C, inhibiéndose también la actividad microbiana (Crites y Tchobanoglous, 2000). Por otro lado, las variaciones de temperatura afectan a la solubilidad de sales y gases en el agua pero también a todas sus propiedades, tanto químicas como a su comportamiento microbiológico.

En la figura 4.25 se representan los valores de temperatura para las aguas de entrada al sistema, el humedal de flujo subsuperficial y el humedal de flujo superficial.

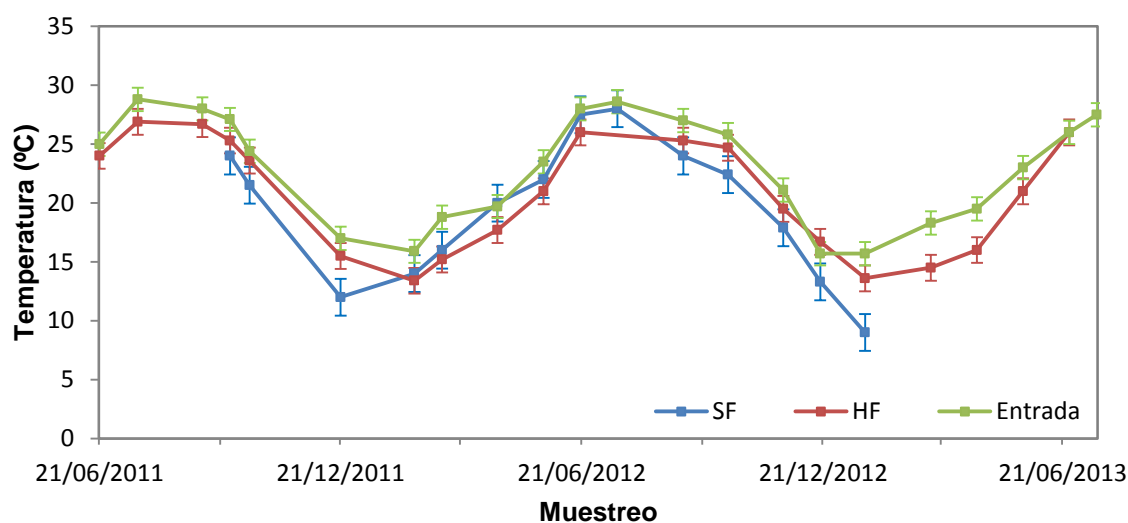


Figura 4.25. Evolución de la temperatura para el agua de entrada, el humedal HF y el humedal SF.

La temperatura media de las aguas de entrada, humedal HF y humedal SF fue de 22,9 °C, 20,6 °C y 19,4 °C respectivamente. El agua de entrada presentó el mayor valor de temperatura, como consecuencia de la incorporación de agua caliente proveniente del uso doméstico. Las tres aguas mostraron los gradientes normales de temperatura que ocurren a lo largo del año, con temperaturas menores durante los meses invernales que durante los meses estivales.

Tuncsiper (2007) encontró mejores rendimientos durante el verano en la eliminación de contaminantes nitrogenados estudiando un humedal para el tratamiento de efluentes terciarios. Para mitigar los efectos de las bajas temperaturas, han sido estudiadas algunas modificaciones como la utilización de materiales con propiedades térmicas formando capas en la superficie de los humedales subsuperficiales (Wu y col., 2011; Saeed y Sun, 2012).

Las aguas del humedal subsuperficial mostraron menores valores en verano y mayores valores en invierno a los encontrados en el humedal superficial, demostrando su capacidad de regulación térmica. Brix (1997) puso de manifiesto que una de las

funciones de las macrófitas en los humedales HF consistía en reducir las variaciones medioambientales como la temperatura. Esta disminución se produce reduciendo la velocidad del viento en la superficie, atenuando la luz solar y el aislamiento térmico producido por la vegetación. Durante el invierno en climas fríos, la vegetación de la superficie del humedal crea una capa de aislamiento térmico que impide que se congele el humedal mientras que en verano, esta capa, impide la incidencia de radiaciones solares y lo mantiene a menor temperatura que el exterior.

La revisión de la literatura ilustra que el rango de temperatura entre 16,5 y 32 °C es favorable para el proceso de nitrificación en humedales construidos (Demin y col., 2002; Katayon y col., 2008; Saeed y Sun, 2012). La reacción de desnitrificación puede ocurrir lentamente a bajas temperaturas (5 °C), incrementa exponencialmente con la temperatura, presentando un óptimo entre 20 y 25 °C; otros factores ambientales no interfieran en su desarrollo (EPA, 2000).

La temperatura en los humedales HF no varía con la anchura, mientras que si lo hace con la longitud y sobre todo la profundidad. Los gradientes verticales de temperatura son muy importantes durante el verano (12 °C/m) en humedales sin vegetación, pero se reducen notablemente en los sistemas plantados debido a la sombra (3,4 °C/m). Las variaciones diarias en los gradientes de temperatura no tienen un claro efecto sobre la calidad de los efluentes producidos por los humedales HF (García y col., 2003).

Por otro lado la temperatura no está contemplada como requisito legal en vertidos y reutilizaciones con lo que son aguas aptas para verter o reutilizar atendiendo a la temperatura.

Se debe tener en cuenta, a la hora de realizar un vertido, que el oxígeno es menos soluble en agua caliente que en agua fría. El aumento en las velocidades de las reacciones químicas que se produce con el incremento de la temperatura, junto a la reducción del oxígeno presente en las aguas superficiales, puede causar el agotamiento de las concentraciones de oxígeno disuelto. Estos efectos se ven

amplificados cuando se vierten cantidades considerables de agua caliente a las aguas naturales receptoras. Es preciso tener en cuenta que un cambio brusco de temperatura puede conducir a un fuerte aumento en la mortalidad de la vida acuática. Además, las temperaturas anormalmente elevadas pueden dar lugar a una indeseada proliferación de plantas acuáticas y hongos.

4.11. Potencial Redox

El potencial redox es una medida de la actividad de los electrones y está relacionado con el pH y con el contenido de oxígeno. El potencial redox del agua mide su capacidad global de oxidar o reducir sustancias.

La respiración aeróbica y la respiración anaeróbica (fermentación) son dos de los mecanismos más importantes que llevan a cabo los microorganismos para la eliminación de contaminantes en humedales construidos. El proceso de respiración predominante en el humedal depende directamente de sus condiciones oxido-reductoras (redox). Un alto potencial redox está asociado con un ambiente oxidante y promoverá procesos aeróbicos como la nitrificación. Por el contrario, bajos potenciales redox son sinónimo de condiciones reductoras y favorecen procesos anaeróbicos como la metanogénesis. Los humedales construidos deben ser diseñados para favorecer el

mayor rango posible de condiciones redox y así poder eliminar la máxima cantidad de contaminantes con un mismo sistema. En la tabla 4.13 se exponen las condiciones redox para algunos de los procesos que ocurren en los humedales construidos (Faulwetter y col., 2009).

Tabla 4.13. Potencial redox, productos y aceptores de electrones para algunos procesos (Atlas y Bartha, 1993).

Proceso	Aceptor e ⁻	Producto final	P. Redox (mV)
Respiración aeróbica	O ₂	H ₂ O	300 a 700
Reducción de nitrato	NO ₃ ⁻	N ₂ , NO _x	100 a 350
Reducción de manganeso	Mn ⁴⁺	Mn ²⁺	-100 a 300
Reducción de hierro	Fe ³⁺	Fe ²⁺	-100 a 200
Reducción de sulfato	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	-200 a -100
Metanogénesis	CO ₂	CH ₄	-350 a -100

4.11.1. Evolución del potencial redox en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

Los valores del potencial redox encontrados para las aguas residuales domésticas de entrada al sistema se muestran en la figura 4.26.

El potencia redox medio en las aguas de entrada al sistema fue de -243 ± 47 mV. En octubre de 2011 se encontró en valor máximo con -198 ± 52 mV mientras que el mínimo correspondió a diciembre de 2012, contando con -367 ± 87 mV. Los meses de septiembre y diciembre de 2011 presentaron el valor de -268 mV.

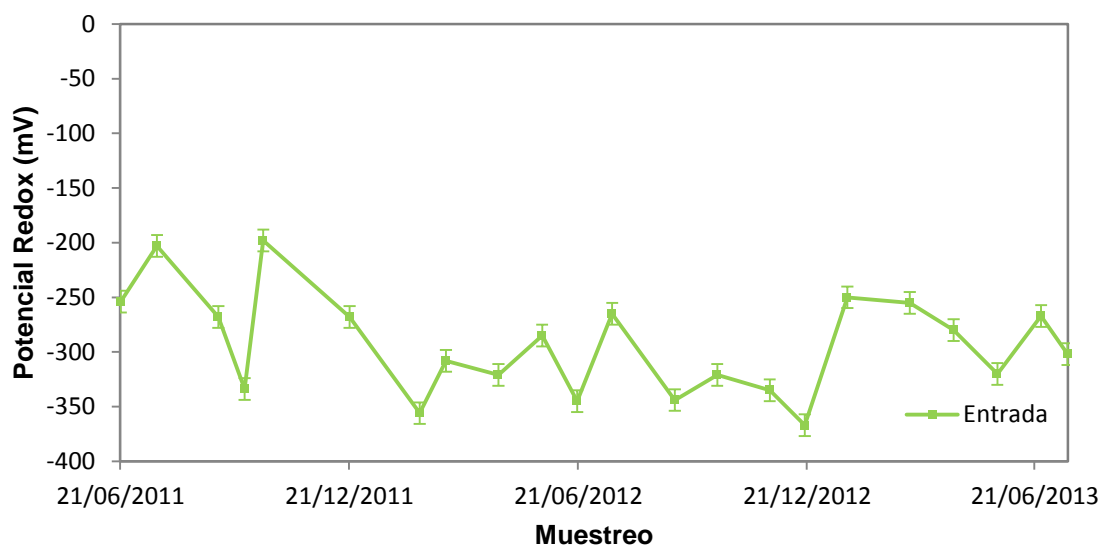


Figura 4.26. Evolución del potencial redox en el agua de entrada.

Los valores negativos en el potencial redox, para las aguas de entrada, indican unas aguas residuales de carácter anóxico y por lo tanto reductor, donde predominarán los procesos anaeróbicos. En estas condiciones pueden ocurrir los procesos de reducción del sulfato y la metanogénesis, que derivarán en productos responsables de los malos olores característicos en las aguas residuales (metano y ácido sulfhídrico, entre otros).

Agua del humedal subsuperficial (HF)

En la figura 4.27 se representan los valores del potencial redox encontrados para las aguas del humedal de flujo subsuperficial.

El valor medio para el potencial redox en las aguas del humedal subsuperficial fue de 86 ± 57 mV. El máximo valor correspondió a 150 ± 29 mV, encontrado en el mes de abril de 2012 y en mayo de 2013 se encontró el mínimo, contando con -50 ± 16 mV. El valor de 110 mV se encontró en los meses de junio de 2011 y mayo de 2012.

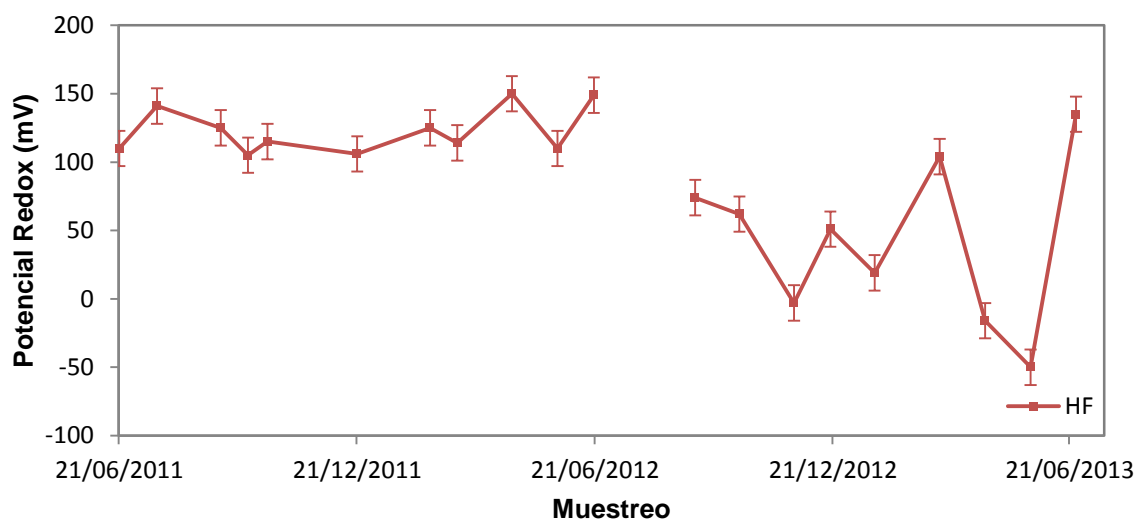


Figura 4.27. Evolución del potencial redox en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.

El humedal de flujo subsuperficial horizontal mostró un potencial redox positivo en su primer año de funcionamiento; en esta etapa se realizó una aireación asistida considerando que el desarrollo vegetativo era muy reducido. Por el contrario, en el segundo año, después de producirse el secado de su lecho, aparecieron valores de potencial más bajos e incluso negativos. La aparición de caminos preferentes de circulación puede explicar esta disminución del potencial redox ya que disminuye el tiempo de residencia de las aguas en el humedal y no permite que se completen los procesos de depuración. Hay que añadir que una circulación preferente del agua por el fondo del humedal puede dar lugar a que el agua no interactúe con el sistema.

Los procesos anaeróbicos tales como la reducción del nitrato, o las reducciones del manganeso y el hierro (tabla 4.13), fueron posibles en las condiciones presentadas por el humedal HF. Estas condiciones inhibirían los procesos responsables de la producción de malos olores, tales como la reducción del sulfato y la metanogénesis.

Este tipo de humedal, aunque se presentan zonas oxigenadas y zonas anóxicas, es considerado como un sistema anóxico en general (IAWQ, 2000). Los factores de diseño

que influyen en el potencial redox son principalmente la longitud y la profundidad. El potencial redox suele aumentar con la longitud, atribuyéndose a la progresiva biodegradación de la contaminación y a la filtración de los sólidos totales en suspensión. La zona más cercana a la superficie posee mayor potencial redox debido al aporte de oxígeno por las plantas y la difusión pasiva desde la atmósfera; mientras que las zonas profundas poseen potencial redox más bajo por la ausencia de oxígeno. La variación del potencial redox con la profundidad puede estar ausente cuando se produce una mezcla en sentido vertical del agua en la matriz del humedal HF. Cabe mencionar que los humedales menos profundos (0,27 - 0,5 m) presentan mayor potencial redox que humedales más profundos (0,5 - 1 m) (García y col., 2003; Headley y col., 2005; Faulwetter y col., 2009).

Las plantas promueven la generación de zonas oxigenadas en las inmediaciones de sus raíces; por ello, se pueden crear gradientes redox que van desde un máximo de 500 mV en la superficie de la zona radicular, que disminuye hasta -250 mV a 20 mm de las raíces (Faulwetter y col., 2009). Los procesos de nitrificación pueden ser promovidos por las raíces de *Phragmites australis* ya que en su entorno inmediato crean zonas oxigenadas. Como la distancia media raíz-raíz es 3,5 cm, esta situación oxidante (nitrificación) puede hacerse extensiva a todo el humedal colonizado por las raíces de *Phragmites*; mientras que seguirá existiendo una zona anóxica (desnitrificación) cuando el espacio interradicular es superior a 4 cm (Münch y col., 2005; Faulwetter y col., 2009). Estas observaciones parecen confirmar que la profundidad óptima para un humedal de flujo subsuperficial horizontal debe estar ligada al desarrollo radicular de la especie de macrófita que se utiliza en el sistema (60 cm para *Phragmites australis*) (Reed y col., 1995, Faulwetter y col., 2009).

No existen restricciones legales, en cuanto al potencial redox, para las aguas residuales tratadas. Por lo tanto, las características redox encontradas en el humedal de flujo subsuperficial permiten su vertido o reutilización.

Agua del humedal superficial (SF)

En la figura 4.28 se representan los valores del potencial redox encontrados para las aguas del humedal de flujo superficial.

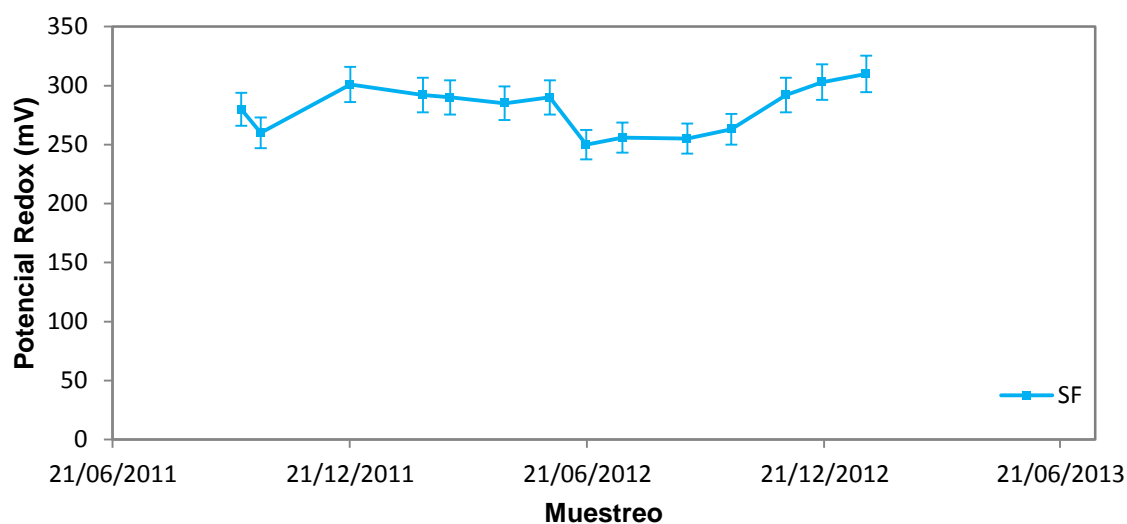


Figura 4.28. Evolución del potencial redox en las muestras de agua del humedal de flujo superficial.

Las aguas del humedal superficial presentaron un valor medio de 218 ± 20 mV. El valor más alto, 310 ± 53 mV, se obtuvo en enero de 2013; mientras que el mínimo (250 ± 43 mV) se encontró en junio de 2012 con. En dos ocasiones, febrero y noviembre de 2012, se repitió el valor de 292 mV. El potencial redox, siempre positivo, favoreció los procesos aeróbicos.

Aunque la capa superior de los humedales de flujo superficial es aeróbica debido a la difusión pasiva del oxígeno y al aporte de las plantas flotantes (IAWQ, 2000), en su conjunto se les suele considerar como anóxicos, situación que aumenta con la profundidad (Berná y col., 1986; Tao y col., 2006; Faulwetter y col., 2009). No obstante, en las zonas profundas es posible encontrar una pequeña zona aeróbica debido al aporte por parte de la vegetación enraizada.

4.11.2. Relación entre el potencial redox y la temperatura

La relación entre el potencial redox y la temperatura deriva del hecho de que en la ecuación de Nernst, que permite su cálculo, interviene la temperatura. Para materializar esta relación se realizó un análisis de regresión lineal simple de estas dos variables para las aguas de entrada, HF y SF.

Los resultados del análisis estadístico arrojaron que existía relación para las aguas del humedal superficial, mientras que para las aguas del humedal subsuperficial y entrada no se encontró esta relación.

La figura 4.29. muestra la línea de regresión estimada (en color rojo) y su incertidumbre asociada (intervalo representado en azul), así como la bondad del ajuste ($R^2 = 0,778$, p-valor = 0,000) para la temperatura y el potencial redox en el humedal SF.

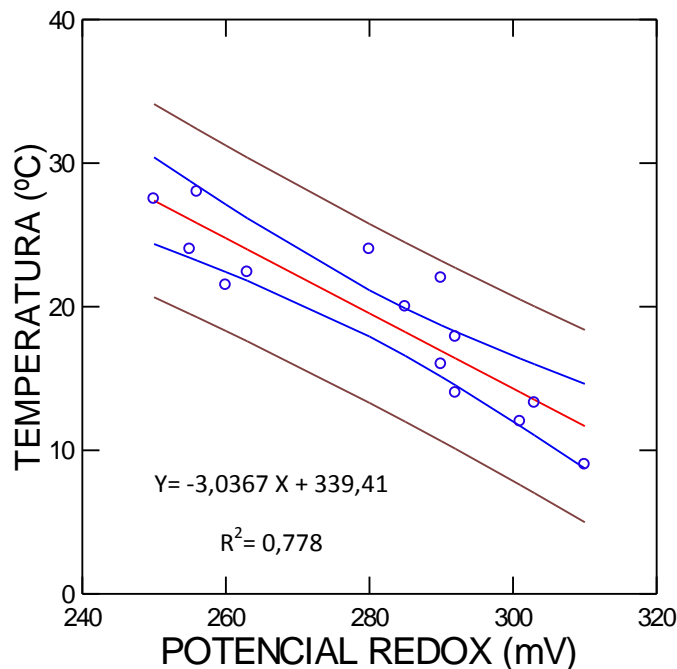


Figura 4.29. Correlación calculada entre potencial redox y temperatura en el humedal SF.

4.12. Oxígeno disuelto

El oxígeno es un gas de gran relevancia en la dinámica del agua. La solubilidad del oxígeno en agua depende de la temperatura, la presión, el coeficiente de solubilidad, la tensión de vapor, la salinidad y la composición físico-química del agua, procesos gobernados por las leyes de Henry y Dalton. Además, el porcentaje de saturación en O₂ de un agua depende de la turbulencia, de la superficie de contacto entre gas y agua, la fotosíntesis de las plantas acuáticas, si las hubiera, y de su salinidad sobre todo de su contenido en Cl⁻.

El oxígeno disuelto es esencial para la vida animal y vegetal en el agua. Un nivel alto de oxígeno disuelto es sinónimo de agua con mejor calidad. Las aguas superficiales no contaminadas suelen estar bien oxigenadas, e incluso sobresaturadas (> 7-8 mg/L de O₂). La oxigenación de un agua natural es mayor durante el día que en la noche, ya que

en ausencia de iluminación la fotosíntesis cesa, mientras el consumo de O₂ en funciones respiratorias se mantiene.

El control del oxígeno disuelto a lo largo del tiempo suministra información de gran importancia para el conocimiento del estado del agua residual. La respiración de los organismos aerobios presentes en el agua residual, que controlan la nitrificación y la degradación de la materia orgánica, requieren oxígeno disuelto. La concentración de este gas varía inversamente con la temperatura y con la demanda biológica de oxígeno en los humedales construidos (Coveney y col., 2002).

4.12.1. Evolución del oxígeno disuelto en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

El contenido medio en oxígeno disuelto encontrado en las aguas de entrada fue de 0,1±0,1 mg/L. El máximo se presentó en febrero de 2012 con 0,3±0,1 mg/L y el mínimo fue 0,0 mg/L, encontrado hasta en once ocasiones durante los 22 muestreos realizados.

Según estos valores, las aguas residuales de la vivienda fueron de carácter medio según Metcalf y Eddy (1995), que reportaron el valor en 0,1 mg/L. Atendiendo al contenido en oxígeno de las aguas de entrada los procesos predominantes serán anaeróbicos, destacando la metanogénesis y la reducción del sulfuro con la formación de productos gaseosos mal olientes.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

Los valores del oxígeno disuelto encontrados para las aguas del humedal de flujo subsuperficial se muestran en la figura 4.30.

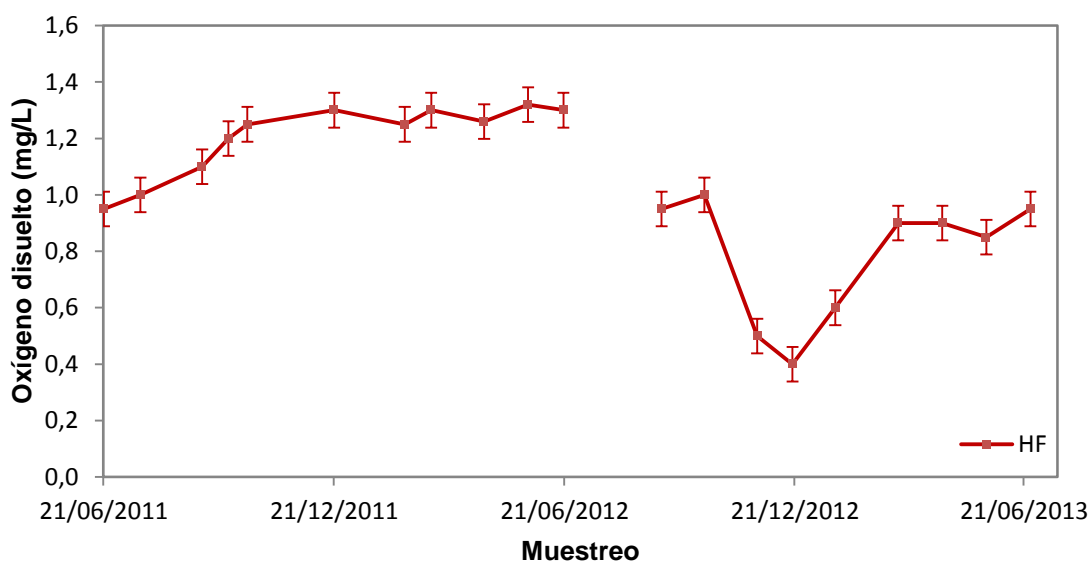


Figura 4.30. Evolución del oxígeno disuelto en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.

El oxígeno disuelto del humedal HF presentó un valor medio de $1,0 \pm 0,3$ mg/L. Su máximo apareció en mayo de 2012 con $1,32 \pm 0,2$ mg/L y el mínimo en diciembre de 2012 con $0,4 \pm 0,1$ mg/L. Los meses de junio de 2011, septiembre de 2012 y junio de 2013 presentaron el valor de 0,95 mg/L.

La evolución temporal del oxígeno disuelto en el humedal HF mostró un ligero aumento al comienzo de su funcionamiento, manteniéndose estable en torno a 1,20 mg/L, hasta que la vegetación consumió la totalidad del agua que le llegaba. Este comportamiento puede ser explicado mediante la oxigenación forzada existente junto al crecimiento de la vegetación. Después del desajuste hídrico se observó una disminución en el contenido de oxígeno disuelto junto a un perfil temporal irregular que pudo originarse por la parada de la oxidación artificial asistida y la creación de vías preferentes de circulación hídrica.

Zhang y col. (2010) realizaron una evaluación comparativa entre cuatro sistemas HF: sistemas plantados con *P. australis* y sin plantar con y sin aireación. Los autores reportaron un mayor rendimiento en la eliminación de NH_4^+ y NT en los sistemas

aireados. Al mismo tiempo, la combinación de plantas y de aireación forzada mostró un impacto positivo en la reducción de la DBO₅. El tipo de macrófita utilizado también puede influir atendiendo a su capacidad de inyección de oxígeno (Saeed y Sun, 2012), confirmado por Hensch (2003) que reportó que el contenido en oxígeno era mayor en humedales provistos de plantas que en los no plantados.

La falta de oxígeno en los sistemas de flujo subsuperficial inhibe a menudo la nitrificación (Haberl y col., 1995; Cerezo y col., 2001; Ramírez y col., 2005; Saeed y Sun, 2012). Sin embargo, si existen condiciones anóxicas predominantes junto con la presencia de fuentes de carbono, puede promoverse la desnitrificación (Haberl y col., 1995; Rousseau y col., 2008; Saeed y Sun, 2012). La ausencia de oxígeno dentro estos sistemas también pueden estimular la degradación anaeróbica de sustancias orgánicas. La nitrificación puede ocurrir con contenidos en oxígeno disuelto de 1 mg/L (Hammer y Hammer, 2001), mientras que la oxidación del nitrito puede ser inhibida con concentraciones menores de 2,5 mg/L (Paredes y col, 2007).

En climas más fríos la aireación artificial de los humedales es beneficiosa. Molle y col. (2008) diseñaron un sistema constituido por un humedal de flujo vertical aireado, seguido de un humedal HF no aireado. Estos autores observaron reducción estable de la nitrificación (55 %) en humedales subsuperficiales de flujo vertical, cuando la temperatura del agua fue de 2 °C.

Cabe señalar que los rendimientos de eliminación de nitrógeno, atendiendo a la concentración de oxígeno disuelto en los efluentes, no siempre representa una imagen real de las reacciones microbianas dentro de los humedales. Efluentes con una mayor concentración de oxígeno disuelto no indica necesariamente que existan condiciones aeróbicas en la matriz del humedal. Las zonas aerobias y anóxicas siempre tienden a coexistir en los humedales artificiales. Por esta razón Vymazal y Kröpfelová (2008) llegaron a la conclusión de que la concentración de OD en el efluente de un humedal no es un buen indicador para la condición anaeróbica o aeróbica de la matriz del sistema. Liu y col. (2011) apoyaron las conclusiones de Vymazal y Kröpfelová (2008) al

encontrar eliminaciones de nitratos de hasta un 90 % en la parte superior de los humedales HF (potencial redox > 200 mV), en comparación con una reducción del 80 % en la parte inferior (potencial redox < -200 mV). Tales resultados también confirman la posible coexistencia de zonas aeróbicas y zonas anóxicas, incluso en condiciones anaerobias predominantes (Saeed y Sun, 2012).

Agua del humedal superficial (SF)

La figura 4.31 representa los valores de oxígeno disuelto encontrados para las aguas del humedal de flujo superficial.

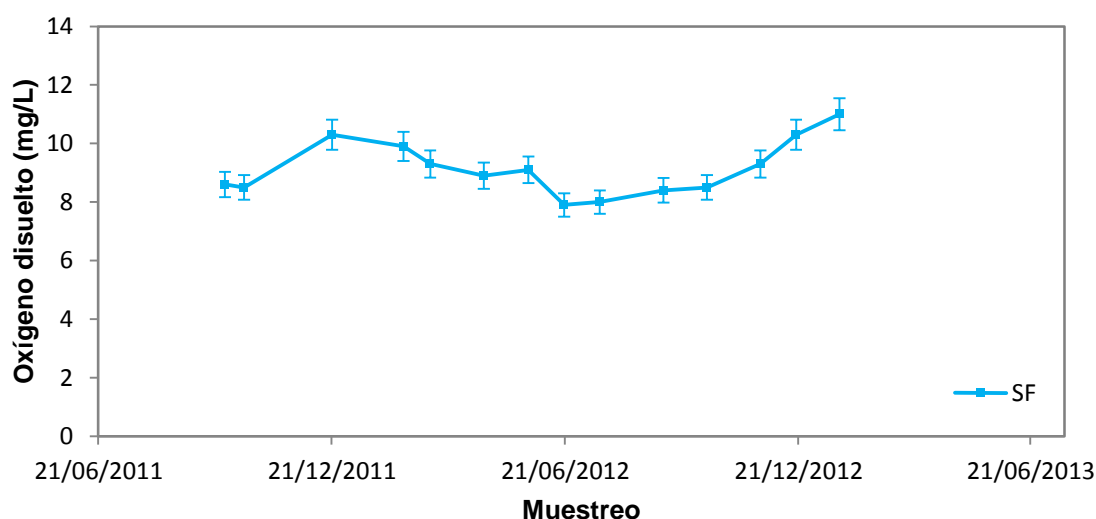


Figura 4.31. Evolución del oxígeno disuelto en las muestras de agua del humedal de flujo superficial.

El agua del humedal superficial o balsa de evaporación presentó un contenido medio en oxígeno disuelto de $9,1 \pm 0,9$ mg/L. En enero de 2013 se obtuvo $11,0 \pm 0,7$ mg/L, valor máximo, mientras que en junio de 2012 se encontró el valor mínimo con $7,9 \pm 0,4$ mg/L. Dos muestreos presentaron el valor de 8,5 mg/L: octubre de 2011 y 2012.

Los datos mostrados en la figura muestran un aumento en la concentración de OD en los meses invernales, y una disminución en verano. Esta observación pone de manifiesto la relación inversa que existe entre la temperatura y el oxígeno disuelto, efecto que no se observó en el humedal HF al no ser un sistema abierto al exterior y estar gobernado por otros factores.

El muestreo para determinar el oxígeno disuelto en el SF se realizó a una profundidad de 10 cm ya que la profundidad era de 20 cm y se decidió realizar la medición a la mitad. Esta profundidad es reducida y se encuentra relativamente cerca de la superficie, donde existe mayor aireación.

Como se discutió para el caso del potencial redox, los humedales SF son considerados como anóxicos, con una capa aeróbica en su superficie debido a la aireación pasiva desde la atmósfera (IAWQ, 2000). Además, el contenido en oxígeno disminuye con la profundidad (Berná y col., 1986; Tao y col., 2006; Faulwetter y col., 2009), y también las plantas flotantes y las algas pueden aportar oxígeno al agua del humedal.

4.12.2. Relación entre oxígeno disuelto y la temperatura

Para estudiar esta posible relación se llevó a cabo un análisis de regresión lineal simple para las aguas de entrada, HF y SF. En las aguas de entrada al sistema y en las procedentes del humedal de flujo subsuperficial no se encontró relación entre oxígeno disuelto y temperatura. Sin embargo, en el agua del humedal de flujo superficial si se pudo constatar la existencia de una relación inversa entre ambos parámetros.

La no existencia de relación encontrada para las aguas de entrada y el humedal de flujo subsuperficial puede atribuirse a que ambos son sistemas cerrados, no interactúan con el medio ambiente y pueden amortiguar, de algún modo, los cambios de temperatura. Además, en el caso de las aguas de entrada el contenido en oxígeno disuelto fue cero en varias ocasiones.

La figura 4.32 muestra la línea de regresión estimada (en color rojo) y su incertidumbre asociada (intervalo representado en azul), así como la bondad del ajuste ($R^2 = 0,942$, p-valor = 0,000) para el oxígeno disuelto y la temperatura en el humedal SF.

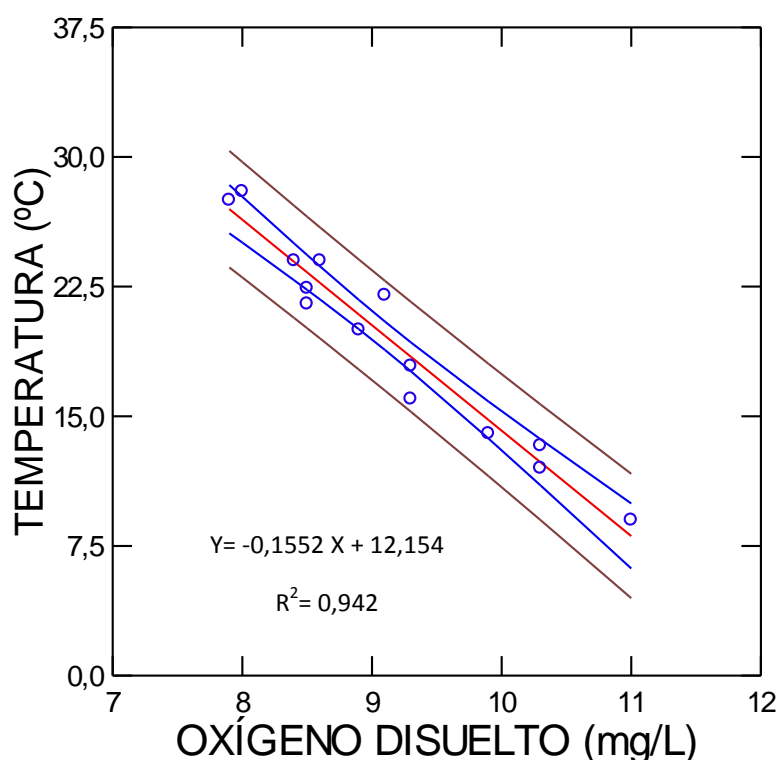


Figura 4.32. Correlación calculada entre oxígeno disuelto y temperatura en el humedal SF.

4.12.3. Relación entre oxígeno disuelto y el potencial redox

Considerando que los medios aeróbicos poseen potencial redox positivo y los anaeróbicos negativo, se planteó comprobar la posible relación numérica entre estos dos parámetros. El estudio se llevó a cabo mediante un análisis de regresión lineal simple para las aguas de entrada, HF y SF.

El análisis estadístico mostró una relación positiva entre el oxígeno disuelto y el potencial redox del agua del humedal de flujo superficial o balsa de evaporación. Por el contrario, no se encontró correlación en los casos el agua de entrada y la del humedal de flujo subsuperficial.

La figura 4.33 muestra la línea de regresión estimada (en rojo) y su incertidumbre asociada (en azul), así como las características del ajuste ($R^2 = 0,849$, p-valor = 0,000) para el oxígeno disuelto y el potencial redox en el humedal SF.

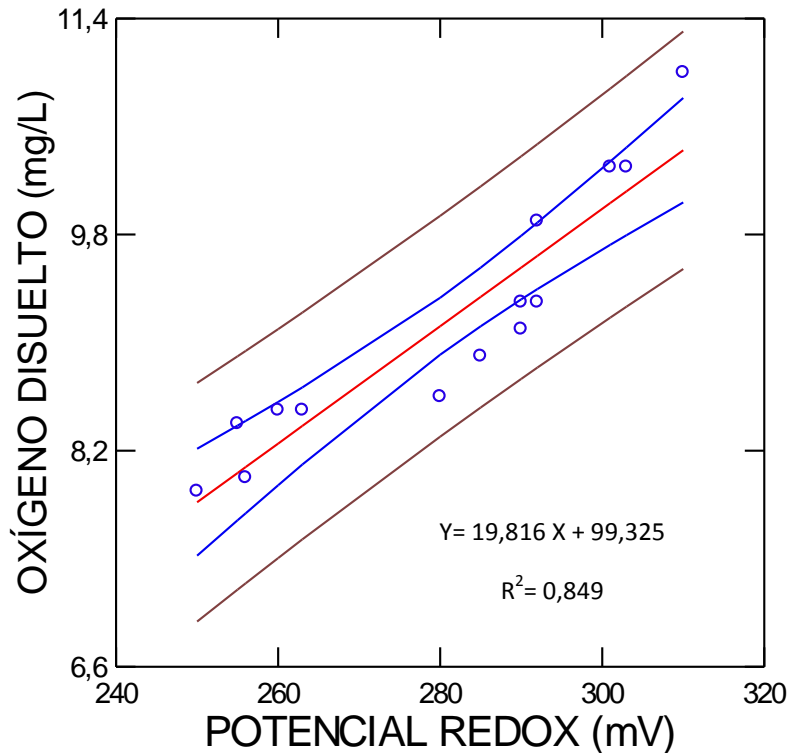


Figura 4.33. Correlación calculada entre potencial redox y oxígeno disuelto en el humedal SF.

4.13. Aceites y Grasas

La procedencia de los aceites y grasas en las aguas residuales domésticas tienen su origen principal en los restos de alimentos, manchas de origen graso en las prendas de vestir, aguas del aseo personal y, en menor medida, de los restos biológicos humanos. La eliminación de grasas y sólidos sedimentables son de vital importancia en el tratamiento primario, ya que de no hacerlo causan problemas de transferencia de oxígeno, taponamiento de tuberías y adhesión en las paredes de la infraestructura del sistema de tratamiento secundario (Chipasa y Medrzycka, 2006).

Las grasas generan problemas derivados de su poder tensoactivo que impide la captación del oxígeno, y también por generar una película envolvente en los flóculos

biológicos que impiden su respiración, los aligera y los hace flotar, con lo que se dificulta la decantación secundaria.

Es de especial importancia el análisis de grasas y aceites, sobre todo por la fracción suspendida que llevan asociada. Alto contenido en este parámetro ocasiona problemas importantes en el sistema de tratamiento biológico (inhibición de la actividad biológica), y en la transferencia de oxígeno; también produce natas y espumas flotantes, malos olores, e incluso la acidificación del agua.

4.13.1. Evolución de aceites y grasas en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

En la figura 4.34 se muestra el contenido de aceites y grasas en el agua de entrada al sistema.

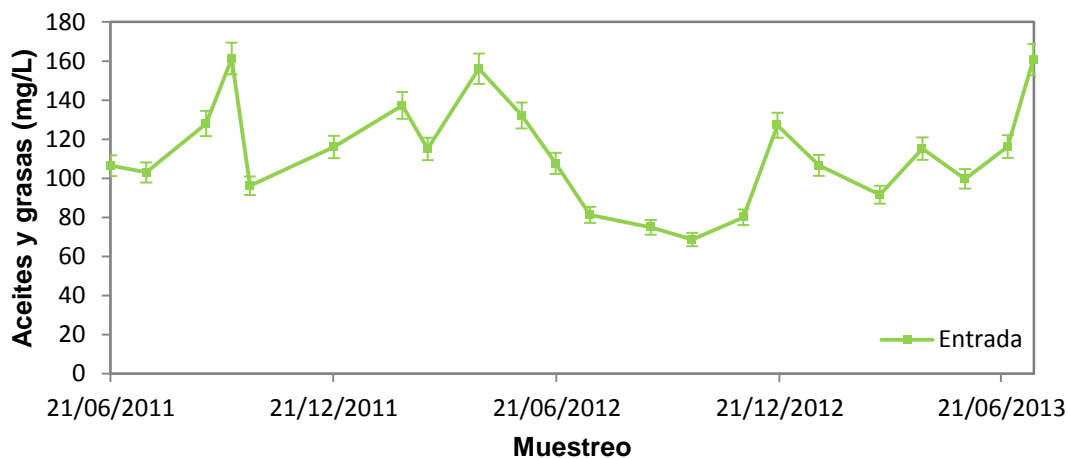


Figura 4.34. Evolución del contenido en aceites y grasas en el agua de entrada al sistema.

El agua residual de entrada presentó un contenido medio de $112,8 \pm 26,3$ mg/L para aceites y grasas. El valor máximo correspondió al mes de septiembre de 2011 con $161,3 \pm 21,2$ mg/L; mientras que el mínimo fue de $68,6 \pm 11,1$ mg/L en octubre de 2012.

Estos valores son típicos de un agua residual urbana de carácter medio alto, ya que están comprendidos entre 100 y 150 mg/L (Metcalf y Eddy, 1995), con un perfil temporal no homogéneo.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.35 muestra los valores encontrados para aceites y grasas en las muestras de agua tomadas en el humedal construido de flujo subsuperficial.

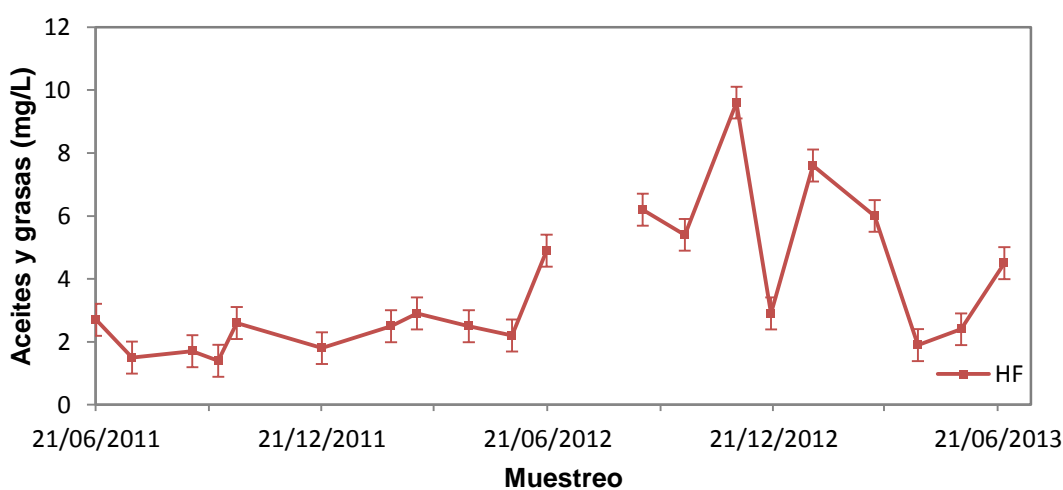


Figura 4.35. Evolución del contenido en aceites y grasas encontrados en las muestras de agua del humedal HF.

El agua procedente del humedal de flujo subsuperficial presentó un contenido medio en grasas y aceites de $3,7 \pm 2,3$ mg/L. En noviembre de 2012 se encontró el valor

máximo ($9,6 \pm 1,7$ mg/L), y el mínimo fue de $1,4 \pm 0,9$ mg/L en septiembre de 2011. En febrero y abril de 2012 se obtuvo igual valor (2,5 mg/L).

El contenido de aceites y grasas en el efluente del humedal HF no superó el valor de 2,9 mg/L, hasta justo el mes anterior a la asimilación de toda el agua de entrada por parte del *Phragmites australis*. En junio de 2012 comenzó a producirse la concentración de los componentes presentes en el agua del humedal debido al desarrollo de la vegetación, que culminó con su desecación en julio de 2012. A partir de este momento el comportamiento del humedal no fue constante en la eliminación de grasas y aceites, circunstancia que atribuimos a la aparición de vías preferentes de circulación subsuperficial. Superada esta situación el sistema volvió a presentar valores típicos a los de muestreos anteriores, hasta abril de 2013 que se volvió a repetir el desorden hídrico del año anterior.

La capacidad de eliminación de aceites y grasas por los humedales HF es limitada ya que su asimilación por parte de las plantas es escasa, al igual que ocurre con la biodegradación o biotransformación. Una posible vía de eliminación es la fermentación de los ácidos grasos para producir acetatos, CO_2 y H_2 que tiene lugar durante la descomposición anaerobia de la DBO_5 . No obstante se consiguieron reducciones elevadas superiores al 88 % en todos los casos.

Un estudio realizado con la bacteria *Rhodococcus spp.* strain I72, ha confirmado su capacidad de degradar aceites minerales tanto nuevos como usados (Jirasripongpun, 2002). Otro estudio sobre biorremediación mostró rendimientos del 36 % en la eliminación de aceites y grasas (Bogart y League, 1988). En suelos contaminados con concentraciones entre $2 \cdot 10^4$ y $5,5 \cdot 10^5$ mg/L, las grasas y aceites fueron degradados mediante biorremediación al cabo de un periodo entre 2 y 3 años (Brisio, 2005). No existen datos para los humedales construidos ya que la inmensa mayoría de los sistemas estudiados cuentan con un sistema de pretratamiento que suele eliminar la totalidad de las grasas y aceites por decantación.

Los humedales construidos de flujo subsuperficial son muy susceptibles a la colmatación del medio granular si el agua posee un contenido elevado en grasas o aceites. La proliferación de raíces y rizomas puede provocar una maraña que junto con el aporte de grasas, aceites y materiales finos inertes favorece la colmatación del medio granular de estos humedales y dificulta el flujo hídrico (Kadlec y Wallace, 2009).

El sistema ensayado no mostró colmatación del medio granular debido a que era de reciente construcción, estaba sobredimensionado y sufrió la aparición de caminos preferentes de circulación hídrica. No obstante, es recomendable un sistema físico de eliminación de grasa mediante un tratamiento primario, al igual que para los sólidos en suspensión.

La legislación aplicable a la zona donde se ubicó el humedal no contempla a los aceites y grasas como parámetro a monitorizar para posibilitar el vertido de las aguas tratadas o su reutilización. Por lo tanto son aguas aptas para estos fines.

Agua del humedal superficial (SF)

La figura 4.36 muestra las concentraciones encontradas para aceites y grasas en el agua del humedal construido de flujo superficial.

El valor medio fue de $0,5 \pm 0,6$ mg/L. En enero de 2013 se encontró el valor máximo de $2,4 \pm 1,0$ mg/L, mientras que el mínimo, 0,1 mg/L, se repitió en los meses de septiembre de 2011, y febrero, abril, mayo y julio de 2012.

El perfil temporal del contenido en aceites y grasas en el humedal de flujo superficial no superó los 0,5 mg/L hasta octubre de 2012. A partir de este mes se observó un aumento que llegó a los 2,4 mg/L en el último muestreo. Este incremento coincidió con el aumento en el contenido de sólidos en suspensión como efecto directo del crecimiento de algas en el sistema. Por lo tanto, es probable que el aumento en el

contenido de aceites y grasas tenga su origen en los lípidos de composición de las algas y otros componentes de la biocarga.

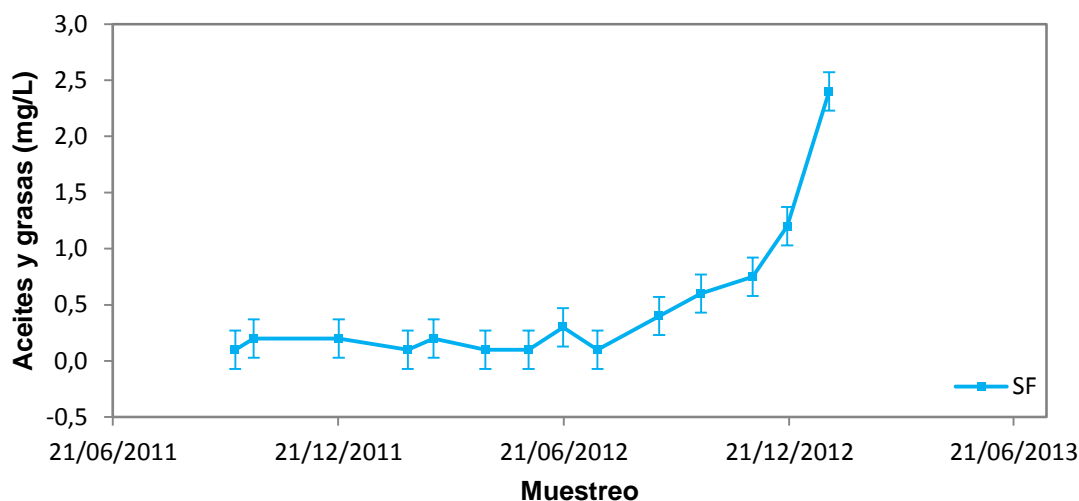


Figura 4.36. Evolución del contenido en aceites y grasas en el agua del humedal SF.

Al igual que ocurre con los humedales HF, los humedales construidos de flujo superficial poseen mecanismos de eliminación de grasas y aceites muy limitados.

La legislación no contempla a los aceites y grasas como parámetro a monitorizar para realizar el vertido de las aguas tratadas o su reutilización. Por lo tanto, el agua producida por el sistema bajo estudio es apta para verter o reutilizar.

4.14. Tensioactivos Aniónicos y Catiónicos

Como ya se ha comentado en el apartado 1.8.5, los agentes tensoactivos, detergentes o agentes superficiales activos (surfactantes), son compuestos constituidos por moléculas orgánicas grandes, polares, solubles en agua y aceites, que tienen la propiedad de disminuir la tensión superficial de los líquidos en los que están disueltos. Los detergentes son ampliamente usados y, por lo tanto, aparecen en las aguas residuales. Por otra parte, los detergentes son fuente principal de fósforo en las aguas residuales y causantes de la eutrofización en lagos (Romero, 2002). Además, la mayor parte de los detergentes utilizados para el uso doméstico están formados por tensoactivos de tipo aniónico.

Otro problema derivado de la utilización de detergentes es la presencia de sales de boro en su composición, ya que su uso proporciona un incremento paulatino del

contenido en este elemento en aquellas aguas superficiales o subterráneas que reciben aportes de detergentes.

Desde el punto de vista ambiental, si bien todos los detergentes se degradan por un ataque biológico, el grado de descomposición depende de su estructura química como ocurre con los LAS (sulfonato de alquil benceno lineal) y los ABS (sulfonato de alquil benceno). En los efluentes de las EDAR se observa una degradación del 50 % en el ABS y de un 90 % en el LAS, en relación con el afluente.

4.14.1. Evolución de los tensioactivos en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

En la figura 4.37 se representan los valores para los tensioactivos aniónicos encontrados en las aguas de entrada al sistema.

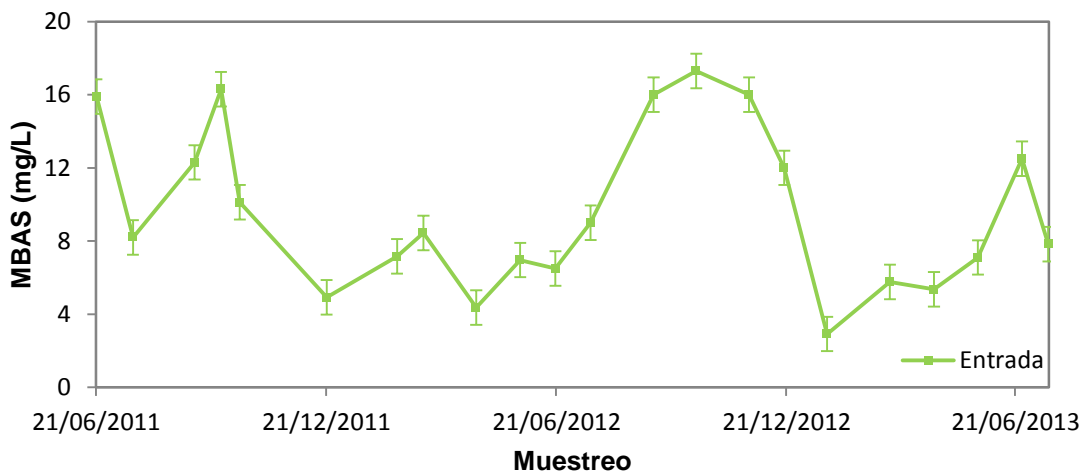


Figura 4.37. Evolución de los tensioactivos aniónicos encontrados para el agua de entrada al sistema.

El contenido medio en tensioactivos aniónicos para las aguas de entrada al sistema fue de $9,7\pm 4,4$ mg/L MBAS (Methylene Blue Active Substances). El valor máximo se encontró en el mes de noviembre de 2012 con $17,3\pm 1,6$ mg/L MBAS mientras que el mínimo valor fue de $2,9\pm 0,3$ mg/L en enero de 2013. El valor más repetido fue 16 mg/L, encontrándose en septiembre y noviembre de 2012.

En general, la concentración de detergentes aniónicos (los más usados) en aguas residuales domésticas oscila entre 1 y 20 mg/L, mientras en aguas superficiales, no suelen superar 0,5 mg/L salvo en la proximidad de vertidos de aguas residuales. Los resultados encontrados para los detergentes aniónicos en las aguas de entrada son del mismo orden que los mostrados en la bibliografía (Rivera-Vázquez y col., 2007). También se pone de manifiesto la falta de homogeneidad del contenido en tensioactivos aniónicos en los distintos muestreos, dependiendo principalmente del patrón de uso en los productos de limpieza por la familia.

En cuanto a los tensioactivos catiónicos, las concentraciones encontradas no alcanzaron el límite de detección de la técnica empleada para su determinación, 0,2 mg/L CTAB (bromuro de N-acetil-N,N,N-trimetilamonio). Este resultado pone de manifiesto que la mayoría de los detergentes utilizados en la vivienda unifamiliar era de tipo aniónico, los más utilizados para la fabricación de detergentes domésticos.

Agua del humedal de flujo subsuperficial (HF)

En la figura 4.38 se representan los valores para los tensioactivos aniónicos encontrados en las aguas del humedal de flujo subsuperficial.

El contenido medio de tensioactivos aniónicos en las aguas del humedal de flujo subsuperficial fue de $1,7\pm 1,2$ mg/L MBAS. El valor máximo se encontró en el mes de septiembre de 2012 con $5,6\pm 0,7$ mg/L MBAS mientras que el mínimo fue de $0,2\pm 0,3$ mg/L en abril de 2013. El valor más repetido fue 0,8 mg/L, encontrándose en diciembre de 2011 y mayo de 2012.

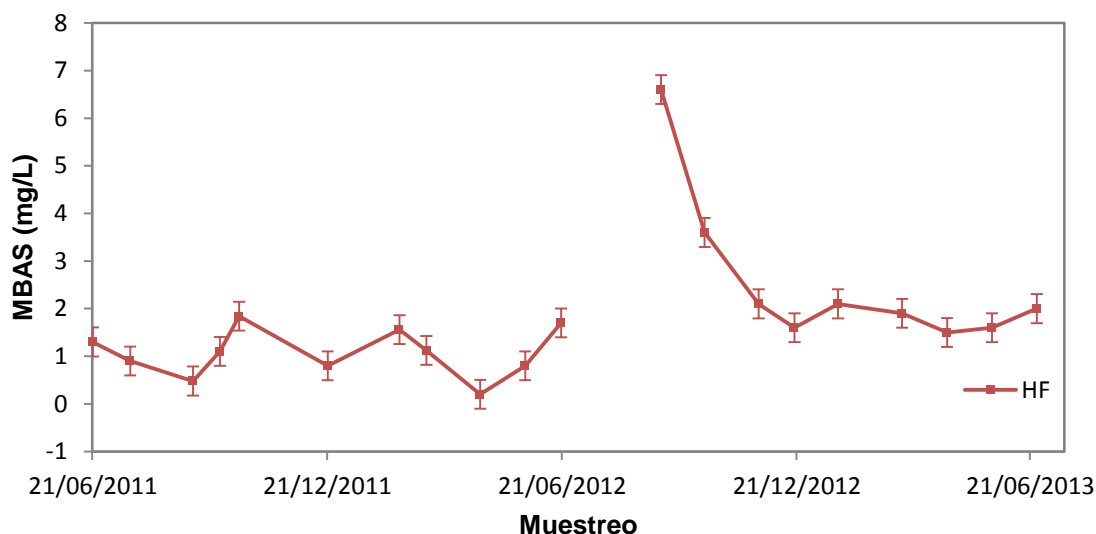


Figura 4.38. Evolución de los tensioactivos aniónicos encontrados para el agua del humedal HF.

El mecanismo de eliminación de tensioactivos aniónicos en los humedales de flujo subsuperficial puede tener su origen en la biodegradación microbiana junto con la asimilación, por parte de la vegetación y demás mecanismos, de los fosfatos de composición de los detergentes.

Para los tensioactivos catiónicos, al igual que pasaba con las aguas de entrada, no se superaron los valores del límite de detección de la técnica (0,2 mg/L CTAB). Estos resultados son consecuentes considerando la ausencia de este tipo de tensioactivos en el agua aportada a este humedal.

Los resultados muestran que el contenido de detergentes aniónicos no superó 2 mg/L hasta que se produjo el episodio del desorden hídrico en el humedal HF. A partir de la situación de sequedad el comportamiento del humedal no siguió un patrón específico de eliminación, encontrándose valores superiores a 2 mg/L en varias ocasiones. Este comportamiento puede tener su justificación en la formación de caminos preferentes de circulación hídrica en el lecho del humedal, circunstancia que disminuye el tiempo necesario de retención del agua para su depuración.

La eliminación de este contaminante, hasta que se produjo la sequedad del humedal, superó el 73,8 % en todos los casos, llegando al 96,1 % en octubre de 2011. Después de la fecha del incidente hídrico el comportamiento para los rendimientos de eliminación no fue lineal. Los resultados obtenidos hasta que se produjo el incidente hídrico son similares a los encontrados en los efluentes de EDAR, donde se observa una degradación del 50 % en el ABS y de un 90 % en el LAS (López y Echeverri, 2014).

En un estudio realizado con humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal se ha encontrado porcentajes de reducción del 46 % de MBAS (Gross y col., 2006b). Este valor, inferior a los de nuestras experiencias, puede estar relacionado con el sobredimensionamiento del humedal al que ya hemos hecho referencia.

En cuanto a la legislación vigente, no se contempla a los detergentes como parámetro a monitorizar en las aguas tratadas para la realización de vertidos o su reutilización. No obstante, cabe mencionar que el nivel de detergentes exigido por el ayuntamiento de Elche para realizar vertidos al alcantarillado público (Ajuntament d'ELX, 1998), limita el contenido de detergentes a 6,0 mg/L, claramente superior a los valores encontrados en el humedal construido.

Cada vez existe mayor interés por contaminantes emergentes diferentes a los tradicionales en la tecnología de la depuración de aguas. Dentro de estos contaminantes se incluyen, tensioactivos, productos farmacéuticos, productos de uso personal y de limpieza, y microorganismos como *Cryptosporidium*. Hasta ahora los datos existentes para estos parámetros en los humedales subsuperficiales son bastante escasos, aunque ha despertado un notable interés su estudio y es de esperar que pronto se disponga de información contrastada.

Agua del humedal de flujo superficial (SF)

En la figura 4.39 se representan los valores para los tensioactivos aniónicos encontrados en las aguas del humedal de flujo superficial.

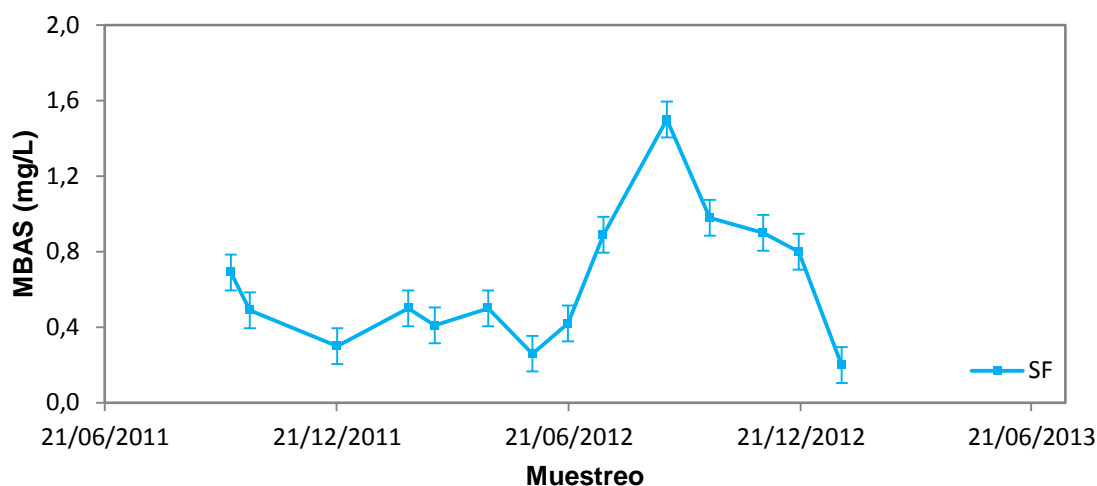


Figura 4.39. Evolución de los tensioactivos aniónicos encontrados para el agua del humedal SF.

El contenido medio en tensioactivos aniónicos en el humedal de flujo superficial fue de $0,6 \pm 0,4$ mg/L MBAS. El valor máximo se encontró en septiembre de 2012 con $1,5 \pm 0,7$ mg/L MBAS mientras que el mínimo valor fue de $0,2 \pm 0,3$ mg/L en enero de 2013. El valor más repetido fue 0,5 mg/L, encontrándose en febrero de 2012 y abril de 2012.

Con respecto a los tensioactivos catiónicos, al igual que pasaba con las aguas de entrada y las del humedal de flujo subsuperficial, no se superaron los valores del límite de detección de la técnica (0,2 mg/L CTAB).

Los detergentes presentes en el humedal de flujo superficial tienen su origen en las aguas procedentes del humedal HF. La disminución puede ser debida a la asimilación de los fosfatos de composición por las plantas, la biodegradación y la descomposición

mediante procesos inducidos por la radiación solar. El pico observado en septiembre de 2012 (1,5 mg/L MBAS) tuvo su origen en el contenido anormal de detergentes después del episodio de sequedad en el humedal HF, mientras que después del incidente el humedal mostró un contenido descendente. Estos datos ponen de manifiesto la capacidad de depuración del humedal y la biodegradabilidad de los detergentes ya que en el último muestreo se obtuvo el valor del límite de detección de la técnica (0,2 mg/L).

Puesto que la legislación no contempla a los detergentes para la realización de vertido o reutilización, son aguas aptas para ser vertidas o reutilizadas.

4.15. Fósforo Total y Ortofosfato

El fósforo se encuentra principalmente como fosfato, en solución o ligados a partículas, tanto en aguas naturales o residuales, como en los tejidos de seres vivos. Las formas más frecuentes incluyen ortofosfato, polifosfato y fosfatos orgánicos. El fósforo inorgánico se encuentra generalmente en sus formas más hidratadas -los ortofosfatos- que incluyen PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- y H_3PO_4 ; estas formas están disponibles para el metabolismo biológico sin que sea precisa una ruptura posterior. El fósforo orgánico es de poca importancia en la mayor parte de los residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante en los vertidos industriales y fangos de aguas residuales domésticas (EPA, 1995). Por otro lado, el ortofosfato representa más del 60 % del fósforo total en las aguas de servicio (Tanner, 2001).

El fósforo es uno de los factores limitantes en el crecimiento del fitoplancton, pero su contenido se agota si no se renueva el agua, ya que no se fija desde la atmósfera, como ocurre con el nitrógeno. Por el contrario, si el contenido de fósforo en el medio es muy alto, se produce un incremento de la actividad del fitoplancton. El resultado es el agotamiento de oxígeno del agua y un exceso de materia orgánica, dando lugar al fenómeno de "eutrofización". Los contenidos en P total de aguas naturales no contaminadas son del orden de 0,1 a 1,0 mg/L. Si se producen contaminaciones por desechos urbanos, principalmente, pueden incrementarse de forma notable ya que un agua residual doméstica fuertemente cargada puede contener hasta 15 mg/L de P total. Una fuente de primera magnitud es la de los detergentes utilizados en limpieza doméstica, principalmente tripolifosfatos de sodio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$), causantes del 50 % del P presente en aguas polucionadas por vertidos urbanos.

4.15.1. Evolución del fósforo total y el ortofosfato en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

En la figura 4.40 se representan los valores tanto del fósforo total como del ortofosfato encontrados en las aguas de entrada al sistema.

El valor medio para el fósforo total en el agua de entrada al sistema fue de $18,7 \pm 4,5$ mg/L, resultando un agua residual de carácter fuerte ya que superó los 15 mg/L (Metcalf & Eddy, 2000). El máximo valor se produjo en octubre de 2011 alcanzando los $30,0 \pm 3,6$ mg/L mientras que el mínimo se encontró en julio de 2013 con $12,5 \pm 1,9$ mg/L. La moda en los valores correspondió a 14,2 mg/L encontrados en los meses de junio de 2012 y noviembre de 2012.

El ortofosfato mostró un valor medio de $16,8 \pm 4,1$ mg/L. El máximo valor se produjo en octubre de 2011 alcanzando los $25,1 \pm 2,3$ mg/L y el mínimo en julio de 2013 con $11,0 \pm 1,1$ mg/L.

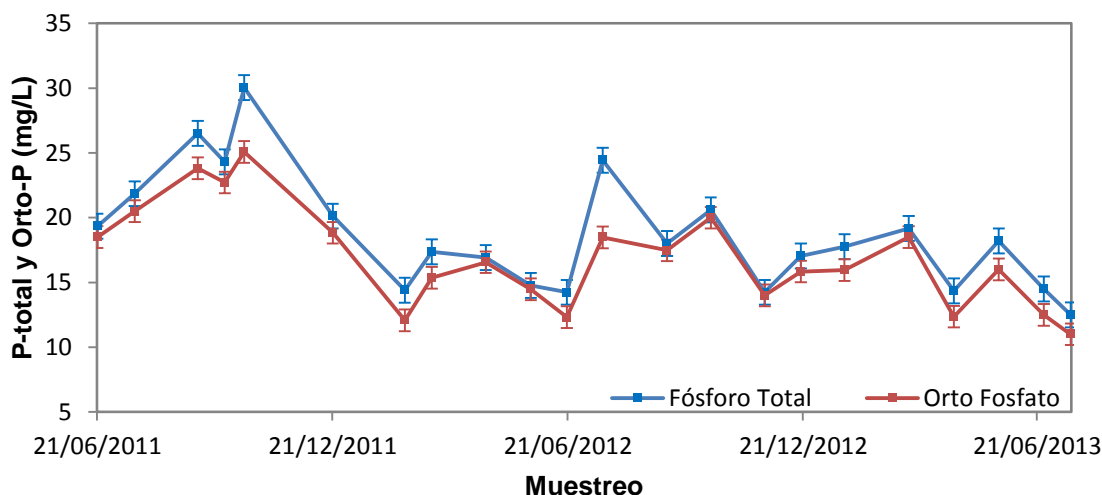


Figura 4.40. Evolución del fósforo total y el ortofosfato encontrados para el agua de entrada.

Los valores encontrados muestran que la mayor parte del fósforo en las muestras del agua de entrada se encuentra en forma inorgánica como ortofosfato, con un ratio del orden del 90 %. Este elevado valor es atribuible al aporte de los detergentes domésticos, ya que en el sistema estudiado no existe contaminación de origen industrial.

Se estima que el aporte humano de fósforo al agua residual es de 1,6 g/persona-día (Del Porto y Steinfeld, 2000), y considerando que el número de habitantes es de cuatro, esta descarga sería de 6,4 g/día. Por su parte el agua de entrada, con una media de 272,3 L/día y 18,7 mg/L, aportaría 5,1 g/día. Por lo tanto queda un balance de 1,3 g/día que sería atribuible a los detergentes utilizados y a efectos de dilución. El contenido medio en detergentes para el agua de entrada fue de 9,7 mg/L lo que supuso 2,65 g/día. Como consecuencia es lógico pensar que los 1,3 g/día de fósforo

adicional provienen del correspondiente contenido en fósforo de los tensoactivos, representando casi un 50 % del total sin tener en cuenta los efectos de dilución.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

En la figura 4.41 se presentan los contenidos de fósforo total y de ortofosfato encontrado en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.

El fósforo total del humedal construido de flujo subsuperficial presentó un valor medio de $3,0 \pm 0,6$ mg/L, con valores máximos y mínimos de $3,8 \pm 0,2$ y $1,3 \pm 0,1$ mg/L respectivamente. En los meses de junio de 2012 y abril de 2013 se encontró el valor repetido de 2,5 mg/L. Los porcentajes de reducción respecto al agua de entrada superaron el 79,6 % en todos los casos, siendo éste el valor más bajo encontrado en noviembre de 2012.

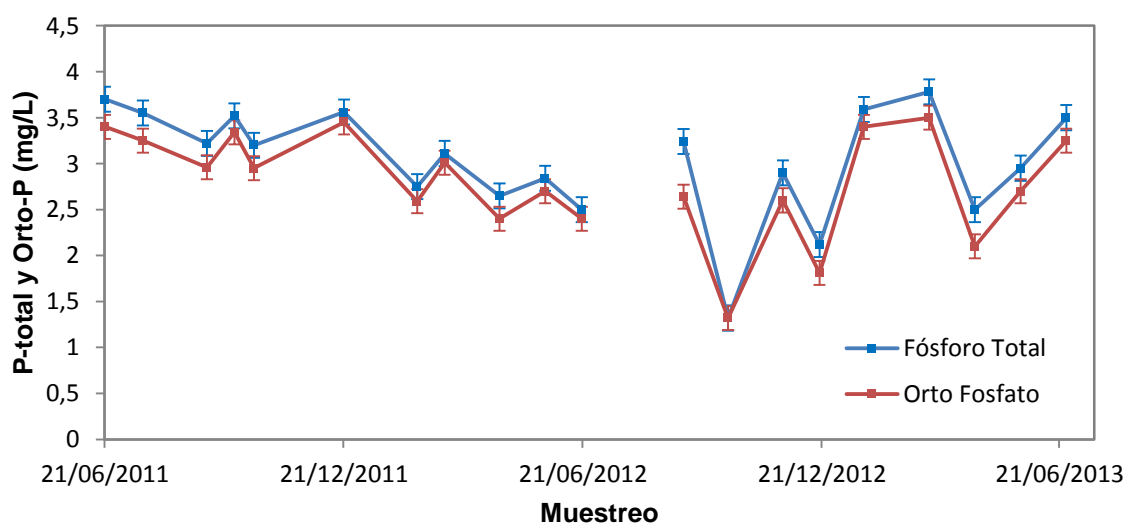


Figura 4.41. Evolución del fósforo total y el ortofosfato encontrados para el agua del humedal HF.

Para el ortofosfato se encontró un valor medio de $2,8 \pm 0,6$ mg/L con un máximo en de $3,5 \pm 0,2$ mg/L en marzo de 2013 y un mínimo de $1,3 \pm 0,1$ mg/L en octubre de 2012. Se repitieron los valores de $3,4 \pm 0,4$ mg/L en junio de 2011 y enero de 2013. El porcentaje de reducción más bajo encontrado fue de 75,9 % en el mes de junio de 2013.

El humedal de flujo subsuperficial horizontal presentó un incremento en la capacidad de eliminación de fósforo total desde el inicio de su funcionamiento hasta el episodio de sequedad (figura 4.41). A partir de este episodio, se puso de manifiesto un comportamiento no lineal junto a un desorden iónico, debido principalmente a la aparición de caminos preferentes de circulación hídrica.

Los altos valores de eliminación de P superiores al 80 %, considerando los contenidos en el agua de entrada y salida del humedal, pudieron tener relación con los mecanismos de eliminación de fósforo comentados anteriormente junto con el sobredimensionamiento del sistema.

Los porcentajes de reducción para el fósforo total encontrados en la bibliografía para humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal estuvieron comprendidos entre el 30 y el 67 % (Bulc y col., 1997; IAWQ, 2000; Harindra, 2001; Lahora, 2003; Chung y col., 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Yalcuk y Ugurlu, 2009). Los porcentajes obtenidos en el humedal estudiado son mayores a estos datos. Este hecho puede ser atribuible al sobre-dimensionamiento del humedal ya comentado.

Por otra parte, el rango de ingesta de fósforo del *Phragmites australis* está comprendido entre $0,005-0,05$ g/m²·d (Reedy y DeBusk, 1985; EPA, 2000). En el caso del humedal HF estudiado (27 m²), implica una equivalencia de $0,135-1,35$ g/día ingerido por las plantas. Como el contenido medio en fósforo del agua de entrada fue de 18,7 mg/L que para 272,3 litros supone 5,08 g de P al día, puede estimarse que el *Phragmites australis* fue capaz de ingerir entre el 2,6 y el 26,6 % del fósforo total que llegaba al HF.

Por lo tanto la diferencia en el balance entre el fósforo eliminado y el aportado al humedal, no solo puede ser debida a la absorción por el *Phragmites*. Deben existir otros mecanismos implicados en el proceso.

La eliminación de fósforo en los humedales construidos se produce por absorción, formación de complejos, precipitación, asimilación microbiana y asimilación por la biomasa vegetal (Tanner y col., 1999). La habilidad de los humedales construidos para retener fósforo depende de la carga de fósforo en el agua de entrada, el tipo de sustrato del lecho, la vegetación y el tiempo de retención hidráulico (Ansola y col., 2003; Healy y col., 2007b).

La turba del lecho del humedal estudiado (turba de musgo canadiense *Sphagnum*) posee un alto contenido en materia orgánica, una gran superficie específica (más de 200 m²/g), y es altamente porosa (80-90 %) (Brown y col., 2000). La eliminación del fósforo en la turba mineralizada puede ocurrir a través de la sorción, la sedimentación o su combinación con compuestos complejos (Mann, 1990; Kadlec y Knight, 1996). Alternativamente puede unirse a las biopelículas (Mann, 1990), pero este proceso puede ser reversible ya que el fósforo puede ser fácilmente transformado desde su forma orgánica a la forma inorgánica. Un estudio demostró que la eliminación de fósforo por los humedales HF (turba bien mineralizada) no se producía si su concentración era menor de 1,5 mg/L (Kõiv y col., 2009b). La naturaleza de este fenómeno aún no está clara, pero esto puede sugerir que las moléculas de fosfato necesitan unirse a complejos (a través de la formación de agregados moleculares más grandes) para ser adsorbidos por la superficie de la turba.

El fosfato también puede ser desorbido de los complejos metálicos según el potencial redox del sedimento. En humedales con condiciones aeróbicas, el fósforo aparece en complejos disueltos junto con iones Ca y Mg en condiciones alcalinas, y con iones Fe o Al en suelos con pH ácido o neutro, que luego pueden ser adsorbido por las partículas de turba (Maehlum, 1999). En condiciones anóxicas el fosfato de hierro (III) es reducido a fosfato de hierro (II), más soluble. Los fosfatos de hierro (III) y de aluminio

también pueden ser liberados en condiciones anóxicas por hidrólisis. La liberación de fosfato a partir de sales insolubles también se producirá si el pH disminuye como resultado de la formación biológica de ácidos orgánicos, nitratos, o sulfatos. De las apreciaciones realizadas en los apartados redox (4.11) y oxígeno disuelto (4.12) se dedujo que los sistemas HF poseen zonas anóxicas y aerobias, pudiéndose producir la eliminación de fósforo mediante estas dos vías.

La eliminación de fósforo es limitada en sistemas con lechos compuestos por gravilla o piedras trituradas de alta granulometría ya que su contenido en hierro, aluminio o calcio es muy bajo dificultando las precipitaciones y/o sorciones de fósforo. Nuevos materiales de relleno han sido estudiados para mejorar la capacidad de sorción del medio tales como los agregados de arcilla ligera o las escorias derivadas de altos hornos que utilizan arco eléctrico (Vymazal, 2007; Vymazal y Kröpfelová, 2008). También se han utilizado materiales alternativos como neumáticos triturados, medios filtrantes de plástico goteado, agregados de arcilla y pizarra con elevado potencial de sorción de fósforo, aunque no hay datos suficientes para hacer una recomendación a favor o en contra de su uso (Kadlec y Knight, 1996). Los materiales más comúnmente utilizados para la eliminación de fósforo en humedales HF, según Vohla y col. (2011) se clasifican en:

- Materiales naturales: apatita, bauxita, dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), grava, laterita, piedra de cal (CaCO_3), maerl (algas rojas coralinas), mármol, arena, opoka (50 % de CaCO_3 , 40 % de SiO_2 y 10 % de Al, Fe y otros óxidos), turba, esquisto, arena de conchas, suelo, wollastonita y zeolita.
- Subproductos industriales: BauxsolTM (residuos de Bauxita neutralizada), cenizas de carbón, ocre, lodos rojos, aceite de esquisto quemado, cenizas de aceite de esquisto y escorias metalúrgicas.
- Productos creados por el hombre: Alunita ($\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), Filtra P (se obtiene calentando una mezcla de piedra caliza, yeso y óxidos de hierro), Filtralite PTM, agregados de arcilla livianos o LWA (Lightweight aggregates), agregados de

arcilla de luz expandida o LECA (Light-Expanded Clay Aggregates), Norlite (cerámica porosa), conchas de ostras y PoloniteTM (material de alto contenido en óxido de calcio).

La mayoría de los estudios realizados sobre estos sorbentes se han llevado a cabo a escala de laboratorio, y existen pocos resultados en sistemas a gran escala. Las mayores capacidades de eliminación de fósforo se registraron en los subproductos industriales, seguido de los materiales naturales y terminando con los materiales creados por el hombre (Vohla y col., 2011).

Además, con el paso del tiempo, una fracción significativa del fosfato eliminado inicialmente será consolidada en los sedimentos. En la puesta en marcha de un sistema, la eliminación de fósforo será anormalmente alta debido a las reacciones iniciales con los suelos del humedal, siendo éste un mecanismo de eliminación finito. Aunque muy pocas investigaciones se han realizado para la saturación de los materiales a largo plazo, se puede decir que la capacidad de retención de P de la mayoría de los materiales de relleno disminuye significativamente después de un período de 5 años de aplicación (Vohla y col., 2011).

Las exigencias legales para realizar vertido en la zona donde está ubicado el humedal construido no contemplan al fósforo como parámetro a monitorizar ya que se trata de una zona declarada no sensible. No obstante, si se aplica la monitorización del fósforo, las aguas del humedal HF cumplen con la legislación vigente para vertido. Los niveles de aplicación impuestos por el Real Decreto 509/1996 son de 2 mg/L o un porcentaje de reducción del 80 %. El humedal superó en todas las ocasiones el valor legislado pero alcanzó porcentajes de reducción superiores al 80 % en todos los casos excepto en noviembre de 2012 con un 79,6 % y en enero de 2013 con un 79,8 %. De acuerdo con el apartado C del Anexo III del Real Decreto 509/1996, al tomarse entre 8 y 16 muestras anuales, están permitidas dos muestras no conformes, estando en concordancia con los resultados encontrados en el humedal. Al tratarse de un agua

apta para vertido también lo es para su reutilización, atendiendo al contenido en fósforo.

Agua del humedal superficial (SF)

En la figura 4.42 se representan los valores del fósforo total y del ortofosfato encontrados en las aguas del humedal de flujo superficial.

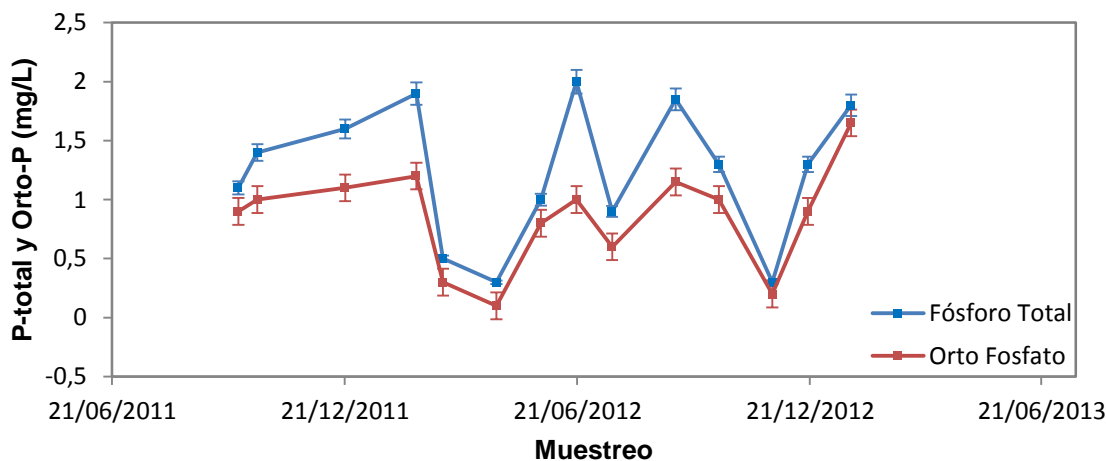


Figura 4.42. Evolución del fósforo total y el ortofosfato encontrados para el agua del humedal SF.

El valor medio en fósforo total fue de $1,2 \pm 0,6$ mg/L. El máximo valor se presentó en junio de 2012 con $2,0 \pm 0,3$ mg/L, y el mínimo en abril de 2012 y noviembre de 2012, con $0,3 \pm 0,1$ mg/L.

El valor medio para el ortofosfato en este humedal fue de $0,9 \pm 0,4$ mg/L. El mínimo valor se alcanzó en abril de 2012 con $0,1 \pm 0,1$ mg/L y el valor máximo se encontró en enero de 2013 con $1,7 \pm 0,1$ mg/L. El valor de 1 mg/L se repitió en los meses de octubre de 2011, junio de 2012 y octubre de 2012.

Los humedales de flujo superficial están diseñados principalmente para la eliminación de fósforo mientras que los humedales de flujo subsuperficial son diseñados para la eliminación de SST y DBO₅. La mayoría de humedales SF producen efluentes con un contenido inferior a 1 mg/L en fósforo total mientras que los humedales HF producen efluentes con un contenido en fósforo total muy variable (Brix, 1994). En adición, los humedales SF son efectivos para la eliminación de fósforo con cargas en los afluentes de 0,1 g/m²·d y pueden generar efluentes con baja concentración de fósforo (Wallace y Knight, 2006).

La eliminación de fósforo en los humedales construidos de flujo superficial es llevada a cabo por los procesos de adsorción, absorción, complejación y precipitación. La precipitación con iones calcio y elementos como el aluminio y el hierro es limitada por el limitado contacto de la lámina de agua con el suelo (Vymazal y col., 1998). Los fosfatos orgánicos disueltos junto con los fosfatos orgánicos e inorgánicos insolubles pueden transformarse en formas inorgánicas solubles por acción de microorganismos en suspensión, en las biopelículas y en los sedimentos. El ciclo de absorción de fosfatos por microorganismos, incluyendo bacterias, algas y lentejas de agua, actúa a corto plazo ya que el mecanismo de crecimiento, muerte y descomposición devuelve la mayor parte del fosfato a la columna de agua de nuevo desde el detritus. Como en el humedal SF también coexisten zonas aeróbicas y anóxicas, los procesos que ocurren en estas condiciones comentados para el humedal HF también ocurrirán para este humedal.

El perfil temporal encontrado para la concentración de P en el humedal SF, donde se observa un comportamiento no lineal, puede tener su origen en los ciclos de asimilación y devolución del P junto con el fenómeno de concentración por evaporación discutido para el balance hídrico. La eliminación de fósforo también va a depender del tiempo de retención hídrico y el sistema estudiado posee un tiempo de retención hídrico muy elevado al tratarse de un depósito de evaporación.

Los rendimientos de eliminación de la bibliografía para humedales SF estuvieron comprendidos entre el 34 y el 80 % (EPA, 2000; Bulc, 2006; Kadlec y Wallace, 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Healy y O'Flynn, 2011). Para sistemas híbridos se encontraron rendimiento de eliminación de fósforo desde el 34,8 % al 92,5 % (Ansola y col., 2003; Masi y Martinuzzi, 2007; Kouki y col., 2009; Vymazal y Kröpfelová 2011). Los datos muestran mayor rendimiento de eliminación para los sistemas híbridos debido a la existencia de varias etapas de tratamiento.

La legislación que regula la realización de vertidos no contempla el fósforo total al tratarse de una zona no sensible con lo cual es un agua apta para vertido en cuanto al fósforo total se refiere. En el caso de encontrarse el sistema en una zona declarada como sensible el límite exigible serían 2 mg/L, valor que no se superó en ningún caso, por lo que se cumplirían los valores legislados para el vertido en estas zonas sensibles. En cuanto a la reutilización de las aguas, siendo aguas aptas para vertido también lo serán para reutilización.

4.16. Compuestos Nitrogenados

El nitrógeno es uno de los contaminantes principales de las aguas residuales, responsable de la eutrofización, que también afecta a los niveles de oxígeno disuelto y puede causar toxicidad a los organismos acuáticos dependiendo de la forma nitrogenada en que se encuentre.

El nitrógeno en las aguas residuales se encuentra en forma orgánica e inorgánica. La forma orgánica del nitrógeno puede estar contenida en la urea, en amino ácidos, en los ácidos úricos, en los purines y en las pirimidinas (Kadlec y Knight, 1996). Las formas inorgánicas del nitrógeno son el amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), óxido nitroso (N_2O) y el nitrógeno en forma gaseosa. El nitrógeno gaseoso incluye al nitrógeno gas (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2) y amoniaco libre (NH_3). Se sabe que en el agua residual cruda, alrededor del 40 % del nitrógeno se encuentra en

forma orgánica y el 60 % en forma de amonio (Metcalf y Eddy, 1995). La tabla 4.14 resume los diferentes compuestos de nitrógeno según su estado de oxidación.

Tabla 4.14. Formas del nitrógeno según su estado de oxidación.

Compuestos de Nitrógeno	Fórmula	Estado de oxidación
Amoniaco	NH_3	-3
Amonio	NH_4^+	-3
Nitrógeno gas	N_2	0
Nitrito	NO_2^-	+3
Nitrato	NO_3^-	+5

El contenido de las distintas formas de nitrógeno presente en el agua residual se ha expresado según contempla el Real Decreto 509/1996, donde se define el Nitrógeno Total equivalente (NT) como la suma del Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) más el presente en forma de nitrato y de nitrito. El Nitrógeno Total Kjeldahl, a su vez, es la suma del nitrógeno presente en forma orgánica y en forma amónica.

Analíticamente se determinaron los contenidos de nitrógeno en formas total (NT), amónico, nitrito y nitrato. El nitrógeno orgánico se obtuvo como diferencia entre NT y el nitrógeno presente en las formas amónica, nitrito y nitrato. El NTK es la suma de los nitrógenos amónico y orgánico.

En la tabla 4.15 se muestran los valores para las distintas formas nitrogenadas estudiadas en este trabajo para las aguas de entrada, humedal de flujo subsuperficial y humedal de flujo superficial.

Tabla 4.15. Valor medio de las formas nitrogenadas en las aguas de entrada y en los humedales de flujo subsuperficial y superficial.

	NT (mg/L)	N orgánico (mg/L)	N amónico (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	NTK (mg/L)
Entrada	137,6	31,3	103,8	2,2	0,3	135,1
HF	35,9	6,8	1,5*	22,6	0,4	12,3
SF	20,6	13,9	1,0	5,3	0,3	14,9

* Valor medio referido al primer año.

Puede observarse que en las muestras de aguas de entrada los valores de NT y NTK son similares debido a la baja concentración relativa de nitratos y nitritos. En las restantes fases de tratamiento (HF y SF) las formas iniciales del nitrógeno son absorbidas y/o transformadas, tal como se discute más adelante.

4.16.1. Nitrógeno total

El nitrógeno total (NT) es un indicador que refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua analizada. Es la suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminas, etc.), el ión amonio, los iones nitrito y los iones nitrato expresados como nitrógeno.

Un gran contenido en nitrógeno puede causar crecimiento excesivo de plantas acuáticas y algas, las cuales pueden tapar las entradas de agua, usar el oxígeno disuelto a medida que se van pudriendo y bloquear la luz que llega hasta las aguas profundas. Esto afecta seriamente la respiración de los peces y de los invertebrados acuáticos, causando un decremento en la diversidad animal y vegetal. Con respecto a la salud, una elevada cantidad de nitrógeno en el agua potable puede ser perjudicial para bebés y animales jóvenes de granja.

4.16.1.1. Evolución del nitrógeno total en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

La figura 4.43 muestra los valores encontrados para el nitrógeno total en las aguas de entrada al sistema.

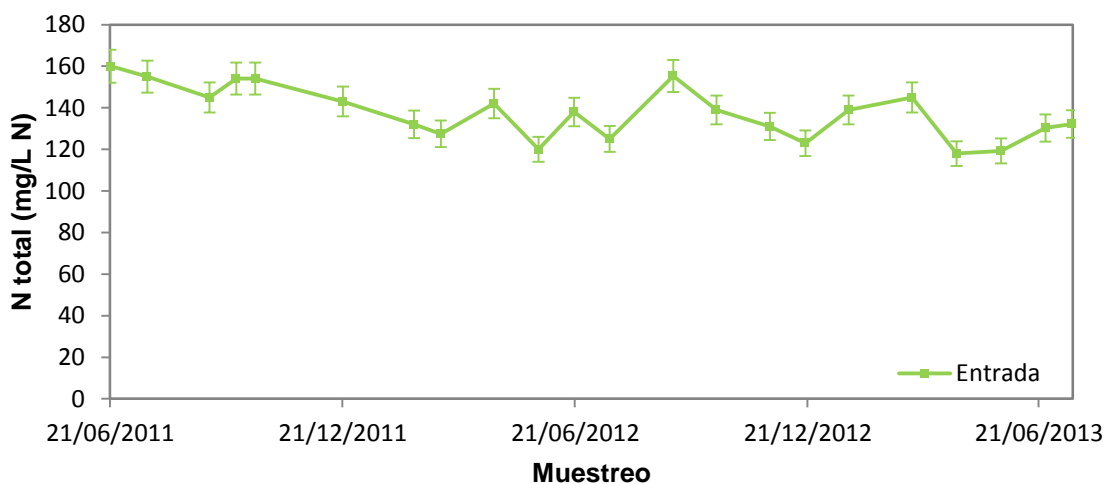


Figura 4.43. Evolución del contenido en nitrógeno total en las muestras de agua de entrada al sistema.

El valor medio para el nitrógeno total en las aguas de entrada fue de $137,6 \pm 12,9$ mg/L. En junio de 2011 se encontró el valor máximo con $160,0 \pm 15,3$ mg/L; mientras que el valor mínimo fue de $118,0 \pm 8,9$ mg/L en abril de 2013. En septiembre de 2011 y marzo de 2013 se repitió el valor 145 mg/L.

El contenido en nitrógeno total para un agua residual urbana de carácter fuerte es de 85 mg/L según Metcalf y Eddy (1995). La cantidad de nitrógeno total encontrada para las aguas de entrada fue superior, lo que muestra su carácter fuerte en cuanto a su contenido en nitrógeno total.

La descarga media de nitrógeno por persona es de 13 a 20 g/día (Mara y Cairncross, 1990; Del Porto y Steinfeld, 2000), sin contar restos de comida y otros aportes de nitrógeno. Como en la vivienda estudiada habitan 4 personas, la descarga de nitrógeno debería estar comprendida entre 52 y 80 g/día. Como el caudal medio diario de agua de entrada de 272,3 litros y el contenido medio en nitrógeno de 137,6 mg/L, ello implica 37,6 g/día de nitrógeno. Este valor es menor que el encontrado por Mara y Cairncross (1990) o Del Porto y Steinfeld (2000), pero mayor al calculado por Metcalf y Eddy (1995). Estos resultados muestran que la diferencia en el contenido de nitrógeno, entre las aguas de la vivienda y el calculado por distintos autores, puede atribuirse a los efectos de dilución por el agua consumida por los habitantes de la vivienda con respecto a la media estimada en otras experiencias, junto a las apreciaciones discutidas para el fósforo.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.44 muestra los valores encontrados para el nitrógeno total en las aguas del humedal de flujo subsuperficial.

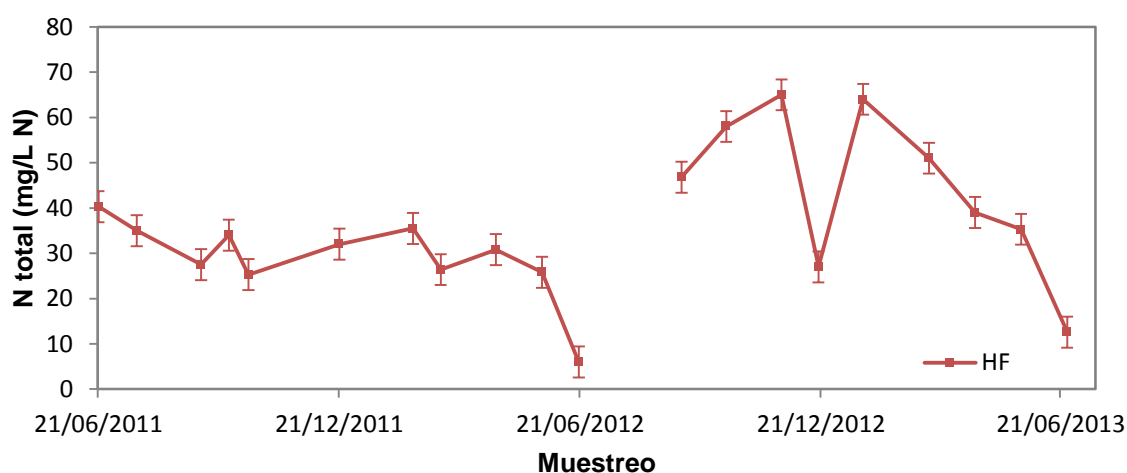


Figura 4.44. Evolución del contenido en nitrógeno total para las aguas del humedal HF.

El valor medio para el nitrógeno total en las aguas del humedal HF fue de $35,9 \pm 15,3$ mg/L. El mínimo se encontró en el mes de junio de 2012 con $6,0 \pm 0,9$ mg/L mientras que el máximo alcanzó los $65,0 \pm 4,3$ mg/L en noviembre de 2012.

La evolución temporal del nitrógeno total mostró una bajada al comienzo del estudio, coincidiendo con el comienzo del desarrollo vegetativo, seguido de una estabilización, en torno a los 30 mg/L, hasta el momento en el que se produjo el estado de sequedad en el humedal. En los meses anteriores al secado del humedal, se observó una pronunciada disminución del contenido en nitrógeno total debido al rendimiento óptimo del sistema. A partir de que se restableciera el régimen hídrico normal se observó un comportamiento anómalo que relacionamos con la aparición de vías preferentes de circulación de agua en el lecho del humedal. Al final del estudio se observó una nueva bajada en el contenido de nitrógeno total con origen probable en el restablecimiento de las condiciones del humedal y el gran desarrollo vegetativo como ocurrió el año anterior.

El porcentaje de reducción medio en el efluente del HF para el nitrógeno total fue del 74,0 % respecto a la entrada, encontrándose los valores máximos el primer año de funcionamiento del sistema, antes de que se produjera el desajuste hídrico, donde la media de reducción resultó del 79,8 %. Los rendimientos de eliminación para el nitrógeno total encontrados en la bibliografía están comprendidos entre el 15 y el 70 % (Crites y Tchobanoglous, 1998; Gray y col., 2000; IAWQ, 2000; Harindra, 2001; Lahora, 2003; Gasiunas y col., 2005; Kadlec y Wallace, 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008). Los datos encontrados para el humedal estudiado son superiores a los mostrados por la bibliografía, y se relacionan probablemente con el sobredimensionamiento del sistema.

Wallace y Knight (2006) sugirieron que las cargas de nitrógeno en el humedal deben ser menores a $1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{día}$. Como el humedal construido HF era de 27 m^2 y el aporte de nitrógeno de $37,5 \text{ g/día}$, existiría un déficit superficial. No obstante, la tasa de eliminación para el sistema fue del 74,0 % en el total del estudio y el 79,8 % el primer

año. Estos datos demostraron la eficacia en la eliminación de nitrógeno en el humedal HF estudiado, poniendo también de manifiesto que existen otros procesos influyentes en la eliminación del nitrógeno.

Wallace y knight (2006) también publicaron que los efluentes de humedales HF suelen ser mayores de 25 mg/L NTK, mientras que el humedal estudiado contenía 12,3 mg/L NTK (ver tabla 4.15). Este menor valor en la concentración de nitrógeno en el afluente también puede ser atribuido a la gran superficie del humedal donde se favorecieron los procesos de eliminación de nitrógeno.

El parámetro nitrógeno total no está contemplado en la legislación referente a vertido (R.D. 509/1996) o reutilización (R.D. 1620/2006) de aguas residuales tratadas en la zona donde está construido el humedal. Esta zona está declarada como no sensible y, por lo tanto, las aguas son aptas para vertido y reutilización en cuanto a NT se refiere.

Por otro lado, si el humedal se hubiera encontrado ubicado en una zona sensible, también cumpliría con las exigencias legales vigente para vertido y reutilización. La legislación marca, indistintamente, un contenido en nitrógeno total máximo de 15 mg/L o un porcentaje de reducción superior al 70 %. El sistema superó el valor máximo de 15 mg/L ya que el valor medio fue de $35,9 \pm 15,3$ mg/L N, pero superó el 70 % de reducción cumpliendo así con las exigencias marcadas por la legislación.

Vías de eliminación de nitrógeno en el humedal HF

Las reacciones de nitrificación y desnitrificación son las máximas responsables de la eliminación de nitrógeno en estos sistemas, siendo el factor limitante el débil aporte de oxígeno de las plantas al suelo para generar las condiciones aeróbicas, ya que los humedales HF son considerados anaerobios (IAWQ, 2000).

El porcentaje de las diferentes formas nitrogenadas, con respecto al nitrógeno total, en las muestras de agua de entrada al sistema y en el humedal HF se muestran en la tabla 4.16.

Tabla 4.16. Composición porcentual, con respecto a NT, de las distintas formas nitrogenadas en las muestras de agua de entrada y HF.

	N orgánico (%)	NH₄-N (%)	NO₃-N (%)	NO₂-N (%)
Entrada	22,5	75,7	1,6	0,2
HF	21,0	14,2	63,5	1,3

Puede observarse una ligera disminución en el contenido de nitrógeno orgánico que puede ser atribuida al proceso de amonificación que tienen lugar en las capas altas del humedal, donde todavía existen condiciones aeróbicas, y junto a las raíces de las macrófitas, efecto que disminuyen con la profundidad. El pH medio de las aguas (7,5) también fue el apropiado para que se produjera este proceso.

Las transformaciones más drásticas afectaron a los contenidos de nitrógeno amónico con una disminución porcentual desde el 75,7 al 14,2 %, y al incremento del nitrógeno nítrico que experimentó un aumento desde el 1,6 hasta el 63,5 %.

El incremento en la nitrificación estuvo relacionado con la aireación artificial del agua de entrada que se aplicó durante el primer año de funcionamiento. No se apreció disminución de pH, aunque la nitrificación produce acidez, debido a la gran cantidad de material de relleno calizo que pudo amortiguar la bajada de pH. Tras la parada de la aireación artificial el proceso de nitrificación no se detuvo, circunstancia que puede ser atribuida al elevado desarrollo de la población de *Phragmites australis*, capaces de inyectar grandes cantidades de oxígeno al lecho del humedal. No obstante, esta aireación no es tan efectiva como la aireación artificial ya que depende de la profundidad de las raíces y el tiempo de retención hídrico. Vymazal (2007) reportó que

la nitrificación se produce por encima de 25 °C, pudiéndose dar por la adaptación de los microorganismos nitrificantes a la temperatura, por lo tanto, la temperatura media de 22,9 °C del humedal no supuso un problema para la nitrificación.

También se observó un ligero incremento en el contenido de nitritos que procederían de la desnitrificación de los nitratos, situación que es factible en los humedales HF ya que la concentración media de oxígeno disuelto fue baja (1,0 mg/L) y son necesarias condiciones anóxicas para que este proceso ocurra.

La asimilación por la biomasa puede ser otro proceso importante en la dinámica del nitrógeno, debido a la gran disponibilidad de amonio en las aguas de entrada al sistema y el alto porcentaje de reducción observado.

Otros procesos que pueden intervenir en la dinámica del nitrógeno son los de volatilización, adsorción o ingesta por parte de las plantas, aunque juegan un papel menos importante en los humedales HF (Vymazal, 2007).

La volatilización es despreciable en los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal ya que no cuentan con lámina de agua en su superficie. Además, los bajos valores de pH no fueron los idóneos para que el proceso se llevara a cabo.

La asimilación del nitrógeno por las plantas pudo ocurrir con las formas nitrogenadas amonio y nitrato. El rango de ingesta de nitrógeno por parte del *Phragmites australis* es 0,03-0,3 g/m²·d (Reedy y DeBusk, 1985; EPA, 2000). Para el caso del humedal HF, con una superficie de 27 m², supuso 0,81-8,1 g/día de nitrógeno ingerido por las plantas. Con el contenido medio en nitrógeno del agua de entrada y el caudal diario se calculó que el *Phragmites australis* fue capaz de asimilar entre el 2,1 y el 21,6 % del nitrógeno que llegaba al sistema. Otros autores han reportado que, en óptimas condiciones, la cantidad de nitrógeno eliminada mediante ingesta de las plantas no excede del 10 % (sumando nitrógeno y fósforo) (Gersberg, 1986; Vymazal y col., 1999). No obstante, la asimilación de nitrógeno por las plantas fue mayor en este periodo al

tratarse de un humedal joven que necesitó de este nutriente para su desarrollo vegetativo.

Procesos de adsorción del nitrógeno por el sustrato también son susceptibles de ocurrir. Después de la adsorción del amonio por el sustrato, puede ser nitrificado por el biofilm o ser desorbido. Los suelos de grano fino presentan mayor ratio de eliminación que suelos de grano grueso puesto que los suelos de grano fino presentan mayor capacidad de cambio catiónico (Geller y col., 1990). El problema que presentan los suelos de grano fino es su baja conductividad hidráulica junto a la limitada sorción.

Agua del humedal superficial (SF)

La figura 4.45 muestra los valores encontrados para el nitrógeno total en las aguas del humedal de flujo superficial.

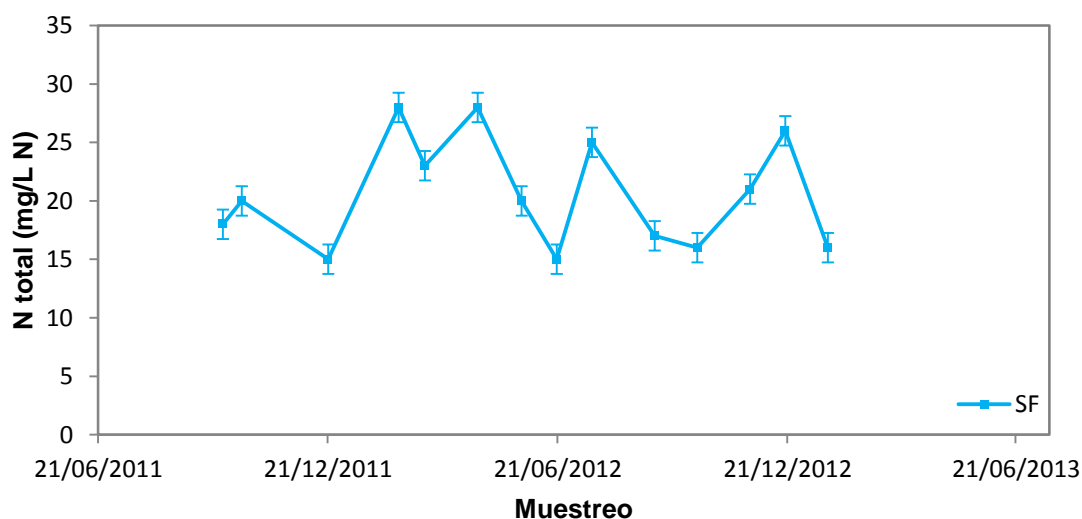


Figura 4.45. Evolución del contenido en nitrógeno total en las muestras de agua en el humedal SF.

Las aguas del humedal de flujo superficial presentaron un valor medio en su contenido en nitrógeno total de $20,6 \pm 4,7$ mg/L. El valor máximo apareció en abril de 2012 con $28,0 \pm 2,1$ mg/L y el mínimo valor fue en septiembre de 2011 con 15 mg/L, repitiéndose en diciembre de 2011 y junio de 2012. Los meses de octubre de 2011 y mayo de 2012 presentaron el valor de 20,0 mg/L.

La evolución del nitrógeno total en el humedal de flujo superficial osciló entre 15 y 28 mg/L. Esta variación no es muy grande en un sistema de sus características, pudiendo tener su origen en los fenómenos de evaporación junto con los propios procesos del ciclo natural del nitrógeno.

En la bibliografía se muestran porcentajes de reducción para el nitrógeno total, en humedales de flujo superficial, comprendidos entre el 41 y el 58 % (EPA, 2000; Bulc, 2006; Kadlec y Wallace, 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008), mientras que para sistemas híbridos alcanzan el 65 %. El sistema estudiado (HF + SF) mostró un porcentaje de reducción medio del 84,8 % para el nitrógeno total, aportando el SF un 10,8 %. La menor reducción porcentual en el humedal SF respecto al HF puede ser debida a dos causas principalmente. Por una parte la evaporación de agua que implica concentración de los solutos, y por otra al menor contenido en nitrógeno que llegaba al humedal SF procedente del humedal HF. Por otro lado, los efluentes procedentes de los humedales SF suelen ser de 1,9 mg/L NTK según Wallace y knight (2006); mientras que los datos medios obtenidos en nuestro SF fueron 14,9 mg/L NTK (tabla 4.15), lo que puede explicarse por la elevada evaporación del agua tal como se ha comentado.

Las aguas del humedal de flujo superficial fueron aptas para vertido y reutilización por las mismas razones expuestas para el nitrógeno total en el humedal de flujo subsuperficial, tanto en zonas declaradas como sensibles como en zonas no sensibles.

Vías de eliminación de nitrógeno en el humedal SF

En humedales de flujo superficial el mecanismo predominante para la eliminación de nitrógeno es la nitrificación-desnitrificación junto con la amonificación y la volatilización. Menor importancia tiene el proceso de asimilación por las plantas para incorporarlo a la biomasa (Brix, 1994).

En la tabla 4.17 se comparan los porcentajes de nitrógeno en los humedales HF y SF.

Tabla 4.17. Composición en tanto por ciento, con respecto a NT, de las distintas formas nitrogenadas en los humedales, HF y SF.

	N orgánico (%)	NH₄-N (%)	NO₃-N (%)	NO₂-N (%)
HF	21,0	14,2	63,5	1,3
SF	67,1	5,1	26,3	1,5

Al comparar los datos de los humedales HF y SF se observa un aumento en el nitrógeno orgánico, disminución del amónico y en los nitratos, y prácticamente el mismo contenido de nitritos.

El aumento en el contenido de nitrógeno orgánico puede deberse a la asimilación por la biomasa, continuando con el ciclo natural del nitrógeno. Por otra parte, la reducción desasimilatoria del nitrato puede tener lugar ya que el medio posee zonas anaerobias en las partes más profundas de la balsa.

Con respecto a otras rutas de eliminación de nitrógeno, la nitrificación-desnitrificación también pudo presentarse aunque no se encontraron grandes cantidades de NO₂⁻ en las aguas del humedal SF. El proceso Anammox pudo ocurrir al mismo tiempo que la nitrificación-desnitrificación parcial, aprovechando los nitritos intermedios de esta.

4.16.1.2. Relación entre el contenido de nitrógeno y el diseño del humedal

Humedal subsuperficial

Geller (1996) sugirió que dimensionamientos de humedales HF mayores a 10 m²/PE fueron efectivos para que los procesos de nitrificación naturales puedan ocurrir, lo que implicaría un humedal HF de 40 m² para la vivienda de 4 personas de nuestra experiencia.

Aplicando la “regla de oro” de 5 m²/PE para humedales HF (Cooper y col., 1996; Kadlec y Wallace, 2008), la superficie óptima debería ser de 20 m², inferior a los 27 m² realmente construidos.

Si se aplica la relación de 15-20 m² de humedal HF por cada 1.000 litros de agua diarios aportados, descrita por Parra y Chiang (2013), el dimensionamiento del humedal HF debería ser de aproximadamente 5 m² para un caudal medio de entrada de 272,3 litros diarios.

Con respecto a las tasas de liberación de oxígeno por las raíces del *Phragmites australis*, éstas aportan hasta 12 g/m²·día (Lawson, 1985; Armstrong y Armstrong, 1990; Brix, 1990; Brix y Schierup, 1990; Gries y col., 1990). Para el humedal de 27 m² ello implicaría un aporte de oxígeno de 324 g/día de O₂. Como la estequiometría de la reacción global de la nitrificación requiere 4,6 gramos de O₂ por cada gramo de nitrógeno (en forma amónica) (Hammer y Hammer, 2001), y al humedal llegaban 37,6 g de nitrógeno, serían necesarios 172,9 gramos de O₂ para nitrificar todo el nitrógeno, por lo que son suficientes los 324 g/día de O₂ calculados. Según este aporte de oxígeno y la carga de entrada al humedal, la nitrificación precisaría 14,4 m² de humedal. Debido a que la nitrificación no es la única vía de eliminación de nitrógeno para estos humedales (también existe desnitrificaciones, ingesta por las plantas, adsorciones,...), esta superficie podría ser incluso menor.

No obstante, para la eliminación del nitrógeno utilizando humedales HF, el documento de la EPA (2000) recomienda la utilización de estos sistemas en conjunción con otros tratamientos de eliminación.

Humedal superficial

El valor medio del contenido de NTK en el humedal SF fue de 14,9 mg/L (tabla 4.15), mientras que el efluente procedente del humedal HF mostró un valor medio de 12,3 mg/L. Este incremento en la concentración de NTK lo atribuimos a la gran superficie del humedal SF que se diseñó para favorecer la eliminación del agua tratada mediante evaporación, y a la proliferación de biomasa en el sistema.

Diversos estudios estiman que para conseguir una concentración final de 10 mg/L NTK en los efluentes de un humedal superficial, la carga máxima que llega al mismo debería ser de 1,5 g/m²·d. Así pues, si la carga de NTK del agua de entrada (valor medio 135,1 mg/L NTK) se deseara ajustar a 10 mg/L utilizando únicamente un humedal superficial, y considerando que el aporte de agua diario es de 272,3 L/d, sería necesaria una superficie de 24,5 m². En la experiencia desarrollada la superficie fue notablemente superior (56,25 m²), lo que justifica que se produzca una elevada evaporación y concentración de solutos.

4.16.2. Amonio

El nitrógeno amoniacal (NH₄⁺ -N) está presente en las formas de iones amonio y de amoníaco. Entre ambas formas existe un equilibrio que depende del pH. El amoniaco se encuentra de forma natural en las aguas superficiales y residuales. Su concentración suele ser baja en las aguas subterráneas debido a que es adsorbido en las partículas y arcillas del suelo ya que no se extraen fácilmente por lixiviación. Se produce en gran

parte por desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la urea (APHA, 1989).

La presencia de amonio en agua provoca un gran consumo de oxígeno, toxicidad para los peces y dificultades para el tratamiento de agua potable. Sin embargo, la población de plancton y algas de un lago o estanque asimilan una cantidad significativa de amonio.

Un agua residual municipal de origen predominantemente doméstico, contiene nitrógeno en forma orgánica y nitrógeno en forma amoniacal, el cual se origina del metabolismo de las proteínas en el cuerpo humano. Al llegar a las plantas de tratamiento, una parte importante del nitrógeno orgánico ya ha sido convertido a amonio (Metcalf y Eddy, 1995).

El método utilizado para la determinación de amonio mediante kits NANOCOLOR[®] fue comparado con el método oficial según la Norma ISO 7150 en otro trabajo realizado en el laboratorio. La prueba estadística t-Student con un intervalo de confianza mayor del 95 % con el software SYSTAT, mostró diferencias no significativas, lo que avaló la validez del método basado en kits.

4.16.2.1. Evolución del amonio en las etapas de tratamiento

Contenido en el agua de entrada

La figura 4.46 muestra los valores encontrados para el amonio en las muestras de agua de entrada al sistema.

El contenido de amonio en el agua de entrada al sistema presentó un valor medio de $103,8 \pm 10,7$ mg/L. El valor máximo se encontró en el mes de junio de 2011 con $125,1 \pm 7,6$ mg/L y el mínimo en noviembre de 2012 con $86,4 \pm 5,1$ mg/L. El valor de $105,2$ mg/L se obtuvo en diciembre de 2011, octubre de 2012 y junio de 2013.

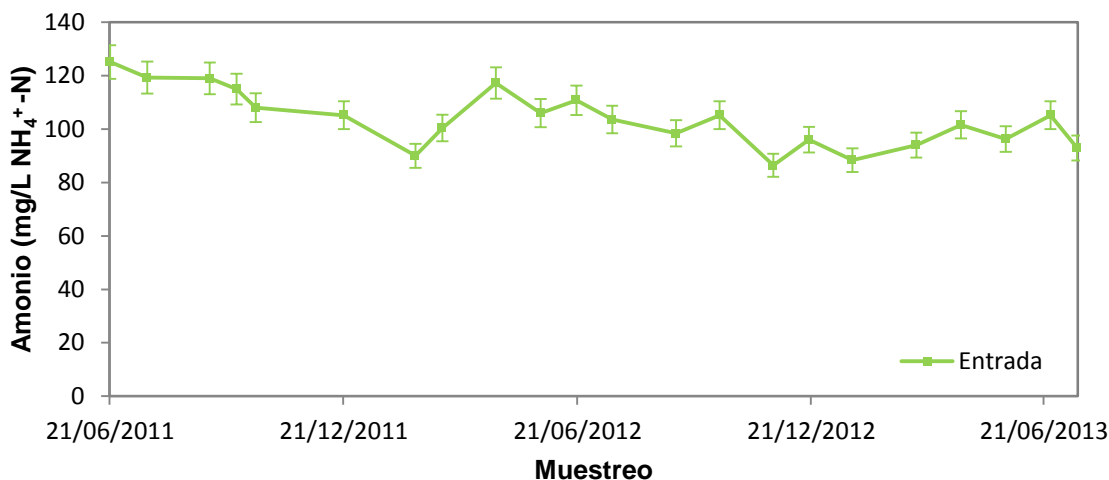


Figura 4.46. Evolución del contenido en amonio para las aguas de entrada al sistema.

El valor medio en el contenido de amonio en el agua residual de entrada fue el doble de los de un agua residual urbana con carácter fuerte (Metcalf y Eddy, 1995), cuyo valor es 50 mg/L. Este elevado valor puede justificarse por las mismas razones comentadas para el nitrógeno total.

Comparado con el nitrógeno total (valor medio 137,6 mg/L), el nitrógeno amoniacal supuso el 75,7 %; mientras que con respecto al nitrógeno orgánico este porcentaje fue del 22,5 %.

Los datos de Metcalf y Eddy (1995) para aguas residuales muestran contenidos típicos del 60 % para el nitrógeno amoniacal y del 40 % para el nitrógeno orgánico. Baja concentración de nitrógeno orgánico y alta concentración de nitrógeno amoniacal, indica una descarga de agua residual reciente (López y Echeverri, 2013). Los datos encontrados muestran alto contenido en nitrógeno amoniacal, en concordancia con la anterior referencia.

Contenido en el humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.47 muestra los valores encontrados para el amonio en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.

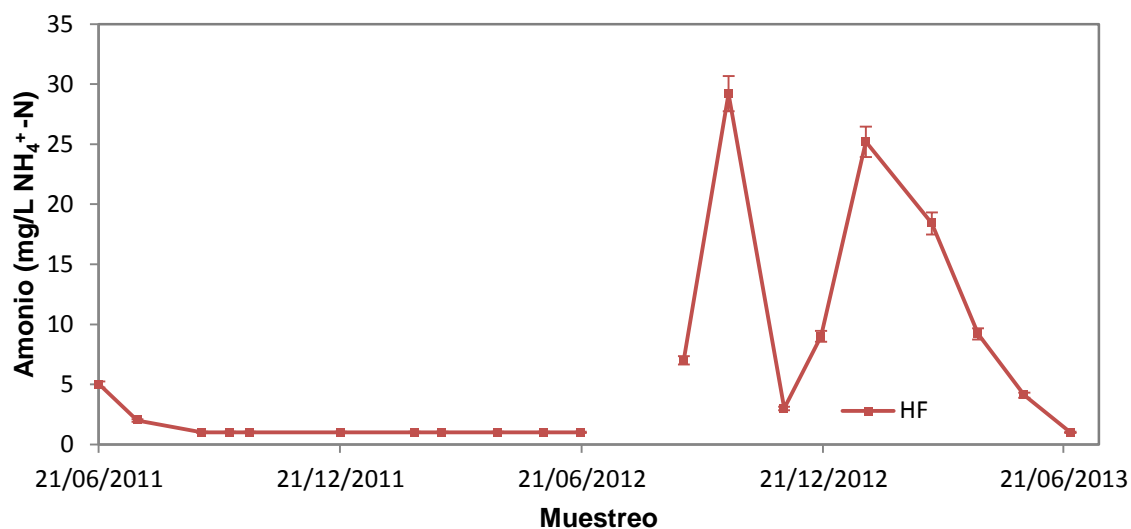


Figura 4.47. Evolución del contenido en amonio para las muestras de agua del humedal HF.

El valor medio del contenido de amonio en el humedal de flujo subsuperficial durante el primer año de estudio, durante el cual la instalación funcionó con normalidad, fue de $1,5 \pm 1,2$ mg/L. Tras el secado del humedal HF se encontraron valores muy superiores, como los de octubre de 2012 o enero de 2013 con $29,2 \pm 6,2$ y $25,2$ mg/L, respectivamente. Hacia el final de la experiencia se apreció una recuperación de las condiciones de funcionamiento del humedal (desaparición de caminos preferentes), y los valores disminuyeron progresivamente hasta alcanzar el valor medio observado en el primer año.

Los resultados muestran que en el HF se consumió casi la totalidad del nitrógeno amónico, hasta el momento del incidente que afectó a la estructura de los humedales.

El porcentaje de eliminación del amonio en el humedal HF superó, en todos los casos, el 96 % hasta el momento del desorden hídrico. Después del incidente los porcentajes de eliminación se mantuvieron altos, registrándose un mínimo del 71,5 % en enero de 2013 y una media total del 93,8 %.

Los datos de reducción de amonio en humedales de flujo subsuperficial encontrados por varios autores están comprendidos entre el 26 y 100 % (Drizo y col., 1997; Chung y col., 2008; Kadlec y Wallace, 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Yalcuk y Ugurlu, 2009; Garfí y col., 2012; Tee y col., 2012). El rango es muy amplio, relacionado con las condiciones específicas de cada humedal. En nuestro caso, los altos valores encontrados, pueden ser debidos a la gran superficie del humedal.

El contenido de amonio no está contemplado en los Reales Decretos 1620/2007 y 509/1996 sobre reutilización y vertido, pero se considera importante en caso de reutilización de aguas para uso recreativo, concretamente para el llenado de estanques, donde es más que probable que se incorporen distintas especies de peces. Por lo tanto, se considera un agua apta para realizar vertido o reutilizar.

Vías de eliminación de amonio en el humedal HF

Los procesos que afectan a la dinámica del amonio en los humedales HF son la ingesta por las plantas, volatilización, nitrificación y desnitrificación. Por el contrario, el amonio puede formarse mediante amonificación y reducción desasimilatoria del nitrato y el nitrito.

En el efluente del humedal HF, con respecto al nitrógeno total (NT) el nitrógeno amónico representa el 14,2 %, mientras que para el nitrógeno orgánico esta proporción es del 21 %. Sin embargo, para el agua de entrada estos valores fueron de 75,7 % para el nitrógeno amónico y del 22,5 % para el orgánico (tabla 4.16). Estos datos indican que se mantiene la misma proporción en el nitrógeno orgánico y se

reduce drásticamente el amónico, que se interpreta considerando que han tenido lugar procesos de nitrificación y asimilación del amonio.

Agua del humedal superficial (SF)

El contenido de amonio en todas las muestras de agua del humedal de flujo superficial, estuvo en el límite de detección de la técnica analítica empleada, situado en $1,0 \pm 0,1$ mg/L.

El valor medio del contenido en amonio del humedal superficial fue de $1,0 \pm 0,2$ mg/L. Si se considera los porcentajes de las formas amónica y orgánica con respecto al nitrógeno total (tabla 4.17), estos valores fueron del 5,1 y 67,1 %, respectivamente.

Estos datos sugieren que la mayor parte del amonio desapareció como consecuencia de procesos de volatilización, ingesta por la vegetación, asimilación por la biomasa y, en menor medida, adsorción por el sustrato del humedal; el proceso de volatilización es el más probable considerando las condiciones de pH (pH medio 8,5). El nitrógeno orgánico también pudo estar contenido en la biomasa en suspensión del humedal artificial, obteniéndose como nitrógeno total en los análisis.

Los procesos de nitrificación-desnitrificación parcial, Anammox y Canon pudieron estar inhibidos por el valor alto de pH y baja temperatura (T^a media $19,4$ °C) para estas reacciones.

Los porcentajes de reducción de amonio en humedales de flujo superficial presentados por varios autores estuvieron comprendidos entre el 39 y 99,9 % (Bulc, 2006; Babatunde y col., 2008; Kadlec y Wallace, 2008; Vymazal y Kröpfelová, 2008; Healy y O'Flynn, 2011).

En el caso de humedales construidos de tipo híbrido la bibliografía muestra porcentajes de reducción entre el 33 y el 98,1 % (Ansola y col, 2003; Vymazal y

Kröpfelová, 2011). En la experiencia, la combinación de HF + SF utilizada mostró una reducción para el amonio del orden del 98 %, lo que demuestra la eficacia para la eliminación de este contaminante.

Las aguas del humedal SF fueron aptas para vertido y reutilización en cuanto a su contenido en amonio.

4.16.3. Nitrato

El nitrato se presenta generalmente como trazas en aguas superficiales, pero puede alcanzar niveles elevados en las aguas subterráneas. Cantidades excesivas de nitratos y nitritos son la causa de la enfermedad infantil denominada metahemoglobinemia (o niño azul). Para evitar este problema, se ha establecido un límite de 50 mg/L para el agua de bebida, según el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero.

El nitrato se encuentra en muy pequeñas cantidades en las aguas residuales domésticas recientes, valores del orden de 0 mg/L, según la composición típica de un agua residual municipal sin tratar descrita por Metcalf y Eddy (1995). No obstante, en etapas intermedias de las plantas de tratamiento biológico nitrificante, el nitrato puede encontrarse en concentraciones de hasta 30 mg/L.

Es un nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos, y en algunos casos ha sido identificado como el determinante del crecimiento (APHA, 1989). Por otro lado, la principal fuente de nitratos es la agricultura, donde se utilizan como componentes de abonos y fertilizantes nitrogenados.

Para la determinación del ión nitrato en este trabajo se emplearon los kits NANOCOLOR[®], previa comparación de los resultados con el método oficial según la Norma ISO 7890. Los resultados mostraron que no existían diferencias significativas, para el intervalo de confianza del 95 %, entre los datos obtenidos por ambos métodos, garantizando así la validez de los resultados.

4.16.3.1. Evolución del nitrato en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

La figura 4.48 muestra los valores encontrados para el nitrato en las muestras de agua de entrada al sistema.

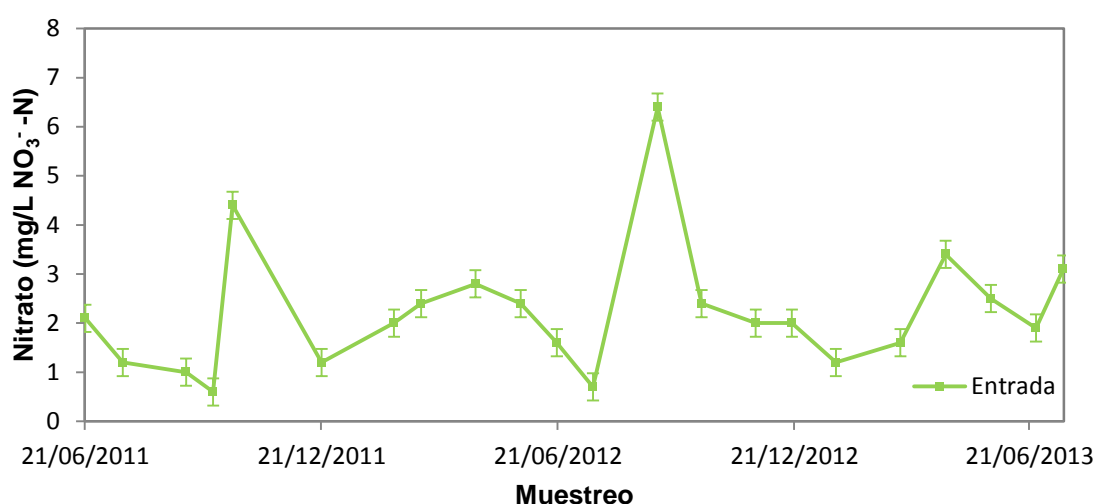


Figura 4.48. Evolución del contenido en nitrato de las muestras de agua de entrada al sistema.

El agua de entrada presentó un contenido medio de nitrato de $2,2 \pm 1,3$ mg/L. El valor máximo se encontró en septiembre de 2012 ($6,4 \pm 0,3$ mg/L) y el mínimo en septiembre de 2011 ($0,6 \pm 0,1$ mg/L). El valor de 1,2 mg/L se repitió en los meses de julio y diciembre de 2011 y en enero de 2013.

Según Metcalf y Eddy (1995) el contenido en nitratos para un agua residual urbana de carácter fuerte es prácticamente nulo (~ 0 mg/L). El contenido medio encontrado para las aguas superó este valor, poniendo de manifiesto un posible aporte de nitratos desde la vivienda o, en menor medida, la existencia de nitrificación en el depósito de decantación primario. No obstante, por las mismas razones expuestas para en

nitrógeno total, no existe homogeneidad para las aguas residuales aportadas al sistema y se deben tener en cuenta los procesos de dilución y concentración en aportes de agua reducidos como es el caso de la vivienda estudiada.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.49 muestra el contenido de nitrato en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.

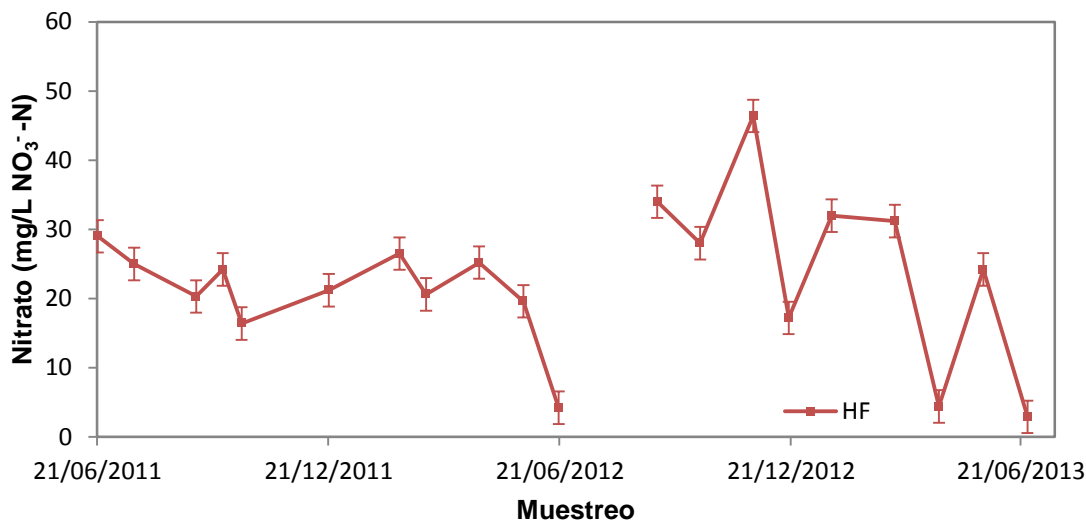


Figura 4.49. Evolución del contenido en nitrato de las muestras de agua del humedal HF.

El valor medio fue de $22,6 \pm 10,5$ mg/L, mientras que los contenidos mínimos y máximos se encontraron en junio de 2013 y noviembre de 2012 con $2,9 \pm 0,4$ mg/L y $46,4 \pm 3,1$ mg/L, respectivamente. En septiembre de 2011 y mayo de 2013 se repitió el contenido de 24,2 mg/L.

El perfil temporal de los nitratos en el humedal HF presentó una tendencia descendente al comienzo de la puesta en marcha, seguido de una pequeña subida y,

finalmente, una disminución considerable al consumirse toda el agua por el *Phragmites australis*. Después del incidente hídrico apareció un comportamiento errático debido a la creación de vías preferentes de circulación de agua. El comportamiento en la primera etapa del estudio puede ser explicado por el inicio del desarrollo vegetativo de las macrófitas junto al sobredimensionamiento del humedal y la oxigenación asistida; todo ello se traduce en la eliminación casi total del nitrato.

Las reacciones que pudo sufrir el nitrato en el humedal HF fueron principalmente la desnitrificación, reducción desasimilatoria del nitrito y la ingesta por las plantas.

Drizo y col. (1997) reportaron rendimientos de eliminación de nitratos de hasta el 95 % en sistemas plantados con *Phragmites australis*, comparado con sistemas no plantados. Para el caso estudiado, al producirse nitrificación dentro del sistema, aparece un incremento en el contenido de nitrato.

Al no disponer de ningún valor legal de referencia para el nitrato, se puede tomar el límite establecido por el R.D. 140/2003, donde se establece una concentración máxima de nitratos de 50 mg/L para aguas de consumo humano. Con esta percepción, los 22,6 mg/L presentados por el humedal HF no superaron los límites legales.

Agua del humedal superficial (SF)

La figura 4.50 muestra los contenidos de nitrato en las muestras de agua del humedal de flujo superficial.

El valor medio fue de $5,3 \pm 2,9$ mg/L. El máximo valor se encontró en septiembre de 2012 ($10,0 \pm 1,3$ mg/L), mientras que el mínimo fue en diciembre de 2012 ($1,9 \pm 0,3$ mg/L). En los meses de octubre de 2012 y enero de 2013 se encontró el valor de 2,8 mg/L.

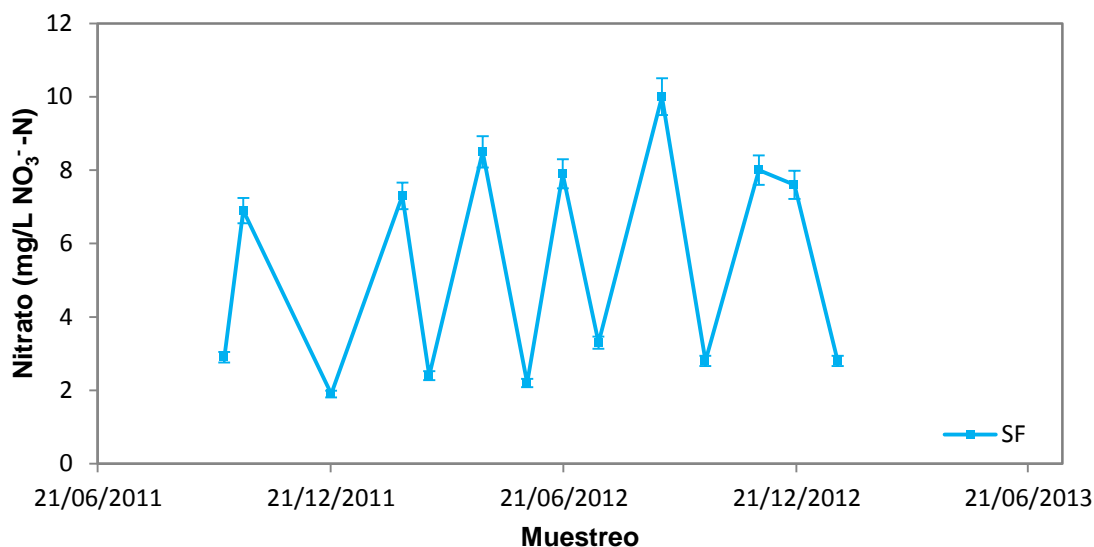


Figura 4.50. Evolución del contenido en nitrato de las muestras de agua del humedal SF.

El perfil observado para el contenido en nitrato para las aguas del humedal HF puede explicarse como ciclos de nitrificación-desnitrificación ya que se disponen de condiciones oxidantes en la superficie del humedal y anóxicas en el fondo del mismo. El proceso de nitrificación observado en el humedal SF puede continuar con la desnitrificación que produce N_2 y con posibilidad de ser fijado por la biomasa convirtiéndose en nitrógeno orgánico. Esta reacción puede ser importante en el aumento en el porcentaje del nitrógeno orgánico observado en el humedal SF.

Se cumplieron con las condiciones legales para los nitratos en las aguas del humedal SF, al igual que ocurría con las aguas del humedal HF.

4.16.4. Nitrito

La presencia de nitritos en aguas puede indicar contaminación de carácter fecal reciente. En aguas superficiales y bien oxigenadas, el nitrito no suele superar los 0,1 mg/L. El nitrito es un estado intermedio de la oxidación del nitrógeno, tanto en la

oxidación del amoníaco a nitrato como en la reducción del nitrato. Estas reacciones de oxidación y reducción pueden ocurrir en las plantas de tratamiento de aguas residuales, sistemas de distribución del agua y aguas naturales (Metcalf y Eddy, 1995). El nitrito puede pasar al sistema de suministro debido a su uso como inhibidor de la corrosión en el agua para procesos industriales (APHA, 1989).

En concentraciones elevadas los nitritos reaccionan dentro del organismo con aminas y amidas secundarias y terciarias formando nitrosaminas, muchas de las cuales son agentes carcinogénicos. La causa principal de toxicidad de los nitritos es la oxidación del hierro de la hemoglobina sanguínea y de la mioglobina muscular a su estado férrico, formándose metahemoglobina y metamioglobina, respectivamente. Estas moléculas pueden unirse al óxido nitroso, producido por el nitrito, bloqueando la unión del oxígeno a los pigmentos encargados del intercambio gaseoso produciendo hipoxia y muerte.

Al igual que para el amonio y el nitrato, el método de determinación del ión nitrito basado en kits específicos, fue comparado con el método oficial según la Norma ISO 6777. Se realizó la prueba estadística t-Student con un intervalo de confianza mayor del 95 %, obteniendo diferencias no significativas entre ambos métodos y demostrando la validez de los Kits NANOCOLOR® para determinar nitrito.

4.16.4.1. Evolución del nitrito en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

El agua de entrada al sistema presentó un contenido en nitritos que no superó el límite de detección de la técnica empleada, siendo este de 0,3 mg/L. Los valores normales para un agua residual urbana no suelen superar los 0 mg/L (Metcalf y Eddy, 1995), considerando que en las aguas residuales recientes no ha tenido lugar aún procesos de nitrificación que originan nitritos en una primera etapa de la oxidación del amonio.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.51 muestra los valores encontrados para la concentración de nitrito en las muestras de agua del humedal de flujo subsuperficial.

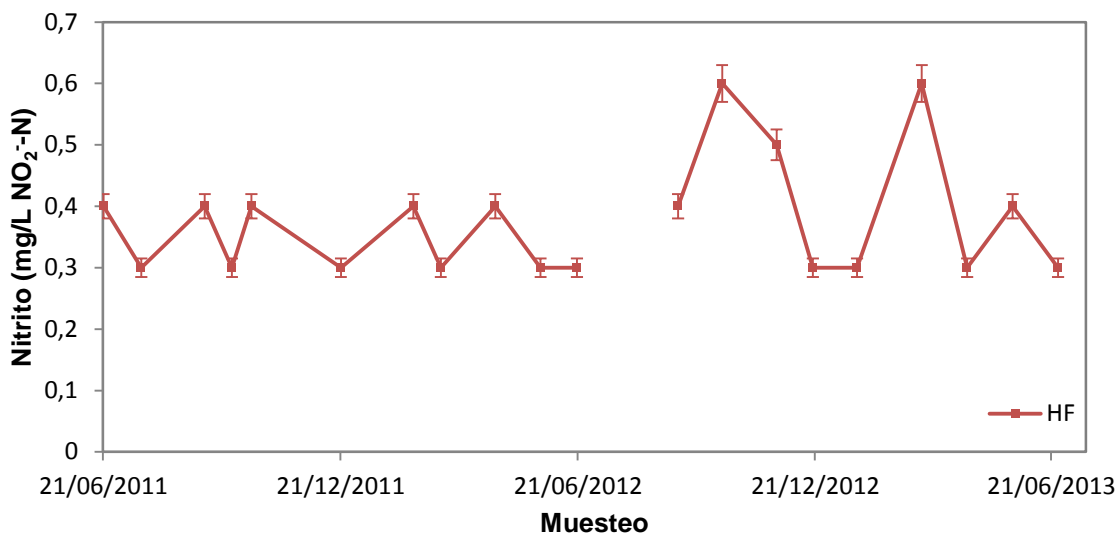


Figura 4.51 Evolución del contenido en nitrito para las aguas del humedal HF.

La media de los valores encontrados para el nitrito en las muestras tomadas en el humedal HF, antes del episodio de desecación, fue de $0,3 \pm 0,1$ mg/L. En octubre de 2012, y tras la desecación del humedal, se alcanzó el máximo de $0,6 \pm 0,1$ mg/L; mientras los valores mínimos fueron los correspondientes al límite de detección $-0,3$ mg/L- valor encontrado en 10 ocasiones.

A la vista del perfil temporal para el nitrito, se observó una constancia en los valores al comienzo del estudio y un desajuste después del incidente hídrico, como ocurrió con todos los parámetros anteriores, con origen probable en la aparición de caminos preferentes de circulación y el sobredimensionamiento.

El ión nitrito puede aparecer como intermedio en las reacciones de nitrificación, desnitrificación, reducción desasimilatoria del nitrato y la nitrificación desnitrificación

parcial. Al no encontrarse gran cantidad de nitrito en los efluentes del humedal HF, se puede suponer que las reacciones comentadas se producen en gran extensión. Paredes y col. (2007) reportó que en sistemas con contenidos en oxígeno disuelto menor a 2,5 mg/L la oxidación del nitrito puede ser inhibida y como consecuencia se acumula.

La legislación referente a vertidos o reutilización no contempla al nitrito como parámetro a monitorizar, con lo que se trata de aguas aptas para verter o reutilizar si se atiende a este parámetro.

Agua del humedal superficial (SF)

La cantidad en ión nitrito no superó el límite de detección excepto en el mes de febrero de 2012 donde se encontró $0,4 \pm 0,1$ mg/L.

Los argumentos expuestos para el humedal HF pueden ser los mismos que para el humedal SF, añadiendo que la desnitrificación produce N_2 que puede ser asimilado por la biomasa contribuyendo al valor del nitrógeno orgánico, como ya se vio para el amonio.

Con respecto a la legislación, se trata de aguas aptas para verter o reutilizar, como ocurrió con el humedal HF.

4.17. Metales pesados

Aunque el término “metal pesado” es considerado por la IUPAC como inapropiado debido a su carácter contradictorio y escasa base científica, se sigue utilizando ampliamente y hace referencia a aquellos elementos de la tabla periódica cuyo peso específico es superior a 5 g/cm^3 o que tienen un número atómico mayor de 20, excluyendo generalmente a los metales alcalinos y elementos alcalinotérreos (Tiller, 1989).

Las aguas pueden contener un número importante de metales pesados aunque su cuantificación sea a niveles de traza. Algunos son imprescindibles para el normal desarrollo de la vida biológica, y la carencia de cantidad suficiente puede limitar la vida del ecosistema.

Las aguas residuales que contienen grandes cantidades de metales proceden, principalmente, de la industria: limpieza de metales, recubrimientos, curados, refinado de fosfato y bauxita, generación de cloro o la fabricación de baterías y teñidos, entre otros. Los efectos que provocan sobre el medio ambiente pueden ser la contaminación de suelos, la mortalidad de los peces, el envenenamiento de ganado, la mortalidad de plancton o las acumulaciones en los sedimentos marinos. Las aguas residuales domésticas no deben presentar un alto contenido en metales pesados ya que no están expuestas a las fuentes habituales de contaminación mencionadas, y el ser humano en sí no es una fuente de contaminación por metales.

Una de las técnicas empleadas para la eliminación de metales en aguas y suelos es la fitorremediación. La fitocorrección o fitorremediación engloba un grupo de técnicas emergentes basadas en el uso de especies vegetales y sus microorganismos asociados para extraer, acumular, inmovilizar o transformar los contaminantes del suelo. Este grupo de operaciones se resumen en la tabla 4.18 (Reigosa y col., 2004).

El *Phragmites australis* ha sido utilizado con éxito en la fitorremediación utilizando humedales construidos (Stoltz y Greger, 2002; Wang y Yongfeng, 2009) debido a su excelente tolerancia a diversos contaminantes, y las específicas adaptaciones bioquímicas, fisiológicas y anatómicas que le permita superar o evitar los peligros físicos y químicos de los suelos anaeróbicos (Ye y col., 1997; Batty y Younger, 2004; Wang y Yongfeng, 2009).

Es importante mencionar que las plantas de humedal acumulan gran cantidad de metales pesados en sus tejidos como mercurio, cadmio, plomo, arsénico o cromo, los cuales son liberados posteriormente al medio pudiendo causar problemas en el suelo y en la cadena alimentaria de los humedales. Esto implica la eliminación de estas plantas después de un cierto tiempo para evitar problemas de contaminación en estos ecosistemas, no afectando de este modo la recuperación del humedal.

Tabla 4.18. Tipo de fitorremediación, proceso involucrado y contaminación tratada.

Tipo	Proceso involucrado	Contaminación tratada
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar los contaminantes en las partes cosechables (principalmente la parte aérea).	Diversas aguas contaminadas con cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio y zinc
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar los contaminantes a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Aguas contaminadas con cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc, isótopos radioactivos y compuestos fenólicos.
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes se usan para reducir su movilidad y evitar el pasaje a capas subterráneas o al aire.	Lagunas de deshecho de yacimientos mineros, aguas residuales. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradantes (bacterias y hongos).	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc, aguas residuales agropecuarias.
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican los contaminantes o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Aguas residuales agropecuarias, aguas con mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano).
Fitodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Aguas residuales agropecuarias, municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzono, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

4.17.1. Evolución de los metales estudiados en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

La caracterización de las aguas residuales domésticas de entrada al sistema, en cuanto a su contenido en metales contemplados en el Real Decreto 1620/2007, se muestran en la tabla 4.19.

Tabla 4.19. Contenido de metales en las aguas residuales de entrada al sistema y límites exigidos por el R.D. 1620/2007.

Parámetro	Concentración (ppb)	R.D. 1620/2007 (ppb)
Boro	487,93±124,16	500
Arsénico	2,81±0,60	100
Berilio	N.D.*	100
Cadmio	0,40±0,68	10
Cobalto	1,22±0,36	50
Cromo	15,77±8,22	100
Cobre	3,84±2,82	200
Manganeso	52,66±17,76	200
Molibdeno	1,10±0,89	10
Níquel	11,99±5,54	200
Selenio	N.D.*	20
Vanadio	4,07±2,14	100

*N.D. No detectado.

La cantidad de metales contenidos en el agua residual doméstica no superó los límites impuestos por la legislación, excepto para el caso del boro en determinadas muestras. En efecto, aunque el contenido medio de boro no superó las 500 partes por billón (ppb), la desviación estándar calculada implica que determinados valores superaron el límite legal exigido. La cantidad elevada de boro puede tener relación directa con la utilización de detergentes, como se discutió en los apartados 4.14 y 4.15 ya que según

Metcalf y Eddy (2000) las fuentes de boro suelen ser los detergentes de uso doméstico o los vertidos industriales.

Aguas del humedal subsuperficial (HF)

La evolución del contenido de metales en el humedal de flujo subsuperficial siguió un comportamiento similar al observado para otros parámetros estudiados: reducción durante el primer año, concentración antes de producirse el desajuste hídrico del sistema, y contenido no homogéneo durante el segundo año de estudio para terminar con una nueva concentración antes del segundo episodio de sequedad del sistema. En la tabla 4.20 se muestra el contenido y el porcentaje de reducción medio para cada metal durante el primer año de estudio, y el máximo valor encontrado para cada uno de ellos que correspondió, de forma general, al detectado el mes anterior a la sequedad del sistema.

Tabla 4.20. Porcentaje de reducción de cada uno de los elementos analizados, durante el primer año de estudio, y sus correspondientes valores máximos.

Parámetro	Año 1		Año 2
	Eliminación (%)	Valor máximo (ppb)	Valor máximo (ppb)
Boro	37,3±30,6	586,56±6,05	684,56±7,11
Arsénico	18,5±37,2	4,60±0,29	19,63±1,87
Berilio	N.D.*	N.D.*	N.D.*
Cadmio	100,0±0,0	N.D.*	N.D.*
Cobalto	10,5±42,2	3,28±0,66	7,89±0,59
Cromo	53,0±13,2	23,32±2,01	21,14±2,01
Cobre	8,2±43,3	5,34±0,83	21,50±1,55
Manganeso	23,7±88,7	91,71±3,22	102,50±5,01
Molibdeno	10,1±24,3	3,00±0,39	9,00±0,94
Níquel	35,8±29,3	18,59±0,96	22,50±1,09
Selenio	N.D.*	N.D.*	N.D.*
Vanadio	46,1±62,2	2,39±0,19	6,09±0,41

*N.D. No detectado.

Las desviaciones estándar fueron elevadas debido a que durante el último o penúltimo meses del primer año estudiado tuvieron lugar fenómenos de concentración en el lecho del humedal. El cadmio fue el elemento que presentó la reducción más elevada ($100,0\pm 0,0$), seguida del cromo ($53,0\pm 13,2$), el boro ($37,3\pm 30,6$) y el níquel ($35,8\pm 29,3$). Por otro lado, los efluentes del humedal HF no presentaron valores superiores a los legislados para los metales pesados después del incidente hídrico, excepto para el boro en tres muestreos.

El valor máximo para el boro ($586,56\pm 6,05$ ppb) superó el límite legislado de 500 ppb. No obstante, el R.D. 1620/2007 marca una incertidumbre analítica del 30 %, lo que da lugar a que se cumpla la legislación vigente para reutilización de aguas regeneradas. Además, en el documento de la FAO (Ayers y Westcot, 1985), sobre la calidad del agua de riego, se propuso que no existía riesgo para concentraciones de boro menores a 0,7 mg/L, riesgo ligero o moderado en el rango de 0,7 a 3,0 mg/L, y riesgo severo por encima de 3,0 mg/L. Atendiendo a estas consideraciones el agua efluente del humedal HF presentarían riesgo nulo para el riego de cultivos.

Los mecanismos de eliminación de metales pesados en humedales construidos implican procesos interactivos de decantación, sedimentación, sorción, co-precipitación, intercambio catiónico, fotodegradación (en humedales superficiales), fitoacumulación, biodegradación, actividad microbiana y absorción por las plantas. Estos procesos dependen, a su vez, de la composición del sustrato, el pH de los sedimentos, la naturaleza de las aguas residuales y las especies vegetales plantadas. Sin embargo, es difícil determinar qué proceso o procesos específicos tiene lugar, preferentemente, en el humedal (Dunbabin y Bowmer, 1992; Matagi y col., 1998.; Collins y col., 2005; Sheoran y Sheoran, 2006).

Algunos de estos mecanismos de eliminación han sido descritos. Tal es el caso de la retención y liberación de metales pesados en relación con el pH del lecho del humedal (Gambrel, 1994); también la retención en los tejidos de las raíces como consecuencia de la formación de complejos entre el metal y los aminoácidos presentes en las células

(Metcalf y Eddy, 1995). Otro posible mecanismo postula que los microorganismos presentes en las raíces producen sólidos que flocculan para sedimentar por gravedad posteriormente (Novotny y Olem, 1994). En definitiva, existen procesos físicos, químicos y biológicos que coadyuvan la eliminación de metales pesados en estos sistemas.

No existen muchos datos experimentales acerca de la eliminación de metales en aguas residuales domésticas ya que, como se expuso anteriormente, las concentraciones son tan bajas que no suponen un factor de riesgo importante. Varios estudios han comprobado la eficacia de la fitorremediación mediante humedales construidos en residuos de minería donde se han reportado disminuciones de concentraciones para hierro y manganeso del 94,4 y 77,1 %, respectivamente (Brodie y col., 1989). En otros humedales se ha reportado que la eliminación de cobre, zinc y cadmio fue del 97 al 99 % para un tiempo de retención de 5,5 días. Cheng y col. (2002) encontraron rendimientos de eliminación de hasta el 100 % para Al, Cd, Cu, Mn, Pb y Zn. Además, Sinicrope y col. (1992) y Noller y col. (1994) reportaron la eliminación de 99,7 % cadmio, 26 % de plomo, 75,9 % de plata y 66,7 % de zinc (Sheoran y Sheoran, 2006). De los porcentajes de eliminación presentados en la bibliografía se concluye que el cadmio es uno de los metales que presenta mayor eliminación, lo que coincide con los datos obtenidos en este trabajo; mientras que la eliminación de manganeso y cobre en el sistema estudiado fue menor a los reportados en la bibliografía.

La poda de las macrófitas puede mejorar la eficiencia en la eliminación de contaminantes; pero de forma paralela esta poda puede crear un impacto negativo en la carga microbiana asociada a las raíces, disminuyendo el rendimiento en el funcionamiento del humedal construido (Cronk, 1996). El manejo de la biomasa resultante de la poda puede ser un problema si no se realiza correctamente, por la alta acumulación en sus tejidos de metales pesados como el plomo, arsénico, cadmio o mercurio, que pueden ser liberados al medio posteriormente y ocasionar problemas en el suelo y en la cadena alimentaria (Burke y col., 2000).

En cuanto a la normativa legal, las aguas procedentes del humedal de flujo subsuperficial durante el primer año de estudio, cumplieron con la legislación vigente para la reutilización de aguas regeneradas destinadas a uso agrícola calidad 2.1 (R.D. 1620/2007). Estas aguas también fueron aptas para ser vertidas ya que el R.D. 509/1996 no se contempla a los metales como requisito legal. En el segundo año de estudio, después del incidente hídrico, se encontraron aguas con las mismas características legales que para el primer año estudiado exceptuando el máximo para el boro ($684,56 \pm 7,11$).

Aguas del humedal superficial (SF)

El contenido medio para los metales estudiados en las aguas del humedal superficial o balsa de evaporación, junto con su valor máximo encontrado se presenta en la tabla 4.21.

Tabla 4.21. Contenido de metales en el agua del humedal superficial.

Parámetro	Concentración media (ppb)	Máximo (ppb)
Boro	665,07±432,80	1490,01±36,59
Arsénico	14,73±12,06	40,00±0,85
Berilio	N.D.*	N.D.*
Cadmio	N.D.*	N.D.*
Cobalto	2,69±2,93	9,80±0,16
Cromo	4,84±1,74	8,25±0,51
Cobre	6,37±2,71	11,25±0,66
Manganeso	59,08±31,42	111,50±4,62
Molibdeno	5,06±1,73	8,10±0,71
Níquel	12,07±5,79	21,30±1,09
Selenio	N.D.*	N.D.*
Vanadio	4,19±2,69	9,5±0,44

*N.D. No detectado.

La concentración de metales en el humedal superficial siguió un comportamiento similar al de otros parámetros como conductividad, TDS y % NaCl, que puede atribuirse a la concentración y dilución típicas en invierno y verano reflejadas en el balance hídrico del humedal. Para la mayoría de los metales el valor máximo se encontró en el mes de septiembre de 2012.

Los mecanismos implicados en la eliminación de metales pesados en estos sistemas son similares a los expuestos para los sistemas de flujo subsuperficial, exceptuando los procesos que implican contacto con el suelo, ya que en este humedal está limitada la relación superficie suelo-agua.

Las concentraciones de todos los metales estuvieron por debajo de los límites impuestos por la legislación vigente, excepto para el boro, que al superar el límite máximo del 500 ppb del R.D. 1620/2007 convierten el agua en no apta para uso agrícola calidad 2.1. Sin embargo, las aguas podrían ser vertidas ya que el contenido en metales no está contemplado en el R.D. 509/1996. Por otro lado, según la FAO (Ayers y Westcot, 1985), las aguas del humedal SF presentarían un riesgo ligero o moderado para el riego de cultivos, considerando los contenidos encontrados para el boro.

4.17.2. Relación de Adsorción de Sodio

Un riesgo asociado a la utilización de aguas de calidad limitada es la acumulación de sodio en el suelo, que se suele denominar riesgo de sodificación. El problema de la sodificación se desarrolla en los primeros centímetros del suelo y suele estar relacionado con la estabilidad estructural de la capa superficial. Para predecir el potencial riesgo de sodificación o alcalinización se suele emplear la relación de adsorción de sodio (RAS o en inglés SAR) (Richards, 1954), que es un parámetro que relaciona las concentraciones de sodio, calcio y magnesio, expresadas en mili

equivalentes por litro (meq/L); es de gran importancia para evaluar el riesgo de acumulación de sodio en el suelo, que incide directamente en su permeabilidad.

Existen varias formas de calcular este parámetro, como el RAS propuesto por Richards (1954) y el RAS ajustado (Ayers y Westcot, 1985). En la expresión ajustada, las concentraciones de Na^+ , Mg^{2+} y Ca^{2+} se expresan en meq/L; para este último elemento es conocer la relación $\text{HCO}^{3-}/\text{Ca}^{2+}$ y la conductividad eléctrica del agua de riego. En este trabajo se utilizó la expresión de Richards, que coincide con la propuesta por el Real Decreto 1620/2007:

$$RAS \left(\frac{\text{meq}}{\text{L}} \right) = \frac{[\text{Na}^+]}{\sqrt{\frac{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]}{2}}} \quad (\text{Ecuación 4.3})$$

Ayers y Westcot (1985) propusieron una clasificación del riesgo de sodificación del suelo, según el RAS de las aguas de riego (tabla 4.22).

Tabla 4.22. Riesgo de sodificación del suelo según el RAS de las aguas de riego.

Clasificación	RAS (meq/L)	Riesgo de sodificación
S1	< 3	Sin riesgo
S2	3 – 9	Riesgo moderado
S3	> 9	Riesgo alto

No obstante, el R.D. 1620/2007 sobre reutilización de aguas regeneradas, establece el máximo para RAS en 6 meq/L, que equivale a un riesgo moderado de sodificación según los autores anteriores.

4.17.2.1. Evolución del RAS en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

Aunque las aguas residuales de entrada no son aptas para el riego se estudió su tasa de adsorción de sodio para su caracterización. La evolución temporal del RAS para las aguas de entrada se muestra en la figura 4.52.

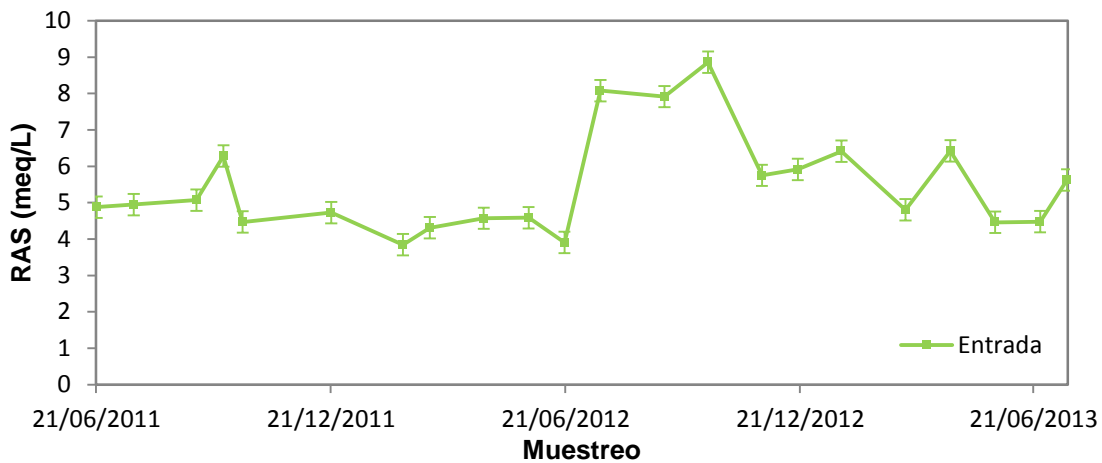


Figura 4.52. Relación de adsorción de sodio para las aguas de entrada al sistema.

El valor medio para el RAS en las aguas de entrada fue de $5,47 \pm 1,38$ meq/L. El máximo se encontró en octubre de 2012 con $8,86 \pm 0,72$ meq/L y febrero de 2012 presentó el mínimo de $3,84 \pm 0,25$ meq/L.

El perfil temporal para el RAS de las aguas de entrada al sistema presentó variaciones que se pueden atribuir a su composición no homogénea. Excepto en contadas ocasiones, no se superó el valor legislado de 6 meq/L.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

En la figura 4.53 se representan los valores de RAS encontrados para los efluentes del humedal HF durante el periodo de estudio.

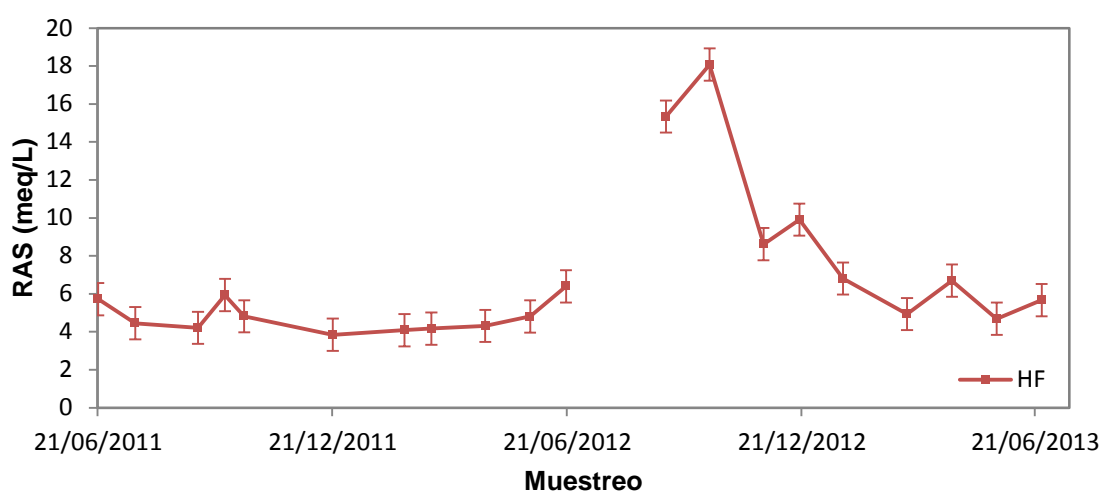


Figura 4.53. Relación de adsorción de sodio para las aguas del humedal HF.

El valor medio del RAS en las aguas del humedal de HF fue de $6,67 \pm 3,79$ meq/L. El máximo valor se encontró en el mes de octubre de 2012 con $18,08 \pm 1,76$ meq/L; mientras que el mínimo ($3,84 \pm 0,22$ meq/L) fue en diciembre de 2011. Si solo se consideran los datos para el primer año de funcionamiento del sistema, el valor medio para el RAS fue de $4,79 \pm 0,85$ meq/L.

En la figura 4.53 se aprecia un valor de RAS por debajo de los 6 meq/L al comienzo del estudio y, justo al comienzo de la sequedad del sistema, el valor aumentó superando los 6 meq/L. Después de esta fecha los valores de RAS fueron mayores y no siguieron un patrón definido, que puede explicarse por la creación de vías de circulación preferentes que provocaron desajustes iónicos, junto con los fenómenos de

concentración del agua provocados por la evapotranspiración y la ingesta de la vegetación.

Con estos resultados, las aguas del humedal HF fueron aptas para ser reutilizadas en su primer año de funcionamiento, mientras que después del desajuste hídrico superaron el valor de RAS para ser reutilizadas. Sin embargo, las aguas del humedal HF si fueron aptas para ser vertidas ya que el R.D 509/1996 no regula este parámetro. En cuanto al riesgo de sodificación se estaría, en todos los casos, ante un riesgo moderado, según Ayers y Westcot (1985).

Agua del humedal superficial (SF)

La figura 4.54 ilustra los valores encontrados para RAS en las aguas del humedal de flujo superficial en el periodo estudiado.

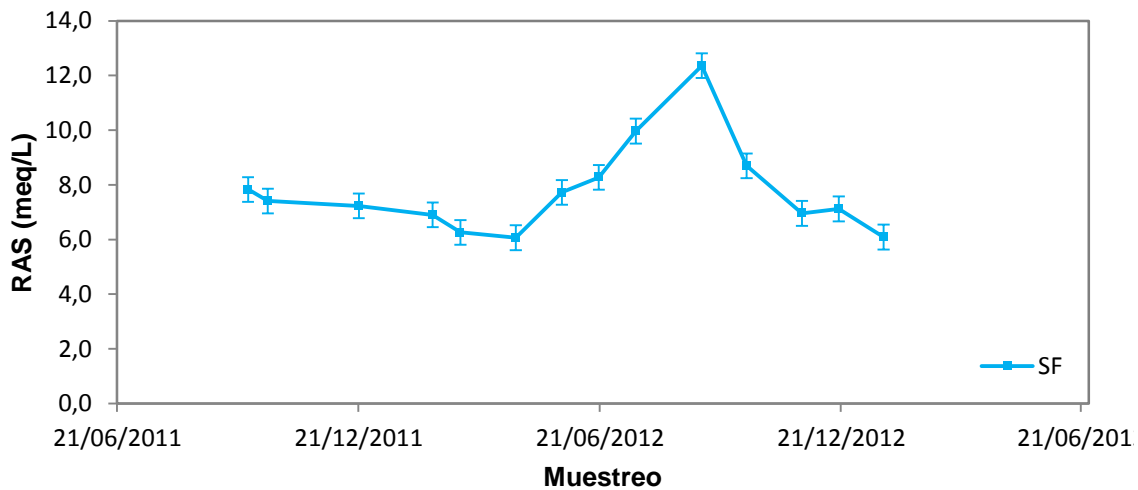


Figura 4.54. Relación de adsorción de sodio para las muestras de agua del humedal SF.

Las aguas del humedal de flujo superficial o balsa de evaporación presentaron un valor medio para el RAS de $7,81 \pm 1,68$ meq/L. El valor máximo alcanzado fue en septiembre de 2012 con $12,36 \pm 1,63$ meq/L y en abril de 2012 se encontró el mínimo de $6,07 \pm 1,14$ meq/L.

La evolución del valor RAS en las aguas del humedal SF siguió una tendencia descendente hasta abril de 2012, a partir del cual se observó un pronunciado aumento hasta septiembre del mismo año, para terminar con una nueva disminución. De nuevo, este comportamiento estuvo relacionado con los fenómenos de evaporación y consecuente concentración en el humedal durante el verano, y las diluciones en invierno, tal y como demostró el balance hídrico del humedal.

El perfil presentado por el RAS fue similar presentado por el del % NaCl (figura 4.21). Para comprobarlo se realizó un análisis de regresión lineal simple con intervalo de confianza del 95 %. El valor de R^2 no fue demasiado elevado pero el p-valor de 0,000 demostró su relación. La línea de regresión estimada (en color rojo) y su incertidumbre asociada (intervalo representado en azul) así como la bondad del ajuste (R^2) se muestra en la figura 4.55.

Esta relación entre ambos parámetros se debe a que el SAR es directamente proporcional a la concentración de ión sodio. Atendiendo a estos resultados, se puede emplear un conductímetro para estimar el valor de SAR utilizando únicamente el porcentaje de NaCl, y omitir la determinación individual de los iones sodio, calcio y magnesio, por otra técnica más laboriosa. La relación encontrada fue:

$$SAR = 0,5663 \cdot (\% NaCl) + 3,6407 \quad (\text{Ecuación 4.4})$$

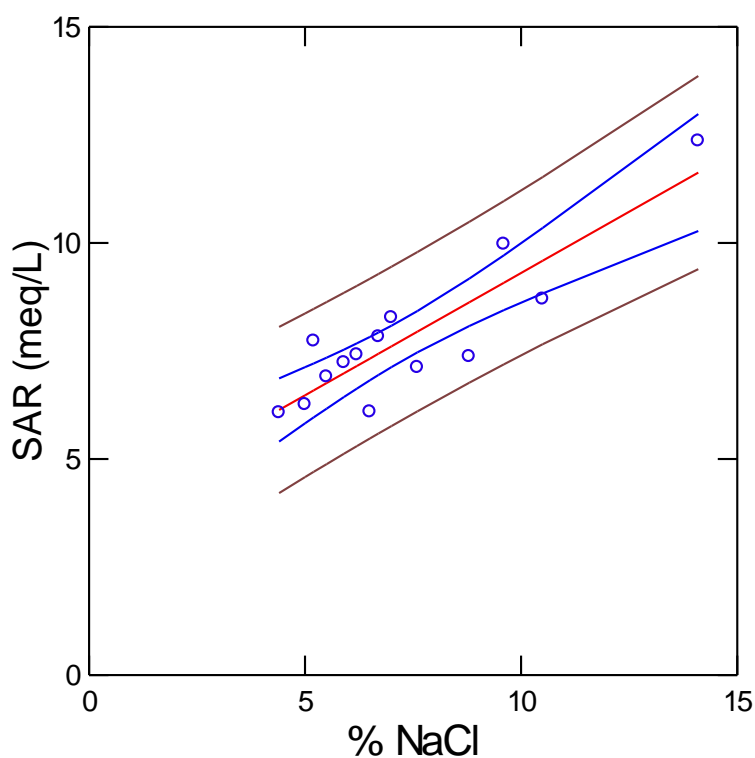


Figura 4.55. Correlación encontrada entre % NaCl y SAR en el humedal SF.

En cuanto a las exigencias legales, los efluentes de este humedal no fueron aptos para ser reutilizados en ningún caso, ya que superaron el valor máximo para el SAR de 6 meq/L recogidos en el R.D 1620/2007. Además, presentaron un riesgo moderado-alto de sodificación según Ayers y Westcot (1985) aunque si fueron aptas para ser vertidas según el Real Decreto 509/1996.

4.18. Microbiología del Sistema

La presencia de microorganismos patógenos en aguas regeneradas representa un peligro potencial para la salud de la población susceptible de entrar en contacto con ellas, ya que son responsables de numerosas enfermedades. Los agentes biológicos responsables incluyen bacterias patógenas, helmintos, protozoos y virus entéricos.

Las enfermedades transmitidas mediante el agua son, principalmente, de tipo entéricas, aunque algunos patógenos pueden causar enfermedad sistémica. Los patógenos bacterianos usualmente asociadas a enfermedades gastrointestinales transmitidas por el agua, son: *Escherichia coli*, *Vibrio*, *Salmonella* y *Shigella*, entre otras. En la tabla 4.23 se muestran los tipos y número de microorganismos en las aguas residuales domésticas (Metcalf y Eddy, 1995).

Por las razones expuestas, es necesaria la determinación de la calidad microbiológica del agua recuperada tanto para el riego como para uso recreativo. En productos alimenticios, el contacto con agua contaminada usada para riego es la vía de exposición a estos patógenos. Por ello, en el sistema estudiado, se realizó el análisis microbiológico del efluente final y de las etapas intermedias del proceso para determinar el comportamiento de los microorganismos en el humedal construido.

Tabla 4.23. Tipos y número de microorganismos típicos en aguas residuales domésticas brutas.

Organismo	Concentración número/mL
Coliformes totales	10^5 - 10^6
Coliformes fecales	10^4 - 10^5
Estreptococos fecales	10^3 - 10^4
Enterococos	10^2 - 10^3
<i>Shigella</i>	Presencia
<i>Salmonella</i>	10^0 - 10^2
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10^1 - 10^2
<i>Clostridium perfringens</i>	10^1 - 10^3
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Presencia
Huevos de helmintos	10^{-2} - 10^1
Virus entéricos	10^1 - 10^2

La medida directa de gérmenes patógenos en un agua residual es prácticamente inviable debido al gran número presente o a la variedad de familias que pueden existir. Sería necesario realizar una amplia batería de análisis, lo cual resultaría escasamente práctico y poco rentable. La técnica que se emplea es una medida indirecta de organismos indicadores.

Los microorganismos indicadores poseen un comportamiento similar a los patógenos, pero su identificación es más rápida, económica y fácil. Los indicadores poseen las

mismas cualidades que los patógenos a los que representan frente a factores como la temperatura, el pH o comportamiento durante los distintos procesos de desinfección. La presencia de un indicador informa sobre la posible existencia de contaminación fecal, y por lo tanto puede ser posible encontrar gérmenes fecales. Los indicadores comunes son los coliformes totales, coliformes fecales, *Escherichia coli*, estreptococos fecales y esporas de anaerobios sulfito-reductores o *Clostridium* sulfito-reductores.

En este trabajo se ha determinado aerobios mesófilos, enterobacterias totales, coliformes termotolerantes, *E-coli*, *Clostridium* sulfito-reductores, *Salmonella* y nematodos intestinales.

Composición microbiológica en las distintas etapas del sistema

El recuento de aerobios mesófilos (RAM) muestra la totalidad de los microorganismos con metabolismo de tipo aeróbico contenidos en una muestra. Los organismos estudiados que presentan esta habilidad incluyen a las enterobacterias totales, coliformes termotolerantes, *E. coli* y *Salmonella*. En la tabla 4.24 se representa el porcentaje de cada tipo con respecto al total de aerobios mesófilos. Los *Clostridium* sulfito-reductores no aparecen en este análisis al ser microorganismos anaeróbicos.

Tabla 4.24. Contenido, en relación al recuento de aerobios mesófilos, de los microorganismos estudiados en el agua de entrada, HF y SF.

	Enterobacterias	Coliformes termotolerantes	E-Coli	Salmonella
Entrada	15,2%	1,6%	0,5%	0,0%
HF	2,4%	0,3%	0,0%	0,0%
SF	0,6%	0,0%	0,0%	0,0%

Como se discutirá más adelante, la presencia de coliformes termotolerantes en el humedal HF se debió al problema hídrico producido en el sistema y no implica necesariamente la presencia de los patógenos legislados.

4.18.1. Aerobios mesófilos

Las bacterias aerobias mesófilas son indicadoras de contaminación microbiológica general, la existencia de condiciones favorables para la multiplicación de microorganismos y la presencia de materia orgánica o sustento para su actividad biológica.

A este grupo pertenecen todos los microorganismos capaces de crecer en el rango de temperatura intermedia con presencia de oxígeno. La determinación de aerobios mesófilos no indica la presencia de microorganismos patógenos, aunque los incluye, pero proporciona una idea general del nivel de contaminación. Por otro lado también puede informar de la eficacia en el proceso de eliminación microbiana del sistema de humedales artificiales.

En la bibliografía científica consultada no se ha realizado ningún estudio en humedales artificiales con este grupo de microorganismos.

4.18.1.1. Evolución de los aerobios mesófilos en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

El recuento de aerobios mesófilos (RAM) en el agua de entrada al sistema, expresados como log UFC/100 mL, se muestran en la figura 4.56.

Los análisis del agua de entrada mostraron un perfil heterogéneo en cuanto al contenido en aerobios mesófilos. Los productos de limpieza, con propiedades desinfectantes, junto con los procesos de concentración y dilución pueden ser los responsables. Tanto en los humedales de flujo subsuperficial como en los de flujo superficial, la utilización de productos desinfectantes puede afectar al desarrollo de los biofilm.

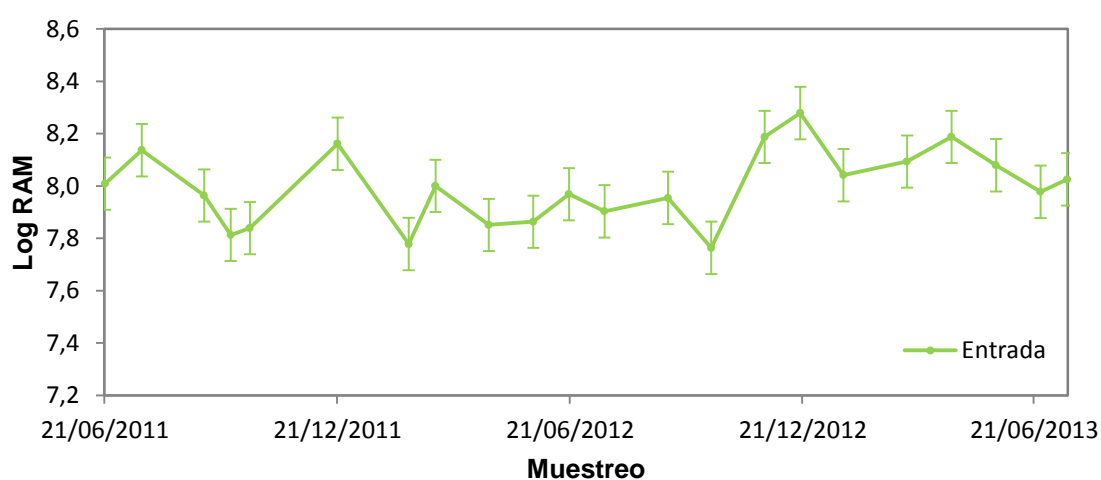


Figura 4.56. Recuento de aerobios mesófilos (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.

El valor medio del recuento de aerobios mesófilos en el agua residual doméstica, expresado siempre como Log UFC/100 mL, fue de $7,99 \pm 0,14$. El valor máximo apareció en diciembre de 2012 con $8,28 \pm 0,33$ y el mínimo en octubre de 2012 con $7,76 \pm 0,28$. El valor de 8,2 se repitió en diciembre de 2011, diciembre de 2012 y abril de 2013.

En efluentes de granjas porcinas, Cruz (2000) encontró un recuento de aerobios mesófilos de 8,21 Log UFC/100 mL, valor algo más elevado a los del agua de entrada a nuestro sistema. El mayor recuento en las aguas de granjas porcinas puede deberse a la menor concentración de productos de limpieza empleados en las granjas, junto con

la mayor concentración en purines y excretas animales que son un buen sustrato para el desarrollo microbiano.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.57 muestra los datos obtenidos en el recuento de aerobios mesófilos en los efluentes del humedal de flujo subsuperficial, expresados como Log UFC/100 mL.

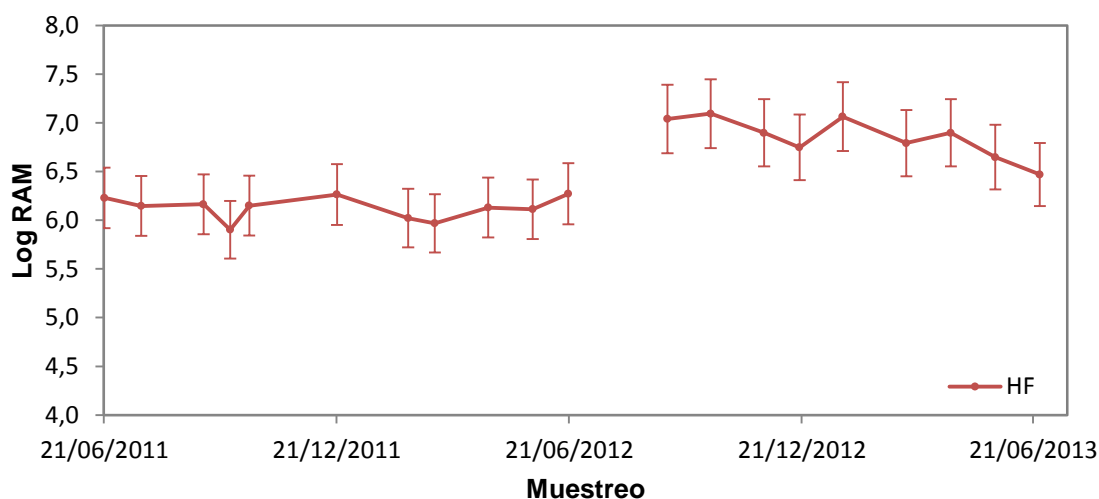


Figura 4.57. Recuento de aerobios mesófilos (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal subsuperficial.

El humedal de flujo subsuperficial mostró un recuento medio de aerobios mesófilos de $6,45 \pm 0,40$. Octubre de 2012 presentó el máximo: $7,09 \pm 0,33$; y en septiembre de 2011 se obtuvo el mínimo: $5,90 \pm 0,29$. Los meses de noviembre de 2012 y abril de 2013 mostraron el mismo valor: 6,9. Todos los valores están expresados como Log UFC/100 mL.

Las aguas tratadas en el humedal HF mostraron cierta regularidad en el RAM durante el primer año de funcionamiento. Antes de que se produjese el desajuste hídrico del

humedal se observó un ligero aumento en el recuento por los posibles efectos de concentración del agua en el interior del humedal. Después del episodio de sequedad apareció un mayor valor de RAM por la posible aparición de caminos preferentes ya comentada.

En el humedal HF el valor promedio de reducción de aerobios mesófilos fue del 95,7 %. Expresado en reducción logarítmica, el sistema fue capaz de reducir de media durante todo el estudio, 1,5 unidades logarítmicas el RAM.

La eliminación de microorganismos en los humedales HF también depende del tiempo de retención hídrica (rendimiento superior al aumentar el tiempo de retención hídrico) y del medio granular empleado, ya que a menor tamaño de la grava aumenta la superficie para la formación de la biofilm, lo que mejora el rendimiento de eliminación (Tanner y col., 1995).

No existen restricciones legales para el recuento de aerobios mesófilos en aguas residuales. Sin embargo, el Real Decreto 140/2003, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano, dispone que el número de aerobios mesófilos no debe exceder 100 UFC/mL, determinadas a 22 °C a la salida de la estación de tratamiento de agua potable.

Agua en el efluente del humedal superficial (SF)

La figura 4.58 muestra los datos para el recuento de aerobios mesófilos en los efluentes del humedal de flujo superficial.

La balsa de evaporación o humedal superficial presentó un valor medio para el recuento de aerobios mesófilos de $6,37 \pm 0,31$. El máximo correspondió a julio de 2012 ($6,93 \pm 0,13$) y el mínimo a marzo de 2012 ($5,95 \pm 0,11$). Diciembre de 2011 y enero de 2012 exhibieron el valor de 6,18. Todos los valores están expresados en Log UFC/100 mL.

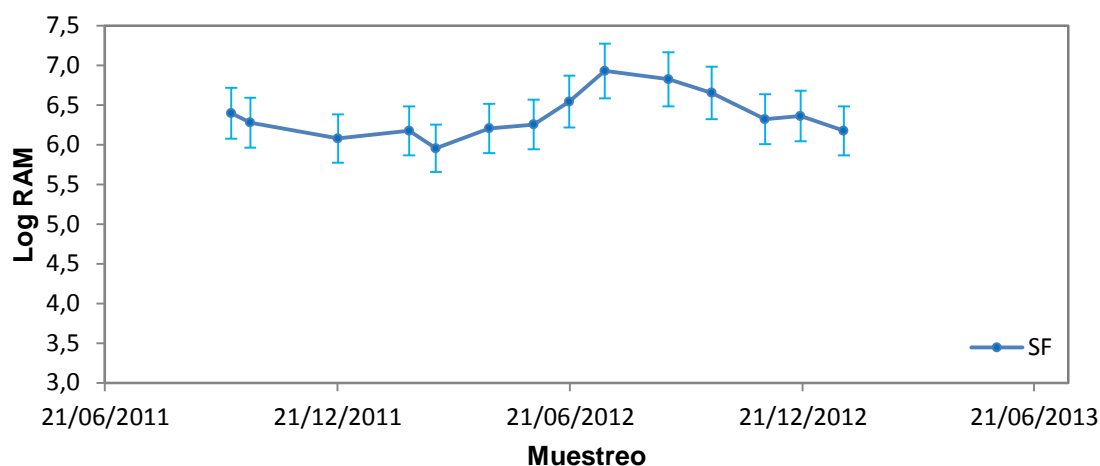


Figura 4.58. Recuento de aerobios mesófilos (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal SF.

Los datos muestran un mayor RAM en los meses de verano. Esta observación es compatible con el hecho de que el aumento de la temperatura favorece el crecimiento microbiano, mientras que la disminución lo reduce. El porcentaje de reducción en el recuento de aerobios mesófilos, con respecto a la entrada, alcanzó el 96,5 %, correspondiendo a una reducción logarítmica de 1,6 unidades.

La eliminación de microorganismos y bacterias patógenas se produce fundamentalmente debido a procesos de sedimentación, filtración, absorción, depredación por nematodos y protistas, ataque lítico por bacterias y virus y muerte por condiciones ambientales desfavorables, incluyendo la radiación UV y la temperatura (EPA, 1999).

4.18.2. Enterobacterias totales

Las *Enterobacteriaceae* son una familia de microorganismos aerobios o anaerobios facultativos, Gram negativos, formada por dos grupos: lactosa positiva (coliformes) y lactosa negativa. También reducen los nitratos a nitritos salvo algunas excepciones.

Estas bacterias pueden formar parte de la microbiota del intestino y de otros órganos del ser humano y de animales, o actuar como saprofitos del suelo, agua o plantas. A este grupo microbiano pertenecen, entre otros, patógenos de origen fecal como *E. coli* (lactosa positiva) y *Salmonella* (lactosa negativa) que deben controlarse y determinarse ya que pueden causar infecciones tóxicas.

El análisis de enterobacterias totales en aguas es una herramienta muy útil para evaluar su calidad sanitaria. Niveles elevados de enterobacterias son indicadores de contaminación fecal ya que, como se comentó anteriormente, patógenos de interés como *E. coli* y *Salmonella* son presuntamente detectados aunque no identificados.

4.18.2.1. Evolución de enterobacterias totales en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

Los datos obtenidos para el recuento de enterobacterias totales, en los muestreos del agua de entrada al sistema, se muestran en la figura 4.59.

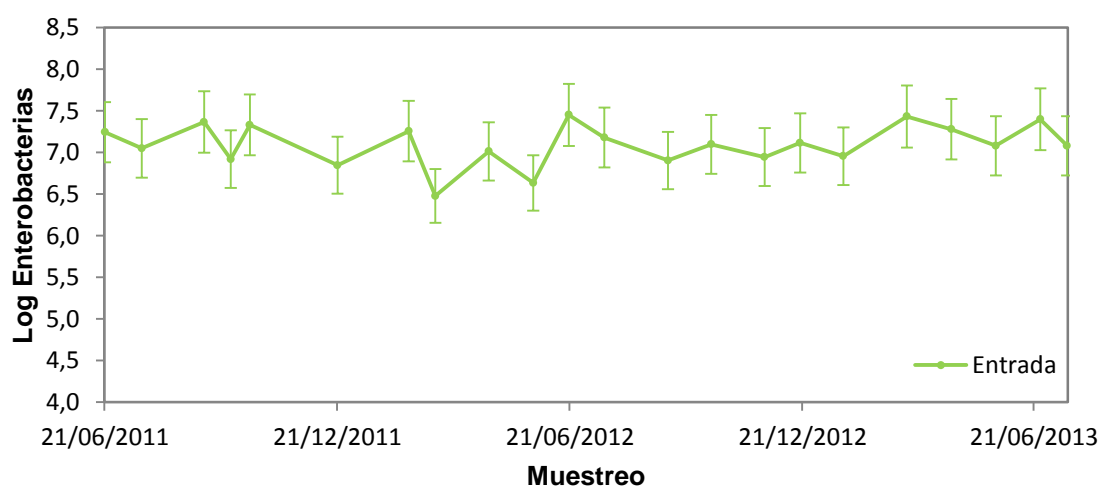


Figura 4.59. Recuento de enterobacterias totales (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.

Las aguas residuales domésticas presentaron un recuento medio para las enterobacterias totales de $7,09 \pm 0,25$. Un valor máximo de $7,45 \pm 0,39$ se encontró en junio de 2012 y el mínimo en marzo de 2012 ($6,48 \pm 0,28$). En octubre de 2012 y mayo de 2013 obtuvo idéntico valor ($7,08$). Todos los valores están expresados como Log UFC/100 mL.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

La figura 4.60 muestra los datos para el recuento de enterobacterias totales en los efluentes del humedal de flujo subsuperficial (Log UFC/100 mL).

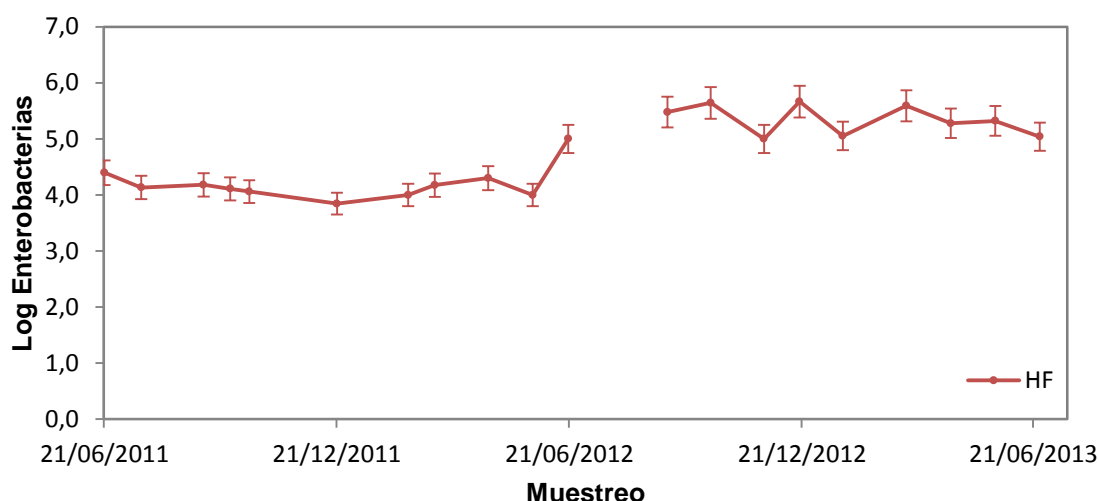


Figura 4.60. Recuento de enterobacterias totales (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal HF.

Los efluentes del humedal de flujo subsuperficial mostraron un recuento medio de enterobacterias totales, expresado siempre como Log UFC/100 mL, de $4,71 \pm 0,65$. Diciembre de 2012 presentó el valor máximo ($5,66 \pm 0,21$), mientras que el mínimo se

encontró en diciembre de 2011 ($3,84 \pm 0,14$). En febrero y mayo de 2012 se encontró idéntico valor: 4,00.

La evolución temporal del recuento de enterobacterias totales en el humedal de flujo subsuperficial presentó un comportamiento bastante uniforme durante el primer año de funcionamiento. El mes anterior al ya comentado desajuste hídrico, se observó un incremento en el recuento de enterobacterias que se atribuye a los fenómenos de concentración ya discutidos. A partir de esa fecha los recuentos de enterobacterias totales fueron mayores a los encontrados anteriormente y el perfil temporal no presentó uniformidad por la aparición de caminos preferentes discutida anteriormente. El elevado recuento en las enterobacterias totales hizo necesario continuar realizando análisis específicos para identificar cada microorganismo legislado.

Con respecto a la efectividad del humedal HF en la eliminación de este microorganismo, la reducción fue de 2,4 unidades log. que corresponde a un porcentaje del 99 %. La eliminación típica obtenida en humedales de flujo subsuperficial oscila entre 1 y 2 unidades logarítmicas/100mL para todos los indicadores (Ottová y col., 1997). En la experiencia desarrollada se obtuvieron mejores rendimientos que se atribuyen al sobredimensionamiento del sistema. Sin embargo, si se precisan aguas con altos requerimientos sanitarios, es necesario disponer de sistemas de desinfección adicionales, como la luz ultravioleta (comentada en el capítulo 4.7 sobre eliminación de algas).

Agua del humedal superficial (SF)

La figura 4.61 muestra los datos del recuento de enterobacterias totales en los efluentes del humedal de flujo superficial.

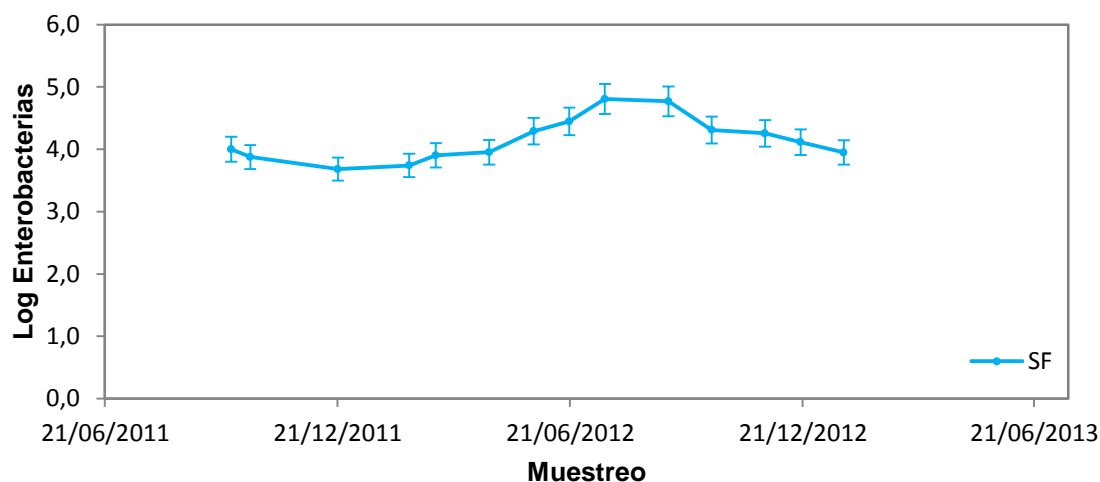


Figura 4.61. Recuento de enterobacterias totales (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal SF.

El valor medio fue de $4,15 \pm 0,35$. El máximo se alcanzó en julio de 2012 ($4,80 \pm 0,20$) y el mínimo en diciembre de 2012 ($3,68 \pm 0,12$). Todos los valores están expresados como Log UFC/100 mL.

Al igual que ocurrió para los aerobios mesófilos, se observó relación directa del aumento de la temperatura con el número de enterobacterias totales. El humedal SF aumentó la reducción de enterobacterias en 0,2 unidades respecto al humedal HF. Con ello, la reducción total del sistema alcanzó 2,9 unidades, equivalente al 99,9 %.

4.18.3. Coliformes termotolerantes y *E-coli*

Las bacterias coliformes son bacilos Gram negativos, no formadoras de esporas, que pertenecen a la familia de las *Enterobacteriaceae*. A diferencia de otras bacterias de la misma familia, las coliformes tienen la capacidad de fermentar la lactosa produciendo ácido y gas en presencia de sales biliares. En este grupo se incluyen los géneros

Escherichia, *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*, además de algunas cepas de *Serratia*.

Debido a que las bacterias coliformes presentan más resistencia que las enterobacterias patógenas en medio acuático, éstas últimas son consideradas como indicador analítico de contaminación fecal reciente. Su presencia se relaciona con contaminación fecal, y un elevado recuento es proporcional al nivel de gravedad. Por el contrario, no todos los coliformes son de origen fecal y ha sido necesario desarrollar metodologías para la determinación de coliformes totales y coliformes fecales o termotolerantes de origen específicamente intestinal, diferenciándolos mediante temperatura y tiempo de incubación.

Debido a que los coliformes termotolerantes o fecales (subgrupo de los coliformes totales) poseen la característica de fermentar la lactosa a 44,5 °C, y que se encuentran casi exclusivamente en las heces de animales de sangre caliente, se considera que reflejan mejor la contaminación fecal. Adicionalmente, los coliformes presentes en heces fecales están formados en un 95 % por *Escherichia coli* y ciertas especies de *Klebsiella* (Madigan y col., 1997).

Escherichia coli es un miembro dominante de la flora intestinal humana que la mayoría de las veces no causa ningún problema. Sin embargo, existen cepas de *E. coli* que pueden ocasionar intoxicación como la O157:H7.

4.18.3.1. Evolución de coliformes termotolerantes y *E. coli*

Agua de entrada

Como era de esperar, se detectó la presencia de coliformes termotolerantes y *E. coli* en las aguas residuales domésticas. La figura 4.62 muestra los datos obtenidos para los recuentos de estos dos microorganismos.

Los coliformes termotolerantes o fecales mostraron un recuento medio de $6,14 \pm 0,28$, con máximo de $6,54 \pm 0,28$ en mayo de 2013 y mínimo de $5,64 \pm 0,29$ en junio de 2012; en octubre de 2012 y junio de 2013 el recuento fue de $6,4 \pm 0,32$. Para *E. coli* el recuento medio fue de $5,55 \pm 0,24$, con máximo de $5,93 \pm 0,23$ (mayo 2013) y mínimo de $5,00 \pm 0,21$ (junio 2012); en octubre de 2012 y junio de 2013 se encontró idéntico valor: $6,4 \pm 0,32$. Todos los valores indicados están expresados como Log UFC/100 mL.

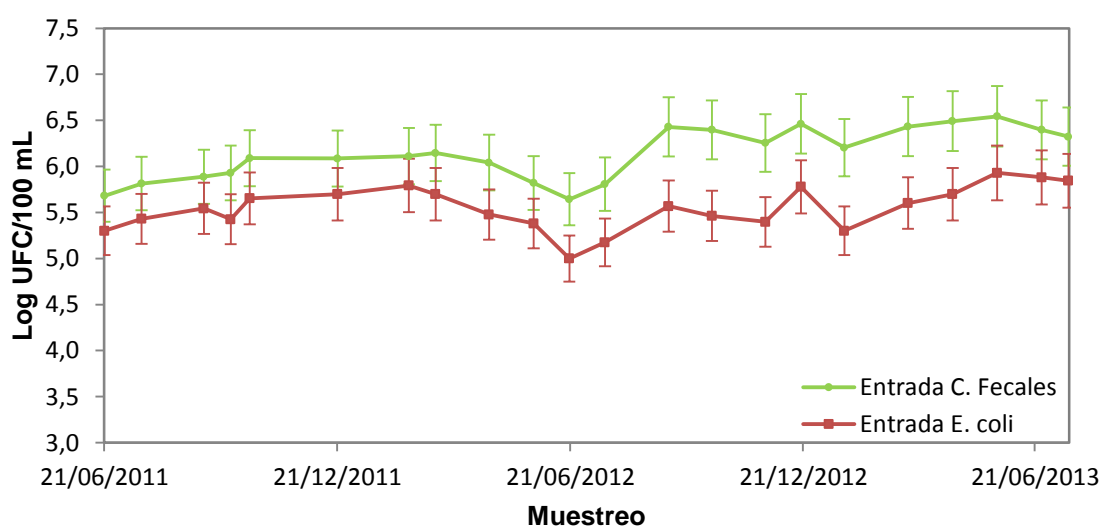


Figura 4.62. Recuento de coliformes termotolerantes (fecales) y *E. coli* (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.

Aunque el contenido en coliformes termotolerantes fue mayor que el de *E. coli*, el perfil temporal es bastante similar; la correlación lineal entre ambos recuentos fue baja ($R^2 = 0,489$), pero el p-valor = 0,000 muestra que existe una correlación.

Considerando toda la experiencia, el porcentaje de *E. coli* con respecto a coliformes termotolerantes fue del 28,3 %, valor más reducido que los reportados en heces directamente. Esto confirma que *E. coli* es más sensible y menos estable en el agua que los coliformes termotolerantes.

Madigan y col. (1997) encontraron que los coliformes presentes en heces fecales están formados en un 95 % por *Escherichia coli* y ciertas especies de *Klebsiella*. El menor recuento encontrado en este trabajo se puede explicar considerando la inexistencia de datos para *Klebsiella* y a las características específicas de cada agua residual. Metcalf y Eddy (1995) reportaron contenidos de coliformes fecales en aguas residuales de 10^4 - 10^5 UFC/mL, resultados del mismo orden a los encontrados en este trabajo. Mientras que Ansola y col. (2003) obtuvieron recuentos de $19 \cdot 10^6$ UFC/100 mL.

La confirmación de la presencia de *E. coli* requiere una identificación adicional. En este trabajo se empleó la batería de pruebas bioquímicas “EnteroPluri-Test”. Los cambios de color en los diferentes pocillos (figura 4.63), indican reacciones específicas positivas o negativas. La suma de casos positivos proporciona un código específico para cada microorganismo, registrado en la base de datos del fabricante. En nuestro caso el código obtenido confirmó que el crecimiento producido en el medio cromogénico selectivo correspondía a *E. coli*.

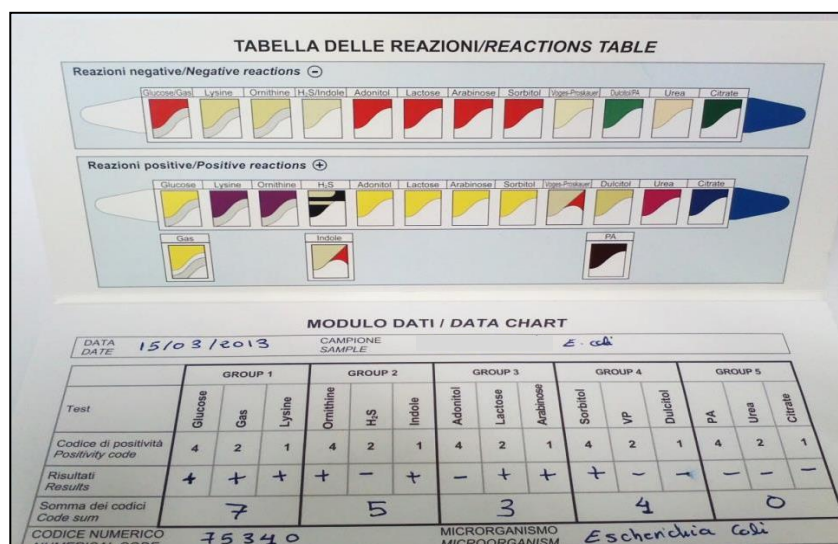


Figura 4.63. Identificación bioquímica de *E. coli*.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

Los recuentos de coliformes fecales y *E. coli* fueron negativos en el efluente del humedal HF durante el primer año de funcionamiento; sin embargo, después del incidente hídrico se detectaron estos microorganismos (figura 4.64).

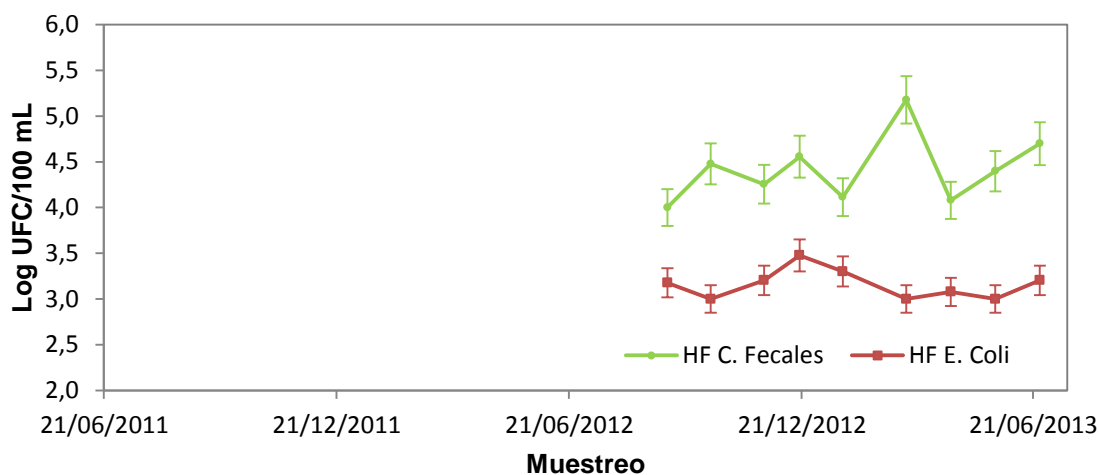


Figura 4.64. Log UFC/100 mL para el recuento de coliformes fecales y *E. coli* en las aguas del humedal HF.

Después de producirse la desecación del humedal HF, el recuento medio de coliformes fecales fue de $4,42 \pm 0,37$, con un valor máximo de $5,18 \pm 0,31$ (marzo de 2012) y mínimo de $4,00 \pm 0,24$ (octubre de 2012). Para *E. coli* el recuento medio fue de $3,16 \pm 0,16$, con máximos y mínimos de $3,5 \pm 0,14$ y $3,0 \pm 0,16$ en los muestreos de diciembre de 2012 y octubre de 2012, respectivamente. Todos los valores están expresados como Log UFC/100 mL.

En este humedal, y debido a los procesos de depuración que ocurren en el lecho del sistema, no se observó correlación lineal entre coliformes fecales y *E. coli*, a diferencia de lo que ocurría en el agua de entrada.

El rol de las macrófitas en la reducción de bacterias coliformes fecales fue estudiado, entre otros, por El Hamouri y col. (2007), que encontraron mayor eliminación de estos microorganismos en sistemas plantados que en sistemas no plantados. También se ha comprobado que los coliformes fecales sobreviven durante más tiempo cuando las condiciones de su entorno son anaerobias (Ottová y col., 1997), como suele ser el caso de los humedales HF. Existen datos que apuntan que la disminución del número de bacterias patógenas está influenciada por la excreción de metabolitos inhibidores con propiedades antibióticas (Gonçalves, 2003), y la acción de predadores como los protozoos ciliados que son estimulados por la disponibilidad de oxígeno en la zona de la rizosfera (Grisson, 1999). Los humedales construidos y en especial los de flujo subsuperficial, favorecen la creación natural de poblaciones microbianas que pueden adherirse y acumularse formando biofilms (Characklis y col., 1990). Los microorganismos así adheridos se multiplican y forman productos extracelulares poliméricos que conforman la propia matriz del biofilm. Las poblaciones adheridas asimilan más glucosa y presentan tasas de respiración más elevadas que los microorganismos en suspensión.

Por otra parte, la gran actividad de bacterias implicadas en la depuración del agua, como lo son las bacterias nitrificantes o las responsables de la reducción del sulfuro, junto a las condiciones inapropiadas para el desarrollo de las bacterias patógenas en el humedal, pueden tener efectos positivos en la eliminación de microorganismos (efecto "Killer").

La figura 4.65 muestra dos placas Petri con cultivos de muestras de agua de entrada y salida al humedal HF. El medio de cultivo cromogénico para la determinación simultánea de coliformes termotolerantes y *E. coli* fue Rose-Gal BCIG donde los coliformes fecales termotolerantes aparecen de color rosa y las colonias de *E. coli* púrpuras. Las colonias de coliformes termotolerantes, aunque mayores en número, aparecen más pequeñas que las de *E. coli*.

Los porcentajes de eliminación de coliformes fecales o termotolerantes y *E. coli* encontrados durante el primer año alcanzaron el 100 % para coliformes fecales y *E. coli*, que corresponde con una reducción media de 5,9 unidades logarítmicas para coliformes fecales y 5,5 unidades logarítmicas para *E. coli*. La eliminación bacteriana después de la aparición de las vías preferentes de circulación fue también elevada, pero la calidad sanitaria del agua resultó mermada al aparecer estos microorganismos en el efluente.

Porcentajes de reducción del 99 %, o 2-3 unidades, logarítmicas para patógenos y coliformes fecales han sido reportados en la bibliografía (Kadlec y Knight, 1996; Crites y Tchobanoglous, 1998; Hensch y col., 2003; Lahora, 2003; Kouki y col., 2009), aunque son menores a los encontrados en este trabajo.



Figura 4.65. Cultivos para coliformes fecales y *E. coli* en muestras de agua a la salida (izquierda) y entrada (derecha) del humedal HF.

El Real Decreto 1620/2007, que regula la reutilización de aguas regeneradas, dispone un límite de 100 UFC/100 mL para *E. coli* en aguas destinadas al riego de productos

alimenticios que se consumen en fresco (uso agrícola calidad 2.1). Los efluentes del humedal superficial cumplieron con la legislación durante el primer año de funcionamiento, siendo aptas para su reutilización. También fueron aptas para ser vertidas ya que la normativa que regula los vertidos no contempla a *E. coli*. Por otro lado, no se encuentran restricciones legales para reutilizar o verter aguas conteniendo coliformes fecales.

Agua del humedal superficial (SF)

El agua de la balsa de evaporación o humedal de flujo superficial contuvo coliformes fecales y *E. coli* durante los meses posteriores a la situación de sequedad del humedal HF (figura 4.66). El contenido en coliformes fecales y *E. coli* del humedal SF es atribuible a los afluentes procedentes del humedal de flujo subsuperficial, y también a la posible contaminación por mamíferos que acudan al humedal. Aunque se detectó contaminación después de la desorganización del humedal HF tras su desecación, ésta desapareció a los dos meses. Este hecho demuestra la capacidad de eliminación de estos microorganismos por parte del sistema. Uno de los mecanismos más importantes de eliminación es la radiación ultravioleta natural, aunque también influye la sedimentación.

Durante el primer año no existió recuento de coliformes fecales y *E. coli* ya que, según se ha expuesto anteriormente estos patógenos se eliminaron totalmente en el humedal HF. Después del desajuste hídrico si se detectó contaminación en el humedal SF, tal como se aprecia en la figura 4.66.

No obstante, y de forma similar a otros parámetros analizados para evaluar la capacidad de depuración de la instalación, la contaminación disminuye con el tiempo de residencia del agua en el humedal SF; se ha calculado una disminución en estas bacterias entéricas del 87,9 % (1,1 unidades logarítmicas) para coliformes fecales, y del 91,3 % (2,3 unidades logarítmicas) para *E. coli*. Además del tiempo de residencia en el

medio acuoso que afecta a *E. coli*, la radiación UV de la luz solar interviene en la eliminación.

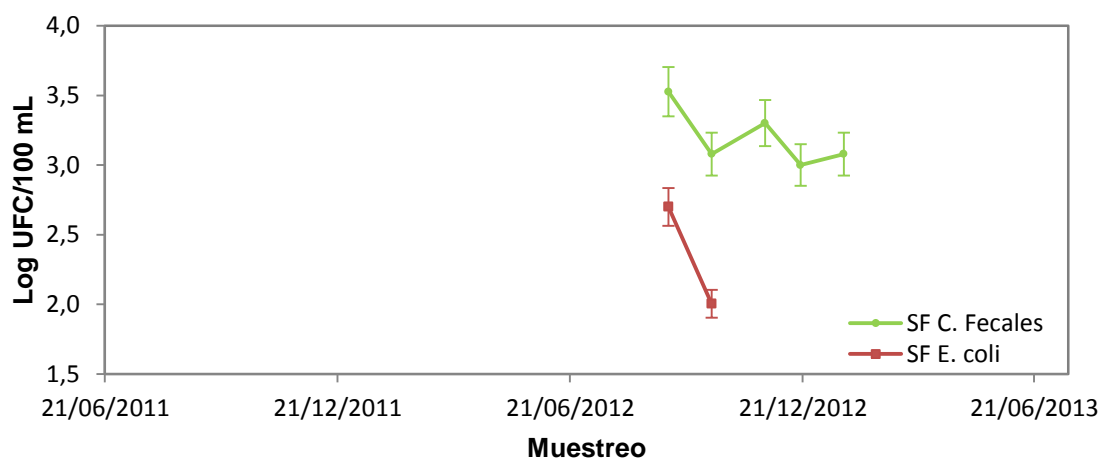


Figura 4.66. Recuento de coliformes fecales y *E. coli* (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua del humedal SF.

En sistemas híbridos (HF más SF) Ansola y col. (2003) encontraron porcentajes de eliminación para coliformes fecales del 96,45 al 99,9 %, datos similares a los obtenidos en este trabajo.

4.18.4. Salmonella

La mayoría de las infecciones humanas por *Salmonella* son transmitidas por los alimentos, principalmente huevos y pollo contaminado, pero también puede ser adquirida a través del agua no potable, contacto con animales infectados, y contacto directo de humano a humano. La *Salmonella* también puede infectar a una gran variedad de especies animales, incluyendo mamíferos, aves y reptiles. Puede encontrarse en el tracto digestivo del hombre o de los animales, así como en el medio ambiente (aguas, lodos, etc.).

Salmonella son bacterias de la familia de las enterobacterias, Gram-negativas, anaerobias facultativas, lactosa negativas y no formadoras de esporas. El género *Salmonella* se divide en dos especies, *S. entérica* y *S. bongori*. La mayoría de las especies patógenas de *Salmonella* que afectan a los humanos son especies de *S. entérica*, como *S. enteritidis* y *S. typhimurium* que son capaces de provocar gastroenteritis graves en el ser humano (salmonelosis).

4.18.4.1. Evolución de *Salmonella* en las etapas de tratamiento

En ningún muestreo se detectó *Salmonella* en las aguas de entrada al sistema y, por ende, tampoco en el agua de los humedales HF o SF. Estos resultados concuerdan con la declaración del propietario de no haber sufrido ningún episodio de salmonelosis durante el tiempo de muestreo. Aunque un miembro de la familia sufrió una infección por *Salmonella* en el pasado, que lo podría convertir en un portador asintomático, las analíticas mostraron lo contrario.

La presencia de *Salmonella* se estudió empleando el método “Sesame *Salmonella* Test”[®] de la firma Biokar. Se obtuvieron presuntos positivos ya que aparecieron colonias presentando un halo blanco y opaco con un diámetro igual o superior a 30 mm en el punto de inoculación (figura 4.67). Por ello, la posible presencia debe asegurarse con un método confirmatorio posterior.

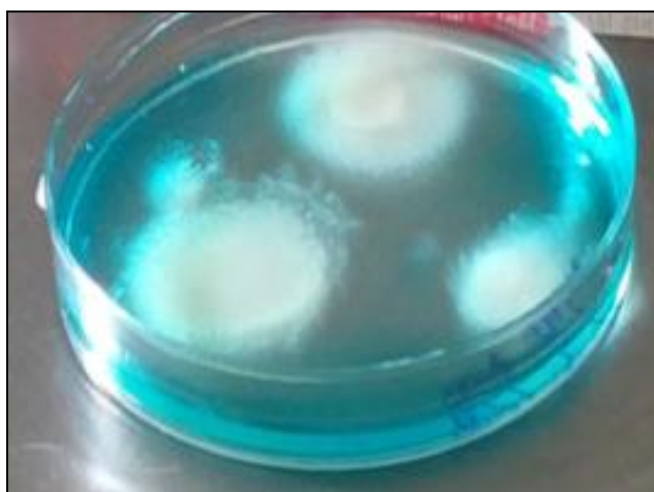


Figura 4.67. Aspecto de posibles colonias de *Salmonella* en las muestras de agua de entrada al sistema con el método Sesame *Salmonella* Test[®].

Como alternativa, se utilizó también el método oficial ISO 19250:2010 que emplea el medio de cultivo cromogénico InTray™ Colorex™, en el que las colonias susceptibles de ser *Salmonella* aparecen en color malva y las demás bacterias o coliformes adquieren coloraciones azules, son incoloras o simplemente resultan inhibidas. Las muestras de entrada y salida del humedal HF presentaron estas coloraciones (figura 4.68), que informa de la posible presencia de *Salmonella*.

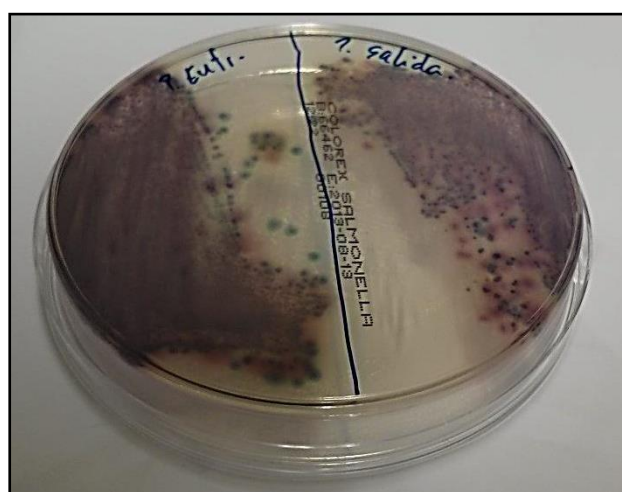


Figura 4.68. Aspecto de las posibles colonias de *Salmonella* en las muestras de agua de entrada usando el método oficial ISO 19250:2010.

Como ambos procedimientos de cultivo cromogénico mostraron algunos resultados presuntamente positivos, fue necesario una confirmación mediante sistemas de identificación validados. Entre estos métodos, la identificación mediante la reacción en cadena de la polimerasa en tiempo real (PCR) permite obtener resultados inequívocos. Se utilizó un equipo de la firma *Applied Biosystems 7500 Fast Real-Time PCR*, que puso a disposición del grupo investigador una empresa privada colaboradora. Al disponer de esta técnica analítica no se realizaron las pruebas de confirmación con la batería bioquímica *EnteroPluri-Test* utilizada para la *E. coli*.

En la figura 4.69 se muestran las curvas de crecimiento PCR obtenidas para uno de los muestreos presuntamente positivos mediante los cultivos en medios cromogénicos. En tales casos se realizaron tres repeticiones para las muestras de entrada, HF y SF. En las curvas están representadas Rn (fluorescencia del fluoróforo estudiado dividido por la fluorescencia del fluoróforo de referencia) frente al número de ciclos para la replicación PCR.

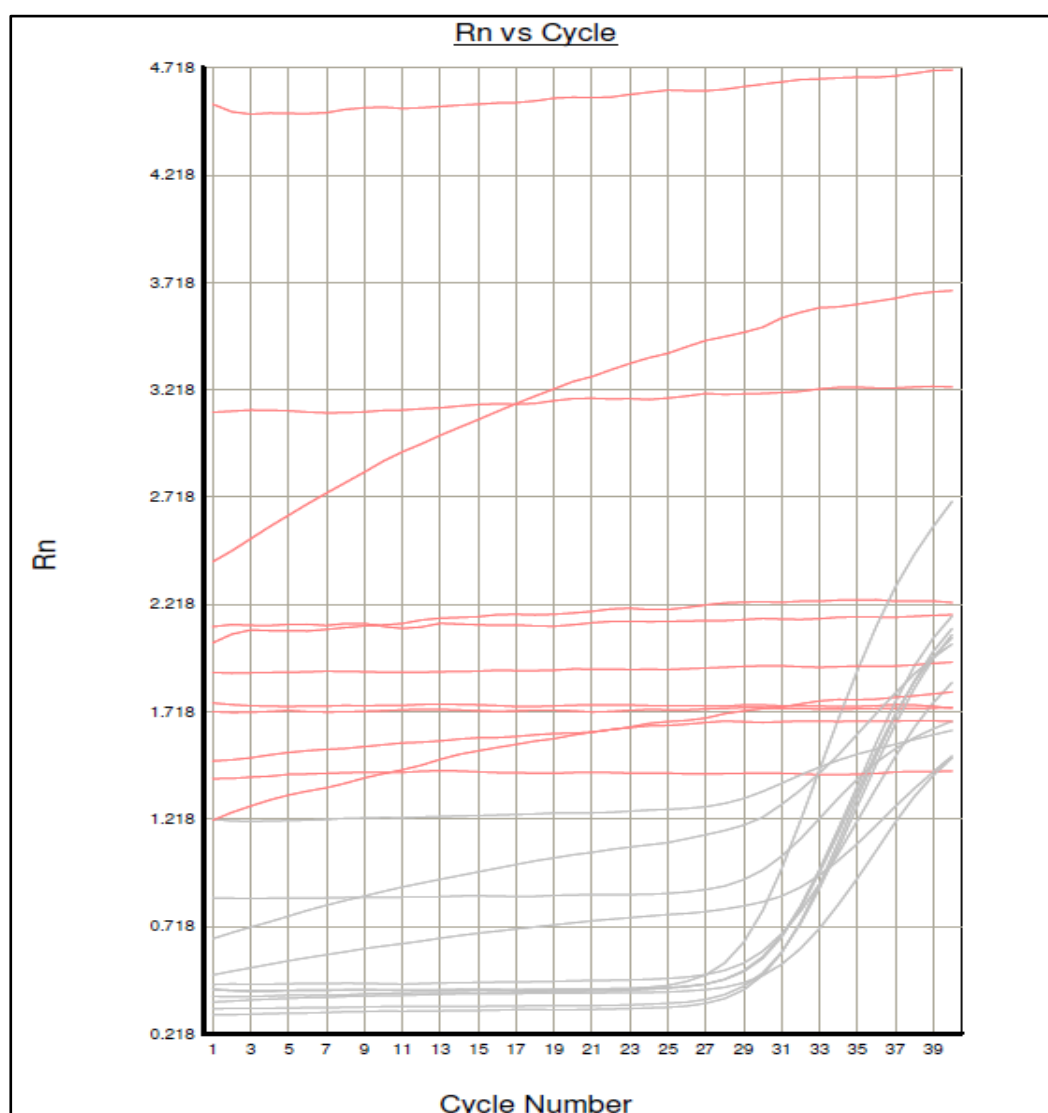


Figura 4.69. Curvas de crecimiento PCR para un muestreo presuntamente positivo.

La figura 4.69 muestra la representación de 20 curvas, 10 en color gris y otras 10 en color rojo. Para cada muestra, nueve de las curvas de ambos colores corresponden a muestras reales y la décima es el control en blanco. Las curvas de color gris corresponden a los controles positivos internos de cada muestra mientras que las rojas son las correspondientes muestras reales. La presencia de salmonella se detecta a partir del ciclo 27, donde las curvas del patrón interno positivo (gris) comienzan su crecimiento exponencial. Si las curvas rojas (muestra real) presentan el mismo comportamiento que las curvas grises significa, inequívocamente, la presencia de *Salmonella*. Al no observarse este comportamiento, quedaron descartados los presuntos positivos obtenidos en medios selectivos.

La reducción de *Salmonella* en los humedales construidos también ha sido estudiada por la comunidad científica; se han reportado eliminaciones del 96 % (Gersberg y col., 1989a; Hill y Sobsey, 2001). Otro estudio mostró que la tasa de eliminación de *Salmonella* fue similar a la tasa de eliminación de coliformes fecales y que algunos patógenos son más sensibles al medio natural que los indicadores. Algunos virus y protozoos pueden ser más resistentes (EPA, 1999).

En el R.D. 1620/2007 sobre reutilización de aguas regeneradas exige la ausencia de *Salmonella* en aguas para uso agrícola calidad 2.1. Considerando los resultados obtenidos, el agua del sistema es apta para ser reutilizada en cuanto a su contenido en *Salmonella*. También fue apta para ser vertida.

4.18.5. *Clostridium* sulfito-reductores

Las bacterias sulfito-reductoras pertenecen al género *Clostridium* spp. Son microorganismos Gram positivos, formadores de esporas y se puede encontrar en las excretas aunque en menor medida que *E-coli*. La bacteria más característica de este género es *Clostridium perfringens*, que forma parte de la flora microbiana intestinal

normal en un rango del 13 al 35 % de los humanos y otros mamíferos. Poseen la capacidad de reducir los sulfitos a sulfuros a partir de aminoácidos y compuestos azufrados, produciendo malos olores y sulfato de hierro (color negro) cuando en el medio está presente este elemento.

Los clostridios sulfito-reductores pueden estar presentes en el suelo, en sedimentos marinos, en la vegetación en descomposición, en heridas infectadas, en aguas superficiales y en los alimentos. Al igual que *E. coli*, los sulfito-reductores no se desarrollan en la mayoría de los medios acuáticos, por lo que son tratados como indicadores de contaminación fecal muy específicos. Además, sus esporas sobreviven en el agua mucho más tiempo que los organismos del grupo coliformes y poseen mayor resistencia a las condiciones desfavorables en medios acuáticos, incluida la irradiación UV, temperatura, pH extremo y los procesos de desinfección como la cloración. Adicionalmente las esporas de los *Clostridium* sulfito-reductores son más pequeñas que los quistes u ooquistes de los protozoos (Ashbolt y col., 2001).

4.18.5.1. Evolución de *Clostridium* sulfito-reductores en las etapas de tratamiento

Agua de entrada

Los valores para los clostridios sulfito-reductores encontrados en las muestras de agua de entrada al sistema, se muestran en la figura 4.70.

El contenido medio de *Clostridium* sulfito-reductores en todos los muestreos realizados fue de $4,11 \pm 0,21$, con un valor máximo de $4,41 \pm 0,15$ (noviembre de 2012), y un mínimo de $3,70 \pm 0,09$ (marzo de 2012); el valor de 4,3 para este recuento se repitió en dos fechas: diciembre de 2012 y mayo de 2013. Todos los recuentos están expresados como Log UFC/100 mL.

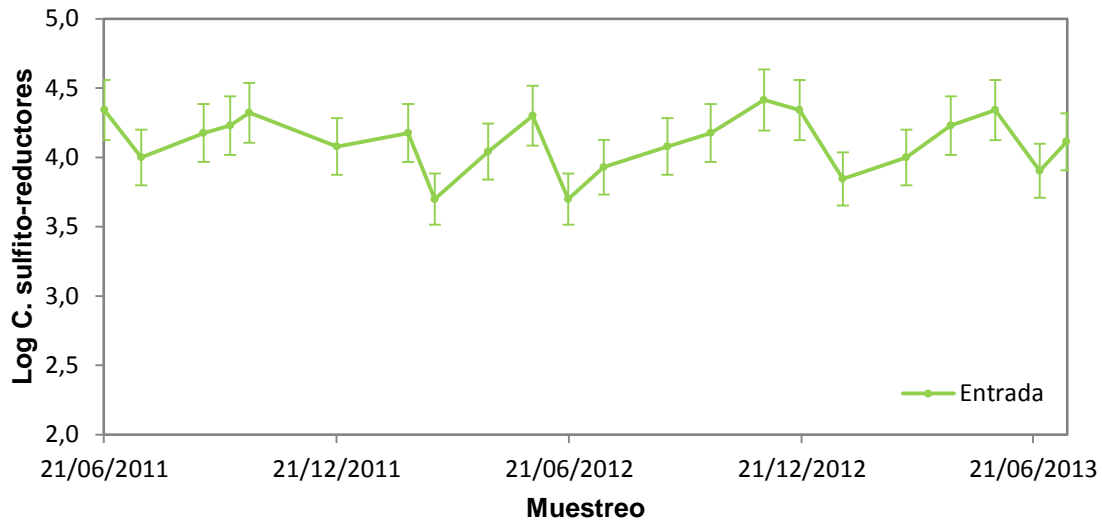


Figura 4.70. Recuento de *Clostridium sulfito-reductores* (Log UFC/100 mL) en las muestras de agua de entrada al sistema.

Los datos expuestos en la tabla 4.20 (Metcalf y Eddy, 1995) indican que el contenido normal de *Clostridium perfringens* para un agua residual es de 10^1 - 10^3 UFC/mL, valor que es del mismo orden a los encontrados en el agua residual del estudiada. No obstante es preciso considerar que el contenido de *C. sulfito-reductores* es mayor que el de *Clostridium perfringens* ya que los primeros incluyen a los segundos.

Agua del humedal subsuperficial (HF)

Los efluentes del humedal de flujo subsuperficial horizontal mostraron ausencia de *Clostridium sulfito-reductores*, excepto en los tres meses posteriores a la situación de sequedad del humedal. Las muestras tomadas durante estos meses dieron un recuento, expresado en UFC/100 mL, de 500 ± 100 (septiembre de 2012), 100 ± 50 (octubre de 2012) y 500 ± 100 (enero de 2013). Estos resultados confirman, una vez más, la aparición de vías preferentes de circulación hídrica por la matriz del humedal de forma que no se completan los procesos de depuración. En la figura 4.71 muestra placas de Petri para el muestreo de 23 de mayo de 2012, donde se observa el

crecimiento de *Clostridium* sulfito-reductores en el agua residual de entrada (colonias negras), y ausencia (crecimiento nulo) a la salida del humedal HF.

El humedal, en su conjunto, presentó una reducción media de 3,7 unidades logarítmicas, lo que permite afirmar que se trata de un sistema con buenas propiedades en cuanto a la eliminación de clostridios sulfito-reductores.

En la legislación no se contempla a este tipo de microorganismos en los textos que regulan los vertidos y las aguas regeneradas.

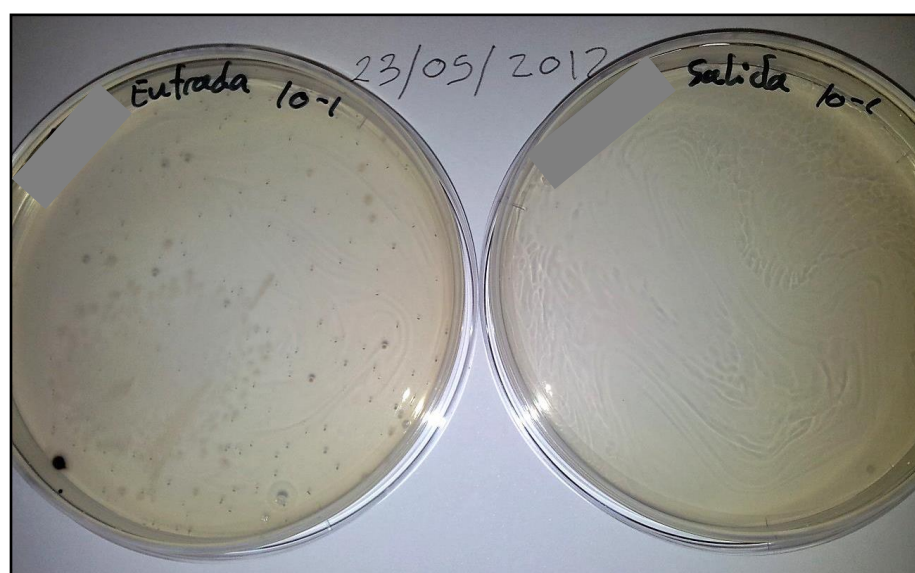


Figura 4.71. Cultivo de *Clostridium* sulfito-reductores en muestras de agua de entrada al sistema (izquierda) y de salida del humedal HF (derecha).

Agua del humedal superficial (SF)

En las muestras de agua del humedal de flujo superficial se encontró un recuento de 100 ± 50 UFC/100 mL de *Clostridium* sulfito-reductores en el muestreo del mes de noviembre de 2012. La presencia de este microorganismo en la balsa fue consecuencia del colapso hídrico que sufrió el humedal HF en julio de 2012, que originó la presencia de distintos tipos de microorganismos en el efluente del humedal subsuperficial.

Debido a que la supervivencia de las esporas de los *Clostridium* sulfito-reductores excede en mucho a la de otros agentes patógenos entéricos, virus y protozoos, pueden ser un indicador del funcionamiento del sistema.

4.18.6. Huevos de nematodos intestinales

Las aguas residuales pueden contener protozoos y nematodos intestinales, además virus y bacterias patógenas. Estos organismos tienen la capacidad de provocar enfermedades si se ingieren a través de los cultivos regados con estas aguas. En muchos países en vías de desarrollo, los principales riesgos que implica la reutilización del agua residual están relacionados con helmintiasis.

Las enfermedades causadas por los nematodos intestinales no necesitan huésped intermedio. Los huevos de nematodo exigen un periodo de latencia para desarrollarse en el medio ambiente antes de que puedan causar infección. Los más importantes son las ascárides *Áscaris lumbricoides*, los anquilostomas *Ancylostoma duodenales* y *Necator americanus* junto a los tricocéfalos *Trichuris trichiura*.

Su presencia es típica en aguas residuales urbanas que no han recibido ningún tipo de tratamiento, pudiendo alcanzar concentraciones de 1-10³ huevos/100 mL (EPA, 2004; Rivera-Vázquez y col., 2007). Los huevos de helmintos pueden ser eliminados por procesos como la sedimentación, filtración o las lagunas de estabilización, teniendo un tamaño comprendido entre 1 y más de 60 µm (EPA, 2004).

Los huevos de helmintos son eliminados en los humedales construidos mediante filtración a través del sustrato y la adhesión con las raíces. En 1999, Stott y sus colaboradores determinaron que para la eliminación del 100 % de los huevos de helmintos era necesaria la utilización de humedales de flujo subsuperficial donde el proceso de eliminación se producía en el primer cuarto de la superficie del humedal.

El Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, en cuanto al criterio de calidad para la reutilización del agua regenerada, establece un valor máximo admisible de 1 huevo por cada 10 litros de agua para cualquier uso que se le pretenda dar al agua regenerada. El R.D. 509/1996 no contempla este parámetro.

Las muestras analizadas durante el periodo de muestreo presentaron una ausencia total de este tipo de patógeno, por lo que se puede afirmar que el agua cumple con todos los criterios de calidad, descartándose así este foco de infección. Este dato confirma las declaraciones del propietario afirmando que la familia no sufrió ningún episodio de helmintiasis durante la ejecución del estudio.

Ocasionalmente se ha analizado nematodos intestinales en un humedal construido situado en Los Gallardos (Almería), no habiéndose detectado su presencia a la entrada o salida del humedal (Lahora, 2003).

4.19. Diseño

Los resultados analíticos obtenidos en el seguimiento del humedal construido han puesto de manifiesto la existencia de un sobredimensionamiento en su diseño y construcción. La consecuencia más indeseable fue el consumo de toda el agua de entrada en los meses estivales, que originó su desecación y desestructuración y, en los meses inmediatos posteriores, la aparición de vías preferentes de circulación hídrica.

Por ello, se planteó finalmente la definición de un nuevo dimensionamiento para este tipo de sistemas, atendiendo a los resultados experimentales, normativas aplicables y referencias bibliográficas resumidas en la tabla 4.25.

Junto al nuevo dimensionamiento se ha desarrollado un nuevo proyecto de ingeniería para el sistema de depuración de aguas que se recoge en el ANEXO 1 del presente trabajo. El objetivo del sistema proyectado es el triple: que sirva de almacenamiento temporal hasta su transporte; que disminuya el volumen a transportar como resultado

de una evapotranspiración optimizada; y que actúe como tratamiento terciario en la reducción de parámetros contaminantes mediante la fitodepuración.

Tabla 4.25. Relación de dimensionamiento para humedales HF y SF teniendo en cuenta a los parámetros DBO_5 , SST y nitrógeno total.

Parámetro	Tipo	Superficie	Condiciones/Autor
DBO_5	HF	16,6 m ²	Efluente de 30 mg/L con cargas máximas de 6 g/m ² ·d (EPA, 2000).
		20 m ²	5 m ² /PE, “regla de oro” (Cooper y col., 1996; Kadlec y Wallace, 2008).
		5 m ²	15-20 m ² cada 1.000 L (Parra y Chiang, 2013).
		22,4 m ²	Adición de hasta 12 g/m ² ·d de O ₂ (Lawson, 1985; Armstrong y Armstrong, 1990; Brix, 1990; Brix y Schierup, 1990; Gries y col., 1990).
	SF	22 m ²	Efluente de 20 mg/L con cargas máximas de 4,5 g/m ² ·d (EPA, 2000).
SST	HF	2,5 m ²	Efluente de 30 mg/L con cargas máximas de 20 g/m ² ·d (EPA, 2000).
		5 m ²	15-20 m ² cada 1.000 L (Parra y Chiang, 2013).
		20 m ²	5 m ² /PE, “regla de oro” (Cooper y col., 1996; Kadlec y Wallace, 2008).
	SF	8,5 m ²	Efluente de 30 mg/L con cargas máximas de 6 g/m ² ·d (Wallance y Knight, 2006).
NT	HF	37,5 m ²	Reduce [N] cargas máximas de 1 g/m ² ·d. (Wallance y Knight, 2006).
		40 m ²	10 m ² /PE (Geller, 1996).
		20 m ²	5 m ² /PE, “regla de oro” (Cooper y col., 1996; Kadlec y Wallace, 2008).
		5 m ²	15-20 m ² cada 1.000 L (Parra y Chiang, 2013).
		14,4 m ²	Adición de hasta 12 g/m ² ·d de O ₂ (Lawson, 1985; Armstrong y Armstrong, 1990; Brix, 1990; Brix y Schierup, 1990; Gries y col., 1990).
	SF	24,5 m ²	Efluente de 10 mg/L con cargas máximas de 1,5 g/m ² ·d (Wallance y Knight, 2006).

Los modelos de diseño presentados a continuación fueron sugeridos por Reed y col. (1995) en su libro “*Natural Systems for Waste Management and Treatment*”. En el documento de la EPA (2000) también se recogen recomendaciones sobre el dimensionamiento de sistemas pero, en el caso de la eliminación del nitrógeno por

sistemas de flujo subsuperficial, hace la apreciación de que deben utilizarse en conjunción con otros tratamientos de eliminación, no presentando ecuaciones para su dimensionamiento.

En los cálculos para el dimensionamiento se tiene en consideración que todos los sistemas de humedales artificiales pueden ser considerados como reactores biológicos, y su funcionamiento se puede aproximar al de un reactor de flujo a pistón con cinética de primer orden.

En la tabla 4.26 se muestran los valores necesarios para el dimensionamiento del humedal con los datos analíticos de la composición de las aguas a tratar.

Tabla 4.26. Datos necesarios para el dimensionamiento de humedales construidos de flujo subsuperficial.

Población	4 habitantes
Caudal medio	0,27 m ³ /d
Vegetación	Carrizo (<i>Phragmites australis</i>)
Profundidad humedal HF	0,6 m
Medio: grava media de 25 mm	0,38
DBO₅ entrada	400 mgO ₂ /L
DBO₅ salida	25 mgO ₂ /L
SST entrada	187,4 mg/L
SST salida	60-20 mg/L
Nitrógeno total entrada	140 mg/L
Nitrógeno total salida	10 mg/L
T_M^a más baja en invierno	3,0 °C
T^a media en invierno	11,5 °C

4.19.1. Diseño considerando la eliminación de DBO₅ en un humedal subsuperficial

Para el cálculo de las dimensiones de un humedal de flujo subsuperficial horizontal con el objetivo de eliminar la DBO₅, se puede utilizar la siguiente expresión:

$$A_s = \frac{Q \cdot (\ln C_0 - \ln C_e)}{K_t \cdot d \cdot n} \quad (\text{Ecuación 4.5})$$

Donde:

- A_s : Área superficial del humedal, (m^2).
- C_e : Concentración de DBO₅ en el efluente, (mg/L).
- C_0 : Concentración de DBO₅ en el afluente, (mg/L).
- K_t : Constante dependiente de la temperatura, (d^{-1}).
- n : Porosidad del humedal, (0,38).
- d : Profundidad del agua en el humedal, (m).
- Q : Caudal promedio del humedal, (m^3/d).

La constante dependiente de la temperatura tiene como expresión:

$$K_t = K_{20} \cdot (1,06)^{(T-20)} \quad (\text{Ecuación 4.6})$$

Donde:

- $K_{20} = 1,104 \cdot d^{-1}$

Considerando los valores de los distintos parámetros, mostrados en la tabla 4.23 y asumiendo t = temperatura Media invierno -1 °C (10,5 °C), resulta:

$$K_{10,5} = 0,6347$$

$$A_s = \frac{0,2723 \cdot (\ln 400 - \ln 25)}{(0,6347) \cdot (0,6) \cdot (0,38)} = 5,11 m^2$$

A continuación se calcula el tiempo de retención hídrico o hidráulico en el lecho del humedal HF (TRH) para la eliminación de DBO₅. La importancia del estudio del tiempo de retención hídrico radica en el hecho de que a mayor tiempo de retención hidráulica mayor eliminación de nutrientes (Ansola y col., 2003).

$$TRH = \frac{A_s \cdot d \cdot n}{Q} \quad (\text{Ecuación 4.7})$$

$$TRH = \frac{A_s \cdot d \cdot n}{Q} = \frac{(5,11) \cdot (0,6) \cdot (0,38)}{0,2723} = 4,28d$$

La comprobación de los resultados se realizó calculando la temperatura media asumida. Aunque la temperatura media del agua de entrada al humedal es de 22,9 °C y la mínima 15,7 °C, se supuso como temperatura de diseño un grado menos que la temperatura media en invierno. Tenemos así que T₀= 10,5 °C.

$$T_c = \frac{q_L}{q_G} \quad (\text{Ecuación 4.8})$$

$$T_e = T_0 - T_c \quad (\text{Ecuación 4.9})$$

$$T_w = \frac{T_0 - T_e}{2} \quad (\text{Ecuación 4.10})$$

$$q_L = (T_0 - T_a) \cdot (U) \cdot (\sigma) \cdot (A_s) \cdot (t); \quad (\text{Ecuación 4.11})$$

$$q_G = (C_p) \cdot (\delta) \cdot (A_s) \cdot (d) \cdot (n) \quad (\text{Ecuación 4.12})$$

$$U = \frac{1}{\left(\frac{y_1}{k_1}\right) + \left(\frac{y_2}{k_2}\right) + \left(\frac{y_3}{k_3}\right)}; \quad (\text{Ecuación 4.13})$$

Donde:

- q_G : Energía ganada por el agua, (J/°C).
- c_p : Capacidad de calor específico del agua, 4.125 (J/kg·°C).
- δ : Densidad del agua, 1.000 (kg/m³).
- q_L : Energía perdida vía conducción a la atmósfera, (J).
- T_0 : Temperatura del agua que entra al humedal, (°C).
- T_a : Temperatura media del aire durante el período considerado (se toma el periodo invernal).
- U : Coeficiente de transferencia de calor a la superficie del lecho del humedal, (W/m²).
- σ : Factor de conversión, 86.400 (s/d).
- t : Tiempo de residencia hidráulica en el humedal, (d).
- $k_{(1-n)}$: Conductividad de las capas de 1 a n, (W/m·°C).
- $y_{(1-n)}$: Espesor de las capas de 1 a n, (m).
- T_c : Cambio de temperatura en el humedal, (°C).
- T_e : Temperatura del efluente, (°C).
- T_w : Temperatura promedio en el agua del humedal HF, (°C).

Se admite que el humedal consta de una capa de 60 cm de grava saturada ($K=2$ W/m·°C), una capa de 8 cm de grava seca ($K=1,5$ W/m·°C) y una capa de 15 cm con restos de vegetación ($K=0,05$ W/m·°C).

$$U = \frac{1}{\left(\frac{0,15}{0,05}\right) + \left(\frac{0,08}{1,5}\right) + \left(\frac{0,60}{2}\right)} = 0,3$$

$$T_c = \frac{(10,5 - 3,0) \cdot (0,3) \cdot (86.400) \cdot (4,28)}{(4.215) \cdot (1.000) \cdot (0,6) \cdot (0,38)} = 0,8$$

$$T_e = 10,5 - 0,8 = 9,7^\circ C$$

$$T_w = \frac{10,5 + 9,7}{2} = 10,1^\circ C$$

La temperatura asumida (10,5 °C) para el dimensionamiento solo difiere en 0,4 °C de la promedio del agua y, por lo tanto, los cálculos realizados para el diseño del área del humedal subsuperficial, obteniendo un área de 5,11 m², son correctos.

Los resultados para el dimensionado de humedales HF, expuestos en la tabla 4.25, muestran amplios rangos de superficies, desde 5 a 22,4 m². Atendiendo a las indicaciones de Reed y col. (1995), la mayor concordancia de los cálculos expuestos, es con los resultados de Parra y Chiang (2013): 5 m². Mayores áreas para este humedal implicarían sobredimensionamiento y, por consiguiente, pérdida de rentabilidad en la eliminación de la DBO₅.

4.19.2. Diseño considerando la eliminación de SST en un humedal subsuperficial

La expresión para dimensionar un humedal de flujo subsuperficial para la eliminación de sólidos totales en suspensión es la siguiente:

$$C_e = C_0 [0,1058 + 0,0014 \cdot (CH)] \quad (\text{Ecuación 4.14})$$

$$CH = \frac{Q \cdot 100}{A_s} \quad (\text{Ecuación 4.15})$$

Donde:

- CH: Carga hidráulica, (cm/d).

- C_e : Concentración de SST en el efluente, (mg/L).
- C_o : Concentración de SST en el afluente, (mg/L).

$$20 = 187,4 \cdot \left[0,1058 + 0,0014 \cdot \left(\frac{0,2723 \cdot 100}{A_s} \right) \right]$$

$$A_s = \frac{3,81 \cdot 10^{-3}}{9,23 \cdot 10^{-4}} = 4,12 m^2$$

Si se desea que el humedal tenga efluentes de 60 mg/L, en lugar de 20 mg/L, los cálculos indican una superficie de solo 0,018 m². Como es mucho menor, se elige siempre el valor más restrictivo. En todo caso, la superficie (4,12 m²) es menor que la calculada para la eliminación de la DBO₅. Por ello, la eliminación de SST en sistemas HF no es un parámetro limitante en el diseño y dimensionamiento del humedal, ya que es más rápida en comparación con la de DBO₅ o nitrógeno.

Los datos bibliográficos mostrados en la tabla 4.25, reportan superficies comprendidas entre 2,5 y 20 m². El resultado obtenido de 4,12 m² está más próximo a los 5 m² de las recomendaciones de Parra y Chiang (2013). Si esta superficie fuese de 20 m², según la “regla de oro” (Cooper y col., 1996; Kadlec y Wallace, 2009), estaríamos en una situación de sobredimensionamiento; si se siguen las reglas de la EPA (2000), el humedal que no conseguiría los objetivos de eliminación ya que su superficie sería menor (2,5 m²).

4.19.3. Diseño considerando la eliminación de NT en un humedal subsuperficial

El diseño basado en la eliminación de nitrógeno mediante sistemas HF es complicado, ya que el nitrógeno puede presentarse en una amplia variedad de formas y requiere

determinadas condiciones químicas y ambientales para su eliminación. Por lo tanto, la eliminación de nitrógeno es, como norma general, el parámetro de diseño limitante cuando existen límites estrictos de vertido, tanto de nitrógeno amoniacal como de nitrógeno total.

Cuando la eliminación de nitrógeno es limitante, es aconsejable asumir que todo el nitrógeno total que entra al sistema se convierte en amoniaco. Durante el primer o segundo año de operación la eliminación de nitrógeno no suele presentar problemas debido a la adsorción del suelo y la alta asimilación por parte de las plantas debido al rápido crecimiento vegetativo. Al final del segundo período de crecimiento vegetativo, el sistema alcanza el equilibrio y la eliminación de nitrógeno se estabilizará. Además, el tiempo de retención hídrico puede variar pasados dos años debido principalmente al crecimiento de las raíces de las macrófitas, la acumulación de sólidos y la formación del biofilm (Crites, 1994; Hench y col., 2003).

El modelo de diseño también asume que la eliminación de amoniaco se realiza mediante nitrificación y no contempla otros factores como la asimilación por las plantas, ya que estas normalmente no se cosechan pero también influyen en los procesos de eliminación.

Para un dimensionamiento destinado a la eliminación del nitrógeno total se puede utilizar la ecuación 4.5, descrita en el diseño para la DBO₅. Los parámetros han sido definidos anteriormente, excepto:

- C_e : Concentración de amoniaco en el efluente, (mg/L).
- C_o : Concentración de amoniaco en el afluente, (mg/L).
- K_T : Constante dependiente de la temperatura, (d^{-1}).

Para el caso del nitrógeno, la constante de temperatura viene definida por:

$$K_t = K_{NH} \cdot (1,048)^{(T-20)} \quad (\text{Ecuación 4.16})$$

Donde K_{NH} es la constante de nitrificación. Si se asume un 100 % de penetración de las raíces K_{NH} toma el valor de 0,4007, valor que estuvo en concordancia con los resultados observados en humedales HF evaluados por la EPA (1993) (Lara, 1999). Para humedales sin vegetación, esta constante posee el valor de 0,01854.

Una vez definida la constante K_{NH} se determina la eliminación del nitrógeno total (suponiendo que todo el nitrógeno es amonio y un 100 % de penetración de las raíces), vía nitrificación, en un humedal HF, utilizando las ecuaciones anteriores:

$$K_{10,5} = 0,4007 \cdot (1,048)^{(10,5-20)} = 0,256 \text{ d}^{-1}$$

$$A_s = \frac{0,2723 \cdot (\ln 140 - \ln 10)}{(0,256) \cdot (0,6) \cdot (0,38)} = 12,3 \text{ m}^2$$

A partir de esta área, se calcula el tiempo de retención hídrico en el lecho del humedal HF para la eliminación de nitrógeno total:

$$TRH = \frac{A_s \cdot d \cdot n}{Q} = \frac{(12,3) \cdot (0,6) \cdot (0,38)}{0,2723} = 10,3 \text{ d}$$

Para comprobar los resultados obtenidos, se realizó el cálculo de nitrato restante en el efluente mediante la expresión:

$$\frac{C_e}{C_0} = e^{(-K_t \cdot T)} \quad (\text{Ecuación 4.17})$$

Donde:

- C_e : Concentración de nitrato en el efluente, (mg/L).
- C_o : Concentración de amoníaco en el afluente, (mg/L).
- K_T : Constante dependiente de la temperatura, para el nitrato es $1 \text{ (d}^{-1}\text{)}$.
- T : tiempo de retención hídrico, (d).

El contenido de nitratos en el humedal HF (C_o) será el resultado de restar a los 140 mg/L de entrada al sistema, los 10 mg/L de salida: 130 mg/L.

$$\frac{C_e}{130} = e^{(-1 \cdot 10 \cdot 29)} = 4,41 \cdot 10^{-3}$$

El nitrógeno total en el efluente serán los 10 mg/L, que debe contener el efluente del humedal con la dimensión calculada de $12,3 \text{ m}^2$, más el residual calculado ($4,41 \cdot 10^{-3}$); un total de 10,004 mg/L que demuestran que el diseño es correcto.

Cuando se diseña el humedal para la eliminación conjunta de nitrógeno total y DBO_5 , se calculan las áreas para cada parámetro por separado. El área total para el diseño del humedal HF será la mayor de las dos y no la suma de ambas. Por lo tanto la superficie óptima del humedal HF para el caso concreto de la vivienda unifamiliar estudiada es de $12,3 \text{ m}^2$. Este valor confirma que desde este nuevo punto de vista la superficie real del humedal HF estudiado, 27 m^2 , era excesiva (2,2 veces superior), y fue la causante de las situaciones de desajustes hídricos e iónicos encontradas.

Además, la relación largo/ancho también debe contemplarse en el diseño y debe estar entre 3:1 y 10:1, dependiendo de las cargas a tratar, contaminantes que se desean eliminar y del tipo de flujo desde el punto de vista costo/eficiencia. La superficie del lecho debe ser llana y el fondo se recomienda que tenga una pendiente no mayor del 3

% que permita que el residual fluya a través del substrato venciendo las fuerzas de fricción del medio.

$$L = 3 \cdot W \quad A_s = L \cdot W \quad W = \sqrt{\frac{A_s}{3}} \quad (\text{Ecuación 4.18})$$

Para un humedal de 12,3 m², las dimensiones L = 6,07 m y W = 2,02 m, cumplen la relación L - W = 3:1.

Aunque el humedal HF estudiado, contaba con un área 2,2 veces superior a la teórica para obtener efluentes de 10 mg/L de nitrógeno total, los valores reales fueron de unos 30 mg/L en su primer año de funcionamiento, con un rendimiento medio de eliminación del 79,8 %. Se ha discutido que un humedal provisto de vegetación no producirá efluentes constantes hasta los dos años de funcionamiento ya que parte del nitrógeno puede ser utilizado para el desarrollo vegetativo. Con estas apreciaciones, los efluentes del humedal HF deberían ser menores a 10 mg/L. Una posible explicación puede radicar en el tiempo de residencia hídrico en el lecho del humedal.

El sistema estudiado contaba con una bomba de achique colocada a la salida de forma que cuando alcanzada un cierto nivel, se accionaba automáticamente y transvasaba el agua al humedal superficial. La bomba estaba colocada en el fondo del humedal y, según el fabricante, el dispositivo de succión está colocado a una altura de 7,6 cm desde la base, altura a la cual se acciona la bomba. Esto hizo que el tiempo de retención hídrica del humedal disminuyera de los 22,6 días teóricos (27 m² y 60 cm de profundidad) a 2,6 días (27 m² y 7,6 cm de profundidad), como se calcula a continuación.

$$TRH = \frac{A_s \cdot d \cdot n}{Q} = \frac{(27) \cdot (0,6) \cdot (0,38)}{0,2723} = 22,6 d$$

$$TRH = \frac{A_s \cdot d \cdot n}{Q} = \frac{(27) \cdot (0,076) \cdot (0,38)}{0,2723} = 2,9 d$$

Con estas consideraciones no se completarían los procesos de depuración pero se vieron mermados por el sobredimensionamiento del mismo. Este hecho también pudo provocar un flujo preferente de circulación de agua desde el comienzo del funcionamiento del sistema. En futuras construcciones que utilicen sistemas automáticos de trasvase de agua es recomendable su colocación a la altura adecuada para evitar la disminución indeseable de los tiempos de retención.

Los resultados para el dimensionado de humedales HF, atendiendo a la eliminación de nitrógeno que se muestran en la tabla 4.25, muestran superficies desde 5 a 40 m². El dimensionamiento más próximo al calculado en esta investigación (12,3 m²) utilizando las recomendaciones de Reed y col. (1995), es el de 14,4 m² (Armstrong y Armstrong, 1990; Brix, 1990; Brix y Schierup, 1990; Gries y col., 1990), que tiene en cuenta la cantidad de oxígeno inyectada por el *Phragmites australis* al lecho del humedal para nitrificar todo el nitrógeno. La superficie encontrada a partir de los cálculos publicados por Parra y Chiang (2013) fue insuficiente para la eliminación del nitrógeno total, mientras que las dimensiones encontradas por otros autores fueron excesivas.

Reed y col. (1995) también reportan cálculos para el dimensionamiento de humedales HF destinados a la eliminación de fósforo. Con estos cálculos se suele obtener un área 1,5 o 2 veces superior a la obtenida para la eliminación del nitrógeno total. También es aconsejable la utilización de lagunas anteriores o posteriores al humedal para minimizar el área del humedal HF y mejorar la eliminación del fósforo. Por otro lado, también se podrían emplear los nuevos materiales de relleno para mejorar los rendimientos de eliminación de fósforo comentados en el apartado del fósforo (capítulo 4.15).

4.19.4. Dimensionamiento del humedal de flujo superficial

En la bibliografía existen recomendaciones para el dimensionamiento de humedales SF, al igual que ocurre con los humedales HF (tabla 4.25). Se han reportado datos que recomiendan superficies de 22 m² para eliminar DBO₅, 8,5 m² para la eliminación de SST y 24,5 m² para la eliminación de nitrógeno (EPA, 2000; Wallance y Knight, 2006). Se pone de manifiesto que el parámetro sólidos totales en suspensión es el que necesita menos área para su eliminación y el nitrógeno el que mayor área necesita, con lo que el dimensionamiento debe realizarse atendiendo a este parámetro.

Se observa, de forma general, que los sistemas de flujo superficial necesitan mayor área que sistemas de flujo subsuperficial, y que el parámetro limitante para el dimensionamiento es el nitrógeno.

El cálculo para el dimensionamiento del humedal de flujo superficial o balsa de evaporación fue discutido en el apartado 4.1.1, diseñado para evaporar todo el vertido pero no para depurar. No se realizó un cálculo exhaustivo para este tipo de humedal porque los requerimientos legales son alcanzados fácilmente con el sistema HF y mejora los niveles los niveles de fósforo como se ha comentado en el caso estudiado. Al existir un humedal SF, éste actúa como tratamiento posterior de las aguas consiguiendo el doble objetivo de obtener unas aguas depuradas junto a la eliminación total del vertido, aunque existe el riesgo de concentración de contaminantes y crecimiento de algas.

Una consideración final es que el humedal se encuentra situado en una zona mediterránea árida donde existen problemas de sequía. Un uso razonable y sostenible del agua, procedente de estos sistemas, sería su reutilización en lugar de la evaporación total. Además, en caso de limitadas disponibilidades hídricas, sería poco razonable no considerar la posibilidad de su aprovechamiento.

5. RESUMEN Y CONCLUSIONES

1. Se evaluó la eficacia del proceso de depuración y eliminación total de aguas residuales domésticas mediante un sistema híbrido de humedales construidos, localizado en el sudeste español, en concreto, en el campo de Elche.
2. El sistema estuvo compuesto por: una depuradora de oxidación total no conectada, a modo de decantador y separador primario, un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal, plantado con *Phragmites australis* y aireación asistida durante el primer año de funcionamiento, y un humedal de flujo superficial plantado con distintas especies que cumple la función de balsa de evaporación total.
3. Los parámetros evaluados fueron los exigidos, en la zona de construcción del humedal, por los Reales Decretos 509/1996 para vertido de aguas residuales tratadas y 1620/2007 de reutilización de aguas regeneradas destinadas a uso agrícola 2.1. Otros parámetros como pH, temperatura, aceites y grasas,

tensioactivos aniónicos y catiónicos, compuestos nitrogenados, orto-fosfato, contenido de oxígeno, sólidos decantables, % NaCl y sólidos totales disueltos, recuento de aerobios mesófilos, enterobacterias totales, coliformes termotolerantes y *Clostridium* sulfito-reductores, también fueron estudiados para comprobar la efectividad en el proceso de depuración del sistema.

4. Las aguas residuales domésticas afluentes presentaron un carácter medio-fuerte, estando influenciadas por los hábitos particulares de consumo familiar y poniendo de manifiesto el carácter genuino de cada agua residual.
5. El agua residual tratada por el sistema de humedales construidos cumplió con los parámetros exigidos por la legislación para verter y reutilizar durante el primer año de funcionamiento. Los efluentes del segundo año no cumplieron con las exigencias legales debido a desajustes hídricos en el humedal subsuperficial que afectaron también al humedal superficial situado posteriormente.
6. El humedal de flujo subsuperficial sufrió un secado total al comienzo del segundo año de estudio, provocado por un excesivo desarrollo vegetativo derivado del sobredimensionamiento del sistema, situación que se repitió al año siguiente. Este hecho provocó la aparición de vías preferentes de circulación de agua que derivó en un desajuste hídrico e iónico en el lecho del sistema, teniendo como consecuencia el no cumplimiento de la legislación.
7. El humedal construido de flujo superficial presentó fenómenos de evaporación y concentración típicos derivados de las condiciones climáticas de cada estación; este hecho tuvo relación directa con el incumplimiento de algunos parámetros exigidos. Este humedal no cumplió su función principal de evaporación total de las aguas debido a su déficit de superficie.

8. Para solventar el problema de la excesiva proliferación de algas en el SF, se propone la recirculación del agua a través de un sistema de filtración y luz ultravioleta que resultó ser efectivo.
9. Como consecuencia del sobredimensionamiento del humedal subsuperficial se propone un nuevo diseño del sistema, cuyo proyecto completo se muestra en el anexo I del presente trabajo, y se demuestra que el dimensionamiento del sistema estudiado es 2,2 veces superior al teórico.
10. Aunque el sistema estaba ubicado en una zona no sensible, los cálculos para optimizar el redimensionamiento se hicieron atendiendo al parámetro nitrógeno total, cuya superficie obtenida fue mayor que la encontrada para DBO₅ y que SST, siendo estos los parámetros de eliminación exigidos por el R.D. 509/1996 para vertido.
11. Los sistemas de humedales construidos se postulan como tratamiento de aguas residuales secundario y en muchos casos terciario, destacando el caso de humedales construidos tipo híbrido: subsuperficial más superficial.
12. Debido a que el humedal se encuentra situado en una zona árida mediterránea, con alto déficit hídrico, sería inconsecuente no considerar la posibilidad del aprovechamiento del agua tratada en humedales híbridos, en lugar de la evaporación total ya que se ha comprobado que son capaces de obtener afluentes compatibles con las exigencias del R.D. 1620/2007.

6. BIBLIOGRAFÍA

Abegglen, C., Joss, A., Boehler, M., Buetzer, S., Siegrist, H., **(2009)**. Reducing the natural colour of membrane bioreactor permeate with activated carbon or ozone. *Water Science and Technology*, 60 (1): 155-165.

Ajuntament d'ELX, **(1998)**. Ordenanza reguladora de la red de Alcantarillado municipal y de los vertidos a la misma, aprobación Pleno: 27/07/98. Fecha publicación BOP: 31/08/98 1998. Disponible en:

Alarcón, A., Kolb, P., Marull, J., **(1997)**. Recuperación medioambiental del tramo final del río Besós. *Bio*, 10: 7-11.

Allen, H., Pierce, G., Van Wormer, R., **(1990)**. Considerations and techniques for vegetation establishment in constructed wetlands. In: D.A. Hammer (ed.) *Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc.

- Álvarez, J., Ruiz, I., Soto, M., **(2008)**. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 33, Issue 1: 54–67.
- 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: 43–52.
- APHA (American Public Health Association), **(1960)**. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA Inc. New York, 1960.
- APHA (American Public Health Association), **(1989)**. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Seventeenth Edition. American Public Health Association, Washington, D.C.
- Arias, C., Brix, H., **(2005a)**. Initial experience from a compact vertical flow constructed wetland treating single household wastewater. In: Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, Metals and Management, J. Vymazal, ed., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 52-64.
- Arias, O., **(2004)**. Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial. Universitat Politècnica de Catalunya. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental. Tesina, Barcelona.
- Armstrong, J., Armstrong, W., **(1988)**. *Phragmites australis*: A preliminary study of soiloxidizing sites and internal gas transport pathways. *New Phytologist*. 108: 373-382.
- Armstrong, J., Armstrong, W., **(1990)**. Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. *New Phytologist*, 114: 121-128.

-
- Armstrong, J., Armstrong, W., Van der Putten, W., **(1996)**. *Phragmites* die-back: Bud and root death, blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. *New Phytologist*, 133: 399–414.
- Armstrong, W., **(1967)**. The use of polarography in the assay of oxygen diffusing from roots in anaerobic media. *Physiology Plant*, 20: 540-553.
- Armstrong, W., **(1979)**. Aeration in Higher Plants. *Advances in Botanical Research*, 7: 225-331.
- Armstrong, W., Armstrong, J., Beckett, P., Justin, S., **(1991)**. Convective gasflows in wetland plant aeration. In: Jackson, M.B., Lambers, H. (Eds.), *Plant Life under Oxygen Deprivation*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, pp. 283-302.
- Ashbolt, N., Grabow, W., Snozzi, M, **(2001)**. Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (Water Series). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, pp. 289–315.
- Atlas, R., Bartha, R., **(1993)**. *Microbial Ecology Fundamentals and applications*. 3rd Edition. The Benjamin/Cumming Publishing Company Inc. New York.
- Ávila, C., Reyes, C., Bayona, J., García, J., **(2013)**. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. *Water Research*, 47: 315-325.
- Ayers, R., Westcot, D., **(1985)**. *Water quality for Agriculture*. Vol. 29. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nation (FAO).
-

- Ayres, R., Mara D., **(1996)**. Organización Mundial de la Salud (WHO). Analysis of Wastewater for Use in Agriculture. A Laboratory manual of Parasitological and Bacteriological Techniques. Geneva.
- Babatunde, A., Zhao, Y., O'Neill, M., O'Sullivan, B., **(2008)**. Constructed wetlands for environmental pollution control: a review of developments, research and practice in Ireland. *Journal of Environmental Management*, 34: 116-126.
- Barko, J., Gunnison, D., Carpenter, S., **(1991)**. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 41: 41-65.
- Batty, L., Younger, P., **(2004)**. "The Use of Waste Materials in the Passive Remediation of Mine Water Pollution." *Surveys in Geophysics*, 25: 55-67.
- Bayley, M., Davison, L., Headley, T., **(2003)**. Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. *Water Science & Technology*, 48 (5): 175-182.
- Bayley, R., Thomas, E., Cooper, P., **(1973)**. Some problems associated with the treatment of sewerage by non-biological processes. In: Applications of new concepts in physical-chemical wastewater treatment. W.W. Eckenfelder and L.K. Cecil (eds.). Oxford, UK: Pergamon Press, pp. 119–132.
- Bedford, B., Bouldin, D., Beliveau, B., **(1991)**. Net oxygen and carbon-dioxide balances in solutions bathing roots of wetland plants. *Journal of Ecology*, 79: 943-959.
- Bella, D., **(1970)**. Simulating the effect of sinking and vertical mixing of algae population dynamics. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 42(2):R140.

-
- Berná, L., Torrella, F., Soler, A., Sáez, J., Llorens, M., Martínez, I., **(1986)**. Estudio de la autodepuración microbiológica y físico-química de aguas residuales por lagunaje profundo. *Anales de Biología*, 10: 49-59.
- Bertino, A., **(2010)**. Study on One-Stage Partial Nitritation-Anammox Process in Moving Bed Biofilm Reactors: a Sustainable Nitrogen Removal. TRITA LWR Degree Project, Royal Institute of Technology (KTH) Stockholm, Sweden.
- Bialowiec, A., Janczukowicz, W., Randerson, P., **(2011)**. Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation. *Ecological Engineering*, 37: 897-902.
- Biddlestone, A., Gray, K., Job, G., **(1991)**. Treatment of dairy farm wastewaters in engineered reed bed systems. *Process Biochemistry*, 26: 265-268.
- Bogart, J., League, J., **(1988)**. Biological remediation of underground storage facilities. *Air Pollution Control Association*, 88-7.2.
- Borja, M., **(2011)**. Diseño de una Planta de Tratamiento para aguas residuales de la ciudad de Guaranda. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias. Riobamba, Ecuador: Escuela de Ciencias Químicas. 163 pp.
- Brissio, P., **(2005)**. Evaluación preliminar del estado de contaminación en suelos de la provincia del Neuquén donde se efectúan actividades de explotación hidrocarburífera. Universidad Nacional del Comahue. Neuquén, Argentina.
- Brix, H., **(1990)**. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Water Research*, 24: 259-266.
- Brix, H., **(1994)**. Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology*. 30(8): 209-223.
-

- Brix, H., **(1997)**. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 35: 11-17.
- Brix, H., **(2003)**. Plants used in constructed wetlands and their functions. In: Dias, V. & Vymazal, J. (Eds.): Proceedings of the 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, May 8-10, 2003, Lisboa, Portugal. pp. 81-109.
- Brix, H., **(2005)**. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic waste water: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25: 491-500.
- Brix, H., Arias, C., Johansen, N., **(2003)**. Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: Wetlands: Nutrients, Metals and Mass Cycling, J. Vymazal, (ed.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 237-258.
- Brix, H., Schierup, H., **(1989)**. Sewage treatment in constructed wetlands-Danish experience. *Water Science & Technology*, 21: 1665-1668.
- Brix, H., Schierup, H., **(1990)**. Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, London, pp 53-66.
- Brodie, G., Hammer, D., Tomljanovich, D., **(1989)**. "Treatment of Acid Drainage with a Constructed Wetland at the Tennessee Valley Authority 950 Coal Mine". Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, Inc., pp. 201-209.
- Brodrick, S., Cullen, P., Maher, W., **(1988)**. Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent. *Water Research*, 22 (4): 431-439.

-
- Brown, P., Gill, S., Allen, S., (2000). Metal removal from wastewater using peat. *Water Research*, 34: 3907–3916.
- Bulc, T., (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 26: 365-374.
- Bulc, T., Vrhovšek, D., Kukanja, V., (1997). The use of constructed wetlands for landfill leachate treatment. *Water Science & Technology*, 35: 301–306.
- Burgess, N., Evans, C., (1989). The management of reedbeds for birds. Sandy: The Royal Society for the Protection of Birds.
- Burgoon, P., Reddy, K., DeBusk, T., Koopman, B., (1991). Vegetated submerged beds with artificial substrates. II: N and P Removal. *Journal ASCE-EED*, 117: 408–424.
- Burke, D., Weis, J., Weis, P., (2000). Release of metals by the levels of the salt marsh grasses *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 153-159.
- Caffrey, J., Kemp, W., (1991). Seasonal and spatial patterns of oxygen production, respiration and root-rhizome release in *Potamogeton perfoliatus* L. and *Zostera marina* L. *Aquatic Botany*, 40: 109-128.
- Castillo, P., Collado, R. (1996). Eliminación de nitrógeno en sistemas naturales de depuración de aguas residuales: análisis comparativo. *Retema*, 52: 49-55.
- Celis, J., Junod, J., Sandoval, M., (2005). Recent applications of wastewater by means of aquatic plants. *Theoria*, 14: 17-25.
- Cerezo, R., Suarez, M., Vidal-Abarca, M., (2001). The performance of a multi stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering*, 16: 501-517.
- Certificado ABI-29/02-09/10. Disponible en [http://www.afnor-validation.com/Certificates/ABI/ABI-29-02-09-10_\(en\).pdf](http://www.afnor-validation.com/Certificates/ABI/ABI-29-02-09-10_(en).pdf).
-

- Characklis, W., McFeters, G., Marshall, K., (1990). Physiological ecology in biofilm systems. in Biofilms. eds Characklis W. G., Marshall K. C. (Wiley-Interscience, John Wiley & Sons, Inc. New York, N.Y), pp 341–394.
- Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F., Thoennesen, M., (2002). Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering*, 18: 317–325.
- Chipasa, K., Medrzycka K., (2006). Behavior of lipids in biological wastewater treatment processes. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 33: 635-645.
- Chung, A., Wub, Y., Tamb, N., Wong, M., (2008). Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater, *Ecological Engineering*, 32: 81–89.
- Clevering, O., (1998). Effects of litter accumulation and water table on morphology and productivity of *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and Management*, 5: 275–287.
- Collins, B., Sharitz, R., Coughlin, D., (2005). Elemental composition of native wetland plants in constructed mesocosm treatment wetlands. *Bioresource Technology*, 96: 937–948.
- Connolly, R., Zhao, Y., Sun, G., Allen, S., (2004). Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds. *Process Biochemistry*, 39: 1971-1976.
- Cooper, P., (2005). The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Science and Technology*, 51: 81-90.
- Cooper, P., Boon, A., (1987). The use of *Phragmites* for wastewater treatment by the root zone method: The UK approach. In Reddy. K.R. and Smith. W.H. (eds).

-
- Aquatic plants for wáter treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Orlando, FL. pp. 153-174.
- Cooper, P., Job, G., Green, M., Shutes, R., **(1996)**. Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. WRc Publications, Medmenham, Marlow, UK.
- Coveney, M., Stites, D., Lowe, E., Battoe L., Conrow, R., **(2002)**. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*, 19: 141–159.
- Cowie, N., Sutherland, W., Dithlago, M., James, R., **(1992)**. The effects of conservation management of reed beds II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, 29: 277–284.
- Crites, R., **(1994)**. Design criteria and practice for constructed wetlands. *Water Science Technology*, 29: 1-6.
- Crites, R., et al., **(1997)**. Removal of metals and ammonia in constructed wetlands. *Water Environment Research*, 69. 132-135
- Crites, R., Sherwood, C., Bastian R., **(2000)**. Land Treatment Systems for Municipal and Industrial Wastes. New York: McGraw Hill 433p.
- Crites, R., Tchobanoglous, G., **(1998)**. Small and decentralized wastewater management systems. *Water Resources and Environmental Engineering*, 1. WCB/McGraw-Hill, Boston, 1084 pp.
- Crites, R., Tchobanoglous, G., **(2000)**. Sistemas de Manejo de Aguas Residuales para Núcleos Pequeños y Descentralizados. Mc Graw Hill Interamericana, S.A. Santafé de Bogotá. ISBN 9789584100412
- Cronk, J., **(1996)**. Constructed Wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58: 97-114.
- Cruz, E., **(2000)**. Evaluación microbiológica del efluente anaerobio de un biodigestor de cúpula fija. *Revista Computadorizada de Producción Porcina*, 11, 89-95.
-

DeBusk, T., Reddy, K., **(1987)**. Wastewater treatment using floating aquatic macrophytes: contaminant removal processes and management strategies. In: *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*, K.R. Reddy and W.H. Smith, eds., Magnolia Publishing, Orlando, Florida, pp. 643-656.

DECRETO 218/**2009**, de 4 de diciembre, del Consell, por el que se designan, en el ámbito de la Comunitat Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Del Porto, D., Steinfeld, C. **(2000)**. *Composting Toilet System Book: A Practical Guide Pollution to Choosing, Planning, and Maintaining Composting Toilet Systems*. Center of Ecological Prevention. Ecowaters Books.

Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L.F., Andrade, M., **(2010)**. *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Universidad Mayor de San Simón/Facultad de Agronomía. Cochabamba, Bolivia. ISBN: 978-99954-766-2-5

Demin, O., Dudeney, A., Tarasova, I., **(2002)**. Remediation of ammonia-rich mine water in constructed wetlands. *Environmental Technology*, 23: 497-514.

Dickson, W., **(1980)**. Properties of acidified water, in D. Drablcsand A. Tollan (eds) *Ecological Impact of Acid Precipitation*, SNSF Project 1432, As-NLH, Norway, 75-83.

DIN 38409-51:**1987**-05. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; parameters characterizing effects and substances (group H); determination of biochemical oxygen demand after n days, BOD_n, using the dilution method (H 51).

Directiva **2000/60/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de **1991**, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de **1991**, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.

Directiva 98/15/CE de la Comisión de 27 de febrero de **1998** por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su anexo I.

Dong, Z., Sun, T., (**2007**). A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands e promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological Engineering*, 31: 69-78.

Drizo, A., Frost, C., Grace, J., Smith, K., (**2000**). Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as substrate. *Water Research*, 34: 2483-2490.

Drizo, A., Frost, C., Smith, K., Grace, J., (**1997**). Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Science & Technology*, 35: 95-102.

Dugan, P., (**1992**). Conservación de humedales. Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias. UICN, Gland, Suiza. 99 pp.

Dunbabin, J., Bowmer, K., (**1992**). Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial waste waters containing metals. *Science of the Total Environment*, 3: 151–168.

EarthTools™. Consultado el 20-05-2014.

- El Hamouri, B., Nazih, J., Lahjouj, J., **(2007)**. Subsurface horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions, *Desalination*, 215:153–158.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency), **(1993)**. Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: A Technology assessment.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency), **(1999)**. Free water surface wetlands for wastewater treatment: A technology assessment. EPA 832/R-99/002. Office of Water, Washington, DC.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), **(1983)**. Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes. EPA 600/4-79/020. Environmental Monitoring and Support Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Cincinnati, OH.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), **(2000)**. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010, USEPA Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- EPA (US Environmental Protection Agency), **(2004)**. Guidelines for Water Reuse. EPA/625/R-04/108. Disponible en:
- EPA Method 6010C SW-846 **(2007)**. Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry.
- EPA Method 6020A SW-846 **(2007)**. Method Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry.
- EPA, (U.S. Environmental Protection Agency) **(2000)**. Constructed Wetlands and Water Quality Improvement (II). January 1997–June 2000. The Water Quality Information Center (WQIC), Agricultural Research Service, US Department of Agriculture.

-
- FAO, (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO riego y drenaje 56. Organización de las naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, ISSN 0254-5293.
- Faulwetter, J., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M., Brisson, J., Camper, A, Stein, O., (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 35: 987-1004.
- Fernández, J., de Miguel, E., de Miguel, J., M., Fernández, C., (2005). Manual de Fitodepuración, UPM, Fundación Global Nature, Caja Madrid, Ayto. de Lorca.
- Finlayson, C., Chick, A., (1983). Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent, *Water Research*, 17: 415-422.
- Fritioff, A., Kautsky, L., Greger, M., (2005). Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submersed plants. *Environmental Pollution*, 133: 265-274.
- Gambrell, R., (1994). Trace and toxic metals in wetlands. A review. *Journal of Environmental Quality*, 23: 883-891.
- García, J., Corzo, A., (2008). Depuración con Humedales Construidos, Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. PDF. Consultado en <http://upcommons.upc.edu/e-prints/handle/2117/2474>.
- García, J., Ojeda, E., Sales, E., Chico, F., Piriz, T., Aguirre, P., Mujeriego, R., (2003). Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecological Engineering*, 21: 129–142.
- García, J., Rousseau, D., Morato, J., Lesage, E., Matamoros, V., Bayona, J., (2010). Contaminantremoval process in subsurface-flowconstructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40: 561-661.
-

- García, J., Ruiz, A., Junqueras, X., **(1997)**. Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos. *Tecnología del Agua*, 165: 58-65.
- García, M., Bécares, E., Soto, F., de Luis, E., **(1999)**. Macrófitos en la depuración de aguas residuales. Su función en la eliminación de bacterias. *Tecnología del Agua*, 185: 64-67.
- Garfí, M., Pedescoll, A., Bécares E., Hijosa-Valsero M., Sidrach-Cardona R., García, J., **(2012)**. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of the Total Environment*, 437: 61-67.
- Gasiunas, V., Strusevicius, Z., Struseviciene, S., **(2005)**. Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania. *Journal of Environmental Science and Health*. 40: 1467–1478.
- Gearheart, R. et al., **(1999)**. Free water surface wet- lands for wastewater treatment: a technology assessment. USEPA, Office of Water Management, US Bureau of Reclamation, City of Phoenix, AZ.
- Geller, G., **(1996)**. Horizontal flow systems for wastewater treatment: long term scientific and practical experiences; recommendations. Chapter III/2; Proceedings of the 5th International Conference for Wetland Systems for Water Pollution Control; Universität für Bodenkultur: Wein, Austria.
- Geller, G., Kleyn, K., Lenz, A., **(1990)**. “Planted Soil Filters” for wastewater treatment: the complex system “Planted Soil Filter”, its components and their development. In: *Constructed Wetlands in wáter Pollution Control*, P.F. Cooper and B.C. Findlater, eds., Pergamon Press, Oxford, UK, pp. 161-170.
- Gerardi, M., **(2002)**. *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process*. John Wiley and Sons, Inc., New York.

-
- Gersberg, R. et al., **(1984)**. The Removal of Heavy Metals by Artificial Wetlands, In: Proc Water Reuse Symp. III, Vol 2, AWWA Research Foundation, 639.
- Gersberg, R., **(1986)**. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research*, 20: 363-367.
- Gersberg, R., Gearhart, R., Ives, M., **(1989a)**. Pathogen removal in constructed wetlands. In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, D.A. Hammer, ed., Lewis Publishers, Che Michigan, pp. 431-446.
- Gleason, H., Cronquist, A., **(1963)**. Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada. D. Van Nostrand Company, New York.
- Godschalk, G., Wetzel, R., **(1978)**. Decomposition in littoral zones of lakes. In: R.E. Good et al. (eds.) *Freshwater wetlands: ecological process and management potential*. New York, NY: Academic Press.
- Gonçalves, A., **(2003)**. Le séchage des boues de STEP sur lits plantés d'hélophytes: un procédé naturel de traitement des boues. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 26: 67-71.
- Google Earth. Consultado el 20-03-2014.
- Granéli, W., **(1989)**. Influence of standing litter on shoot production in reed, *Phragmites australis* (Cav. Trin. ex Steudel). *Aquatic Botany*, 35: 99-109.
- Gray, S., Kinross, J., Read, P., Marland, A., **(2000)**. The nutrient capacity of maerl as a substrate in constructed wetland systems for waste treatment. *Water Research*, 34: 2183-2190.
- Greenway, M., **(2005)**. The role of constructed wetlands in secondary effluents treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecological Engineering*, 25: 501-509.

- Gries, C., Kappen, L., Losch, R., (1990). Mechanism of flood tolerance in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *New Phytologist*, 114: 589-594.
- Grisson, C., (1999). Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes, Une étude bibliographique. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse.
- Gross, A., Wiel-Shafran, A., Bondarenko, N., Ronen, Z., (2006b). Reliability of small commercial greywater treatment systems, a case study, Protection and Restoration of the Environment VIII, Chania, Crete, Greece, pp. 8.
- Grove, J., Stein, O., (2005). Polar organic solvent removal in microcosm constructed wetlands. *Water Research*, 39: 4040–4050.
- Gu, B., DeBusk, T., Dierberg, F., Chimnex, M., Pietro, K., Aziz, T., (2001). Phosphorus removal from Everglades agricultural runoff by submerged aquatic vegetation/limerock treatment technology: an overview of research. *Water Science and Technology*, 44: 101-108.
- Güsewell, S., & Klötzli, F., (2000). Assessment of aquatic and terrestrial reed (*Phragmites australis*) stands. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 367–373.
- Gutiérrez, J., (2003). Controvérsias disciplinares e compromissos pendentes na pesquisa contemporânea em educação ambiental. *Revista de Educação Pública*, 12: 83-106.
- Guylas, H., Choromanski, P., Furmanska, M., Muelling, N., Otterpohl, R., (2007). Photocatalytic oxidation of biologically treated greywater in presence of powdered activated carbon. International Conference on Sustainable Sanitation, Food and Water Security for Latin America, Fortaleza, Brazil.
- Haberl, R., Perfler, R., Mayer, H., (1995). Constructed wetlands in Europe. *Water Science & Technology*, 32: 305-315.

-
- Hammer, D., (1992). Creating freshwater wetlands. Lewis Publishers, Chelsea, MI. pp. 1-298.
- Hammer, M., Hammer Jr., M., (2001). Water and Wastewater Technology, 4th ed. Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ. USA.
- Hannah, S., Austern, B., Eralp, A., Wise, R., (1986). Comparative removal of toxic pollutants by 6 wastewater treatment processes. *Jour. WPCF*, 58: 27–34.
- Harindra, E., (2001). Appropriate Disposal of Sewage in Urban and Suburban Sri Lanka. PhD Thesis, The University of Leeds, Leeds, 270 pp.
- Headley, T., Herity, E., Davison, L., (2005). Treatment at different depths and vertical mixing within a 1 m deep horizontal subsurface-flow wetland *Ecological Engineering*, 25: 567–582.
- Healy, M., O’Flynn, C., (2011). The performance of constructed wetlands treating primary, secondary and dairy soiled water in Ireland (a review). *Journal of Environmental Management*, 92: 2348-2354.
- Healy, M., Rodgers, M., Mulqueen, J., (2007b). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, 98: 2268-2281.
- Heers, M., (2006). Constructed wetlands under different geographic conditions: Evaluation of the suitability and criteria for the choice of plants including productive species. Msc thesis. Hamburg University of Applied Sciences, Germany. Faculty of Life Sciences.
- Hench, K., Bissonnette, G., Sexstone, A., Coleman, J., Garbutt, K., Skousen, J., (2003). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands, *Water Research*, 37: 921–927.
-

Herouvim, E., Akrotos, C., Tekerlekopoulou, A., Vayenas, D., **(2011)**. Treatment of olive mill wastewater in pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 37: 931-939.

Hijosa-Valsero, M., Matamoros, V., Pedescoll, A., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., García, J., Bayona, J., **(2011a)**. Evaluation of primary treatment and loading regimes in the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters by subsurface-flow constructed wetlands. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 91: 632-653.

Hill, V., Sobsey, M., **(2001)**. Removal of Salmonella and microbial indicators in constructed wetlands treating swine wastewater. *Water Science and Technology*, 44: 215-22.

Holliday, C., Rasmussen, T., Miller, W., **(2003)**. Establishing the relationship between turbidity and total suspended sediment concentration. Georgia Water Resources Conference. In: Hatcher, J. (Editor). Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia.

Hong, M., Farmayan, W., Dortch, I., Chiang, C., **(2001)**. Phytoremediation of MTBE from a groundwater plume. *Environmental Science & Technology*, 35: 1231–1239.

Hooper, A., Vanelli, T., Bergmann, D., Arciero, D., **(1997)**. Enzymology of the oxidation of ammonia to nitrate by bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, 71: 59-67.

<http://humedalesenmexico.blogspot.com.es/2013/03/factoresbioticos.html>.

<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/30006MKD.pdf>

http://www.cornare.gov.co/sgi/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=1205&Itemid=2

http://www.elche.es/media/normativas_municipales/Ordenanzas_no_Fiscales/Sanidad_y_Medio_Ambiente/Alcantarillado_y_vertidos_termino_municipal_Elche.pdf

IAWQ (International Association on Water Quality), **(1995)**. Proceedings of international conference on treatment wetlands, Guangzhou, China. *Water Science & Technology*. Vol. 32, No. 3

IAWQ (International Association on Water Quality), **(2000)**. Constructed wetlands for pollution control processes, performance, design and operation. IWA Publishing, London, 156 pp.

IGME (Instituto Geológico y Minero de España). Disponible en http://www.igme.es/INTERNET/SIDIMAGENES/139000/868/139868_0000050.PDF

Imfeld, G., Braeckevelt, M., Kusch, P., Richnow, H., **(2009)**. Monitoring and assessing processes of organic chemical removal in constructed wetlands. *Chemosphere*, 74: 349-362.

Imhoff, K., **(1989)**. Handbook of Urban Drainage and Wastewater Disposal. Wiley, New York, ISBN 0-471-81037-1.

INE (Instituto Nacional de Estadística), **(2012)**. Encuesta sobre el Suministro y Saneamiento del Agua para el año 2010. Notas de prensa. Consultado en <http://www.ine.es/prensa/np724.pdf>

ITRC (Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands), **(2003)**. The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team.

IVIA (Instituto Valenciano de Innovaciones Agrarias). Riegos IVIA datos meteorológicos. Disponible en <http://riegos.ivia.es/datos-meteorologicos>

- Jianlong, W., Ning, Y., **(2004)**. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry*, 39: 1223-1229.
- Jirasripongpun, K., **(2002)**. The characterization of oil-degrading microorganisms from lubricating oil contaminated (scale) soil. *Letters in Applied Microbiology*, 35: 296–300.
- Johansen, N., Brix, H., **(1996)**. Design criteria for a two-stage constructed wetland. In: Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Austria, Chapter IX/3.
- John, H., **(2002)**. "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74: 793–807.
- Jong, J., **(1976)**. The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. In: tourbier, J. and Pierson, R.W.Jr. (eds.) Biological control of water pollution. Univ. Pennsylvania Press, Philadelphia. Pp. 133-139.
- Junta de Andalucía **(1997)**. Planta Experimental de Depuración de Aguas Residuales. Evolución y Experiencias. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Sevilla.
- Kadlec, R., **(1992)**. Hydrological factors in wetland water treatment. In: Hammer, D.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea (MI), USA, pp. 25–29.
- Kadlec, R., Knight, R., **(1996)**. *Treatment Wetlands*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL 33431, USA.
- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., **(2000)**. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Specialist Group on the Use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Scientific and Technical report No. 8, IWA Publishing, London.

-
- Kadlec, R., Wallace, S., **(2009)**. Treatment Wetlands, second ed. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL 33487-2742, USA.
- Kamau, C., **(2009)**. Constructed wetlands: potential for their use in treatment of Grey water in Kenya. Msc thesis, Universität zu Kiel, Germany. pp 77.
- Katayon, S., Fiona, Z., Noor, M., Halim, G., Ahmad, J., **(2008)**. Treatment of mild domestic wastewater using subsurface constructed wetlands in Malaysia. *International Journal of Environmental Studies*, 65: 87-102.
- Kickuth, R., **(1982)**. A low-cost process for purification of municipal and industrial waste water. *Der Tropenlandwirt*, 83: 141-154.
- Knight, R., Clarke, R., Jr., Bastian, R., **(2000)**. Surface flow (sf) treatment wetlands as a habitat for wildlife and humans. *Water Science and Technology*, 44: 27-38.
- Kõiv, M., Vohla, C., Mõtlep, R., Liira, M., Kirsimäe, K., Mander, Ü., **(2009b)**. The performance of peat-filled subsurface flow filters treating landfill leachate and municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35: 204–212.
- Koops, H., Pommerening-Röser, A., **(2001)**. Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species. *FEMS Microbiology Ecology*, 37: 1-9.
- Kouki, S., M'hiri, F., Saidi, N., Belaïd, S., Hassen, A., **(2009)**. Performances of constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. *Desalination*, 246: 452–467.
- Laan, P., Smolders, A., Blom, C., Armstrong, W., **(1989)**. The relative roles of internal aeration, radial oxygen losses, iron exclusion and nutrient balance in floodtolerance of Rumex species. *Acta botanica neerlandica*, 38: 131-145.
- Laanbroek, H., **(1990)**. Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review. *Aquatic Botany*, 38: 105-125.
-

- Lahora, A., (1999). Tratamientos terciarios de bajo coste. *Hidropress*, 13: 16-20.
- Lahora, A., (2003). Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: la edar de Los Gallardos (Almería). En, Paracuellos, M. (ed.): Ecología, manejo y conservación de los humedales, pp. 99-112. Colección Actas, 49. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería.
- Lara, J., (1999). Depuración de Aguas Residuales Municipales con Humedales Artificiales, Tesis de Master en Ingeniería y Gestión Ambiental. Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. España. 122 pp.
- Lawson, G., (1985). Cultivating reeds (*Phragmites australis*) for root zone treatment of sewage. Contract Report ITE, Water Research Centre, Cumbria, UK.
- Leverenz, H., Haunschild, K., Hopes, G., Tchobanoglous, G., Darby, J., (2010). Anoxic treatment wetlands for denitrification. *Ecological Engineering*, 36: 1544-1551.
- Lewis, D., Tate, K., Dahlgren, R., Newell J., (2002). Turbidity and Total Suspended Solid Concentration Dynamics in Streamflow from California Oak Woodland Watersheds. USDA Forest Service Gen. *General Technical Report PSW-GTR-184*. 107-118.
- Lissner, J., Schierup, H., (1997). Effects of salinity on the growth of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 55: 247-260.
- Liu, S., Yan, B., Wang, L., (2011). The layer effect in nutrient removal by two indigenous plant species in horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 37: 2101-2104.
- López, J., Echeverri, J., (2013). Protocolo de análisis nitrógeno amoniacal. Sistema de gestión integral de Cornare. T-MA-10-1 versión 03. Consultado en:
- López, J., Echeverri, J., (2014). Protocolo de análisis de detergentes. Sistema de gestión integral de Cornare. T-MA-18 versión 04. Consultado en:

http://www.cornare.gov.co/sgi/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=1147&Itemid=2

- Ma, X., Burken, J., **(2003)**. TCE diffusion to the atmosphere in phytoremediation applications. *Environmental Science & Technology*, 37: 2534–2539.
- Madigan, M., Martinku, J., Parker, J., **(1997)**. “Biología de los microorganismos”. Prentice Hall. Madrid. Octava edición. 986 págs.
- Maehlum, T., **(1999)**. Wetlands for treatment of landfill leachate in cold climates. In: Mulamootil, G., McBean, E.A., Rovers, F. (Eds.), *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. Lewis Publishers, Florida, Boca Raton, US, pp. 33–46.
- Mann, R., **(1990)**. Phosphorus removal by constructed wetlands: substratum adsorption. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Mara, D., Cairncross, S., **(1990)**. Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.
- Marks, M., Lapin, B., Randall, J., **(1994)**. *Phragmites australis (P. communis)*: Threats, management, and monitoring. *Natural Areas Journal*, 14: 285–294.
- Marquis, P., **(2005)**. Turbidity and Suspended Sediment as Measures of Water Quality. *Watershed Management Bulletin*. 9: 21-23.
- Martín, I., Betacont J., Salas, J., Peñate, B., Pidre, J., Sardón, N., **(2006)**. Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población. Mejora de la calidad de los efluentes. Instituto Tecnológico de Canarias. Guía divulgativa gratuita, ISBN: 84-689-7604-0.

- Masi, F., Martinuzzi, N., **(2007)**. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation, *Desalination*, 215: 44–55.
- Matagi, S., Swai, D., Munganbe, R., **(1998)**. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *African Journal of Tropical Hydrobiology and Fisheries*, 8: 23-35.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., Bayona, J., **(2007)**. Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Environmental Science and Technology*, 41: 8171-8177.
- Mazer, G., Booth, D., Ewing, K., **(2001)**. Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. Limitations to vegetation establishment and growth in biofiltration swales. *Ecological Engineering*, 17: 429-443.
- McCutcheon, S., Rock, S., **(2001)**. Phytoremediation. State of the science conference and other developments. *International Journal of Phytoremediation*, 3: 1–11.
- McCutcheon, S., Schnoor, J., **(2003)**. Overview of phytotransformation and control of wastes. In: McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L. (Eds.), *Phytoremediation, Transformation and Control of Contaminants*. John Wiley and Sons, Hoboken (NJ), USA, pp. 3–58.
- Metcalf & Eddy, **(1995)**. *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*, 3ª Ed, McGraw-Hill. Madrid.
- Metcalf & Eddy, **(2000)**. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª edición. Ed.: McGraw-Hill. Madrid.
- Mitsch, W., Gosselink, J., **(1993)**. *Wetlands*. 2nd edn., Van Nostrand Reinhold. New York. pp. 1-722.

-
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), **(2007)**. Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/plannacionalcalidadaguastcm7-29339.pdf>
- Molle, P., Boucle, S., Lienard, A., **(2008)**. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full-scale experiment study. *Ecological Engineering*, 34: 23-29.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., **(2005)**. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of French systems. *Water Science and Technology*, 51: 11-21.
- Moore, T., Bubier, J., Heyes, A., Flett, R., **(1995)**. Methly and totalmercury in boreal wetlands plants, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. *Journal of Environmental Quality*, 24: 845-850.
- Morel, A., Diener, S., **(2006)**. Greywater management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Münch, C., Kusch, P., Roske, I., **(2005)**. Root stimulated nitrogen removal: only a local effect or important for water treatment? *Water Science and Technology*, 51: 185–192.
- Musiwa, J., Nabuyanda, M., Nalumino, N., **(2002)**. Design of a pilot treatment wetland at Nanga farms for surface runoff water from sugarcane fields. In: Proc. VIII International Conference of Wetlands Systems for Water Pollution Control. University of Dar es Salaam, Tanzania, pp. 859-869.

Myrold, D., (1998). Transformations of nitrogen. In: Sylvia, D.M.Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G., Zuberer, D.A. (Eds.). Principles and Applications of Soil Microbiology. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J., USA, pp. 259-294.

Newman, J., Clausen, J., Neafsey, J., (2000). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering*, 14: 181-198.

Noller, B., Woods, P., Ross, B., (1994). Case studies of wetland filtration of mine waste water in constructed and naturally occurring systems in northern Australia. *Water Science and Technology*, 29: 257–266.

Norma ISO 15705, (2002). Water quality. Determination of the chemical oxygen demand index (ST-COD). Small-scale sealed-tube method.

Norma ISO 5813, (1983). Water quality. Determination of dissolved oxygen. Iodometric method.

Norma ISO 6579, (2002). Microbiology of food and animal feeding stuffs. Horizontal method for the detection of *Salmonella spp.* International Organization for Standardization.

Norma ISO 6777, (1984). Water quality. Determination of nitrite. Molecular absorption spectrometric method.

Norma ISO 7150, (1984). Water quality. Determination of ammonium. Manual spectrometric method.

Norma ISO 7704, (1985). Water quality. Evaluation of membrane filters used for microbiological analyses. International Organization for Standardization.

Norma ISO 7890, (1986). Water quality. Determination of nitrate. 2,6-Dimethylphenol spectrometric method.

Norma UNE-EN 25667-1, **(1995)**. Calidad del agua. Muestreo. Parte 1. Guía para el diseño de los programas de muestreo. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN 25667-2, **(1995)**. Calidad del agua. Muestreo. Parte 2. Guía para las técnicas de muestreo. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN 25814, **(1994)**. Calidad del agua. Determinación del oxígeno disuelto. Método electroquímico. (ISO 5814:1990). Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN 26777, **(1994)**. Calidad del agua. Determinación de nitrito. Método de espectrofotometría de absorción molecular. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN 27888, **(1994)**. Calidad del agua. Determinación de la conductividad eléctrica. (ISO 7888:1985). Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN 77032, **(2002)**. Calidad del agua. Determinación de los sólidos decantables. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN 77038, **(1983)**. Métodos de análisis de aguas en Vertidos Industriales. Aceite y Grasa Total, Recuperable. Método de extracción con embudo de separación. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 19250, **(2013)**. Calidad del agua. Detección de Salmonela spp. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 19458, **(2007)**. Calidad del agua. Muestreo para el análisis microbiológico. (ISO 19458:2006). Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 5667-3, **(1996)**. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3. Guía para la conservación y la manipulación de muestras. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 6222, **(1999)**. Calidad del agua. Enumeración de microorganismos cultivables. Recuento de colonias por siembra en medio de cultivo de agar nutritivo. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 6579, **(2007)**. Microbiología de los alimentos para consumo humano y alimentación animal. Método horizontal para la detección de *Salmonella spp.* Modificación 1: Anexo D: Detección de *Salmonella spp.* en heces de animales y en muestras ambientales en la etapa de producción primaria. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 7027, **(2001)**. Determinación de la turbiedad. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 8199 **(2005)**. Calidad del agua. Orientaciones generales para el recuento de microorganismos en cultivo. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 8199, **(2008)**. Calidad del agua. Orientaciones generales para el recuento de microorganismos en cultivo. (ISO 8199:2005). Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN ISO 9308-1, **(2000)**. Detección y recuento de *Escherichia coli* y de bacterias coliformes. Parte 1: Método de filtración en membrana. Asociación Española de Normalización y Certificación.

Norma UNE-EN-26461-2 **(1995)**. Detección y recuento de los esporos de microorganismos anaerobios sulfito-reductores (clostridia). Parte 2: Método de filtración por membrana. Asociación Española de Normalización y Certificación.

-
- Novotny, V., Olem, H., **(1994)**. Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), **(1989)**. Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura. Disponible en: http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_778_spa.pdf. 90 pp.
- Orden SCO/778/2009, de 17 de marzo, sobre métodos alternativos para el análisis microbiológico del agua de consumo humano.
- Otto, S., Groffman, P., Findlay, S., Arreola, A., **(1999)**. Invasive plant species and microbial processes in a tidal freshwater marsh. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1252–1257.
- Ottová, V., Balcarová, J., Vymazal, J., **(1997)**. “Microbial characteristics of constructed wetlands”. *Water Science Technology*, 35: 117-123.
- Packman, J., Comings, K., Booth, D., **(1999)**. Using turbidity to determine total suspended solids in urbanizing streams in the Puget Lowlands: in *Confronting Uncertainty: Managing Change in Water Resources and the Environment*, Canadian Water Resources Association Annual Meeting, Vancouver, BC. (27-29).158-165.
- Pagter, M., Bragato, C., Brix, H., **(2005)**. Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany*, 81: 285–299.
- Paredes, D., Kusch, P., Koser, H., **(2007)**. Influence of plants and organic matter on the nitrogen removal in laboratory-scale model subsurface flow constructed wetlands inoculated with anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Engineering in Life Sciences*, 7: 565-576.

- Parra, I., Chiang, G., **(2013)**. Modelo integrado de un sistema de biodepuración en origen de aguas residuales domiciliarias. Una propuesta para comunidades periurbanas del centro sur de Chile. *Revista Gestión y Ambiente*, 16: 39-51.
- Perdomo, S., Fujita, M., Furukawa, K., **(1996)**. Oxygen transport through *Pistia stratiotes* L. Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.
- Pigem, J., Marzo, R., de la Peña, J., Llagostera, R., **(1999)**. Infiltración/percolación y humedales como tratamientos blandos en la depuración de aguas residuales. *Tecnología del Agua*, 186: 48-53.
- Polprasert, C., Dan, N.P., Thayalakumaran, N., **(1996)**. Application of constructed wetlands to treat some toxic wastewaters under tropical conditions. *Water Science and Technology*, 34: 165–171.
- Purkhold, U., Wagner, M., Timmermann, G., Pommerening-Röser, A., Koops, H., **(2003)**. 16S rRNA and amoA-based phylogeny of 12 novel betaproteobacterial ammonia-oxidizing isolates: extension of the dataset and proposal of a new lineage within the nitrosomonads. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53: 1485-1494.
- Pyne, R., **(1995)**. Groundwater Recharge and Wells. A Guide to Aquifer Storage Recovery. Lewis Publishers. United States of America. 365 pp. ISBN 1566700973.
- Ramirez, E., Robles, E., Bonilla, P., Sainz, G., Lopez, M., Cerda, J.M. De La, Warren, A., **(2005)**. Occurrence of pathogenic free living amoebae and bacterial indicators in a constructed wetland treating domestic wastewater from a single household. *Engineering in Life Sciences*, 5: 253-258.
- Ramsar **(1971)**. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar (Irán), 2 de febrero de

1971. Compilación de Tratados de las Naciones Unidas Nº 14583. Modificada según el Protocolo de París, 3 de diciembre de 1982, y las Enmiendas de Regina, 28 de mayo de 1987.

Real Decreto 1138/**1990**, de 14 de septiembre, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público.

Real Decreto 1290/**2012**, de 7 de septiembre, por el que se modifica el reglamento de Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, y el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Real Decreto 140/**2003**, de 7 de febrero por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. Boletín Oficial del Estado (BOE).

Real Decreto 1620/**2007**, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

Real Decreto 2116/**1998**, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Real Decreto 261/**1996**, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Real Decreto 509/**1996**, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Real Decreto 849/**1986**, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico que desarrolla los títulos preliminar, I, IV, V, VI, VII y VIII del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.

Real Decreto-ley 11/**1995**, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Reddy, K., (**1981**). Diel variations in physico-chemical parameters of water in selected aquatic systems. *Hydrobiologia*, 85: 201-207.

Reddy, K., Craetz, D., (**1988**). Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils. In: D.D. Hook et al. (eds). Volume 2. The Ecology and Management of Wetlands. Timber Press: Portland. Oregon. pp. 307- 318.

Reddy, K., Patrick Jr., W., (**1984**). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 13, 273-309.

Reddy, K., Sacco, P., (**1981**). Decomposition of waterhyacinth in agricultural drainage water. *Journal of Environmental Quality*, 10: 228-234.

Reed S, Crites R., Middlebrooks, E., (**1995**). Natural systems for waste management and treatment, 2ª Ed, McGraw-Hill.

Reedy, K., DeBusk, W., (**1985**). Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 19: 261.

Regidor, M., (**2012**). Confederación Hidrográfica del Júcar. Disponible en: http://www.chj.es/es-es/medioambiente/albufera/Documents/JornadasAlbufera/03_PosiblesUsosAdicionalesExperienciaEnTancatPipa_MRegidor.pdf.

Reigosa, M., Pedrol, N., Sánchez, A., (**2003**). La Ecofisiología vegetal. Una ciencia de síntesis. Ediciones Paraninfo, Madrid, 1216 p. Isbn: 8497322673.

-
- Resolución de 30 de junio de **2011**, de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intercomunitarias.
- Richards, L., **(1954)**. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Agricultural Handbook. Vol.60. Washington DC: US Department of Agriculture.
- Rivera-Vázquez, R., Palacios-Vélez, O., Chávez, J., Belmont, M., Nikolski-Gavrilov, I., De la Isla de Bauer, M., Guzmán-Quintero, A., Terrazas-Onofre, L., Carrillo-González, R., **(2007)**. Contaminación por Coliformes y Helmintos en los ríos Texococo, Chapingo y San Bernardino tributarios de la parte oriental de la cuenca del valle de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23: 69-77.
- Romero, J., **(2002)**. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y Principios de Diseño. Escuela Colombiana de Ingeniería. Segunda Edición. Bogotá. Colombia.
- Rose, C., Crumpton, W., **(1996)**. Effects of emergent macrophytes on dissolved oxygen dynamics in a prairie pothole wetland. *Wetlands*, 16: 495-502.
- Rousseau, D., Lesage, E., Story, A., Vanrolleghem, P., Pauw, N., **(2008)**. Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination*, 218: 181-189.
- Saeed, T., Sun, G., **(2012)**. A review on nitrogen and organics removal mechanism in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112: 429-448.
- Salager, J., **(2002)**. Surfactants: types and uses. Firp booklet # E300-A: Teaching aid in surfactant science & engineering. Laboratory of formulation, interfaces rheology and processes. Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Química.
- Savant, N., De Datta, S., **(1982)**. Nitrogen transformations in wetland rice soils. *Advances in Agronomy*, 35: 241-302.
-

- Seidel, K., (1953). Pflanzungen zwischen Gewässern und Land. Mitteilungen Max-Planck Gessellschaft, pp. 17-20.
- Seidel, K., (1955). Die Flechtbinse Scirpus lacustis. In: Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Volkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung, Schweizerbart'sche Verlagsbuchnadrung, Stuttgart, Germany, pp. 37-52.
- Seidel, K., (1961). Zur Problematik der Keim- und Pflanzegewasser. Verh. Internat. Verein. *Limnology*, 14: 1035-1039.
- Seidel, K., (1965a). Phenol-Abbau in Wasser durch *Scirpus lacustis* L. wehrend einer versuchsdauer von 31 monaten, *Naturwissenschaften* 52, 398-406.
- Seidel, K., (1965b). Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld. Vol. II. Hydrobotanische Reinigungsmehode. *GWF Wasser/Abwasser* 30, 831-833.
- Seidel, K., (1966). Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Naturwissenschaften*, 53: 289-297.
- Seidel, K., (1976). Macrophytes and wáter purification. In: Biological control of Water Pollution, J. Tourbier and R.W. Pierson (eds), Pennsylvania University Press, Philadelphia, Pennsylvania, pp. 109-122.
- Sentencia del Tribunal de Justicia de la Unión Europea (Sala octava), de 14 de abril de 2011, asunto C-343/2010, por la que se declara el incumplimiento del Reino de España de la Directiva 91/217/CEE, de saneamiento y depuración de las aguas residuales urbanas.
- Shamir, E., Thompson, T., Karpiscak, M., Freitas, R., Zauderer, J., (2001). Nitrogen accumulation in a constructed wetland for dairy wastewater treatment. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 315-325.
- Sheoran, A., Sheoran, V., (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19: 105-116.

-
- Silva, J., Torres P., Madera, C., **(2008)**. Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, 26: 347-359.
- Sinicrope, T., Langis, R., Gersberg, R., Busanardo, M., Zedler, J., **(1992)**. Metal removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. *Ecological Engineering*, 1: 309–322.
- Smith, E., Gordon, R., Madani, A., Stratton, G., **(2006)**. Year-round treatment of dairy wastewater by constructed wetlands in Atlantic Canada. *Wetlands*, 26: 349-357.
- Sorrell, B., Armstrong, W., **(1994)**. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *Journal of Ecology*, 82: 177-183.
- Sorrell, B., Boon, P., **(1992)**. Biogeochemistry of billabong sediments. II Seasonal variations in methane production. *Freshwater Biology*, 27: 435-445.
- Soto, F., Bécares, E., García, M., De Luis, E., **(1999)**. Macrófitos en la depuración de aguas residuales. Su función en la eliminación de nutrientes. *Tecnología del Agua*, 185: 68-72.
- Stearman, G. et al., **(2003)**. “Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetland cells”. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1548-1556.
- Stoltz, E., Greger, M., **(2002)**. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany*, 47: 271–280.
- Stott, R., Jenkins, T., Baghat, M., Shalaby, I., **(1999)**. Capacity of constructed wetlands to remove parasite eggs from wastewater in Egypt. *Water Science and Technology*, 40: 117-123.

- Strous, M., Fuerst, J., Kramer, E., Logeman, S., Muyzer, G., Pas-Schoonen, v., Webb, R., Kuenen, J., Jetten, M., **(1999)**. Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*, 400: 446-449.
- Stumm, W., *(1975)*. Man's acceleration of hydrogeochemical cycling of phosphorus: Eutrophication of inland and coastal waters. *Water Pollution Control (GB)*, pp. 124–133.
- Stumm, W., Morgan, J., **(1970)**. *Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. New York, NY: John Wiley & Sons, p. 583.
- Sun, G., Austin, D., **(2007)**. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in lab scale constructed wetlands: evidence from a mass balance study. *Chemosphere*, 68: 1120-1128.
- Sun, G., Zhao, Y., Allen, S., **(2005)**. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology*, 115: 189–197.
- Susarla, S., Medina, V., Mc Cutcheon, S., **(2002)**. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18: 647–658.
- Tanner, C., **(2001)**. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 44: 9-18.
- Tanner, C., Clayton, J., Upsdell, M., **(1995)**. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands. Removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms. *Water Research*, 29: 17-26.
- Tanner, C., Sukias, J., Dall, C., **(2000)**. Constructed wetlands in New Zealand Evaluation of an emerging “natural” wastewater technology. *Proceedings of Water 2000*,

-
- Guarding the Global Resource Conference, March 19-23, Auckland, New Zeland.
CD ROM ISBN 1E877134E30E9.
- Tanner, C., Sukias, J., Upsdell, M., **(1999)**. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetland. *Water Science and Technology*, 40: 147–154.
- Tao, W., Hall, K., Duff, S., **(2006)**. Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 26: 252–265.
- Tee, H., Lim, P., Seng, C., Nawi, M., **(2012)**. Newly developed baffled subsurface flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Bioresource Technology*, 104: 235-242.
- Tiller, K., **(1989)**. Heavy metals in soils and their environmental significance. *Advances in soil Science*, 9: 113-141.
- Tonderski, K., Grönlund, E., Billgren, C., **(2005)**. Management of sugar effluent in The Lake Victoria región. In: Proc. Workshop Wastewater treatment in Wetlands. Theoretical and Practical Aspects, I. Toczyłowska and G. Guzowska, eds., Gdansk University of Technology Printing Office, Gdansk, Poland, pp. 177-184.
- Truhlar, J., **(1978)**. Determining suspended sediment loads from turbidity records. *Hydrological Sciences-Bulletin des Sciences Hydrologiques*, 23, 4, 12: 409-417.
- Tsihrintzis, V, Gikas, G., (2010). Constructed wetlands for wastewater and activated sludge treatment in North Greece: a review. *Water Sci Technol*; 61:2653–72.
- Tuncsiper, B., **(2007)**. Removal of nutrient and bacteria in pilot-scale constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health*, 42: 1117-1124.
- Villarroel, C., **(2005)**. Tratamiento Terciario Del Efluente De La Planta De Tratamiento De Aguas Residuales El Cortijo Para Uso Agrícola Con Humedales Construidos De
-

Flujo Superficial. En: XXI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA QUÍMICA. ABRIL.

Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H., Chazarenc, F., Mander, Ü., **(2011)**. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands. A review. *Ecological Engineering*, 37: 70-89.

Vymazal, J. Brix, H., Cooper, P., Green, M., Haberl, R., **(1998)**. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Vymazal, J., **(1995)**. Algae and Element Cycling in Wetlands. CRC Press Inc.

Vymazal, J., **(1999)**. Nitrogen removal in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow-can we determine the key process? In: Vymazal, J. (Ed.), Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 1–17.

Vymazal, J., **(2007)**. Removal of nutrientes in various types of constructes wetlands. *Science of the Total Environment*, 380: 48-65.

Vymazal, J., **(2008)**. Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands. Springer Netherlands. ISBN 978-1-4020-8235-1.

Vymazal, J., **(2010)**. Constructed Wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2: 530-549.

Vymazal, J., Dusek, J., Kvet, J., **(1999)**. Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A comparative study. In: Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands, Vymazal, J. (ed.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 85-100.

Vymazal, J., Kröpfelová, L., **(2006)**. Can we predict processes in the filtration bed of horizontal-flow constructed wetlands according to dissolved oxygen

-
- concentrations at the outflow? In: Proc. 10th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, MAOTDR, Lisbon, Portugal, pp. 549-557.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., **(2008)**. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Ed. Springer: Dordrecht, The Netherlands.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., **(2011)**. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecological Engineering*, 37: 90–98.
- Wallace, S., Knight, R., **(2006)**. Small Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements; Water Environ. Res. Foundation: Alexandria, VA, USA.
- Wang, H., Yongfeng, J., **(2009)**. Bioaccumulation of heavy metals by *Phragmites australis* cultivated in synthesized substrates. *Journal of Environmental Sciences*, 21: 1409–1414.
- Williams, L., **(1964)**. Relative strontium and calcium uptake by green algae. *Science*, 146: 1488.
- Windham, L., Weis, J., Weis, P., **(2001)**. Lead uptake, distribution, and effect in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Mar Pollut Bull*, 42: 811-816.
- Wu, S., Zhang, D., Austin, D., Dong, R., Pang, C., **(2011)**. Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. *Ecological Engineering*, 37, 1789-1795.
- Yalcuk, A., Ugurlu, A., **(2009)**. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, 100: 2521-2526.
-

- Ye, Z., Baker, A., Wong, M., Willis, A., (1997). Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulatioos by the common reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Annals of Botany*, 80: 363-370.
- Zhang, L., Xia, X., Zhao, Y., Xi, B., Yanan, Y., Guo, X., Xiong, Y., Zhan, J., (2011). The ammonium nitrogen oxidation process in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 37: 1614-1619.
- Zhang, L.-Y., Zhang, L., Liu, Y.-D., Shen, Y.-W., Liu, H., Xiong, Y., (2010). Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination*, 250: 915-920.
- Zhao, Y., Liu, B., Zhang, W., Ouyang, Y., An, S., (2010). Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. *Bioresource Technology*, 101: 1693-1700.
- Zhi, W., Ji, G., (2012). Constructed wetlands, 1991–2011: A review of research development, current trends, and future directions. *Science of the Total Environment*, 441: 19-27.

7. ANEXOS

7.1. ANEXO 1. Proyecto humedal construido

Índice

7.1.1.	<i>Memoria</i>	411
7.1.1.1.	Tipo de sistema, descripciones generales	412
7.1.1.2.	Datos del terreno	422
7.1.1.3.	Reglamentación y normas técnicas consideradas	424
7.1.1.4.	Sistema de impermeabilización.....	425
7.1.1.5.	Control de niveles y vaciado	428
7.1.1.6.	Restricciones en el uso	429
7.1.1.7.	Seguimiento y mantenimiento del sistema depurador	430
7.1.2.	<i>Cálculos</i>	435
7.1.2.1.	Características del efluente	436
7.1.2.2.	Hidrología	442
7.1.2.3.	Especies vegetales	443
7.1.2.4.	Características de las balsas	445
7.1.2.5.	Balances hídricos	447
7.1.2.6.	Márgenes de recogida y seguridad.....	449
7.1.3.	<i>Informe de impacto ambiental</i>	450
7.1.4.	<i>Presupuesto</i>	454
7.1.5.	<i>Memoria de Calidades</i>	455
7.1.6.	<i>Planos</i>	456

7.1.1. Memoria

Objeto

Como consecuencia de la imposibilidad de acometer la vivienda unifamiliar al servicio de alcantarillado público, el proyecto plantea definir un sistema de depuración auxiliar, impermeable y abierto al exterior. El objetivo del sistema es depurar y almacenar agua previamente tratada con el triple propósito de servir de almacenamiento temporal hasta su transporte, disminuir el volumen a transportar mediante evaporación y evapotranspiración y servir de tratamiento de reducción de parámetros contaminantes mediante la fitodepuración. Se describen también el resto de elementos que contiene el sistema.

Datos previos

Titular/es.

- Titular: D. Propietario.
- DNI: XXXXXXXX-X
- Domicilio: Torrellano Bajo, Campo de Elche/Elche (Alicante).

Emplazamiento

- Vivienda unifamiliar ubicada en el mismo domicilio que el del titular.

Autor del proyecto

- D. Pedro Andreo Martínez, Graduado en Química.
- Dirección a efectos de notificaciones: Departamento de Química Agrícola Geología y Edafología, Facultad de Química de la Universidad de Murcia, 30100 Espinardo (Murcia). Tlf. 868 887 471. Correo Electrónico: pam11@um.es.

7.1.1.1. Tipo de sistema, descripciones generales

Bases de funcionamiento del sistema

Depuración

Se integra el sistema de depuración existente que consiste en una depuradora de oxidación total marca Riuvert® modelo EP-480.

Al margen de la depuradora de oxidación total existente, la depuración de aguas residuales domésticas mediante sistemas de fitodepuración se basa en un triple efecto: físico, químico y biológico.

Por un lado el proceso físico más importante que se produce es el de filtración. Al desplazarse el agua residual a través del sustrato hace que los sólidos en suspensión sean eliminados casi en su totalidad, ya que el gran volumen de sustrato, su alta porosidad y la baja velocidad del agua a su paso por el lecho, generan un filtrado de muy alta eficacia.

Por otro lado los procesos químicos y biológicos que normalmente se generan en cualquier depuradora continúan teniendo lugar en perfectas condiciones en el interior del sistema, muy favorecidos de nuevo por la enorme superficie interna del sustrato y la estabilidad de temperaturas. Este tipo de depuradoras generan tanto procesos aeróbicos como anaeróbicos, aunque en muy distinta cantidad dependiendo del tipo de sistema empleado.

Normalmente en el interior del sustrato, excepto en la capa más superficial, se genera una digestión anaeróbica, así como reacciones químicas anóxicas, mientras que en la capa más superficial se generan los procesos oxidativos y de digestión aeróbica. Estos procesos aeróbicos pueden realizarse en el interior del sustrato mediante sistemas de aireación artificial forzada, no obstante este tipo de sistemas solamente se utilizan en la práctica en la puesta en marcha depuradoras que funcionen como tratamiento

exclusivo, ya que las burbujas y vibraciones favorecen la colmatación del terreno y la creación de canales ascendentes de aire y agua preferentes que empeoran la eficacia de filtración; por lo tanto se emplea exclusivamente hasta que el desarrollo de las plantas es suficiente para realizar completamente su función.

En los sistemas con flujo superficial aumenta la función aeróbica del proceso, ya que la dilución del oxígeno en el agua y la movilidad de ésta facilita su difusión, a la vez que la cantidad de oxígeno disuelto se ve muy aumentada por la presencia de las algas en el agua.

Adicionalmente estos sistemas permiten la oxigenación mecánica ya que la aireación del agua superficial en cualquiera de sus variantes no tiene los inconvenientes que presenta la del sustrato. El porcentaje de oxígeno disuelto se reduce cuando aumenta la profundidad del agua y la temperatura. A partir de 60 cm de profundidad el aporte de oxígeno suele depender de las algas y es muy variable, dependiendo principalmente de la radiación solar instantánea, por lo que pueden generarse ciclos aerobios-anaerobios.

Por otro lado la fitodepuración presenta como ventaja, frente al resto de depuradoras, que las plantas fijan gran cantidad de elementos contaminantes en su estructura, incorporándolos a su metabolismo. Este efecto es muy acusado en el caso del nitrógeno y el fósforo, que se encuentran en las aguas residuales en cantidades excesivas bajo diversas formas (amonio, nitratos, nitritos, fosfatos...), lo que los convierte en contaminantes. Para la vegetación de la depuradora estos elementos se comportan como nutrientes en lugar de comportarse como contaminantes. También se da un efecto similar en un buen número de otros elementos que son contaminantes si se infiltran en el subsuelo y que sin embargo son nutrientes para la vegetación, incluso los más raros como metales pesados.

La mayor parte de los contaminantes de las aguas residuales domésticas corresponden a vertidos fisiológicos humanos que provienen de la alimentación. Los seres vivos que

generan la entrada de elementos químicos inertes en la cadena trófica son las plantas y los microorganismos, por lo que prácticamente todos los elementos que comemos provienen directa o indirectamente de estos seres vivos. Los microorganismos se encuentran en todos los tipos de depuradoras biológicas; la diferencia sustancial de la fitodepuración consiste en que esta última incorpora también las plantas, con lo que consigue mejorar sustancialmente su eficacia.

Reducción del residuo

Las aguas residuales están formadas por dos fracciones funcionalmente distintas: por un lado el residuo seco (sólidos decantables y sólidos en suspensión o disueltos) y por otro lado el agua, que no es un contaminante, pero que sirve de medio de transporte al actuar como disolvente.

El agua es el mayor componente del agua residual y el principal problema a la hora de su gestión en puntos aislados de la red de transporte canalizado, ya que aumenta el volumen y el peso del residuo dificultando (y encareciendo) sustancialmente su transporte a los grandes sistemas de depuración centralizados y altamente eficientes. La reducción e incluso la eliminación completa del agua aporta un gran beneficio tanto energético como económico, ya que permite la reducción de los costes medioambientales y económicos del transporte.

La eliminación del agua se realiza por dos efectos simultáneos, por un lado la evaporación directa al aire debida a la presión parcial de evaporación del agua y por otro lado la transpiración a través de las plantas, principalmente desde su sistema foliar. La suma de estos dos efectos es lo que constituye la evapotranspiración.

La evaporación al aire se produce tanto en sistemas con flujo superficial por contacto directo lámina de agua-aire como en sistemas de flujo subsuperficial. En este último caso la evaporación del agua es mucho menor que en el primero, realizándose en la

capa superficial del terreno, hasta donde asciende por capilaridad; por ello la componente de evaporación directa es menor.

La transpiración la realizan las plantas principalmente en las hojas, y la cantidad transpirada es función de distintos parámetros como la especie vegetal, la cantidad de plantas, sus estados de crecimiento y sanitario, la humedad del suelo y las condiciones de irradiación solar y la temperatura del entorno.

Tipos de vegetación

Los tipos de vegetación posibles son muy diversos. Se emplean plantas acuáticas o macrófitas (llamadas también plantas hidrofíticas o hidrófitas o plantas hidrofílicas o higrófitas). Se incluyen especies leñosas de ribera como sauces, chopos o álamos, hasta hierbas de rápido crecimiento en sistemas subsuperficiales de baja humedad. También pueden coexistir todo tipo de plantas de humedal para sistemas subsuperficiales de alta humedad o mixtos, e incluso acuáticas y algas en los sistemas de flujo permanentemente superficial.

Las especies más recomendables son aquellas de muy rápido crecimiento y gran voracidad de nutrientes (de la velocidad de crecimiento depende la velocidad en la captación de nutrientes-contaminantes), con una alta tasa de transpiración (de esto depende la reducción del volumen de residuo). Este tipo de plantas son por lo general plantas de humedal o hidrófitas. Esto hace especialmente útiles las plantas de humedal y sobre todo aquellas que pueden vivir tanto parcialmente sumergidas como en suelos húmedos sin aguas superficiales.

La raíz de la planta dependerá de la presencia de láminas impermeables y de la profundidad del sustrato. Por lo general para los sistemas impermeables se buscan plantas que no presenten raíz invasiva o dura, siendo la vegetación más apta la de raíz fasciculada.

Un listado, aunque no exhaustivo, de plantas aptas para los medios de elevada humedad y nutrientes incluye las siguientes:

Nombre Científico	Nombre Común
<i>Phragmites australis</i>	Carrizo
<i>Typha latifolia</i>	Enea
<i>Typha angustifolia</i> L.	Enea
<i>T. domingensis</i> (Pers.) Steude	Enea
<i>Lemna</i> spp.	Lenteja de agua
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Junco de laguna
<i>S. holoschoenus</i> L.	Junco de bolas
<i>Scirpus validus</i> Vah.	Junco gigante
<i>Eichhornia crassipes</i>	Martius
<i>Solms</i>	Jacinto de agua

Tipos de sistemas de reducción de residuo

Existen muy diversos tipos de sistemas basados en evapotranspiración y fitodepuración, que pueden clasificarse en función de distintos parámetros tales como:

- Dirección neta de desplazamiento del flujo (horizontal, vertical o mixto).
- Tipo de vegetación (acuática, de humedal, leñosa, herbácea).
- Presencia/ausencia lámina de agua (subsuperficial, superficial, lagunaje, mixtos).
- Relación entre la evaporación y la transpiración (transpiración pura, evapotranspiración o evaporación pura).
- Tipo de sustrato (gravas, arenas, turbas, puzolanas, medios sintéticos).
- Características de los sistemas envolventes (impermeables, semipermeables permeables).

Sistema elegido

El sistema elegido es un sistema de reducción y almacenamiento temporal del residuo, que puede definirse como un sistema de fitodepuración y evapotranspiración impermeable, estático, de flujo horizontal subsuperficial y superficial, con vegetación de humedal y sustrato de gravas, arenas, turbas y tierras. La bibliografía científica lo define como humedal artificial o humedal construido tipo híbrido.

Se ha elegido este sistema dada la reducida cantidad de residuo a tratar ya que presenta una relación de coste-efectividad muy buena.

En relación con otros sistemas de depuración, los humedales construidos tienen las ventajas de:

- Bajo coste.
- Mantenimiento sencillo.
- Eficacia y adaptabilidad en su capacidad depuradora.
- Bajo impacto visual de las instalaciones.

Si bien es cierto que son aptos para contaminación principalmente orgánica, no es menos cierto que esa es la característica principal del agua residual doméstica y urbana. Por lo que los humedales artificiales están considerados como especialmente apropiados para el tratamiento de aguas residuales de viviendas aisladas y pequeñas poblaciones.

Funcionamiento del sistema

El sistema está compuesto de una parte inicial por el tratamiento realizado en la depuradora de oxidación total. A continuación se encuentra una zona de fitodepuración y evapotranspiración con vegetación variable de flujo subsuperficial

seguido de un lagunaje de flujo superficial que actúa como depósito de almacenamiento, evaporación y evapotranspiración también con vegetación variable.

Depuración convencional (Oxidación total)

Previa a la actuación existía, y se mantiene, una depuradora de oxidación total de alto rendimiento con reducción de parámetros contaminantes mediante bacterias aerobias. El aporte de oxígeno es realizado mecánicamente mediante soplante y difusores de gota fina. El rendimiento de la depuración según norma EN-12566-3 es:

Parámetro	% de Reducción
DBO ₅	90
DQO	85
Sólidos en Suspensión	90

Fitodepuración. Humedal construido de flujo subsuperficial horizontal

En la zona de fitodepuración se producen los procesos de filtrado, oxidación, nitrificación, evapotranspiración, evaporación (en menor medida) y digestión iniciados en la depuradoras reduciendo cada vez más la cantidad de contaminantes-nutrientes en el agua. En zonas anóxicas bajo sustrato y sin contacto reticular se producen los procesos de desnitrificación mientras que en las zonas próximas a las raíces o la superficie del humedal se producen los procesos nitrificantes. Estará poblada de plantas que realizan funciones de fitodepuración fijando nutrientes (nitratos y fosfatos), metales pesados y micronutrientes. Cabe destacar que serán necesarios dos periodos de crecimiento para lograr una penetración total de las raíces, de plantas tipo carrizo, por todo el lecho del humedal subsuperficial.

Evaporación. Lagunaje. Humedal construido de flujo superficial

La sección del humedal construido de flujo superficial o lagunaje tiene como misión principal la reducción del residuo mediante evaporación natural y evapotranspiración, por lo que estará poblada de plantas. También realiza funciones de fitodepuración por la fijación de nutrientes (nitratos y fosfatos) por parte de la vegetación y por la digestión de los microorganismos de la laguna. No obstante sigue existiendo valores importantes de DBO_5 y DQO, que incluso puede aumentar. Su origen es completamente distinto ya que corresponde a la materia orgánica generada por los seres vivos del propio estanque, por lo que no es de procedencia residual. El agua en la laguna se almacena al mismo tiempo que se evapora y continúa de forma natural su proceso de depuración.

La presencia de agua superficial en esta instalación es un elemento normal en la misma. Al tratarse de una laguna aerobia (se consideran como tales las que tienen entre 0,3 y 0,6 m de profundidad) se producen los siguientes procesos de depuración:

- Eliminación de patógenos a través de las siguientes condiciones hostiles:
 - Radiación solar, principalmente la ultravioleta.
 - Temperatura, normalmente no adecuada para patógenos intestinales.
 - La sedimentación que envía los patógenos al fondo donde son devorados por bacterias y protozoos.
 - El oxígeno disuelto, ya que la mayor parte de patógenos son bacterias que viven en condiciones de anaerobiosis.
 - Los compuestos tóxicos (para los patógenos) segregados por las algas.
 - La presencia de depredadores.
- Nitrificación del nitrógeno amoniacal a través de bacterias nitrificantes.
- Reducción de nutrientes ya que son asimilados por el fitoplancton y las algas, así como su precipitación química.
- Clarificación por la sedimentación de las algas, por la presencia de depredadores de algas, tales como la pulga de agua (*Daphnia pulex*), y por el

empobrecimiento del agua en nutrientes que impide el crecimiento de nuevos microorganismos.

- Oxigenación del agua tanto por difusión del oxígeno atmosférico de día y de noche como por algas durante el día.

Características de los equipos de depuración

Depuradora de oxidación total

Marca	Riuvert
Modelo	EP-480
Tecnología	Fango activo en suspensión con recirculación de fangos y clarificador
Capacidad de tratamiento	480 L/día
Inyección de oxígeno	Soplante.
Volumen de agua	2300 L.
Peso en vacío	140 kg.
Material	Polietileno.
Dimensiones (LxAxH)	2400x1200x1880 mm.
Ø de entrada y salida	110 mm.
Consumo eléctrico estimado	0,8 kWd
Vaciado de sólido no tratado	3 años aprox.
Mantenimiento preventivo	anual
Bocas de hombre	2 Ø 600 mm
Sistema compuesto de	<ul style="list-style-type: none"> • Pretratamiento con retención • Reactor biológico • Decantación • Recirculación de fangos
Rendimientos de depuración	<ul style="list-style-type: none"> • DBO₅ 70-90 % • DQO 80-85 % • Sólidos en suspensión 70-90%
Unidad de control	<ul style="list-style-type: none"> • Cuadro eléctrico IP54 de pie • Diferencial • Seguro de motor • Enchufe • 2 electroválvulas y 2 testigos • Funcionamiento y alarma • Bomba soplante 60 W-32 dB • PLC
Dimensiones (LxAxH)	487 x 256 x 647 + 500 mm a enterrar

Bombas de recirculación

Se emplean como elemento de trasvase controlado y recirculación tanto por motivos funcionales de mejora de rendimiento de filtración como simplemente estéticos. Sus características son las siguientes:

Bomba de recirculación	
Marca	Espa
Modelo	Vigilex 3000/600
Tipo	Sumergible con boya incorporada
Tecnología	Bomba centrífuga monoetapa
Caudal máximo	15 m ³ /h
Potencia motor	0,5 – 0,6 kW

Implicaciones sanitarias

Debido a los procesos de eliminación de patógenos indicados anteriormente los riesgos sanitarios son muy bajos, máxime cuando el sistema desarrollado es un sistema de reducción del residuo, ya que se cuenta con una depuradora de oxidación total previa al sistema de depuración.

Adicionalmente, al ser la entrada del flujo de agua y su reparto subsuperficial, el filtrado de bacterias, virus y otros patógenos por parte del sustrato es muy eficaz.

No obstante, por precaución y al tratarse de agua estancada y dado su origen residual, no se puede garantizar apta para uso alguno sin tratamientos previos apropiados, por lo que no debe de usarse para el crecimiento de plantas destinadas a consumo humano ni debe dispersarse como vertido y por supuesto no es apta para el baño u otros usos lúdicos.

Pueden emplearse sistemas de desinfección tales como aplicación directa de desinfectantes manual o automáticamente, tanto mediante dosificadores como mediante boyas flotantes. Aunque esto perjudica el funcionamiento del sistema ya que dependiendo de su tipo y concentración puede ser más o menos perjudicial para las

plantas y demás organismos que favorecen una mayor depuración del agua. Por esta razón no se recomienda a menos que sea imprescindible y siempre con moderación. También se contempla la posibilidad de utilizar irradiadores ultravioleta, filtros físicos o equipos de producción de ozono.

Sí se considera conveniente realizar de dos a cuatro análisis microbiológicos al año para detectar la posible proliferación de patógenos y actuar en consecuencia.

El agua no presenta más riesgo sanitario ni de plagas que cualquier otro depósito de agua a la intemperie (entiéndase balsa de riego). No obstante, en prevención a la proliferación de mosquitos en la zona de lagunaje, se recomienda que se mantenga fauna piscícola en la misma con un nivel de agua suficiente para su supervivencia. En caso de optar por el secado natural del lagunaje en verano se recomienda el empleo de sistemas de lucha biológica específica, como puede ser el *Bacillus thuringiensis serovar israelensis* (Bti).

No obstante el método más seguro y el recomendado para eliminar el riesgo sanitario es la separación física que impida que las personas puedan entrar en contacto accidental con el agua y el suelo de la fitodepuración. Se colocarán carteles avisadores en las posibles vías de acceso a la instalación con la siguiente leyenda: “agua no apta para uso humano, no tocar” y se recomienda la instalación de un cercado alrededor de la balsa que impida el acercarse a niños y/o animales domésticos en caso de que exista ese riesgo.

7.1.1.2. Datos del terreno

Características del terreno

Las características del terreno no son sustanciales, debido al tipo de instalación empleada.

El sistema emplea membranas de impermeabilización poliméricas (geomembranas) de gran flexibilidad, por lo que pequeños asentamientos del terreno no generan riesgo de rotura al no emplearse las membranas como elemento con capacidad portante.

No se realiza el almacenamiento en altura pudiendo quedar, exclusivamente por encima de la cota de terreno, pequeños márgenes de gran anchura en relación con su altura que funcionan por gravedad.

En caso de realizarse la instalación en terrenos arenosos con nula cohesión (arena seca) los ángulos deben modificarse, pudiendo llegar a ser de 30 °, a partir de los cuales se consigue la estabilidad intrínseca para cualquier tipo de terreno.

Las características del suelo encontradas en la bibliografía son las siguientes:

	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Suelo	78	13	9

El terreno está compuesto por tierras calizas ligeramente arcillosas, de cohesión media, por lo que el ángulo empleado (45 °) asegura muy sobradamente la estabilidad a corto plazo, durante el periodo de ejecución. Una vez ejecutada la instalación los materiales contenidos en la zanja aseguran que los posibles movimientos no tendrán entidad suficiente para afectar la capacidad resistente de la membrana de impermeabilización ni la funcionalidad de la instalación.

Riesgos de escorrentía superficial

Se ha comprobado que la instalación no se sitúa en una zona donde pueda recibir aportes de agua por escorrentía superficial en caso de precipitaciones no catastróficas.

Para evitar la recogida de aguas adyacentes, el borde del sistema se encuentra al menos a 15 cm de altura sobre el terreno próximo.

7.1.1.3. Reglamentación y normas técnicas consideradas

Depuradoras prefabricadas

- EN-12566-3. Pequeñas instalaciones de depuración de aguas residuales para poblaciones de hasta 50 habitantes equivalentes. Parte 3: Plantas de depuración de aguas residuales domésticas prefabricadas y/o montadas en su destino.

Láminas de PVC y LPDE

- UNE- EN 13361. Barreras geosintéticas para su utilización en la construcción de embales y presas.
- UNE- EN 13362. Barreras geosintéticas para su utilización en la construcción de canales.

Geotextiles

- UNE EN 13265: Requisitos para el uso de geotextiles en proyectos de contenedores de residuos líquidos.
- UNE EN 13255: Requisitos para el uso de geotextiles en la construcción de canales.
- UNE EN 13254: Requisitos para el uso de geotextiles en la construcción de embalses y presas.

7.1.1.4. Sistema de impermeabilización

Capas

El sistema de impermeabilización consta de tres a cuatro capas:

- Geotextil de protección de 500 g/m².
- Lámina de Polietileno de baja densidad (LPDE) con 200 micras de espesor que actúa de doble pared para la detección de eventuales fugas.
- Lámina de PVC de 1,5 mm de espesor que actúa como impermeabilización principal.
- Geotextil de 500 g/m² en las zonas donde se colocan grava o bolos.

En el caso del humedal construido de flujo superficial o laguna se utilizará una protección pesada a base de mortero pobre y bolo de río como revestimiento.

Características de membranas

Geotextil

Se emplea como elemento de protección un geotextil no tejido formado por fibras cortadas de poliéster reciclado 100 %, unido mecánicamente por un proceso de agujeteado. La densidad de la manta geotextil es de 500 g/m² y sus características físicas son:

Propiedades físicas	Valor	Unidad	Norma
Masa media	500(+10%-15%)	g/m ²	UNE EN ISO 9864
Espesor a 2kPa	3,8 ± 0,2	mm	UNE EN 964
Resistencia a la tracción longitudinal	9,0 -1,0	KN/m	UNE EN ISO 10319
Resistencia a la tracción transversal	9,0 -1,0	KN/m	UNE EN ISO 10319
Elongación longitudinal a la rotura	90 ± 30	%	UNE EN ISO 10319
Elongación transversal a la rotura	80 ± 30	%	UNE EN ISO 10319
Punzonamiento estático (CBR)	1,7 -0,3	kN	UNE EN ISO 12236
Perforación dinámica (caída cono)	3 + 2	mm	UNE EN 918
Permeabilidad al agua	0,02371 -0,005	m/s	UNE EN ISO 11058
Capacidad flujo de agua en el plano	6,78·10 ⁻⁶ -0,1·10 ⁻⁷	m ² /s	UNE EN ISO 12958
Medida de abertura	80 ± 20	µm	UNE EN ISO 12956
Eficacia de la protección	19,0·10 ³ -0,3·10 ³	KN/m ²	UNE EN 13719

Según ensayos expuestos en la consecución del mercado CE, este producto tiene una durabilidad mínima de 25 años, cubierto e instalado en suelos con un pH entre 4 y 9 a una temperatura del suelo < 25 °C.

Lámina de LPDE

Se emplea como elemento de detección de fugas una lámina de polietileno de baja densidad de 200 µm de espesor colocada entre las membranas geotextil y PVC.

Características	Unidades	Valor Nominal	Tolerancia
Material	Polietileno de baja densidad (LPDE) galga 600		
Color		negro	
Ancho	mm	4000	±1,5%
Ancho bobina (ancho total plegado)	m	1,2	-
Largo	m	150	-
Superficie	m ²	384	-
Espesor	µm	200	±5%
Densidad	g/m ²	0,928	-
Alargamiento al punto de rotura longitudinal	%	490	-
Alargamiento al punto de rotura transversal	%	620	-
Impacto de dardo	g	619	-
Resistencia a tracción al punto de rotura longitudinal	MPa	22	-
Resistencia a tracción al punto de rotura transversal	MPa	20	-
Resistencia al rasgado longitudinal	cN	417	-
Resistencia al rasgado transversal	cN	762	-

Membrana de PVC

Se emplea como elemento de impermeabilización principal una lámina de PVC de 1,5 mm de espesor y sus características son las siguientes:

Características	Valor Declarado	Unidades	Norma
Comportamiento frente a un fuego externo	B(roof)t3	-	EN 13501-5
Reacción al fuego	E	-	EN 13501-1
Alargamiento a la rotura longitudinal	> 25	%	EN 12311-2 (A)
Alargamiento a la rotura transversal	> 25	%	EN 12311-2 (A)
Resistencia al desgarro longitudinal	> 250	N	EN 12310-2
Resistencia al desgarro transversal	> 250	N	EN 12310-2
Resistencia de los solapes (Pelado del solape)	> 250	N/50mm	EN 12316-2
Resistencia de los solapes (Cizallamiento solapes)	> 950	N/50mm	EN 12317-2
Resistencia al impacto	> 700	mm	EN 12691
Resistencia a la carga estática	> 55	Kg	EN 12730 (B)
Plegabilidad a baja temperatura	< -30	°C	EN 495-5
Resistencia a la penetración de raíces	Pasa	Pasa/No Pasa	EN 13948
Factor de resistencia a la humedad	20.000 ± 30%	(m ² ·s·Pa)/Kg	EN 1931
Estanquidad	Pasa	Pasa/No Pasa	EN 1928 (B)

Características	Valor Declarado	Unidades	Norma
Masa por unidad de superficie	2,0 (-5%, 10%)	kg/m ²	UNE-EN1849-2
Perdida de plastificantes (perdida masa 30 días)	≤ 4,5	%	UNE-ENISO177
Estabilidad dimensional longitudinal y transversal	< 0,3	%	EN 1107-2
Rectitud	< 50	mm	EN 1848-2
Planeidad	< 10	mm	EN 1848-2
Defectos visibles	Pasa	Pasa/No Pasa	EN 1850-2
Longitud	15	m	EN 1848-2
Anchura	178	cm	EN 1848-2
Espesor mínimo nominal	1,5 (-5%; +10%)	mm	EN 1849-2
Masa	2,0 (-5%; +10%)	kg/m ²	EN 1849-2
Estabilidad dimensional longitudinal y transversal	< 0,3	%	EN 1849-2
Pérdida de plástificantes (variación masa 30 días)	< 4,5	%	EN ISO 177
Resistencia al punzonamiento estático	> 1200	N	UNE 104416(B)

Sistema de comprobación de fugas

En el íter-espacio entre la lámina de PVC y de polietileno de baja densidad se ubica un tubo buzo de 50 mm de diámetro para detectar la posible presencia de líquido entre ambas membranas.

En caso de detectarse líquido éste puede provenir tanto del interior del depósito como del exterior del mismo mediante lluvias o infiltración intersticial por capilaridad. Para confirmar que se trata de una fuga será necesario eliminar el agua en el mismo (en una situación de terreno no saturado de humedad) y confirmar si vuelve a observarse agua en el tubo buzo cuando hayan transcurrido unos días sin lluvias ni saturación del terreno por aportes externos de agua.

Este sistema puede detectar cierto tipo de fugas que pueden producirse por manipulación inadecuada de la lámina o labores de mantenimiento incorrectas, de manera rápida y sencilla.

Para detectar todo tipo de fugas es necesario utilizar otros sistemas, tales como el corte de las plantas de manera que no llegue a haber vegetación en contacto con el aire durante la duración de la prueba y el empleo de lisímetro para confirmar que no existen otras pérdidas que las de evaporación; o cierre estanco del depósito para evitar la evaporación y control del nivel, etc...

7.1.1.5. Control de niveles y vaciado

Control de niveles

El control de los niveles se realiza por la diferencia de cota entre el agua y el punto de rebose. Para facilitar la comprensión se ubica un poste marcado que indica los niveles máximos.

Calibrado

Para el calibrado inicial:

- Se marca la cota de nivel máximo.
- 15 centímetros más abajo se ubica el punto de vaciado obligatorio.
- Y una marca adicional 5 cm más a bajo de vaciado recomendado.

7.1.1.6. Restricciones en el uso

No se puede excavar ni realizar plantación en el interior del depósito mediante elementos cortantes o punzantes. El uso de elementos de poda sólo se empleará en la superficie vista de la planta y en caso de deterioro de la membrana, ésta se ha de reparar inmediatamente por personal especializado.

No se puede plantar vegetación que presente raíz invasiva o dura, así como ningún tipo de planta leñosa. La vegetación más apta es la de raíz fasciculada.

Se ha de asegurar una separación entre plantas suficiente para que no se realice presión sobre los bordes de la lámina. Para ello, se ha de evitar la vegetación en los primeros 30 cm de terreno más próximos a la lámina impermeable, con excepción de algas o plantas herbáceas de reducida altura y raíz fasciculada.

Deben de evitarse todo tipo de plantas con hojas o tallos puntiagudos y rígidos o con hojas aserradas que puedan ser pinchantes o cortantes, tales como algunos tipos de juncos.

7.1.1.7. Seguimiento y mantenimiento del sistema depurador

En general, un adecuado nivel de control sobre la vegetación, el flujo hidráulico del humedal y las estructuras que lo conforman (diques, regulador del nivel del efluente y conductos de distribución del agua) hacen de este sistema una forma de depuración natural, efectiva y fácil de mantener.

Se enumeran a continuación una serie de circunstancias que pueden afectar al funcionamiento del humedal, describiendo tanto la causa como las acciones necesarias para prever su aparición o paliar su efecto.

Obturación de los poros de la matriz y colmatación del sustrato

La obturación de poros de forma parcial, o la colmatación total del sustrato, por acumulación de material sólido de la matriz se puede deber a la utilización de un material de relleno inadecuado, con proporción alta en arcillas. Como efectos tendremos un tratamiento ineficaz de las aguas y flujo superficial.

Causas	Medidas de control y correctoras
Afluente con sobrecarga orgánica.	Mantener la carga hidráulica a las características de diseño del humedal.
Acumulación de sólidos en suspensión en la matriz. Baja eficiencia del pretratamiento y del tratamiento primario.	Reemplazar el sustrato; según experiencias de aplicación de humedales, se debería realizar en un periodo en torno a 20 años.
Precipitación química y deposición en los poros.	El periodo superaría los 30 años.

Aumento del nivel del agua y formación de flujo superficial

Cuando aumenta el nivel del agua de manera que queda muy cerca de la superficie, incluso aflora y discurre por ésta esto da lugar a una serie de efectos adversos:

- Disminuye la eficiencia del tratamiento de manera que no se alcanzan los valores adecuados a los parámetros de calidad del agua.
- Aparecen malos olores y disminuye el tiempo de retención hidráulica.
- Disminuye la difusión del oxígeno en la zona de radicular de la vegetación.
- Aumenta el riesgo sanitario para las personas.
- Aparición de mosquitos por el agua superficial.

Causas	Medidas de control y correctoras
Colmatación de la matriz.	Dosificar la entrada del agua.
Condiciones meteorológicas adversas.	Deben inspeccionarse diques y estructuras de control de agua de forma regular e inmediatamente después de cualquier anomalía en el flujo.

Nivel de agua demasiado bajo debido a una elevada evapotranspiración

Si el nivel del agua es demasiado bajo puede aparecer clorosis en la vegetación y las raíces se secan.

Causas	Medidas de control y correctoras
Elevada evapotranspiración debido a las altas temperaturas.	Aumentar la dosificación en épocas donde se observa que los niveles de agua son excesivamente bajos.

Implantación, mantenimiento y seguimiento de la vegetación

El tratamiento se basa en gran parte en las actuaciones de la vegetación como ya se ha descrito. Las plantas de los humedales artificiales son hidrófitas, cuyos géneros más comunes son *Typha*, *Scirpus* y *Phragmites* (espadañas, juncos y carrizales respectivamente). En la selección de plantas se deben cumplir, al menos, los siguientes requisitos:

- Que sean colonizadoras activas y con un sistema radicular extenso.

- Que proporcionen una cobertura vegetal uniforme.
- Que sean autóctonas de la zona.

Phragmites australis

De los géneros citados anteriormente, la especie *Phragmites australis* (carrizo) es la más empleada en humedales construidos de flujo subsuperficial, gracias a su tolerancia a diferentes condiciones climáticas y su rápido crecimiento. Sus rizomas penetran más que otras especies aumentando su potencial de liberación de oxígeno.

Su expansión se relaciona con el incremento en la contaminación mineral de las aguas (especialmente nitratos), y el aumento de su salinidad. Existen numerosos trabajos de investigación que indican que la tolerancia a distintos parámetros es muy amplia.

La densidad de plantación del *Phragmites australis* se encuentra entre 3,6 y 4 plantas/m². Las técnicas fundamentales son siembra, depósito y plantación. La siembra se realiza cuando es fácil conseguir semillas de la especie, ya que nos encontramos ante una planta de crecimiento rápido, con buena germinación y soporta bien la luz en sus primeras fases de desarrollo; en cualquier caso requiere el control de múltiples factores.

El depósito se realiza cuando se implantan especies libres, transportadas de una zona a otra. La plantación de individuos ya desarrollados es la forma más frecuente de implantación, con la ventaja de que se minimizan las posibles enfermedades y plagas de las primeras fases del desarrollo. Las diversas formas de realizar la plantación de individuos son: por cepellón, rizomas, esquejes, en maceta, etc.

Seguimiento y mantenimiento de la vegetación

- **Crecimiento deficiente de la vegetación durante la puesta en marcha del sistema o baja densidad de la vegetación.** El crecimiento deficiente de la vegetación en la primera etapa del humedal puede traducirse en una disminución de la eficacia del tratamiento, y puede tener diversas causas que lo originen:

Causas	Medidas de control y correctoras
Crecimiento de malas hierbas.	Retirar las malas hierbas.
Nivel inadecuado del agua.	Instalar un regulador del nivel del agua.
Afluente con sobrecarga orgánica.	Disminuir la carga orgánica, lo que se traduce en el buen funcionamiento del tratamiento primario.
Condiciones meteorológicas adversas para el desarrollo normal de este tipo de vegetación.	Replantar hasta conseguir la densidad idónea.

- **Invasión de otro tipo de vegetación.** La vegetación invasora, dentro del sistema depurador, compite con el carrizo por el espacio y los nutrientes, incluso puede dañar la capa impermeabilizante en el caso de establecerse plantas leñosas en los alrededores.

Causas	Medidas de control y correctoras:
Pueden ser transportadas con el propio sustrato y germinar posteriormente con las condiciones adecuadas de temperatura y humedad.	Control visual de la presencia de estas especies.
Mal control de la vegetación circundante.	Retirada manual de las plantas invasoras.

- **Clorosis.** La clorosis se manifiesta como un cambio de color, en las hojas de las *Phragmites australis* desde el verde intenso a tonalidades amarillas causada

por falta de clorofila. Comienza por las hojas más jóvenes hasta extenderse por la totalidad de la planta. Ésta provoca una disminución de la eficacia depuradora y de oxigenación, pudiendo provocar también la muerte de la vegetación.

Causas	Medidas de control y correctoras
Afluente de baja carga orgánica.	Consultar un especialista.
Falta de nutrientes y micronutrientes.	Aplicar compuestos de hierro.
Rizomas poco desarrollados.	Favorecer el desarrollo de raíces.
Nivel de agua inadecuado.	Regular el flujo de agua de forma adecuada.

7.1.2. Cálculos

Los factores que condicionarán el diseño del humedal están relacionados tanto con las características del agua residual como con el emplazamiento del mismo. Destacan la topografía del lugar y su climatología (precipitaciones y temperatura):

- Los cálculos de las dimensiones se realizan en función del contaminante limitante, que en la mayoría de casos de viene determinado por la DBO₅. En nuestro caso particular, nos encontramos en una zona vulnerable a nitratos, con lo que los cálculos están centrados en este contaminante, no siendo por ello condición necesaria.
- Los tratamientos previos condicionan en parte el emplazamiento siendo aconsejable que el agua que se dirija desde éstos por gravedad, disminuyendo así necesidades energéticas.
- La actividad microbiológica depende directamente de la temperatura existente en los lugares de vertido. Cuando en el humedal de vertido se mantiene una humedad adecuada, la evaporación produce una refrigeración de los horizontes superiores que hace que no se alcancen temperaturas demasiado elevadas.
- La evapotranspiración es un factor que implica una gran cantidad de pérdida de líquido por esta vía; está relacionada con el aumento de la temperatura, y se toma en cuenta en las relaciones dimensionales del área del humedal.
- Las precipitaciones intensas pueden provocar los siguientes fenómenos:
 - Dilución de las aguas residuales aportadas al humedal artificial.
 - Posibles arrastres por escorrentía superficial.
 - Posible rebosamiento de las instalaciones, con consecuencias negativas por contaminación del entorno, aguas abajo, y de los acuíferos.
- La suficiente previsión; un emplazamiento adecuado y el uso de elementos protectores como diques en torno al sistema pueden evitar estos fenómenos.

Para la realización de los cálculos de dimensiones del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal se siguen las recomendaciones de la fueron sugeridos por Reed y col. (1995) en su libro “Natural Systems for Waste Management and Treatment”, por considerarlos los más completos. En este documento se recogen las fórmulas empleadas para el cálculo de las dimensiones de humedal construido de flujo subsuperficial (SFS) y el humedal construido de flujo superficial (FWS).

Una vez dimensionado el humedal subsuperficial horizontal para cumplir con los niveles exigidos por la legislación, se dimensiona la laguna de almacenamiento (humedal FWS) del agua procedente del humedal donde se va a producir la evaporación, la evapotranspiración y también fitodepuración y depuración natural.

7.1.2.1. Características del efluente

Características físico-químicas

El efluente proviene de aguas de uso doméstico después de su paso por una depuradora de tipo aerobio u oxidación total actuando a modo de decantador primario. El efluente se encontrará en una fase inicial de depuración. Los análisis de aguas han sido realizados por un equipo investigador del Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología de la Universidad de Murcia.

Componente	Unidades	Medida 1	Medida 2	Límite legal
Nitrógeno total	mg/L	140	120	10
Amonio	mg/L	131,2	116	
Nitratos	mg/L	2,8	2,0	
DBO ₅	mgO ₂ /L	521,6	320,2	25
DQO	mgO ₂ /L	1112	549	125
Detergentes aniónicos	mg/L	4,36	6,96	
pH		7,21	7,09	
Sólidos en suspensión	mg/L	170	190	20-60
Aceites y grasas	mg/L	116,6	95,9	

En el efluente casi todo el nitrógeno se encuentra como ión amonio. Para la realización de los cálculos se hace la suposición de que todo el nitrógeno (nitrógeno total) se oxidará a ion nitrato, refiriendo los cálculos a la eliminación de este parámetro.

La ubicación del sistema depurador está en zona catalogada como vulnerable a nitratos por el DECRETO 218/2009, de 4 de diciembre, del Consell, por el que se designan, en el ámbito de la Comunitat Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Datos de partida

Población	4 habitantes
Caudal medio	0,27 m ³ /d
Vegetación	Carrizo
Profundidad del humedal subsuperficial	0,6 m
Medio: grava media de 25 mm	0,38
DBO ₅ entrada	400 mgO ₂ /L
DBO ₅ salida	25 mgO ₂ /L
SST entrada	180 mg/L
SST salida	60-20 mg/L
Nitrógeno total entrada	140 mg/L
Nitrógeno total Salida	10 mg/L
T _M ^a más baja en Invierno	3,0 °C
T ^a media en invierno	11,5 °C
T ^a más baja de muestreo	15,7 °C

La T_M^a crítica en invierno se ha obtenido de los datos de la estación meteorológica del aeropuerto de Alicante y es la temperatura media de las temperaturas mínimas más bajas en el periodo de tiempo 1967-2013. Las T_M máxima y T_M mínima son de la estación meteorológica de la ciudad de Alicante (fuente AENET).

Mes	T _M	T _M máxima	T _M mínima
Enero	11,5	16,8	6,2
Febrero	12,4	17,8	7,0
Marzo	13,7	19,2	8,2
Abril	15,5	20,9	10,1
Mayo	18,4	23,6	13,3
Junio	22,2	27,2	17,1
Julio	24,9	30,1	19,7
Agosto	25,5	30,6	20,4
Septiembre	23,1	28,4	17,8
Octubre	19,1	24,4	13,7
Noviembre	15,2	20,4	10,0
Diciembre	12,5	17,6	7,3
Año	17,8	23,1	12,6

Los datos para el material de relleno, que en nuestro caso es grava media de 25 mm, se pueden obtener directamente de la bibliografía científica:

Tipo de material	Tamaño efectivo D ₁₀ (mm)	Porosidad n, (%)	Conductividad hidráulica K _s (m ³ /m ² -d)
Arena gruesa	2	28-32	100-1000
Arena gravosa	8	30-35	500-5000
Grava fina	13	35-38	1000-10000
Grava media	32	36-40	10000-50000
Roca gruesa	128	38-45	50000-250000

Las plantas depuradoras elegidas para la creación del humedal son *Phragmites australis* cuya penetración de las raíces es mayor de 60 cm. Una profundidad del humedal igual a 60 cm será la óptima para que el desarrollo reticular llegue al fondo y así impedir zonas del lecho sin cubrir y posibles caminos preferentes del efluente.

Tipo de Planta	Penetración de las raíces (cm)
<i>Scyrpus</i>	76
<i>Phragmites</i>	> 60
<i>Typha</i>	30

Calculo del área necesaria del humedal de flujo subsuperficial para que el efluente cumpla con la legislación

Para un dimensionamiento destinado a la determinación del nitrógeno total se puede utilizar la expresión descrita a continuación:

$$A_s = \frac{Q \cdot (\ln C_0 - \ln C_e)}{K_t \cdot d \cdot n}$$

- C_e : Concentración de amoníaco en el efluente, (mg/L).
- C_0 : Concentración de amoníaco en el afluente, (mg/L).
- K_T : Constante dependiente de la temperatura, (d^{-1}).
- A_s : Área superficial del humedal, (m^2).
- n : Porosidad del humedal, (0,38).
- d : Profundidad del agua en el humedal, (m).
- Q : Caudal promedio del humedal, (m^3/d).

Es asumida como temperatura de entrada del agua al humedal de 10,5 °C. Para el caso del nitrógeno, la constante de temperatura viene definida por:

$$K_t = K_{NH} \cdot (1,048)^{(T-20)}$$

Donde K_{NH} es la constante de nitrificación. Suponiendo un 100% de penetración de las raíces K_{NH} toma el valor de 0,4007. Para humedales sin vegetación, esta constante posee el valor de 0,01854. Una vez definida la constante K_{NH} se determina la eliminación del nitrógeno total (suponiendo que todo el nitrógeno es amonio), vía nitrificación, en un humedal HF, utilizando las ecuaciones anteriores:

$$K_{10,5} = 0,4007 \cdot (1,048)^{(10,5-20)} = 0,256d^{-1}$$

$$A_s = \frac{0,2723 \cdot (\ln 140 - \ln 10)}{(0,256) \cdot (0,6) \cdot (0,38)} = 12,3m^2$$

Cálculo del tiempo de retención hidráulica (TRH) dentro del humedal SFS

$$TRH = \frac{A_s \cdot d \cdot n}{Q} = \frac{(12,3) \cdot (0,6) \cdot (0,38)}{0,2723} = 10,29d$$

Calculo del contenido en nitrato en el efluente para comprobar resultados

Para comprobar los resultados obtenidos, se realizó el cálculo de nitrato restante en el efluente mediante la expresión:

$$\frac{C_e}{C_0} = e^{(-K_r \cdot T)}$$

Donde:

- C_e : Concentración de nitrato en el efluente, (mg/L).
- C_0 : Concentración de amoníaco en el afluente, (mg/L).
- K_T : Constante dependiente de la temperatura, para el nitrato vale 1, (d^{-1}).
- T: Tiempo de retención hídrico.

El contenido para los nitratos en el humedal HF serán los 140 mg/L que entran al sistema menos los 10 mg/L que salen del humedal, haciendo un total de 130 mg/L.

$$\frac{C_e}{130} = e^{(-1 \cdot 10.29)} = 4,41 \cdot 10^{-3}$$

El nitrógeno total en el efluente serán los 10 mg/L supuestos más el residual calculado ($4,41 \cdot 10^{-3}$), resultando un total de 10,004 mg/L y demostrando así un correcto diseño.

Relación largo - ancho en el humedal SFS

La relación largo/ancho debe encontrarse entre 3:1 y 10:1, dependiendo de las cargas a tratar, contaminantes que se desean eliminar y del tipo de flujo desde el punto de vista costo eficiencia. La superficie del lecho debe ser llana y el fondo se recomienda que tenga una pendiente no mayor del 3% que permita que el residual fluya a través del substrato venciendo las fuerzas de fricción del medio.

$$L = 3 \cdot W \quad A_s = L \cdot W \quad W = \sqrt{\frac{A_s}{3}}$$

Tenemos que para un humedal de área 12,3 m² la relación L - W = 3:1 se cumple para las dimensiones de L = **6,07 m** y W = **2,02 m**.

Cantidad de efluente

El volumen de efluente es considerable, pero se encuentra limitado en función de los consumos de agua de la vivienda.

El volumen de consumo es por tanto conocido por el titular, proporcionando un dato de facturación anual de agua potable de 140 m³, que para los cálculos supondremos repartido uniformemente a lo largo del año.

Se aplica un factor de efluente del 70 % del agua consumida, ya que parte de la misma se destina a limpieza, parte se evapora, parte se consume y parte se emplea en riego. Por lo tanto el consumo medio mensual y diario típico será:

Mes	Efluente mensual (m³)	Efluente diario (m³)
Enero	8,17	0,272
Febrero	8,17	0,272
Marzo	8,17	0,272
Abril	8,17	0,272
Mayo	8,17	0,272
Junio	8,17	0,272
Julio	8,17	0,272
Agosto	8,17	0,272
Septiembre	8,17	0,272
Octubre	8,17	0,272
Noviembre	8,17	0,272
Diciembre	8,17	0,272

7.1.2.2. Hidrología

Evapotranspiración potencial y Régimen pluviométrico

Los datos de partida se han obtenido del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA), la evapotranspiración potencial se calcula mediante el método Penman-Monteith, en el caso de las estaciones agroclimáticas, y mediante lectura de tanques evaporimétricos clase A en el resto. En concreto se han utilizados los datos correspondientes a la localidad de Elche.

Mes	Eto Pot (mm/m ²)	Precipitación _M (mm/m ²)
Enero	36,41	20,26
Febrero	49,45	13,85
Marzo	77,10	25,05
Abril	105,70	33,28
Mayo	124,90	18,61
Junio	157,50	9,3
Julio	164,00	1,84
Agosto	149,37	8,16
Septiembre	108,03	43,47
Octubre	71,01	34,26
Noviembre	43,50	32,79
Diciembre	32,75	20,68
Total	1119,7	261,54

7.1.2.3. Especies vegetales

Plantas empleadas

Se emplearán en la construcción las siguientes especies, todas ellas hidrófitas, aptas para vivir tanto en ambientes con elevada humedad del suelo como con todos o parte (depende de la especie) de sus órganos permanentemente sumergidos.

Ya que durante la vida del humedal éste está en constante evolución y adaptación a las condiciones atmosféricas y de uso cambiante, para la repoblación o readaptación del humedal se pueden emplear tanto especies hidrófitas, teniendo en cuenta el funcionamiento en la época en que se realicen.

La plantación inicial del humedal se realiza con las siguientes plantas:

Plantas fijas

- Papiros (*Cyperus papyrus*).
- Juncos (*Effusus*)
- Jacinto de agua (*Iris pseudacorus*).
- Carrizo (*Phragmites australis*).

Plantas acuáticas

- Nenúfar.
- Lentejas acuáticas (*Salvinia natans*).
- Lechuga acuática (*Pistia stratiotes*)

Plantas de separación y seto perimetral de separación física

- *Juniperus horizontalis* Glauca.
- *Rosmarinus officinalis* 'Prostratus' (Romero rastrero).

Evapotranspiración de cultivo, coeficientes de cultivo

El coeficiente de cultivo determina la diferencia de evapotranspiración de la planta considerada con respecto a la evapotranspiración potencial o de referencia.

$$Eto_{cultivo} = Eto_{potencial} \times Kc$$

Los valores de coeficiente de cultivo para agua libre y algunas plantas hidrófitas se muestran en la siguiente tabla. Como puede observarse, debido a la disponibilidad permanente de agua que tienen estas plantas, el coeficiente de cultivo y por tanto su capacidad de transpiración es superior a la unidad.

Cultivo Humedales en clima templado	Kc _{ini}	Kc _{med}	Kc _{fin}	Altura Máxima Cultivo (h) (m)
Anea (<i>Typha</i>), Junco (<i>Scirpus</i>), muerte por heladas	0,3	1,20	0,3	2
Anea, Junco, sin heladas	0,6	1,20	0,6	2
Vegetación pequeña, sin heladas	1,05	1,20	1,10	0,3
Carrizo (<i>Phragmites</i>), con agua sobre el suelo	1,00	1,20	1,00	1-3
Carrizo, suelo húmedo	0,90	1,20	0,7	1-3

Por lo tanto consideraremos $K_c = 1,1$ como un coeficiente de cultivo adecuado.

7.1.2.4. Características de las balsas

Para calcular la superficie efectiva de evaporación de la balsa se hace uso de la siguiente expresión suponiendo el caudal total anual y una altura normal del agua en la balsa de 20 cm. Este cálculo se realiza con el 100% del caudal para obtención de un margen de superficie extra.

$$S = \frac{V_{\text{efluente}}}{(\text{Profundidad} + \text{Evapotranspiración potencial} - \text{Precipitación})}$$

$$S = \frac{140}{[0,2 - (-0,97014)]} = 119,64 \text{ m}^2$$

Se realizan dos zanjas cuya suma superficial sea como mínimo 119,64 m². La primera zanja va a albergar la fitodepuración (humedal subsuperficial) cuyo largo será de 6,07 m y un ancho de 2,02 m en su parte más profunda. La segunda balsa alberga el humedal superficial o laguna cuyas dimensiones serán 10,36 m de largo por 10,36 m de ancho. La profundidad de la primera zanja es de 60 cm mientras que la segunda posee 70 cm de profundidad. Las dos balsas contarán con taludes de 45 °.

La impermeabilización estará compuesta por:

- Una primera capa de geotextil (500 g/m²) en contacto con el terreno, previamente uniformizado y limpio de piedra y otros elementos rígidos.
- Una capa impermeable de detección de fugas de polietileno de 200 μm.
- Una capa impermeable principal de PVC de 1,5 mm.

- Una segunda capa de geotextil (500 g/m^2) ubicado en las zonas donde se colocarán los carriles de grava o bolos para protección de la impermeabilización, en el caso del humedal artificial de flujo subsuperficial.
- Una protección pesada a base de mortero pobre y bolo de río, en el caso de un humedal artificial de flujo superficial o laguna.

Relleno

La constitución del relleno es la misma tanto para el humedal construido de flujo subsuperficial como para el humedal construido de flujo superficial. La diferencia radica en que en el humedal SFS el relleno ocupa toda la profundidad del mismo (60 cm) mientras que en el SFW el relleno se coloca hasta una altura de 30 cm.

El relleno consta de 3 partes, unos carriles para circulación y reparto subsuperficial del efluente, la capa de sustrato principal que realiza el filtrado que sirve de base para las especies no flotantes y unas presas para los elementos de compartimentación horizontal.

Los carriles y zona de entrada de agua están realizados por un relleno de 5 cm de altura de grava de río con una capa de geotextil superior e inferior para evitar la colmatación de la misma.

Las presas están conformadas por áridos de diferentes granulometrías y una capa de geotextil para evitar el arrastre del sustrato.

El sustrato base es una mezcla de sustrato, fibra de coco, turba y suelo de la zona.

Sobre todo ello se sitúa una capa de 5 cm de espesor de gravilla de unos 4 mm para evitar la flotación del sustrato previamente a que absorba completamente el agua.

7.1.2.5. Balances hídricos

Con el balance hídrico se estiman los cambios producidos en el caudal del vertido a consecuencia de los factores climatológicos que suceden en el tiempo que el flujo de agua permanece en el humedal.

Considerando el humedal como un sistema abierto, se establecen las entradas y salidas de la siguiente manera:

- Entradas: Precipitaciones (P), Afluente (A), Producto recirculado (R).
- Salidas: Efluente (E), Evapotranspiración (ETP), Consumo de la constitución de los tejidos de la biocenosis (C), Infiltración (I).
 - El consumo de la constitución de los tejidos de la biocenosis se considera desestimable.
 - El humedal está impermeabilizado provocando que el volumen de agua residente en el humedal permanezca estanco, por lo tanto no hay infiltración.
 - No hay recirculación en todo el sistema.

El balance o almacenamiento del ecosistema se define por la diferencia de las entradas menos las salidas:

$$\text{Almacenamiento} = (P + A) - (E + ETP)$$

Balance hídrico mensual

El balance hídrico corresponde a la diferencia entre el régimen pluviométrico y la evapotranspiración de cultivo mes a mes.

Mes	Eto Pot corregida (mm/m ²)	Precipitación _M (mm/m ²)	Balance hídrico (mm/m ²)
Enero	40,05	20,26	-19,79
Febrero	54,40	13,85	-40,55
Marzo	84,81	25,05	-59,76
Abril	116,27	33,28	-82,99
Mayo	137,39	18,61	-118,78
Junio	173,25	9,3	-163,95
Julio	180,40	1,84	-178,56
Agosto	164,31	8,16	-156,15
Septiembre	118,83	43,47	-75,36
Octubre	78,11	34,26	-43,85
Noviembre	47,85	32,79	-15,06
Diciembre	36,03	20,68	-15,35
Total	1231,69	261,54	-970,14

Balance hídrico de la instalación

Teniendo en cuenta una superficie inundada de la zanja de 119,64 m² en condiciones normales y 20 cm de altura en el nivel del agua, el volumen de oscilación de líquido es de 23,94 m³ y el balance hídrico de la instalación será:

Mes	Balance zanja (m ³)	Volumen acumulado zanja (m ³)	Cubas (uds) 24 m ³ /ud	Déficit (m ³)
Previo		15,62		
Enero	5,80	21,42	0,89	0,00
Febrero	3,32	24,73	1,03	0,00
Marzo	1,02	25,75	1,07	0,00
Abril	-1,76	23,99	1,00	0,00
Mayo	-6,04	17,94	0,75	0,00
Junio	-11,45	6,50	0,27	0,00
Julio	-13,20	0,00	0,00	-13,20
Agosto	-10,52	0,00	0,00	-23,71
Septiembre	-0,85	0,00	0,00	-24,56
Octubre	2,92	2,92	0,12	0,00
Noviembre	6,36	9,29	0,39	0,00
Diciembre	6,33	15,62	0,65	0,00
Total	-18,07		6,17	-61,47

Se espera un excedente de residuo en los meses de febrero, marzo y abril. Para evitar la retirada a EDAR mediante cubas y prevenir mayores afluentes como puede ser el aumento familiar se incrementa 5 cm en la profundidad de la zanja.

La superficie media en ese tramo será de 121,87 m², por lo que el volumen acumulable es 6,52 m³, superando los 1,75 m³ de excedente máximo en el mes de marzo.

7.1.2.6. Márgenes de recogida y seguridad

Volumen de oscilación

El volumen máximo normal de agua en la zanja alcanza los 25 cm por lo que el volumen de oscilación de seguridad permitido para aportes hídricos extraordinarios es alto, correspondiendo a 15 cm de altura.

La superficie media de la zanja en ese tramo es de 128,41 m² por lo que el volumen acumulable es de 20,89 m³.

Margen de aporte pluvial

El margen de aporte pluvial sin necesidad de recogida en las condiciones normales de máximo llenado de zanja corresponde a una lluvia 150 mm/m².

Tiempos estimados

A raíz de los resultados obtenidos en los cálculos no es necesaria la retirada de agua a EDAR mediante cubas.

7.1.3. Informe de impacto ambiental

A continuación se muestran, a modo de tabla, los impactos ambientales de las fases de construcción y explotación con sendas evaluaciones y medidas a tomar.

Fase de construcción

Impacto	Evaluación Impacto	Medidas correctoras, preventivas y minimizadoras
Pérdida de hábitats, alteración de la superficie, efecto barrera y destrucción de la fauna edáfica.	Moderado	<ul style="list-style-type: none"> Colocación de vallas en el perímetro de la actividad durante las obras. Control de vertidos de material y combustibles con efectos negativos para la fauna. Precaución en la conducción para evitar atropellos.
Pérdida de suelo por ocupación, compactación y variación del terreno.	Moderado - Compatible	<ul style="list-style-type: none"> No utilizar más suelo del proyectado. Evitar zonas forestales o próximas a cauces de agua. Utilizar una correcta señalización.
Eliminación de cubierta vegetal afectando a la flora de la superficie de la zona de las obras	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> Determinar y trasplantar el material vegetal de necesaria conservación. Señalizar correctamente la zona de trabajo. Restaurar correctamente el terreno afectado.
Vertidos de obra en suelos, aguas superficiales y subterráneas.	Severo - Moderado	<ul style="list-style-type: none"> Correcta proyección de la obra. Correcta reparación de vehículos en talleres especializados. Comportamiento correcto de los operarios en cuanto los residuos.
Aumento de la zona de trabajo.	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> Correcta señalización y precaución.

Impacto	Evaluación Impacto	Medidas correctoras, preventivas y minimizadoras
Pérdida de calidad paisajística provocada por vertederos provisionales, almacenamiento de materiales,...	Moderado	<ul style="list-style-type: none"> • Utilizar zonas protegidas a la vista para el almacenamiento de maquinaria y elementos auxiliares. • Retirada de residuos incontrolados y contaminantes.
Emisión de gases de combustión de la maquinaria de las obras.	Moderado	<ul style="list-style-type: none"> • Buen estado en el mantenimiento de las máquinas e ITV en vigor. • Pre calentamiento de los motores previo al uso. • Moderación en la conducción de la maquinaria.
Emisión de partículas en suspensión por los materiales pulverulentos de construcción y el provocado por el tráfico rodado en vías sin pavimentar.	Moderado	<ul style="list-style-type: none"> • Riego periódico de caminos. • Riego de las acumulaciones de materiales. • Uso de silos o sacos para el acopio de materiales de construcción pulverulentos o su cobertura con lonas.
Efectos a la actividad habitual de la zona por el incremento del nivel sonoro.	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> • Mantenimiento general adecuado de la maquinaria e ITV en vigor. • Moderación en la conducción de maquinaria.
Efectos a la fauna por el incremento del nivel sonoro.	Moderado	<ul style="list-style-type: none"> • Mantenimiento general adecuado de la maquinaria e ITV en vigor. • Moderación en la conducción de maquinaria.
Molestias a la población de Torrelano Bajo por el ruido, circulación de maquinaria pesada,...	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> • Se contemplan todas las medidas de impacto anteriores y se recomienda realizar los trabajos en horario de oficina.
Riesgos laborales potenciales para los trabajadores provocados por falta de medidas de seguridad.	Moderado	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicación correcta de la normativa competente en prevención de riesgos laborales.

Fase de explotación

Impacto	Evolución Impacto	Medidas correctoras, preventivas y minimizadoras
Contaminación de aguas y terreno por los lodos derivados de la depuradora	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> Se transportarán los lodos a un gestor de residuos autorizado.
Residuos orgánicos derivados del mantenimiento del humedal	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> Se separarán según su posible reutilización, como puede ser la creación de compost.
Olores producidos por la depuradora que afectan a la fauna y a la población	Moderado - Compatible	<ul style="list-style-type: none"> Diseñaremos la depuradora de aguas residuales con especial atención a evitar la aparición de olores.
Extensión de especies colonizadoras de la flora en detrimento de la flora local.	Moderado - Severo	<ul style="list-style-type: none"> Utilización de fauna local o no colonizada.
Creación de nuevos ecosistemas y mejora del presente.	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> No requiere acción
Integración de la depuradora en el paisaje.	Compatible	<ul style="list-style-type: none"> No requiere acción
Reacciones a un sistema diferente a la depuración convencional.	Moderado	<ul style="list-style-type: none"> Presentaciones sobre sistemas de depuración basados en humedales artificiales para potenciar el acercamiento de la tecnología a la población.

De la evaluación de impacto ambiental se puede concluir:

La mayoría de impactos que se producen son moderados y aparecen en la fase de construcción, que les otorga el carácter temporal y permite una buena recuperación si

se han tomado las medidas adecuadas. En este caso pasan a tratarse todos los impactos como compatibles. El principal problema que se considera es la calidad ecológica de la zona que implica un procedimiento más sensible con el entorno a la hora de realizar los trabajos de construcción.

Existe un gran beneficio ocasionado por el gran número de impactos positivos que se encuentran en este proyecto. Destaca la correcta depuración de aguas generadas por la vivienda, con todos los efectos positivos que ello comporta para el municipio del Campo de Elche. Se han identificado en función del medio afectado y de las causas originarias de los impactos, unas medidas correctoras tendentes a minimizar los aspectos negativos o, en última instancia, a compensar la carencia inducida. En consecuencia, los efectos negativos identificados se pueden considerar, de forma global, ambientalmente COMPATIBLES con el entorno en que se inscriben.

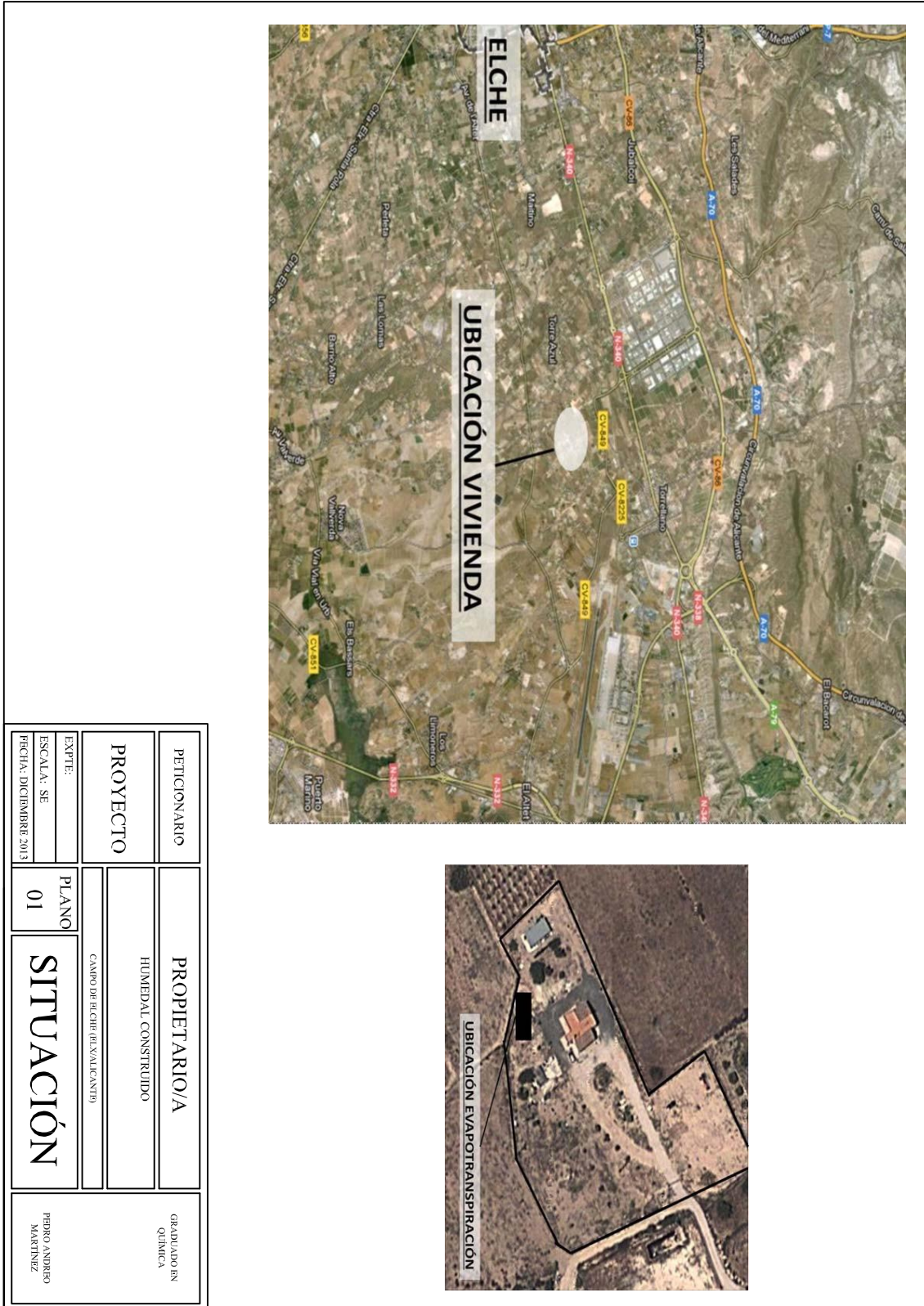
7.1.4. Presupuesto

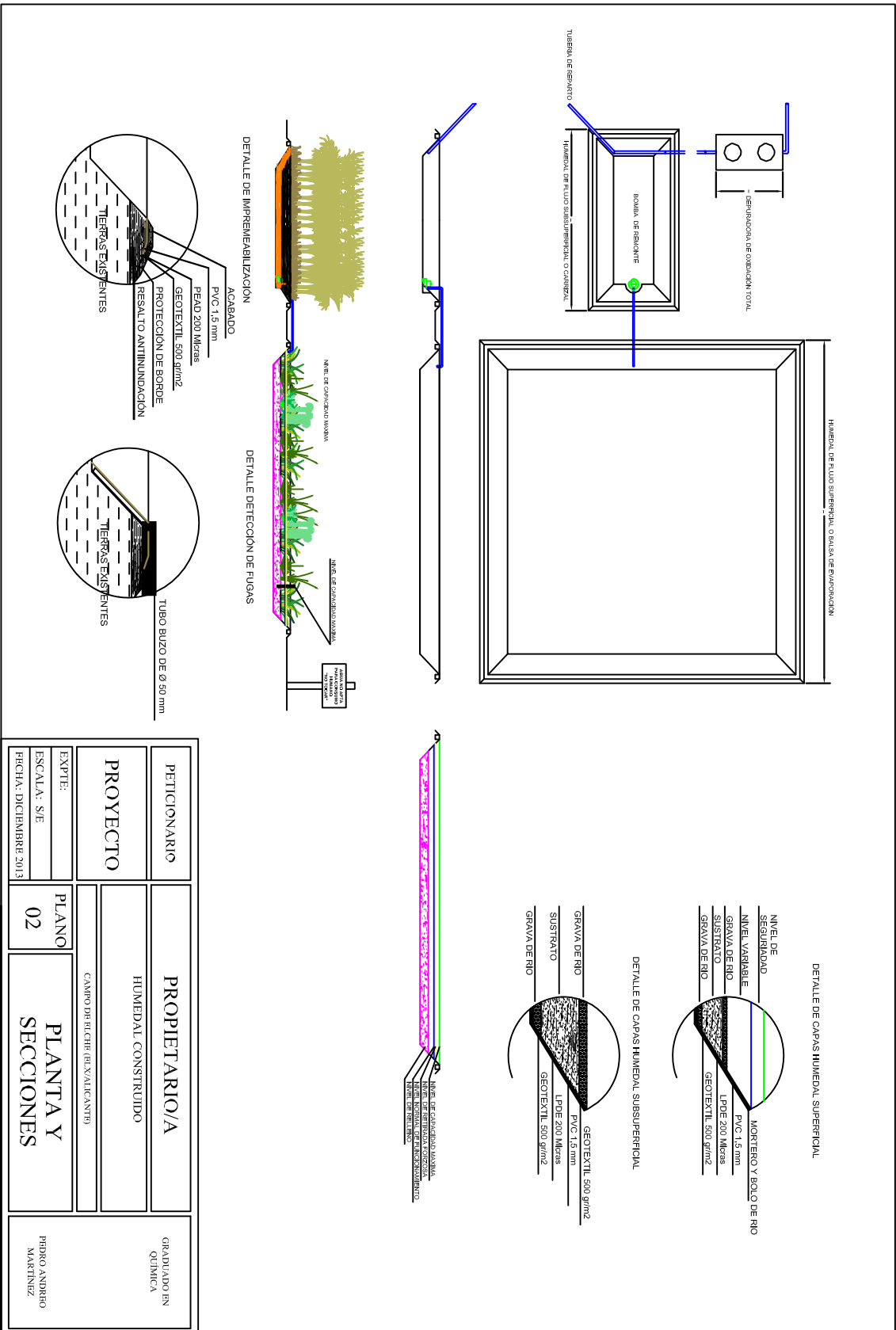
CONCEPTO	CANTIDAD	PRECIO	SUMA	IVA 21%
PROYECTO Y PLANIFICACION	1	900,00	900,00	189,00
EXCAVACION Y NIVEL LASER	1	300,00	300,00	63,00
MATERIALES IMPERMEABILIZACION	1	1.200,00	1.200,00	252,00
TRABAJOS COLOCACION Y MANO DE OBRA	1	500,00	500,00	105,00
MALLA PROTECCION LAMINA	1	239,15	239,15	50,22
ARIDOS, BOLOS Y TURBAS	1	782,00	782,00	164,22
JARDINERIA Y ESPECIES VEGETALES	1	520,00	520,00	109,20
CUADRO ELECTRICO, MATERIAL DE FONTANERIA Y BOMBAS	1	430,00	430,00	90,30
VALLA PERIMETRAL	1	260,00	260,00	54,60
			TOTAL	IVA
			5.131,15	1.077,54
			SUMA	6.208,69

7.1.5. Memoria de Calidades

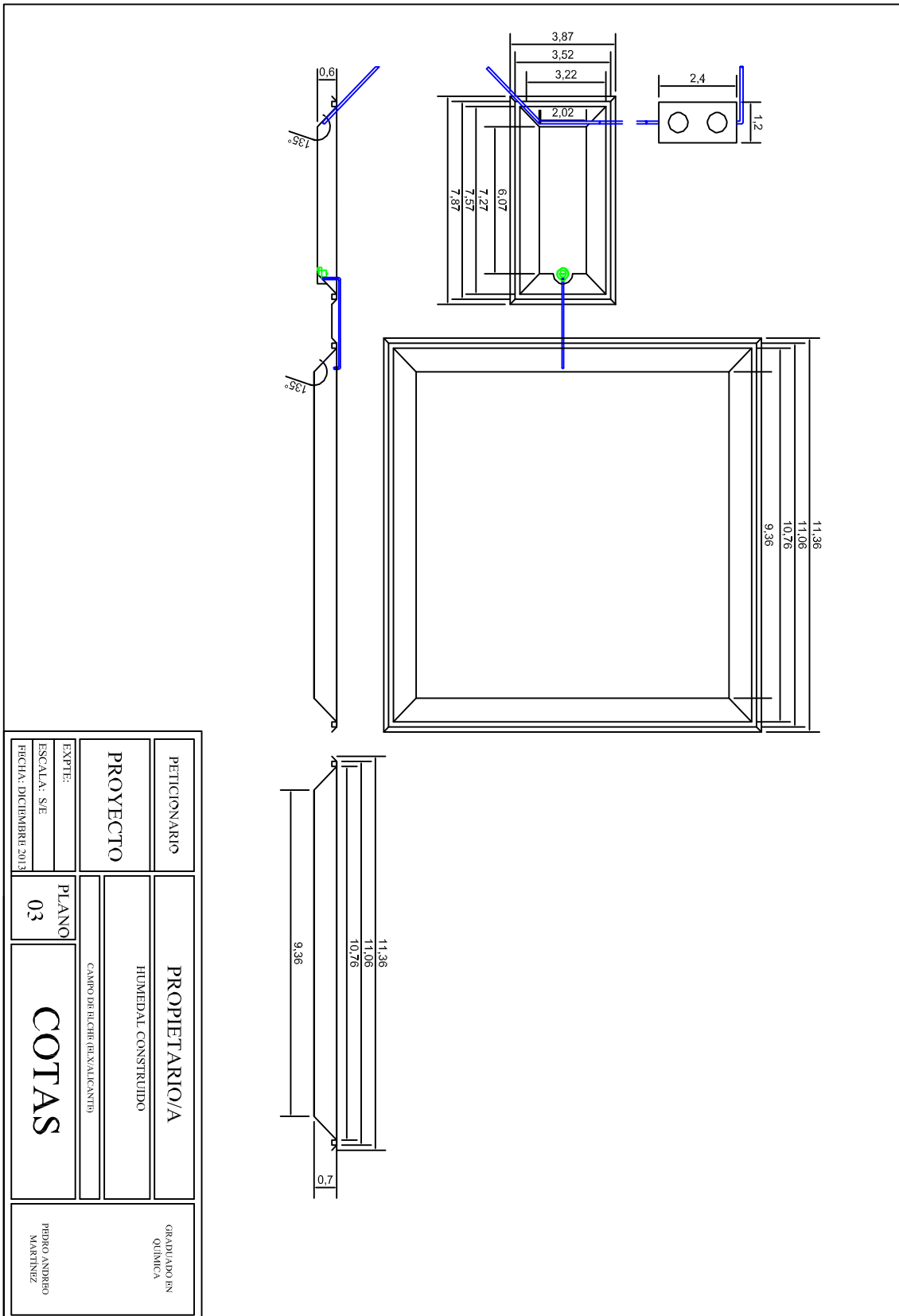
CONCEPTO	CANTIDAD
PROYECTO	1
PLANIFICACION	1
EXCAVACION Y NIVEL LASER	21
GEOTEXTIL 500g/m ² 200 METROS	200
POLIETILENO GALGA 400	100
PVC 1,5 mm	100
SALIARIO PEON OBRA	40
COLOCACION LAMINA GEOTEXTIL	2
COLOCACION LAMINA POLIETILENO	2
COLOCACION LAMINA PVC	2
ROLLO DE YUTE 100 m x 1 m pH 6,5 250 L	100
GRAVIN EN SACAS	10
ARENA DE RIO LAVADA	22
TURBA ESPECIAL SIN NITRATO MEZCLA VEGETAL	14
VARIOS ALBAÑILERIA	1
PIEDRA DECORACION BLANCA	5
PIEDRA DE BATEIG DERRIBO	11
PIEDRA DE RIO COLORES 5 TM	5
BOLOS REDONDOS DOS CALIBRES	6
ESPECIES FITO DEPURACION CARRIZOS	400
ADELFA EXTERIORES 40	40
HINOJO MARINO	50
MANO OBRA VIVERO	10
BOMBA SUMERGIBLE SPA	1
SISTEMA ELECTRICO CAJAS CABLE ETC	1
LLAVES DE PASO 75	2
LLAVE ANTIRRETORNO 110	1
ARQUETAS Y ALBAÑILERIA	2
ARQUETAS DEPU OXIDACION	2
VARIOS FONTANERIA TUBO FLEXIBLE DRENANTE ETC	1
PORTES ARIDOS	6
PORTES TURBA	1
PLUMA COLOCACION MATERIALES	18
BOMBA SOPLANTE ACTIVACION CARRIZAL Y TURBA	1
TABLAS DE MADERA PARA VALLA 1500 x 300 x 50 mm.	250

7.1.6. Planos





PETICIONARIO	PROPIETARIO/A	GRADUADO EN QUIMICA
PROYECTO	HUMEDAL CONSTRUIDO	
EXYTE:	CAMPO DE FLORER (EL XALICANTO)	
ESCALA: S/B	PLANO 02	PLANTA Y SECCIONES
FECHA: DICIEMBRE, 2013		PIEDRO ANDRERO MARTINEZ



7.1.7. Anexos

Este proyecto queda abierto a cualquier cambio en el funcionamiento del sistema de fitodepuración-*evapotranspiración* ya que se trata de una planta piloto gestionada en su totalidad por el grupo de Química Agroalimentaria del Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología de la Facultad de Química ubicado en la Universidad de Murcia.

Murcia a diciembre de 2013

El Graduado en Química

Fdo. Pedro Andreo Martínez

7.2. Anexo 2. Legislación

Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Anexo I.: Requisitos de los vertidos de aguas residuales

Cuadro 1. 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 (DBO 5 a 20 °C) sin nitrificación (2).	25 mg/l O ₂	70-90 40 de conformidad con el apartado 3 del artículo 5 RDL (3).	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Determinación del oxígeno disuelto antes y después de cinco días de incubación a 20 °C ± 1 °C, en completa oscuridad. Aplicación de un inhibidor de la nitrificación.
Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)	Método de medida de referencia
Demanda química de oxígeno (DQO).	125 mg/l O ₂	75	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Dicromato potásico.
Total de sólidos en suspensión.	35 mg/l (4) 35 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 RDL (más de 10.000 h-e) (3). 60 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 RDL (de 2.000 a 10.000 h-e) (3).	90 (4) 90 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 RDL (más de 10.000 h-e) (3). 70 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 RDL (de 2.000 a 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.

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

(2) Este parámetro puede sustituirse por otro: carbono orgánico total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre DBO 5 y el parámetro sustituto.

(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, de 28 de diciembre.

(4) Este requisito es optativo. Los análisis de vertidos procedentes de sistemas de depuración por lagunaje se llevarán a cabo sobre muestras filtradas; no obstante, la

concentración de sólidos totales en suspensión en las muestras de aguas sin filtrar no deberá superar los 150 mg/L.

Cuadro 2. Requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo. Según la situación local, se podrá aplicar uno o los dos parámetros. Se aplicarán el valor de concentración o el porcentaje de reducción. [Redactado de conformidad con el Real Decreto 2116/1998, de 2 de octubre.]

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)	Método de medida de referencia
Fósforo total	2 mg/l P (de 10.000 a 100.000 h-e). 1 mg/l P (más de 100.000 h-e).	80	Espectrofotometría de absorción molecular.
Nitrógeno total (2).	15 mg/l N (de 10.000 a 100.000 h-e) (3). 10 mg/l N (más de 100.000 h-e) (3).	70-80	Espectrofotometría de absorción molecular.

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

(2) Nitrógeno total equivalente a la suma del nitrógeno Kjeldahl total (N orgánico y amoniacal), nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno en forma de nitrito.

(3) Estos valores de concentración constituyen medias anuales según el al nitrógeno pueden comprobarse mediante medias diarias cuando se demuestre, de conformidad con el apartado A) 1 del anexo III, que se obtiene el mismo nivel de protección. En ese caso la media diaria no deberá superar los 20 mg/L N total para todas las muestras, cuando la temperatura del efluente del reactor biológico sea superior o igual a 12 °C. En sustitución del requisito relativo a la temperatura, se podrá aplicar una limitación del tiempo de funcionamiento que tenga en cuenta las condiciones climáticas regionales.

Resolución de 30 de junio de 2011, de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intercomunitarias.

ANEXO. Aglomeraciones mayores de 10.000 h-e agrupadas por cuencas hidrográficas afectadas por la declaración de zonas sensibles (Directiva 91/271/CEE), caso concreto de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

Zona sensible	Aglomeración mayor de 10.000 h-e.	Municipios pertenecientes a la Aglomeración	Comunidad Autónoma
Albufera.	Alginet, Almussafes, Benifaio, Sollana.	Alginet/Benifaio/Catarroja/Massanassa/Paiporta/Picanya/Picassent/Silla/Sollana.	Comunitat Valenciana.
Albufera.	El Saler.	El Saler.	Comunitat Valenciana.
Albufera.	El Perellonet.	El Perellonet (municipio de Valencia).	Comunitat Valenciana.
Embalse de Alcora.	–		Comunitat Valenciana.
Embalse de Amadorio.	–		Comunitat Valenciana.
Embalse de Bellús.	Albaida, Atzeneta D'Albaida, El Palomar.	Albaida, Atzeneta D'Albaida, El Palomar.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Bellús.	Alfarrasí, L'Olleria, Montaverner.	Alfarrasí, L'Olleria, Montaverner.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Bellús.	Beniganim.	Beniganim.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Bellús.	Agullent, Ontinyent.	Ontinyent/Agullent.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Bellús.	Aielo de Malferit.	Aielo de Malferit.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Beniarrés.	Cocentaina, L'Alqueria D'Asnar, Muro de Alcoy.	Muro de Alcoy/Cocentaina/L'alqueria D'ansar.	Comunitat Valenciana.

Zona sensible	Aglomeración mayor de 10.000 h-e.	Municipios pertenecientes a la Aglomeración	Comunidad Autónoma
Embalse de Beniarrés.	Alcoy.	Alcoy/Cocentaina.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Buseo.	–		Comunitat Valenciana.
Embalse de Forata.	Requena.	Requena.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Forata.	Utiel.	Utiel.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Guadalest.	–		Comunitat Valenciana.
Embalse de Maria Cristina.	L'Alcora.	L'Alcora.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Regajo.	–		Comunitat Valenciana.
Embalse de Tibi.	Castalla, Onil.	Castalla/Onil.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Tibi.	Ibi.	Ibi.	Comunitat Valenciana.
Embalse de Tous.	–		Comunitat Valenciana.
Laguna de Santa Pola.	–		Comunitat Valenciana.
Marjal de Cabanes.	Torreblanca.	Torreblanca/ Torreñostra.	Comunitat Valenciana.
Marjal de Pego - Oliva.	Pego.	Pego.	Comunitat Valenciana.
Rambla del Poyo: Parque Albufera-Lago Albufera.	Cheste.	Cheste.	Comunitat Valenciana.
Rambla del Poyo: Parque Albufera-Lago Albufera.	Chiva.	Chiva.	Comunitat Valenciana.
Rambla del Poyo: Parque Albufera-Lago Albufera.	Riba-Roja de Turia (El Oliveral).	Riba-Roja de Turia (El Oliveral).	Comunitat Valenciana.
Rambla del Poyo: Parque Albufera-Lago Albufera.	Torrent.	Torrent.	Comunitat Valenciana.
Río Albaida: Río Cányoles – Río Barcheta.	Canals.	Canals/Alcudia de Crespins.	Comunitat Valenciana.
Río Albaida: Río Cányoles – Río Barcheta.	La Llosa de Ranes.	La Llosa de Ranes.	Comunitat Valenciana.
Río Vinalopó: Acequia del Rey - Sax.	Beneixama/Cañada/El Camp de Mirra/Villena.	Beneixama/Cañada/El Camp de Mirra/Villena.	Comunitat Valenciana.
Río Júcar (El Chantre).	–		Castilla-La Mancha.
Río Júcar (La Playa).	–		Castilla-La Mancha.
Río Júcar. (Alcalá del Júcar). La Playeta.	–		Castilla-La Mancha.
Río Valdemembra (desde Motilla del Palancar hasta Quintanar del Rey).	Motilla del Palancar.	Motilla del Palancar.	Castilla-La Mancha.
Embalse del Arquillo de San Blas.	–		Aragón.

REAL DECRETO 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

ANEXO I.A: CRITERIOS DE CALIDAD PARA LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS SEGÚN SUS USOS CALIDAD REQUERIDA

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
2.- USOS AGRÍCOLAS ¹					
CALIDAD 2.1 ² a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1 huevo/10 L	100 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases ³ con los siguientes valores: n = 10 m = 100 UFC/100 mL M = 1.000 UFC/100 mL c = 3	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. Legionella spp. 1.000 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización) Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=1.000

¹ Características del agua regenerada que requieren información adicional: Conductividad: 3,0 dS/m ; Relación de Adsorción de Sodio (RAS): 6 meq/L; Boro: 0,5 mg/L; Arsénico: 0,1 mg/L; Berilio: 0,1 mg/L; Cadmio: 0,01 mg/L; Cobalto: 0,05 mg/L; Cromo: 0,1 mg/L; Cobre: 0,2 mg/L; Manganeso: 0,2 mg/L; Molibdeno: 0,01 mg/L; Níquel: 0,2 mg/L; Selenio : 0,02 mg/L; Vanadio: 0,1 mg/L. Para el cálculo de RAS se utilizará la fórmula:

$$RAS \left(\frac{meq}{L} \right) = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}}$$

² Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados.
³ Siendo n: nº de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias; M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y