



Influencia de los periodos de llenado y vaciado en la eliminación de nutrientes y desinfección en zonas húmedas construidas de flujo sub-superficial horizontal

Mohammad Jihad Sasa Marín



Aquesta tesi doctoral està subjecta a la llicència *Reconeixement 3.0. Espanya de Creative Commons.*

Esta tesis doctoral está sujeta a la licencia *Reconocimiento 3.0. España de Creative Commons.*

This doctoral thesis is licensed under the *Creative Commons Attribution 3.0. Spain License.*



UNIVERSIDAD DE BARCELONA
Facultad de Farmacia
Departamento de Productos
Naturales, Biología Vegetal y
Edafología

TESIS DOCTORAL

INFLUENCIA DE LOS PERIODOS DE
LLENADO Y VACIADO EN LA ELIMINACION
DE NUTRIENTES Y DESINFECCION EN
ZONAS HÚMEDAS CONSTRUIDAS DE FLUJO
SUB_SUPERFICIAL HORIZONTAL

MOHAMMAD JIHAD SASA MARÍN

Barcelona, 2013



UNIVERSITAT DE BARCELONA



Universidad de Barcelona

Facultad de Farmacia
Departamento de Productos Naturales,
Biología Vegetal y Edafología
Programa de Doctorado en Ciencias y Tecnologías
Ambientales
Bienio 2008-2010

TESIS DOCTORAL

**INFLUENCIA DE LOS PERIODOS DE LLENADO Y VACIADO EN LA
ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES Y DESINFECCIÓN EN ZONAS
HÚMEDAS CONSTRUIDAS DE FLUJO SUB_SUPERFICIAL
HORIZONTAL**

Memoria presentada por Mohammad Jihad Sasa Marín para optar al grado de Doctor por la Universidad de Barcelona.

Directores

Dr. Miquel Salgot de Marçay
Profesor Titular
Departamento de Productos Naturales,
Biología Vegetal y Edafología Facultad
de Farmacia

Dra. Montserrat Folch Sánchez
Profesora Agregada
Departamento de Productos Naturales,
Biología Vegetal y Edafología Facultad
de Farmacia

Doctorando

Mohammad Jihad Sasa Marín

¿Qué sabe el pez del agua donde nada toda su vida?
(Albert Einstein)

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Miquel Salgot de Marçay y a la Dra. Montserrat Folch, por haber aceptado ser mis directores de tesis, así como también por su dedicación y paciencia para concluir la memoria de tesis.

El presente trabajo fue financiado con la ayuda del “Programa de Becas” de la Universidad Nacional de Costa Rica y el proyecto CENIT SOSTAGUA del CDTI.

De manera especial deseo expresar un reconocimiento a aquellos que de una u otra manera colaboraron en la conclusión de este trabajo de investigación:

- Al personal del Area d’Espais Naturals, de la Diputación de Barcelona, en especial a la doctora Mireia Vila Escalé por la gran colaboración y compañía brindada en las campañas de monitoreo en el río Besòs.
- Al personal encargado del mantenimiento de los parques fluviales del río Besòs y del río Ripoll (Sabadell).
- Al personal de la EDAR y las gestoras de Montcada i Reixac, y de Els Hostalets de Pierola por permitirme realizar los ensayos dentro de sus instalaciones, en especial a Ricard y Jose Antonio.
- A los colaboradores que he tenido en la Unidad de Edafología de la Universidad de Barcelona:
- Gracias por los aportes y colaboración en la elaboración de los muestreos y análisis: Paulo, Elisenda, Karina, David, Roy, Juan Manuel, Silvia, Carlos, Aina, Andreu, Marius.
- Gracias por el apoyo, y la amistad; Lucero, Antonina, Laura, Neus, Brezana, Miriam, Mireia y Carolina.
- Gracias al personal del departamento de Edafología, por la paciencia que me tuvieron durante la elaboración de la parte experimental en el departamento: Mari, Amparo, Josefina, Joan, Angel, Jordi, Esther.
- A otros colaboradores que han permitido que logre finalizar la etapa experimental de este trabajo: Jordi, gracias por toda la ayuda y compañía durante las campañas fuera de horarios de oficina. Mireia Vila y Esther Huertas por su amistad y sus recomendaciones y consejos.

Asimismo quisiera agradecer a la UNA-CR, por darme la oportunidad de realizar este estudio. Así como también al personal de la Escuela de Química, de la UNA, y del Laboratorio de Gestión de Desechos.

Finalmente, y no por ello que sean menos importantes, quiero agradecerles a:

- Mis amigos de siempre, que son como hermanos (por lo cabezones que son): Pablo, Edgar y Andrés, gracias por todo el ánimo que me dieron para continuar y saber que puedo contar con ustedes en todo momento. Pablo (SMB3), te agradeceré siempre que me permitieras usar tu taller-casa como refugio y centro de trabajo, en la ciudad de oro...gracias infinitas por toda la ayuda que me has dado y enseñarme el valor de una verdadera amistad... muchas gracias chimascuilo.
- A MJSM por todo su apoyo y comprensión.
- A mi familia, que me ha apoyado siempre.
- A Alfonso por sus aportes a la RA, aunque a no le haya hecho mucho caso.
- A todos aquellos que haya olvidado mencionar pero que colaboraron en el desarrollo de este proyecto, deseo darles mi más profundo agradecimiento.

Índice	i
Acrónimos y abreviaturas	xiii
1 INTRODUCCIÓN	1-01
1.1 Humedales artificiales, conceptos y clasificaciones	1-01
1.2 Empleo de Zonas Húmedas construidas en Cataluña, España	1-05
1.3 Contaminantes específicos a eliminar en las aguas residuales	1-07
1.4 Eliminación de materia orgánica	1-08
1.4.1 Demanda química de oxígeno (DQO)	1-12
1.5 Desinfección	1-14
1.6 Eliminación de nutrientes	1-16
1.6.1 Eliminación de fósforo	1-17
1.6.2 Eliminación de compuestos nitrogenados	1-19
1.6.2.1 Nitrificación	1-23
1.6.2.2 Desnitrificación	1-26
1.6.3 Eliminación de azufre	1-29
1.7 Potencial REDOX	1-30
1.8 Características y generalidades del diseño de los ZHCFSS	1-35
1.9 Comportamiento hidráulico y tiempo de retención	1-41
1.9.1 Método experimental para determinar el TRH	1-43
1.9.2 Limitaciones de las pruebas con trazadores	1-45
1.9.3 Determinación del TRH, mediante el método de Wolf Resnick	1-46
2 JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	2-01
3 MATERIALES Y METODOS	3-01
3.1 Descripción de las estaciones de tratamiento de aguas residuales	3-01
3.1.1 EDAR de Montcada i Reixac	3-02
3.1.1.1 Zonas húmedas piloto del EDAR de Montcada i Reixac	3-03
3.1.1.2 Puesta en punto de las Zonas Húmedas Piloto	3-05
3.1.2 Zonas húmedas ubicadas en el cauce del Río Besòs	3-08
3.1.3 EDAR de Els Hostalets de Pierola	3-10
3.1.3.1 Zona húmeda de la EDAR de Els Hostalets de Pierola	3-12
3.1.4 Sistema de tratamiento terciario para la mejora de la calidad del agua del río Ripoll, en Sabadell	3-13
3.1.5 Zonas húmedas construidas de la depuradora de purines de Can Corominas	3-15

3.2	Protocolo experimental	3-18
3.2.1	Zonas húmedas piloto ubicadas en la EDAR de Montcada i Reixac	3-19
3.2.2	Zonas húmedas ubicadas en el cauce del Río Besòs	3-23
3.2.3	Zona húmeda ubicada en la EDAR de Els Hostalets de Pierola	3-24
3.2.3.1	Estudio del perfil vertical en la zona húmeda	3-25
3.2.4	Sistema de tratamiento terciario del río Ripoll	3-26
3.2.5	Depuradora de purines con zonas húmedas de Can Corominas	3-27
3.3	Métodos analíticos	3-28
3.4	Análisis estadístico de los datos	3-30
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	4-01
4.1	Zona húmedas piloto ubicadas en el EDAR de Montcada i Reixac	4-02
4.1.1	Estudios realizados durante el Periodo 1	4-02
4.1.1.1	Estudio de análisis granulométrico	4-02
4.1.1.2	Estudio del tiempo de retención hidráulico (TRH) en las zonas húmedas piloto	4-05
4.1.1.3	Rendimiento de depuración en las condiciones establecidas	4-11
4.1.2	Periodo 2 en las zonas húmedas piloto de la EDAR de Montcada i Reixac	4-16
4.1.2.1	Evaluación de la calidad del efluente al adicionar una fuente externa de carbono y nitrógeno	4-16
4.1.2.2	Influencia de la estrategia de alimentación en los rendimientos de depuración	4-20
4.1.2.2.1	Periodo 2, Etapa 1: El ensayo con carga hidráulica “alta”	4-20
4.1.2.2.2	Periodo 2, Etapa 2: El ensayo con carga hidráulica “nominal”	4-24
4.1.2.3	Comparación entre las etapas 1 y 2, del segundo periodo en las zonas húmedas de la EDAR de Montcada i Reixac	4-27
4.1.2.3.1	Eliminación de materia orgánica durante el segundo periodo de experimentación.	4-27
4.1.2.3.2	Eliminación de nitrógeno durante el segundo periodo de experimentación	4-30
4.1.2.4	Procesos de nitrificación	4-31
4.1.2.5	Proceso de desnitrificación	4-37
4.1.2.6	Proceso nitrificación /desnitrificación	4-44
4.1.2.7	Eliminación de microorganismos (<i>E.coli</i>) durante el segundo periodo de experimentación	4-46

4.2 Caso estudio: Zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola	4-50
4.2.1 Caracterización del agua influente y afluente de la zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola	4-50
4.2.2 Experiencia de llenado y vaciado en la zona húmeda	4-57
4.2.3 Estudio del perfil vertical de la ZHC	4-61
4.3 Estudios de caso analizados	4-65
4.3.1 Estudio de caso de las zonas húmedas del río Besòs	4-65
4.3.1.1 Calidad del afluente y el efluente de las zonas húmedas del río Besòs	4-67
4.3.1.2 Relación C/N y procesos de nitrificación/desnitrificación	4-72
4.3.2 El caso del sistema terciario en el río Ripoll	4-75
4.3.2.1 Calidad físico química del agua residual en el sistema terciario del río Ripoll	4-76
4.3.2.2 Calidad microbiológica del agua residual en el sistema terciario del río Ripoll.	4-83
4.3.2.3 Estado biológico del río Ripoll	4-86
4.3.3 Caso granja de explotación de ganado porcino	4-90
4.3.3.1 Características y evaluación del purín	4-90
4.3.3.2 Parámetros <i>in situ</i> : velocidad de infiltración en el humedal de flujo sub-superficial vertical	4-91
4.3.3.3 Resultados analíticos en la fase líquida	4-94
4.3.3.4 Parámetros indicadores de materia orgánica	4-95
4.3.3.5 Parámetros indicadores de nutrientes	4-97
4.3.3.5.1 Componentes nitrogenados	4-97
4.3.3.5.2 Eliminación de compuestos fosforados	4-103
4.3.3.6 Parámetros microbiológicos en fase líquida	4-105
4.3.3.7 Parámetros físico-químicos en fase sólida	4-105
4.3.3.7.1 Estudio de la acumulación de fango en superficie en el humedal de flujo subsuperficial vertical.	4-106
4.4 Gestión de las zonas húmedas	4-109
4.4.1 Definición de las ZHC como cajas: Gestión	4-109
4.4.2 Throughputs (procesos internos)	4-111
4.4.3 El sistema interpretado en 3 dimensiones	4-112
4.4.4 Aplicación a los resultados obtenidos: rendimientos	4-114
4.4.4.1 Alimentación vertical	4-117
4.4.5 Aplicación a la gestión de las ZHC	4-117
5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	5-01
5.1 Conclusiones específicas	5-01

5.2 Conclusiones generales	5-02
5.3 Evaluación y Recomendaciones	5-02
5.3.1 Perspectiva de investigación	5-09
6 REFERENCIAS BIBLIOGRAFIAS	6-01
ANEXO I	A-01
ANEXO II	A-02

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Esquema de un HAFSSH	1-04
Figura 1.2	Esquema de un HAFSSV	1-05
Figura 1.3	Distribución de las principales fracciones de la DQO	1-13
Figura 1.4	Ciclo del nitrógeno y sus transformaciones	1-20
Figura 1.5	Perfil vertical del potencial REDOX (mV) en sedimentos	1-31
Figura 1.6	Rangos del potencial REDOX para la utilización de aceptores alternos de electrones	1-32
Figura 1.7	Secuencia de utilización de aceptores de electrones en sedimentos marinos	1-33
Figura 1.8	Ejemplo de curva concentración/tiempo	1-44
Figura 1.9	Diagrama de concentración –tiempo para flujo pistón y mezclado	1-47
Figura 3.1	Esquema de unidades de tratamiento en la EDAR de Montcada i Reixac	3-02
Figura 3.2	Esquema del sistema de parcelas piloto en EDAR de Montcada i Reixac	3-04
Figura 3.3	Esquema de los humedales artificiales piloto de flujo subsuperficial horizontal	3-05
Figura 3.4	Diagrama de parte de las parcelas de ZHC en el río Besòs	3-09
Figura 3.5	Diagrama de entrada y salida del agua residual a través de la zona húmeda	3-10
Figura 3.6	Esquema de las unidades de tratamiento en la EDAR de Els Hostalets de Pierola	3-11
Figura 3.7	Esquema de la EDAR de Els Hostalets de Pierola	3-11
Figura 3.8	Esquema del diseño del humedal construido del Parc Fluvial de río Ripoll	3-14
Figura 3.9	Vista superficial de la colocación de los piezómetros en la zona húmeda de Els Hostalets de Pierola	3-25
Figura 3.10	Vista aérea de la zona húmeda construida en la cual se indican cada uno de los puntos de muestreo en el sistema	3-26

Figura 4.1	Distribución de tamaño de partícula en los filtros	4-04
Figura 4.2	Curva E(t) para determinación de TRH en las zonas húmedas, con vegetación (ZH2) y sin vegetación (ZH4), para diferentes valores de columna de agua. ZH, a diferentes valores de columna de agua	4-07
Figura 4.3	Esquema del funcionamiento de los procesos microbianos en humedales artificiales a varios potenciales REDOX	4-14
Figura 4.4	Porcentaje de reducción de la materia orgánica (DQO), el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno total kjendahl en las ZH piloto	4-15
Figura 4.5	Eliminación media de microorganismos (<i>E.coli</i> y bacteriófagos somáticos) en las ZH piloto	4-15
Figura 4.6	Valores promedio y desviación estándar para parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del afluente a las ZH piloto de la EDAR de Montcada i Reixac	4-18
Figura 4.7	Valores promedio y desviación estándar para parámetros que determinan materia orgánica y nutrientes en el afluente a las ZH piloto de la EDAR de Montcada i Reixac	4-19
Figura 4.8	Distribución porcentual del nitrógeno presente en los afluentes a las ZH piloto	4-19
Figura 4.9	Eliminación de materia orgánica y nutrientes (en porcentajes), en las zonas húmedas piloto durante el periodo 2, etapa 1	4-21
Figura 4.10	Porcentaje promedio de nitrificación obtenido en cada parcela, durante la Etapa 1 del segundo periodo	4-22
Figura 4.11	Reducción de microorganismos (<i>E.coli</i>), durante la Etapa 1, segundo periodo en cada parcela	4-23
Figura 4.12	Porcentajes de eliminación de materia orgánica y nutrientes, durante la segunda etapa del segundo periodo de experimentación	4-25
Figura 4.13	Porcentaje de nitrificación en cada zona húmeda, durante la Etapa 2 del segundo periodo experimental	4-25
Figura 4.14	Reducción de microorganismos (<i>E.coli</i>) durante la Etapa 2, del segundo periodo de experimentación	4-26
Figura 4.15	Relación existente entre el DQO eliminada y carga hidráulica, durante la etapa 1 del segundo periodo de investigación	4-29
Figura 4.16	Relación entre la carga orgánica (como DQO) del afluente y del efluente de las ZHC	4-29
Figura 4.17	Tasa de nitrificación versus carga de nitrógeno eliminado (como N-NTK), durante el segundo periodo de experimentación	4-34
Figura 4.18	Carga hidráulica vrs tasa de nitrificación	4-34

Figura 4.19	Comportamiento de la relación DQO/Nt y la tasa de nitrificación en las zonas húmedas piloto, durante la etapa 1	4-35
Figura 4.20	Variación de la carga de nitrógeno amoniacal eliminada con relación DQO/N-NO ₃ ⁻	4-37
Figura 4.21	Comportamiento de la tasa de desnitrificación (g N-NO ₃ ⁻ /m ³ d) con relación a la tasa DQO/Nt del influente, para la etapa 1 del segundo periodo de experimentación	4-40
Figura 4.22	Comportamiento de la tasa de desnitrificación (g N-NO ₃ ⁻ /m ³ d) con relación a la tasa de C/N establecida como DQO/Nt del afluente, para la etapa 2 del segundo periodo de experimentación	4-40
Figura 4.23	Porcentajes promedio de desnitrificación alcanzados en las diferentes zonas húmedas, durante el segundo periodo de experimentación	4-42
Figura 4.24	Comportamiento del porcentaje de desnitrificación con respecto a la relación de la tasa DQO/Nt del influente	4-43
Figura 4.25	Tasa de desnitrificación versus concentración de DQO en el efluente	4-44
Figura 4.26	Tasas de nitrificación y desnitrificación alcanzadas para diferentes tasas de la relación DQO/Nt del afluente, durante las etapas 1 y 2 del segundo periodo.	4-45
Figura 4.27	Reducción de <i>E.coli</i> en cada zona húmeda piloto analizada durante el segundo periodo	4-47
Figura 4.28	Relación de la reducción de <i>E.coli</i> respecto a la carga hidráulica en los humedales piloto	4-48
Figura 4.29	Calidad del influente de alimentación a la zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola	4-53
Figura 4.30	Reducción de carga de SS en la ZHC	4-54
Figura 4.31	Reducción de carga de DQOt en la ZHC	4-54
Figura 4.32	Reducción de carga de N-NTK	4-55
Figura 4.33	Reducción de carga de N-NO ₃	4-55
Figura 4.34	Porcentajes de eliminación de materia orgánica y nitrógeno en la ZHC	4-56
Figura 4.35	Reducción de microorganismos (<i>E.coli</i>) en la ZHC	4-57
Figura 4.36	Porcentaje de eliminación de materia orgánica alcanzado después de un vaciado y llenado completo en la zona húmeda operado como sistema secundario	4-58

Figura 4.37	Carga orgánica del influente vrs la carga orgánica removida durante los 3 ensayos realizados	4-58
Figura 4.38	Porcentaje de eliminación de nitrógeno amoniacal alcanzado después de un vaciado y llenado completo en la zona húmeda operado como sistema secundario.	4-59
Figura 4.39	Comportamiento de las tasas de nitrificación y desnitrificación durante el periodo de muestreo de la campaña.	4-60
Figura 4.40	Perfiles verticales de diferentes parámetros	4-63
Figura 4.41	Comportamiento del afluente y el efluente de las parcelas de zonas húmedas del río Besòs durante los años 2001 a 2011.	4-69
Figura 4.42	Concentración de microorganismos (<i>E. coli</i>) durante el monitoreo en las zonas húmedas del río Besòs (periodo 2009-2011)	4-71
Figura 4.43	Relación C/N en el influente de las zonas húmedas del río Besòs	4-72
Figura 4.44	Temperatura en la entrada (E), ZH-FSS, ZH-FL y salida (S) del sistema en otoño, invierno, primavera y verano	4-79
Figura 4.45	Sólidos en Suspensión en los distintos puntos de muestreo	4-80
Figura 4.46	Concentración de nitrógeno total (ppm) y en forma de nitratos (ppm) en la entrada, zonas húmedas de flujo subsuperficial, laguna de flujo libre y salida del sistema.	4-81
Figura 4.47	Concentración de fósforo (mg/L) en el agua de entrada, zonas húmedas de flujo subsuperficial, laguna de flujo libre y salida del sistema	4-82
Figura 4.48	Patrones microbiológicos y disminución de la carga microbiológica en las ZH- FFS y ZH-FL.	4-84
Figura 4.49	Concentración de los tres tipos de clorofila medidos. Medias de la concentración de clorofilas	4-86
Figura 4.50	Abundancia de géneros identificados en las muestras de agua río arriba y río abajo de la ZHC, en diferentes estaciones del año	4-87
Figura 4.51	Géneros más abundantes en las muestras de agua del río Ripoll. a) <i>Nitzschia</i> , b) <i>Navicula</i> , c) <i>Planothidium</i> , d) <i>Cocconeis</i> , e) <i>Gonphonema</i> y f) <i>Amphora</i>	4-88
Figura 4.52	Velocidad de infiltración durante una semana de riego.	4-92
Figura 4.53	Evolución en la reducción de los parámetros indicadores de materia orgánica	4-96
Figura 4.54	Evolución de la demanda química de oxígeno y de la demanda biológica de oxígeno en función de la carga recibida (DQO: $y=0.7125x$; $R^2=0.8767$); (DBO ₅ : $y=0.8457x$; $R^2=0.8995$)	4-97

Figura 4.55	Contenido en N-NH ₄ y N-NTK del purín fresco	4-98
Figura 4.56	Eliminación total del sistema híbrido de N-NTK y N-NH ₄ según la carga en nitrógeno recibida. (N-NTK $y=0.5335x$ N-NH ₄ $y=0.6237x$)	4-99
Figura 4.57	Diferencias de concentración de nitrógeno amoniacal, nitrógeno Kjeldahl y nitratos entre el efluente de entrada y el de salida del filtro vertical	4-100
Figura 4.58	Dependencia de la reacción de nitrificación con la temperatura en el VFCW ($R^2=0,7919$)	4-101
Figura 4.59	Eliminación de nitrógeno en el filtro vertical en relación a la carga de entrada a temperaturas superior e inferior a 10°C. ($>10^{\circ}\text{C}$ $y=0.4408x$; $<10^{\circ}\text{C}$ $y= 0.2276x$)	4-101
Figura 4.60	Representación gráfica de la cantidad de nitrato a la entrada de la zona húmeda horizontal en comparación a su eliminación por desnitrificación	4-102
Figura 4.61	Eliminación de fósforo en el filtro vertical en relación con la carga de entrada ($y=0.6837x$; $R^2=0.6837$).	4-104
Figura 4.62	Eliminación total de fósforo en relación con la carga de entrada ($y=0.8709x$; $R^2=0.9751$).	4-104
Figura 4.63	Aumento lineal de la capa de fango (El gráfico muestra la distancia a la sonda, que se encuentra por encima de y perpendicular a la superficie). Se representa también el contenido en materia seca del purín (V1: $y=-0,0565x$; V3= $-0,0498x$)	4-107

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Configuración de ZHC en operación en EDARs de Cataluña	1-06
Tabla 1.2	Estado de oxidación de compuestos nitrogenados presentes en el agua	1-19
Tabla 1.3	Mecanismos de transformación y eliminación del nitrógeno en ZHC	1-21
Tabla 1.4	Factores que influyen en la nitrificación	1-25
Tabla 1.5	Factores que afectan el potencial de desnitrificación en humedales artificiales	1-28
Tabla 1.6	Diferentes pares REDOX con sus respectivos potenciales REDOX (Eh) a pH de 7	1-32
Tabla 1.7	Criterios de evaluación de las ZHC a partir del análisis de la curva de variación de la concentración del trazador en el efluente	1-44
Tabla 3.1	Tipos y dimensiones de las parcelas de las zonas húmedas en el Río Besòs	3-09
Tabla 3.2	Características de las zonas húmedas de flujo subsuperficial horizontal y laguna mixta de flujo subsuperficial	3-14
Tabla 3.3	Protocolo experimental en las zonas húmedas piloto del EDAR de Montcada y Reixac	3-22
Tabla 3.4	Protocolos de muestreo en zonas húmedas del cauce del río Besòs	3-23
Tabla 3.5	Procedimientos de muestreo en zona húmeda de la EDAR de Els Hostaltes de Pierola	3-24
Tabla 3.6	Protocolos de muestreo en el sistema de tratamiento terciario del río Ripoll	3-27
Tabla 3.7	Protocolos y condiciones de operación de las zonas húmedas (vertical y horizontal) en la depuradora de purines de Can Corominas	3-27
Tabla 3.8	Parámetros determinados y métodos utilizados en el análisis del agua	3-29
Tabla 3.9	Métodos de análisis utilizados en la analítica de fango	3-29
Tabla 4.1	Características granulométricas de las parcelas piloto analizadas	4-03
Tabla 4.2	Relación de tipos de humedales, caudal, TRH teórico y carga hidráulica	4-06
Tabla 4.3	Características hidráulicas de los humedales analizados	4-09

Tabla 4.4	Valores estadísticos descriptivos y coeficientes de variación (%) de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del afluente secundario de entrada a las ZH piloto y del efluente de las ZH	4-12
Tabla 4.5	Datos estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del efluente secundario modificado de entrada a las ZH piloto durante las etapas 1 (carga hidráulica alta) y 2 (carga hidráulica nominal)	4-17
Tabla 4.6	Condiciones de trabajo, Etapa 1	4-21
Tabla 4.7	Análisis estadístico y de varianzas, para diferentes parámetros analizados, en el régimen de carga hidráulica alta	4-23
Tabla 4.8	Características de los efluentes de los humedales piloto	4-24
Tabla 4.9	Análisis estadístico y de varianzas, para diferentes parámetros analizados, en el régimen de carga hidráulica alta	4-26
Tabla 4.10	Valores promedio de parámetros operaciones usados durante el segundo periodo de experimentación	4-33
Tabla 4.11	Carga máxima removida de N-NO ₃ ⁻ en función del DQO/Nt del afluente	4-41
Tabla 4.12	Calidad del agua de alimentación a la zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola en las campañas I y II	4-52
Tabla 4.13	Variaciones de las tasas de nitrificación y desnitrificación durante los 3 ensayos de la campaña de flujo intermitente	4-61
Tabla 4.14	Calidad promedio del influente a las zonas húmedas durante los años 2001 a 2011 (media y desviación estándar de los valores)	4-68
Tabla 4.15	Tasas de nitrificación y desnitrificación en las zonas húmedas del río Besòs	4-73
Tabla 4.16	Media, desviación estándar y análisis estadístico de los parámetros monitoreados en el sistema terciario del río Ripoll, durante el periodo de noviembre 2011 a julio 2012	4-78
Tabla 4.17	Características del purín fresco	4-90
Tabla 4.18	Valores medios, mínimo y máximo de las analíticas del purín en el sistema	4-94
Tabla 4.19	Resultados de la caracterización (materia orgánica y macronutrientes) del purín seco	4-106
Tabla 4.20	Eficiencias alcanzadas en la eliminación de contaminantes en ZHC	4-114
Tabla 4.21	Mecanismos de gestión adecuados para la operación de ZHC de flujo subsuperficial horizontal	4-119

FOTOGRAFÍAS

Fotografía 3.1	Parcelas de las zonas húmedas piloto en la EDAR de Montcada i Reixac	3-03
Fotografía 3.2	Estado inicial de la superficie de las zonas húmedas piloto, mayo 2009	3-06
Fotografía 3.3	Situación inicial de las arquetas de entrada y salida en las parcelas piloto	3-06
Fotografía 3.4	Sistema de control de riego de las parcelas piloto	3-07
Fotografía 3.5	Sistema de zonas húmedas a punto para iniciar la experiencia	3-08
Fotografía 3.6	Vista de la ZH1 de la EDAR de Els Hostalets de Pierola	3-12
Fotografía 3.7	Vista del depósito de salida con la tubería para controlar el nivel de agua dentro del humedal	3-13
Fotografía 3.8	Piloto de zona húmeda de flujo subsuperficial vertical	3-17
Fotografía 3.9	Piloto de zona húmeda de flujo subsuperficial horizontal	3-18
Fotografía 4.1	Tubería de alimentación del trazador	4-06

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

ACA	Agencia Catalana del Agua
C.E.	Conductividad Eléctrica
CH	Carga Hidráulica
COT	Carbono orgánico total
CU	Coefficiente de Uniformidad
d ₆₀	Diámetro o tamaño por debajo del cual queda el 60% del suelo, en peso
d ₁₀	Diámetro o tamaño por debajo del cual queda el 10% del suelo, en peso
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno 5 días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DQOt	Demanda Química de Oxígeno Total
DQOd	Demanda Química de Oxígeno Disuelta
DQOp	Demanda Química de Oxígeno Particulada
DTR	Distribución de tiempo de residencia
E(t)	Función de distribución de tiempo de residencia
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
E _H	Potencial REDOX
HAFSSH	Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal
HAFSSV	Humedal artificial de flujo subsuperficial vertical
Influente A	Influente primario
IPm	Infiltración Percolación modificada
m	Flujo Mezcla
Max	Máximo
MES	Material en suspensión
Min	Mínimo
MO	Materia orgánica
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno Amoniacal
N-NO ₃ ⁻	Nitrógeno de Nitratos
Nt	Nitrógeno Total (N-Orgánico, N-Amoniacal, N-Nitratos y N-Nitritos)
NTK, N-NTK	Nitrógeno Total Kjeldahl
OD	Oxígeno Disuelto
p	Flujo Pistón
PCPP	Personal Care and Pharmaceutical Products
Pr	Producción
%Red	Porcentaje de reducción o eliminación
R.D.	Real Decreto
Q	Caudal
SDT	Sólidos disueltos totales
SS	Sólidos en Suspensión

tm	Tiempo medio
to	Tiempo teórico de residencia hidráulica
tp	Tiempo real de residencia hidráulica
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
ulog	Unidades logarítmicas de las unidades formadoras de colonias por cada 100 mL
V	Volumen del reactor o humedal
ZHC	Zonas Húmedas construidas
ZHCFL	Zonas Húmedas construidas de flujo libre
ZHCFSS	Zonas Húmedas construidas de flujo subsuperficial

1. INTRODUCCIÓN

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Humedales artificiales, conceptos y clasificaciones

Los humedales naturales son ecosistemas complejos con láminas de agua, que poseen vegetación sumergida, flotante y/o emergente, con zonas de nivel freático más o menos cercano a la superficie y que pueden ser variables estacionalmente. En ellos el suelo se mantiene saturado de agua durante periodos largos de tiempo. En estos sistemas se encuentran vegetales, animales y microorganismos especialmente adaptados a estas condiciones ambientales. Estas biocenosis, conjuntamente con procesos físicos y químicos, son capaces de depurar el agua eliminando materia orgánica, sólidos en suspensión, nitrógeno, fósforo y, en algunos casos inclusive microorganismos y productos químicos tóxicos; por esta razón se les conoce como “los riñones del mundo” (Lahora, A., 2002).

A partir del estudio de los humedales naturales, se ha considerado el potencial depurador de los humedales o zonas húmedas para el tratamiento de aguas residuales, diseñando y recreando sus características naturales en un medio construido y controlado. Se ha llegado al concepto de zonas húmedas construidas, sistemas pasivos de depuración constituidos por lagunas o canales poco profundos (normalmente de menos de 1 metro), o bien por zanjas rellenas de material de soporte, con macrófitos acuáticos.

Los humedales artificiales son un método rentable y técnicamente viable para el tratamiento de aguas residuales en determinadas circunstancias. Ofrecen varias ventajas comparados con los humedales naturales, entre ellas la flexibilidad de tamaño así como el control sobre los patrones hidráulicos y de tiempo de retención. Los contaminantes en estos sistemas se eliminan mediante combinaciones de procesos físicos, químicos y biológicos, incluyendo sedimentación (de partículas en suspensión), filtración y precipitación, adsorción e intercambio iónico (en la superficie de las plantas, sustrato y sedimentos), asimilación por los vegetales, y transformaciones químicas y bioquímicas; estas últimas por acción microbiana (IWA, 2000).

Algunas de las características principales de las zonas húmedas construidas empleadas como sistemas de depuración denominados extensivos, son (IWA, 2000):

- Bajo coste (al compararse con otras opciones de tratamiento)
- Simplicidad y bajos gastos de operación y de mantenimiento (energía y materiales)
- Bajo consumo de energía
- Impacto ambiental sonoro nulo
- Buena integración con el paisaje y el medio ambiente (potencia la regeneración de la vida silvestre).

Por otro lado, esta tecnología presenta algunos inconvenientes:

- Necesidad importante de superficie (entre 20 y 80 veces mayor que en los sistemas convencionales)
- Pocas posibilidades de control durante la operación (normalmente solo es posible modificar el nivel del agua)
- Poco conocimiento de la tecnología por parte de los operadores
- Los sistemas de flujo subsuperficial son susceptibles a la colmatación del medio granular, especialmente si el agua contiene elevadas concentraciones de aceites y grasas.

Existen varias formas de clasificar las zonas húmedas construidas (ZHC). Una de ellas, la que se empleará, se hace en función de la presencia o no de una superficie libre de agua en contacto con la atmósfera (USEPA, 2000), de esta manera se clasifican en:

- Sistemas de ZHC de flujo libre (ZHCFL). En estos sistemas, con superficie de agua libre, las plantas acuáticas están enraizadas en el fondo del humedal y el agua pasa entre las hojas y tallos de las plantas. Son sistemas en los que coexisten zonas aerobias, anaerobias y anóxicas. Este sistema es el más empleado en Estados Unidos de Norteamérica.

- Sistemas de ZHC con flujo sub-superficial (ZHCFSS). En estos sistemas no es visible la lámina de agua y el flujo atraviesa un lecho relleno con arena, grava, suelo u otro sustrato, donde crecen las plantas, que sólo tienen las raíces, rizomas y tallos subterráneos en contacto con el agua. Tiene la ventaja de no generar olores ni ser fuente de mosquitos y de ocupar menos terreno, pero los procesos en su interior son casi exclusivamente anaerobios. Este sistema y sus variaciones son los más empleados en Europa.

Las ZHCFSS se componen de los siguientes elementos: (1) estructura de entrada del afluente, (2) impermeabilización, (3) medio granular, (4) vegetación y (5) estructura de salida habitualmente regulable en altura para controlar el nivel del agua. Adicionalmente suelen incluir tuberías de aireación si la alimentación es por infiltración en superficie (García y Corzo, 2008).

Las ZHCFSS son sistemas ambientalmente amigables y de bajo coste que pueden tener dos tipos de diseños (según la circulación del agua en los mismos): humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) y humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (HAFSSV) (Cervantes, 2009).

A. Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Horizontal (HAFSSH)

En este tipo de sistemas, el agua circula horizontalmente a través del medio granular y los rizomas, tallos subterráneos y raíces de las plantas. El agua ocupa los poros del sistema o reactor, que puede tener una profundidad de entre 0,3 y 0,9 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados (el agua se mantiene entre 0,05 y 0,1 m por debajo de la superficie) y con cargas de alrededor de 6 g DBO/m² d (Figura 1.1).

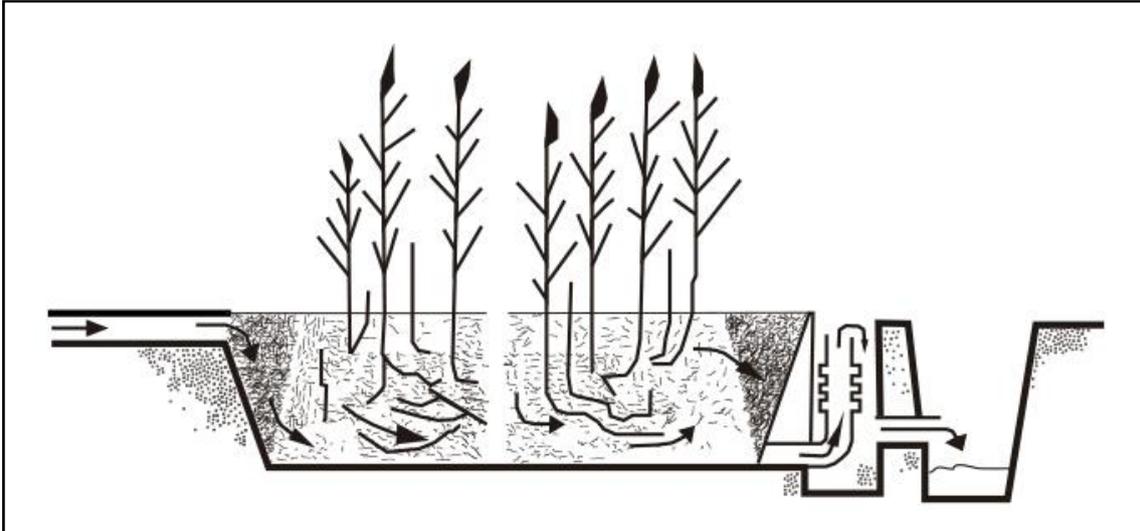


Figura 1.1 Esquema de un HAFSSH (Brix, 1994)

B. Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Vertical (HAFSSV)

Esta tipología de humedales fue desarrollada en Europa como alternativa a los humedales horizontales para producir efluentes nitrificados. La circulación del agua es de tipo vertical y tiene lugar a pulsos, de manera que el medio granular no está permanentemente inundado. La profundidad del medio granular es de entre 0,5 y 0,8 m. Operan con cargas de alrededor de $20 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2 \text{ d}$. Los sistemas verticales tienen mayor capacidad de tratamiento que los horizontales (requieren menor superficie para tratar una determinada carga orgánica) al ser más aerobios. Por otra parte, son más susceptibles a la colmatación (Figura 1.2).

En general los sistemas verticales se combinan con horizontales para que se den sucesivamente los procesos de nitrificación y desnitrificación y se consiga así eliminar nitrógeno.

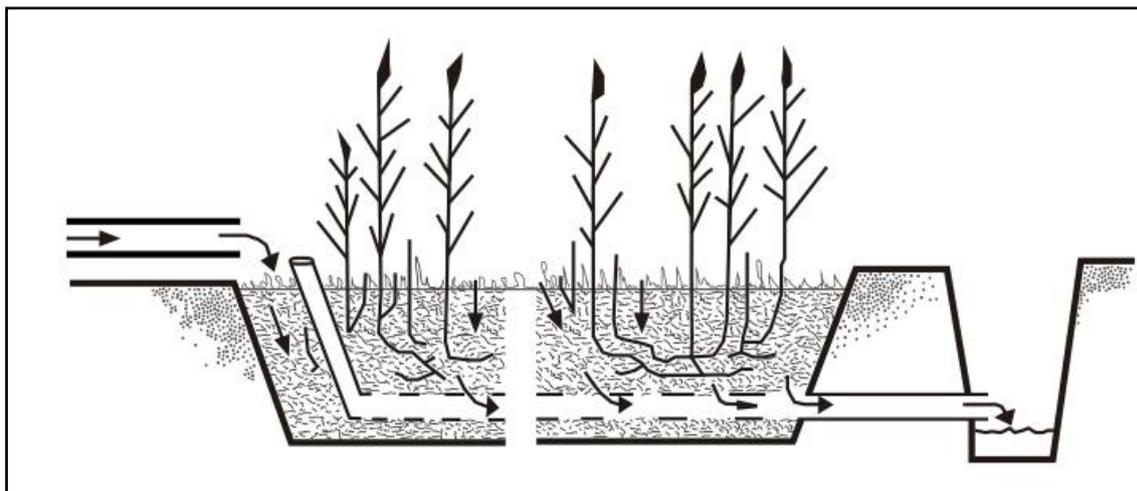


Figura 1.2 Esquema de un HAFSSV (Brix, 1994)

1.2 Empleo de Zonas Húmedas Construidas en Cataluña, España.

Las ZHC son sistemas adecuados para el saneamiento de las aguas residuales en pequeñas comunidades de menos de 2000 habitantes-equivalentes (h.e.). Se estima que en Europa hay más de 5000, y solo en Alemania más de 3500. En España, los sistemas más comunes son los HAFSSH, ya que los sistemas de flujo vertical requieren una construcción más cuidadosa y un sustrato más específico, comparados con los sistemas de flujo horizontal (IWA, 2000).

Aunque inicialmente se consideró una tecnología “anecdótica”, la necesidad de reducir la huella energética de los sistemas de depuración y las dificultades para implantar las tecnologías clásicas en pequeños sistemas de saneamiento han potenciado las tecnologías basadas en sistemas naturales. Las autoridades de saneamiento han reconocido el potencial de las ZHC en este contexto, y por ejemplo, el Plan de Saneamiento de Aguas Residuales para pequeñas comunidades “PSARU 2002” de Cataluña (Agència Catalana de l’ Aigua, 2002), incluyó las zonas húmedas construidas como sistema adecuado para el tratamiento de aguas residuales. En la Tabla 1.1 se observan las configuraciones de algunas estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) de pequeñas comunidades que operan en Cataluña y que emplean zonas húmedas construidas en ellas.

En la actualidad existen diferentes EDARs que utilizan las ZHC como tratamiento secundario y se empiezan a diseñar cada vez más sistemas que los emplean como tratamiento terciario con el fin de mejorar la calidad final del efluente. La legislación ambiental en España no exige a las EDARs la eliminación de nutrientes, exceptuando si el vertido se efectúa en zonas sensibles. Asimismo, y según el Real Decreto (R.D.) 1620/2007, se exigen diversos tratamientos adicionales que pueden incluir la desinfección si el agua de una depuradora se va a reutilizar, por lo que es preciso determinar la capacidad real de desinfección de las ZHC.

Tabla 1.1 Configuración de ZHC en operación en EDARs de Cataluña (Turón, 2007)

Comunidad	Tratamiento Primario	Tratamiento Secundario*	Tratamiento Terciario*
Alfés	Tanque séptico	HAFSSH	LE
Almatret Nord	Tanque séptico	HAFSSH	LE
Almatret Sud	Tanque séptico	HAFSSH	LE
Ames	Tanque Imhoff	HAFSSH	ZHCFL
Cerviá de Ter	Tanque Imhoff	HAFSSH	---
Corbins	Tanque Imhoff	HAFSSH	LE/HAFSSH/FA
LaFatarella	Sedimentador primario	HAFSSH	LE
Gualba	--	HAFSSH	LE
Riudecanyes	Tanque Imhoff	LAT	HAFSSH
St. Martí Sesg.	Tanque Séptico	HAFSSH	--
Vedú	Tanque Séptico	HAFSSH	LE/HAFSSH
Vilajuiga	Sedimentador primario	LE	HAFSSH
Vilaplana	Sedimentador primario	HAFSSH	TSP

HAFSSH: Humedal Construido de flujo subsuperficial

LE: Laguna de estabilización

FA: Filtro de arena

LAT: Laguna de alta tasa

ZHCFL: Humedal construido de flujo superficial

TSP: tratamiento suelo-planta

Como se aprecia en la Tabla 1.1, en la mayoría de las EDAR de las pequeñas comunidades catalanas en que se emplean ZHC para el tratamiento de las aguas residuales municipales predominan los HAFSSH, aunque existen algunas depuradoras que utilizan sistemas compuestos o híbridos, donde se combinan zonas húmedas con lagunas.

Además de las aguas residuales municipales, los humedales artificiales han sido usados para la gestión de agua en una gran variedad de industrias y actividades antrópicas (Seoáñez, 1999).

1.3 Contaminantes específicos a eliminar en las aguas residuales

El tratamiento de las aguas residuales se ha basado fundamentalmente en conseguir la eliminación de carbono orgánico, sólidos en suspensión y coloidales, y ocasionalmente patógenos (Orhon et al., 1997). Debido al aumento de la contaminación en los cuerpos de agua y a las limitaciones estrictas de vertido de efluentes, se han desarrollado e implementado nuevas técnicas para el tratamiento y control de parámetros significativos desde el punto de vista de sus impactos negativos, como los nutrientes (nitrógeno y fósforo) y otros contaminantes, denominados prioritarios entre los que se encuentran diversos xenobióticos y moléculas complejas. Por otra parte, en el caso de la reutilización se ha puesto un énfasis especial en el control de los patógenos mediante su análisis directo o el uso de indicadores.

En el transcurso de la historia de la depuración se han ido detectando, en paralelo con la mejora de la capacidad de análisis, determinados contaminantes de los que en algunos casos se puede decir que han constituido modas analíticas. Inicialmente fueron ciertas sales, posteriormente los metales pesados y sucesivamente se han mencionado *ad nauseam* los disruptores endocrinos y en el último decenio los PCPP (acrónimo de Personal Care and Pharmaceutical Products: productos de higiene personal y medicamentos) como paradigma de la contaminación de origen humano o urbano. Quizá la penúltima moda sean las drogas ilegales, como cocaína, anfetaminas, etc. (Guillén et al., 2012)

Los sistemas naturales, incluidas las zonas húmedas, parecen tener una mayor capacidad de tratamiento de moléculas orgánicas complejas, dado el mayor tiempo de residencia del agua en el sistema y al hecho de que suelen operar con biopelículas fijadas, lo que les concede una mejor adaptación para la degradación de compuestos resistentes a la acción de los microorganismos típicos de los sistemas convencionales de depuración por lodos activados, sus variantes y similares (Lucero, 2011)

1.4 Eliminación de materia orgánica

Las ZHCFSS operan esencialmente con biopelículas fijadas (sobre uno o varios soportes) en un reactor, por las que se elimina la materia orgánica mediante complejas interacciones que incluyen procesos físicos, químicos y biológicos. La bioquímica (e incluso biogeoquímica) de estos procesos es muy compleja, lo que ya se describía hace decenios (Brouzes, 1973).

Algunos estudios han mostrado que las tasas de eliminación de la materia orgánica no se relacionan directamente con los cambios de temperatura del agua, por lo que se sugiere que algunos contaminantes son eliminados principalmente por mecanismos fisicoquímicos y biológicos (McNevin et al., 2000), aunque el papel de la temperatura en los procesos bioquímicos inherentes merece un análisis más detallado. De todas formas hay que indicar que la opinión mayoritaria al respecto es que la velocidad de las reacciones bioquímicas depende directamente de la temperatura dentro de unos límites determinados (Henze et al, 1995; Atlas y Bartha, 2002; Gray, 2004)

Las ZHC reciben la materia orgánica de dos fuentes diferentes: de las aguas residuales que pasan por los mismos (carga externa de materia orgánica) y de la producción primaria de compuestos orgánicos del mismo humedal (carga interna).

Los humedales artificiales están diseñados para eliminar la materia orgánica de la carga externa, pero la carga interna también debe ser tomada en cuenta ya que genera una concentración de fondo que determina la máxima eficiencia de los sistemas. Por lo general, esta concentración de fondo se aproxima a 3 mg/L (Rousseau et al., 2004) Las plantas parecen ser la principal fuente interna de materia orgánica.

Dada la configuración espacial de la vegetación típica de las zonas húmedas, se genera más materia orgánica por debajo del nivel del suelo que por encima de él, debido a que las raíces, los rizomas, los tallos subterráneos y los materiales exudados que están implantados en el medio granular tienen más masa vegetal que los tallos y las hojas que se encuentran por encima de la superficie (Tanner et al., 1998). La carga orgánica externa añadida con las aguas residuales es una mezcla de componentes con tamaños que varían habitualmente entre 0,001 μm (materia orgánica disuelta) y más de 100 μm (materia orgánica sedimentable o en suspensión) (Levine et al., 1991).

Los componentes individuales de estas mezclas pueden ser degradados o eliminados de los humedales a diferentes velocidades, lo que crea una determinada distribución de valores de las constantes de velocidad de eliminación en relación con las diferentes fracciones de masa de la mezcla (Kadlec, 2003). Esto se aprecia claramente al determinar los tamaños de las partículas de materia orgánica disuelta en las aguas residuales que están siendo tratadas a lo largo de la longitud del HAFSSH, donde la mayor parte de la materia orgánica en partículas es eliminada cerca de la entrada.

La materia orgánica asociada a la materia en suspensión quedará retenida en las ZHCFSS, principalmente por tres motivos: a) las restricciones de flujo producidas por el medio granular, b) la baja velocidad del agua y c) las fuerzas de adhesión entre partículas. Estos procesos físicos se denominan filtración en medio granular. Las raíces y rizomas – y en algún caso los tallos subterráneos - de las plantas contribuyen también a la retención de partículas mediante procesos similares. Por lo tanto, la eliminación inicial de la materia en suspensión (MES) del agua en una ZHCFSS ocurre por una combinación de mecanismos físicos, encontrándose en un intervalo entre el 85 y 95% (Kadlec y Knight, 1996). Numerosos estudios han demostrado que la mayor parte de la eliminación de la MES tiene lugar cerca de la entrada del humedal, en los primeros metros, y el resto de la materia orgánica disuelta es eliminada más lentamente a lo largo de toda la longitud del lecho del humedal (García et al., 2005a) (Cooper et al., 1996).

Por otra parte, la materia orgánica en forma coloidal y disuelta no queda retenida tan fácilmente en los primeros metros del humedal, se va degradando y en consecuencia reduciendo su concentración a lo largo del sistema. Los mecanismos de retención no suelen incluir la filtración (sólo secundariamente) y dependen principalmente de la acción de la biomasa en forma de película. (García y Corzo, 2008; Brix, 1993)

Una vez reducida la materia en suspensión, se reduce la DBO asociada a los sólidos retenidos; ocasionalmente pueden encontrarse pequeños aumentos debidos a que los compuestos complejos se rompen, generando moléculas más pequeñas con mayor demanda teórica de oxígeno. La degradación de la materia orgánica disuelta y filtrada se produce por la acción de los microorganismos de la biopelícula.

En este sentido se asume que los compuestos orgánicos son degradados por mecanismos que actúan de forma simultánea aunque con diferentes velocidades; son procesos aerobios, anóxicos y anaerobios, ejecutados principalmente por las bacterias y otros microorganismos de la biopelícula adherida a los órganos subterráneos de las plantas (raíces, rizomas y tallos subterráneos) y a la superficie del sustrato del medio (lecho). (Aguirre, 2004)

La degradación aerobia de la materia orgánica disuelta se produce por la acción de las bacterias aeróbicas heterótrofas. El oxígeno requerido en la rizosfera para la degradación aerobia se suministra por difusión a partir de las raíces de los macrófitos y rizomas o bien directamente desde la atmósfera en las zonas cercanas a la superficie. Numerosas investigaciones han demostrado que la capacidad de transporte de oxígeno del carrizo es insuficiente para la descomposición aeróbica en la rizosfera y que por tanto la descomposición anóxica y anaerobia es importante en los humedales construidos (IWA, 2000). Hay que destacar que en los sistemas de flujo discontinuo (con alimentación vertical) el aporte de oxígeno es superior al crearse un vacío llenado por aire atmosférico cuando el agua aplicada en superficie atraviesa el macizo filtrante (Salgot et al., 1995 y 1996; Nevo y Mitchell, 1967)

En los sistemas que emplean flujo horizontal, la biopelícula es casi totalmente anaerobia, con la única excepción de pequeñas zonas anóxicas o aerobias cerca de las raíces y rizomas de las plantas (Cooper et al. 1996) como se ha indicado, sin variaciones importantes en la disponibilidad de oxígeno a lo largo del tiempo, como sin embargo sí sucede con la alimentación vertical.

Las partículas orgánicas que ingresan al sistema, y que se retienen por filtración o sedimentación o alcanzan las zonas intermedias y finales del humedal, se acumulan o se desintegran y se someten a hidrólisis, lo que genera compuestos orgánicos disueltos que pueden ser degradados por alguna de las diferentes vías biogeoquímicas que se producen simultáneamente en un humedal determinado.

En las zonas donde prevalecen condiciones aerobias (por lo general alrededor de las raíces o cerca de la superficie), la materia orgánica es oxidada por los organismos que utilizan el oxígeno como aceptor de electrones (respiración aerobia).

En las zonas anóxicas, la materia orgánica es oxidada por los organismos aerobios que pueden utilizar el nitrato como aceptor de electrones (desnitrificación) además del oxígeno (Metcalf & Eddy, 2003). Los HAFSSH muestran valores muy bajos de oxígeno disuelto ($< 0,1$ mg/L) (Liénard, 1987; USEPA, 2000), y se encuentran valores típicamente bajos del potencial REDOX en estas zonas húmedas, donde prevalecen las condiciones reductoras, por lo que los HAFSSH se consideran sistemas de tratamiento anaeróbicos. En contraste, en los HAFSSV prevalecen las condiciones oxidantes y los niveles de oxígeno disuelto son superiores, por lo que se consideran sistemas de tratamiento aeróbico/anóxico (García et al., 2004a, 2005a, Marahatta 2004, Kayser et al., 2003)

Las condiciones anaeróbicas que se presentan en los HAFSSH permiten el desarrollo de muchos grupos de bacterias con diferentes vías bioquímicas alternativas de degradación de materia orgánica (Marahatta, 2004). Los monómeros, o compuestos más simples, solubles formados por hidrólisis se convierten en ácidos grasos volátiles (por ejemplo en acetato) a través de complicados procesos múltiples (fermentación). El acetato y otros compuestos intermedios pueden ser degradados por organismos que usan el sulfato como aceptor final de electrones (reducción del sulfato). El acetato puede también ser degradado por organismos metanogénicos para producir metano y dióxido de carbono (metanogénesis). La importancia relativa de las diferentes vías bioquímicas para remover o degradar parcialmente la materia orgánica, depende principalmente de las condiciones REDOX del sistema (García et al., 2004 a, 2005 a).

Para la caracterización de la materia orgánica, se pueden emplear los siguientes parámetros:

- Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5)
- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Carbono Orgánico Total (COT).

Ninguno de estos métodos, por sí solo, da información absoluta sobre la biodegradabilidad del agua residual. La biodegradabilidad se evalúa de manera sencilla comparando los valores de DBO_5 y DQO. Si la relación es pequeña indica que el agua residual es lentamente biodegradable (Vollertsen y Hvitved-Jacobsen, 2002). Se consigue una caracterización detallada de la materia orgánica en el agua residual considerando la DQO total como la suma de fracciones con diferentes propiedades microbiológicas (Henze et al., 1995).

De los métodos analíticos señalados, la DQO es la más utilizada para determinar el grado de contaminación orgánica de un agua residual.

1.4.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), se define como la cantidad de oxígeno que se requiere para que se oxiden químicamente los componentes tanto orgánicos como inorgánicos presentes en el agua (Metcalf y Eddy, 2003) en un tiempo y condiciones determinados. Es ampliamente utilizada para medir la carga contaminante en el agua residual ya que permite evaluar la cantidad de oxígeno total requerida para la oxidación de la materia orgánica hasta CO_2 y agua; sin tener en cuenta la asimilación biológica que sucede en la muestra (Bermeo, 2005).

La DQO puede fraccionarse o dividirse en porciones (de los componentes de la DQO) teniendo en consideración que existen diferentes velocidades de biodegradación entre ellas (Barajas, 2002). Así, el fraccionamiento de la DQO incluye la identificación de las fracciones biodegradable (la fácilmente y la lentamente biodegradable) y no biodegradable (Figura 1.3). Adicionalmente, la caracterización de la materia orgánica se ha convertido en una herramienta muy importante en el tratamiento de las aguas residuales, no sólo porque ha sido el punto de partida para muchos estudios en la materia, sino porque la calidad del agua residual es específica de cada lugar y varía de una localidad a otra lo que hace cambiar las circunstancias de la depuración.

Tradicionalmente, la DQO se evalúa a partir de sus dos componentes mayoritarios como se describe a continuación. Estos dos componentes están formados por gran cantidad de compuestos orgánicos que tienen diferentes velocidades de biodegradación, como se ha indicado.

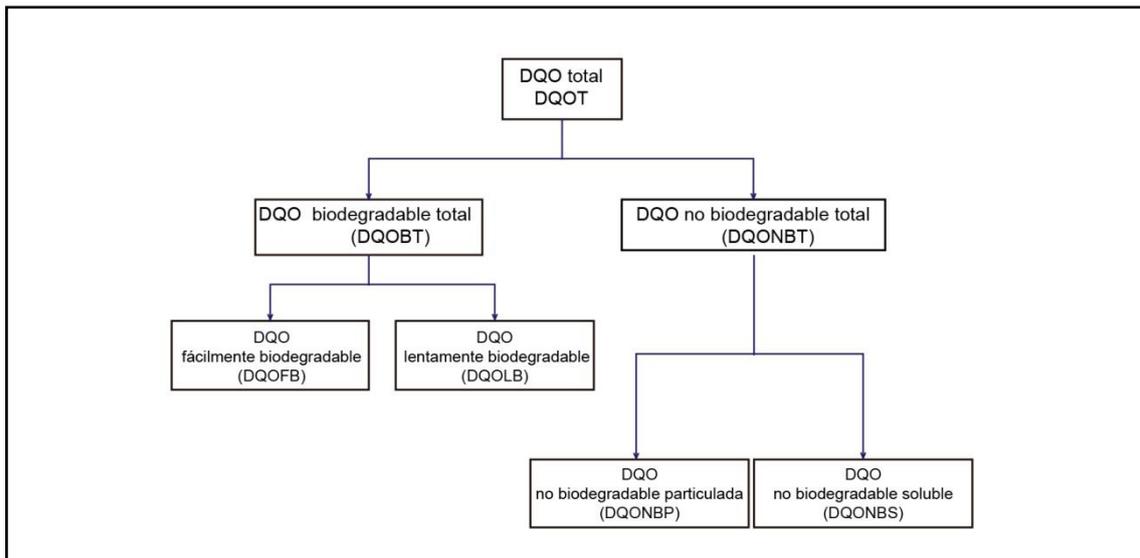


Figura 1.3: Distribución de las principales fracciones de la DQO (Dold et al., 1980), (adaptado de Ekama et al., 1986)

La parte más importante para el diseño, control y modelación de los procesos con eliminación biológica de nutrientes ha sido tradicionalmente la DQO_{BT} (DQO Biodegradable Total). La consideración de la DQO_{BT} se basó en observaciones experimentales que mostraban una significativa diferencia, de aproximadamente un orden de magnitud, entre las velocidades de biodegradación de las fracciones químicas de la DQO. Estudios más avanzados han demostrado que una DQO_{LB} (DQO lentamente biodegradable) puede subdividirse aún más, basándose también en diferentes velocidades de biodegradabilidad. Esta DQO_{LB} queda finalmente dividida en DQO fácilmente hidrolizable (DQO_{FH}) y DQO lentamente hidrolizable (DQO_{LH}) (Orhon y Artan, 1994). Esta subdivisión cubre partículas solubles, coloidales y de estructura molecular compleja. En consecuencia, la velocidad de hidrólisis de cada componente de la DQO_{LB} es la característica limitante en su depuración.

La DQO fácilmente biodegradable (DQO_{FB}) es considerada como el componente que más incide en el proceso de crecimiento de los microorganismos heterótrofos. En los sistemas biológicos de tratamiento, los heterótrofos son los encargados de consumir la DQO_{FB} que frecuentemente es tan solo una pequeña fracción de la DQO de las aguas residuales. La DQO_{FB} es la fracción más inestable de la materia orgánica. No obstante, hay que considerar al evaluar la materia orgánica que la mayoría de los análisis en las aguas residuales no pueden llevarse a cabo inmediatamente después de haber sido tomadas las muestras.

En un estudio realizado por Rössle y Pretorius (2001) en aguas residuales de Sudáfrica, se indica que la DQO_{FB} representa entre el 8 y el 25% de la DQO total (DQO_T) de un agua residual bruta y del 10 al 35% de un agua residual sedimentada. La DQO_{LB} representa entre el 40 y el 60% de la DQO_T (Ekama et al., 1986). La fracción fácilmente hidrolizable de la DQO_{LB} , representa entre un 15 y un 25% de la DQO_T del agua residual bruta. Se considera que estos compuestos tardan 5 horas en hidrolizarse aeróbicamente, por lo tanto, esta fracción es la que puede convertirse en una importante fuente de aportación de DQO_{FB} .

La fracción soluble total del efluente incluye la DQO orgánica no biodegradable que ha atravesado el reactor, una pequeña porción de la DQO biodegradable restante después de la oxidación biológica y la DQO soluble residual generada como productos metabólicos. A partir de esto, se puede determinar generalmente que el efluente contiene más DQO soluble residual inerte que el agua residual sin tratar, debido a que incluye todos los productos solubles residuales aparte de la DQO soluble inerte que pasó por el reactor (Orhon y Cokgör, 1997).

1.5 Desinfección

Las ZHCFSS trabajan mediante una combinación de mecanismos físicos, químicos y biológicos que causan adicionalmente una reducción de organismos patógenos. Los factores físicos incluyen la filtración y la sedimentación (Gersberg et al., 1989 a; Pundasack et al., 2001), mientras que los factores químicos incluyen la oxidación y la adsorción de la materia orgánica (Gersberg et al., 1989 a) aparte de una serie de reacciones menos importantes desde el punto de vista cuantitativo (precipitación, formación de sales, ...). Los mecanismos biológicos de eliminación incluyen la liberación de oxígeno y la actividad bacteriana en la rizosfera, la agregación y la retención en las biopelículas (Brix, 1997; Hiley, 1995), la producción potencial de compuestos bacterianos o la actividad antimicrobiana de las sustancias exudadas por la raíz (Axelrood et al, 1996; Kickuth y Kaitzis, 1975; Seidel, 1976), la depredación por nematodos y protistas (Decamp y Warren, 1998; Decamp et al, 1999), el ataque por bacterias y virus líticos (Axelrood et al, 1996) y la muerte natural (Gersberg et. al., 1987 a; 1987 b; Green et al., 1997), así como la competencia por los recursos alimentarios (Salgot, 1981).

Aunque los procesos de eliminación de materia orgánica y nutrientes han sido ampliamente estudiados en los humedales construidos durante las últimas dos décadas, los aspectos ligados a la eliminación de microorganismos han recibido menos atención. En general, la mayoría de estudios realizados en humedales construidos (experimentales, a nivel piloto o a escala real) muestran como la eliminación de bacterias coliformes fecales en los humedales puede alcanzar valores entre 1 y 2,5 unidades logarítmicas/Ulog (USEPA, 1993; Rivera et al., 1995; Tanner et al., 1995; Williams et al., 1995; Ottova et al., 1997; Decamp et al., 1999, Lucero, 2011) mientras que para los colifagos pueden alcanzar de 0,5 a 2 Ulog/100 mL (Williams et al., 1995; Gerba et al., 1999; Barret et al., 2001; Hagendorf et al., 2000, Lucero, 2011).

En algunos casos excepcionales (USEPA, 1993) las reducciones de indicadores bacterianos pueden ser mayores, llegando incluso a 3 Ulog (de $10^4/100$ mL a $10/100$ mL). Por otra parte, fenómenos climáticos como la lluvia intensa pueden producir la aparición de puntas de caudal de agua de calidad diferente que afectan negativamente las eficiencias de eliminación de los coliformes fecales.

Normalmente, la mayoría de sistemas utilizan algún tipo de desinfección adicional final, para poder cumplir con seguridad con las normativas vigentes de reutilización.

La eliminación de bacterias de origen fecal en las ZHCFSS se ha relacionado con diversas características del sistema de depuración, como el tiempo de retención hidráulico (TRH), el tipo de medio granular y el tipo de vegetación utilizado. No obstante, diferentes investigadores muestran resultados contradictorios, lo que se atribuye a la gran variabilidad en la concentración bacteriana de las aguas, especialmente en los afluentes (Green et al., 1997) y en las características distintas del agua residual según su origen. Los humedales que disponen de un TRH mayor pueden ofrecer rendimientos superiores en la eliminación de coliformes fecales al aumentar este tiempo (Tanner et al., 1995). Asimismo, se ha observado que la mayor eliminación de bacterias fecales se logra en humedales con medios de sustrato fino (habitualmente arena) (Ottova et al., 1997). Otros estudios detallan que los coliformes fecales sobreviven durante más tiempo cuando las condiciones del entorno son anaeróbicas. Las ZHCFSS que actúan como tratamiento terciario realizan una mayor eliminación de bacterias y más rápidamente que las que realizan un tratamiento secundario, causado por las diferentes concentraciones relativas de oxígeno en cada uno de los sistemas (Green et al., 1997; Ottoy et al., 1997).

Al discutir la desinfección es preciso recordar que las determinaciones se han efectuado por sistema utilizando indicadores de contaminación fecal y no patógenos. Este es el caso de coliformes totales y fecales y *E. coli*. No obstante, hace algunos decenios se introdujeron como parámetros relacionados con la desinfección en reutilización los huevos de nematodo (WHO, 1989 y WHO, 2006). Posteriormente, cobró importancia la *Legionella* en los casos de reutilización que incluían riesgo de aerosolización del agua regenerada, en algún caso incluso exagerando la obligación de analizarla (RD 1620/2007).

Pueden incluso encontrarse normativas o recomendaciones que solicitan la determinación de algunos patógenos, como Salmonella (RD 1620/2007).

Como métodos de desinfección se suelen emplear los derivados del cloro o la radiación ultravioleta, y ocasionalmente el ozono o el ácido peracético entre otros (AEAS, 2012) aunque en los efluentes de ZHC hay poca experiencia al respecto.

1.6 Eliminación de nutrientes

En el vertido de aguas residuales tratadas, los contenidos en nitrógeno y fósforo revisten una gran importancia. Los nutrientes que contienen estos vertidos pueden provocar el proceso de eutrofización de lagos y embalses, estimulando el crecimiento de algas y plantas acuáticas, flotantes o arraigadas en cursos de agua poco profundos. La presencia de estas plantas puede interferir con diversos usos de los recursos hidráulicos. También pueden sufrir estos problemas los sistemas de almacenaje del agua residual (Cirelli et al. 2007), especialmente los interestacionales (Cirelli et al., 2008).

Por otra parte, una concentración elevada de nitrógeno en efluentes tratados puede ocasionar otros efectos negativos como son la reducción de la concentración de oxígeno disuelto en las aguas receptoras, toxicidad para la vida acuática, poca efectividad de la desinfección con cloro, peligros para la salud pública y efectos sobre el potencial de un agua residual para ser reutilizada (USEPA 1993). No obstante la presencia de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, micronutrientes) si la reutilización es para riego, puede tener una influencia positiva al facilitar nutrientes para las plantas.

El nitrógeno puede ser eliminado con éxito en las zonas húmedas en las que hay procesos anaerobios (si ha habido una transformación previa a nitratos), mientras que la eliminación de fósforo es a menudo pobre a medio y largo plazo. Los procesos relacionados con la eliminación de nitrógeno son numerosos y han sido intensamente investigados en los últimos años. Tal vez la eliminación de nitrógeno de las aguas residuales sea el tema que más atención ha recibido por parte de investigadores y profesionales. Más adelante se detallará que la nitrificación seguida de desnitrificación parece ser la vía más importante para la eliminación de nitrógeno (García et al., 2010).

1.6.1 Eliminación de fósforo

El fósforo presente en las aguas residuales se encuentra principalmente en forma de ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta- y poli-), y fosfatos orgánicamente ligados (en solución o en forma de partículas). Los fosfatos orgánicos se forman principalmente por procesos biológicos y se encuentran en las aguas residuales sin tratar como residuos de alimentos y/o residuos del cuerpo; y en las aguas residuales tratadas como biota viva o no viva (por ejemplo, algas y bacterias de los estanques de tratamiento). El fósforo inorgánico que se encuentra en las aguas residuales proviene principalmente de diversos productos de limpieza personal, doméstica o comercial, o del tratamiento de aguas de calderas. Las aguas de tormenta o de escorrentía aportan formas inorgánicas de fósforo a las alcantarillas de sistemas unitarios.

La principal fracción de los fosfatos se encuentra en forma coloidal. Munch et al. (1980), indican que el 80% del fosfato se divide casi equitativamente entre las fracciones coloidal y supracoloidal (USEPA, 2000).

Las partículas de fosfato se pueden depositar en los sustratos o vegetación de las ZHCFSS por sedimentación, pueden quedar atrapadas en los tejidos de los macrófitos o adsorberse en las biopelículas típicas de las ZHC. El fosfato soluble puede ser absorbido en las biopelículas que se forman sobre las plantas de la columna de agua, en la hojarasca procedente de las plantas flotantes o en los sedimentos de los humedales, así como en los sustratos. El intercambio de fosfato soluble en agua entre los poros de los sedimentos y la columna de agua sobre ellos por difusión, y los procesos de sorción / desorción son, en los humedales, una vía biogeoquímica importante para los fosfatos.

En el agua de los poros de los sedimentos los fosfatos pueden precipitar como fosfato férrico o cálcico insolubles, y como fosfatos de aluminio adsorbidos en las partículas de arcilla, limo o turba, y también como óxidos e hidróxidos de aluminio. La precipitación en forma de fosfatos de calcio se produce con valores de pH por encima de 7 y puede tener lugar dentro del agua de los poros de los sedimentos o en la columna de agua cerca de zonas de crecimiento del fitoplancton activo, donde los valores de pH pueden subir muy por encima de 7 (Stumm y Morgan, 1970).

El fosfato adsorbido en arcillas y óxidos hidratados también puede ser resolubilizado por intercambio aniónico. 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. Con el tiempo, sin embargo, una fracción significativa del fosfato retirado inicialmente será fijada en los sedimentos y quedará retenida en el medio de depuración. En la puesta en marcha de un sistema (posiblemente durante más de un año) la eliminación de fósforo será anormalmente alta debido a las reacciones iniciales con los suelos/substratos del humedal. Este mecanismo de eliminación es esencialmente finito y desaparece después de este período, llegándose a un estado prácticamente estacionario.

Generalmente, el fosfato orgánico disuelto y los fosfatos inorgánico y orgánico insolubles no están disponibles para las plantas hasta que se transforman en una forma inorgánica soluble. Esta transformación puede tener lugar en la columna de agua por medio de microorganismos en suspensión, en las biopelículas existentes en la superficie de la planta emergente o del material del sustrato, y en los sedimentos. La absorción de fosfatos por microorganismos - bacterias, algas y macrófitos flotantes - actúa como un mecanismo de corto plazo, un ciclo rápido para las formas solubles e insolubles. Entre los ciclos de crecimiento, muerte y el subsiguiente proceso de descomposición la mayor parte del fosfato vuelve a la columna de agua. Algunos fosfatos se pierden en el proceso debido a la acumulación a largo plazo en los sedimentos de formación reciente. La absorción por el sistema radicular de los macrófitos se produce en el agua intersticial de los sedimentos. La estimación de la absorción neta anual de fósforo por especies de humedales emergentes varía desde 1,8 hasta 18 g P/m² año (Burgoon et al., 1989). El ciclo de absorción y liberación es similar al de los microorganismos, pero estas reacciones operan en una escala de tiempo más larga, de meses a años.

La absorción se produce durante la fase de crecimiento de las plantas y la liberación se produce durante la senescencia (envejecimiento) y muerte de la planta en verano y otoño, seguida por la descomposición del material vegetal muerto. Una vez más, una parte del fosfato se acumula en el sistema a través de los procesos de acreción en los sedimentos.

La eliminación de fosfatos en las ZHCFSS, mediante la acumulación en las plantas y la posterior siega de las mismas, no se puede definir como sostenible en el tiempo, ya que las cantidades totales de fosfatos en estos sistemas son mayores que la posible absorción por la planta (USEPA, 2000). Algunos estudios han tratado del empleo de substratos específicos para maximizar la eliminación de fósforo (Molle et al, 2005) pero son necesarios estudios a largo plazo para cuantificar realmente la eficiencia de estos métodos.

1.6.2 Eliminación de compuestos nitrogenados

En el agua (natural o residual), el nitrógeno se presenta en varias formas. Dependiendo de las condiciones del ambiente acuático (aeróbico, anóxico, anaeróbico, o con condiciones variables) puede tener varios estados de oxidación como se señala en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2 Estado de oxidación de los compuestos nitrogenados presentes en el agua

Componente nitrogenado	Fórmula	Estado de oxidación
Amoniaco	NH_3	-3
Ion amonio	NH_4^+	-3
Gas nitrógeno	N_2	0
Nitrito	NO_2^-	+3
Nitrato	NO_3^-	+5

El nitrógeno primario presente en el agua residual es una combinación de materia proteica y urea. La descomposición bacteriana cambia estas formas a amonio. En un ambiente aeróbico, las bacterias pueden oxidar el nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos. El predominio de $N-NO_3$ indica que el nitrógeno ha sido estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno. En las ZHC, los nitratos pueden ser usados por algas o por las plantas acuáticas superiores del sistema para formar proteína vegetal, que a su vez puede ser usada por animales para formar proteína animal. La muerte y descomposición de la proteína vegetal y animal por bacterias liberan amonio y vuelve a repetirse el ciclo. En la figura 1.4 se detallan las formas de nitrógeno y sus transformaciones en el ciclo del nitrógeno.

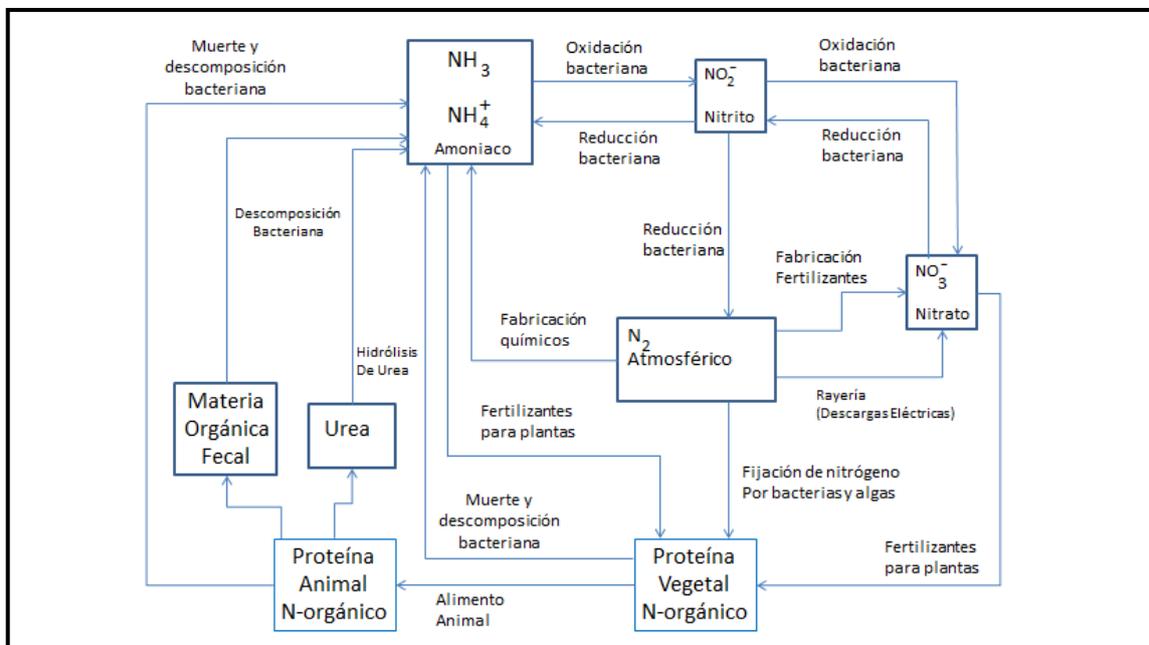


Figura 1.4: Ciclo del nitrógeno y sus transformaciones (adaptado de: Metcalf & Eddy, 2003)

El nitrógeno orgánico de las aguas residuales y los sistemas de depuración incluye componentes naturales como proteínas y péptidos, ácidos nucleicos, urea y también numerosos compuestos orgánicos sintéticos; mientras que el nitrógeno amoniacal se encuentra en medios acuosos como ion amonio o amoníaco dependiendo del pH del medio y en concordancia con la ecuación de equilibrio (1).



A pH superior a 7 predomina el amoníaco y a pH inferior a 7 el equilibrio tiende hacia el ion amonio. Las concentraciones de nitritos no suelen ser importantes en las aguas residuales o en las aguas contaminadas ya que es inestable y se oxida fácilmente a la forma de nitratos. Sin embargo, el $N-NO_2$ es un indicador de contaminación en el proceso de estabilización y por lo general no excede de 1 mg/L en aguas residuales. Los nitratos son la forma más oxidada de nitrógeno que se puede encontrar en el agua.

Los humedales artificiales son una alternativa rentable y eficiente para el tratamiento del nitrógeno en diversos tipos de efluentes (Lee et al., 2009; Hunt y Poach, 2001; Poach et al., 2003; Poach et al., 2004) y son capaces de eliminar de un 70 a 95% del nitrógeno total para concentraciones de entrada entre 3 y 36 kg N/ ha·d (Hunt et al., 2002; Vymazal, 2005; Hunt et al., 2009). La magnitud de los procesos y su eficiencia depende de la disponibilidad o no de oxígeno (Cooper et al., 1996; Vymazal y Kropfelova, 2008).

Los mecanismos de remoción de nitrógeno incluyen la desnitrificación, la volatilización o adsorción de amonio, la incorporación a tejidos vegetales, los procesos ANAMMOX y la mineralización de nitrógeno orgánico (Lee et al., 2009). Otros procesos (por ejemplo la amonificación o la nitrificación) son de conversión de nitrógeno y no lo eliminan directamente (Vymazal, 2007; Hernández y Mitsch 2007; Eler et al., 2008; Sasikala et al., 2009).

En la Tabla 1.3, se detallan los mecanismos de transformación y eliminación del nitrógeno que pueden ser observados en un humedal artificial.

Tabla 1.3 Mecanismos de transformación y eliminación del nitrógeno en ZHC.

Mecanismo o proceso	Explicación
Asimilación (Incorporación a tejidos vegetales).	Se refiere a una variedad de procesos biológicos que convierten formas de nitrógeno inorgánicas en compuestos orgánicos que sirven como componentes básicos para células y tejidos. Las dos formas de nitrógeno más utilizadas en la asimilación son el nitrato y el amonio (Lee et al., 2009). Sin embargo, en los procesos de asimilación la fuente de nitrógeno con mayor uso es el nitrógeno amoniacal, debido a su estado energético reducido (Kadlec y Knight, 1996). El amonio puede ser transformado fácilmente en aminoácidos por una amplia gama de microorganismos, tanto heterótrofos como autótrofos (Vymazal, 2007). Estudios de Vymazal (2007) señalan que la eliminación de nitrógeno vía incorporación por plantas de ZHC se halla en un rango de 100 a 200 g N/m ² año, con una incorporación máxima de 22,950 g N/kg peso seco (Maddison et al., 2009).

Tabla 1.3 Mecanismos de transformación y eliminación del nitrógeno en ZHC.

Mecanismo o proceso	Explicación
Volatilización del amonio	<p>Este es un proceso complejo mediado por la combinación de factores físicos, químicos y biológicos. El intercambio de amoniaco entre la columna de agua, el suelo y la atmósfera juega un rol importante en el ciclo de nitrógeno en un humedal (Kadlec y Wallace, 2008). La conversión entre amoniaco y iones amonio depende estrechamente de factores como el pH y la temperatura. A valores bajos de pH y temperatura, la conversión disminuye significativamente (Poach et al., 2004; Moral et al., 2008).</p> <p>Reddy y Patrick (1984) indican que las pérdidas de N-NH₃ por volatilización en suelos inundados y sedimentos no son significativas a pH inferiores a 7 y en condiciones normales de temperatura (25 °C), donde las cantidades de amonio no ionizado representan solo un 0.6% del total de amonio presente (Poach et al., 2004). En cambio, con un pH de 9,5 y temperatura de 30 °C, el porcentaje de amonio total presente en su forma no ionizada aumenta un 75% (Poach et al., 2004; Moral et al., 2008; Arogo et al., 2007).</p>
Amonificación	<p>Es el proceso de conversión del nitrógeno orgánico en amonio o amoniaco. El nitrógeno de la materia orgánica, viva o muerta, se encuentra principalmente en forma de amina reducida. Es necesaria la mineralización orgánica de nitrógeno para que el ecosistema continúe siendo productivo.</p> <p>La liberación de amoniaco desde un compuesto nitrogenado simple como la urea puede ser descrita como:</p> $(NH_2)_2CO + H_2O \rightarrow 2 NH_3 + CO_2 \quad (\text{ec. 2})$ <p>En ambientes acuosos ácidos o neutros, el amoniaco se encuentra presente en forma de iones amonio. Los iones de amonio pueden ser asimilados por numerosas plantas y por muchos microorganismos que los incorporan a sus aminoácidos y a otros compuestos bioquímicos que contienen nitrógeno (ver asimilación). Los compuestos orgánicos nitrogenados sintetizados por un organismo pueden ser transferidos a y asimilados por otros organismos.</p>
Adsorción de amonio	<p>El amonio puede ser adsorbido desde la columna de agua por una reacción de intercambio catiónico con los detritos, sedimentos inorgánicos o suelos. En general, el ion amonio (NH₄⁺) es adsorbido como un ion intercambiable por arcillas, químicamente sorbido por sustancias húmicas o fijado dentro de los poros de la arcilla, pudiendo estas reacciones ocurrir simultáneamente (Lee et al., 2009). La cantidad de amonio presente adsorbida en los detritos y sedimentos en un humedal de flujo superficial puede presentar valores superiores a 20 g N/m² (Kadlec y Wallace, 2008).</p> <p>Hay diversos factores que influyen en los procesos indicados como la naturaleza y la cantidad de arcillas, los periodos inundados y secos, la naturaleza y la cantidad de materia orgánica en el suelo, el periodo de saturación, la presencia de vegetación y la edad del humedal (Savant y De Datta, 1982)</p>
Mineralización de nitrógeno orgánico	<p>Algunas fracciones del nitrógeno orgánico incorporado a los detritos pueden no estar disponibles todo el tiempo para el ciclo adicional debido a procesos de acumulación en profundidad. Se han definido valores de nitrógeno orgánico para varios humedales naturales; sin embargo, para ZHC no existen datos disponibles (Vymazal, 2007).</p>
Eliminación de nitrógeno por nitrificación/desnitrificación	<p>Los procesos de nitrificación y desnitrificación consisten en la transformación del amoniaco o del ion amonio a nitrato en presencia de oxígeno por medio de un grupo específico de bacterias autotróficas nitrificantes y la posterior reducción del nitrato a gas nitrógeno debido a bacterias quimioheterotróficas en ausencia de oxígeno (desnitrificación). Este es uno de los mayores mecanismos de eliminación de nitrógeno del agua residual.</p> <p>La nitrificación/desnitrificación biológica suele ser el método más adecuado para la eliminación de nitrógeno por las siguientes razones:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Elevado rendimiento potencial de eliminación • Alta estabilidad y fiabilidad • Relativa facilidad de control • Necesidades de espacio reducidas • Coste moderado.

Tabla 1.3 Mecanismos de transformación y eliminación del nitrógeno en ZHC.

Mecanismo o proceso	Explicación
ANAMMOX	Existen pruebas concretas de la eliminación de nitrito vía amonio, también conocida como oxidación de amonio anaeróbico o, en sus siglas en inglés, ANAMMOX (anaerobic ammonia oxidation) (Kadlec y Wallace, 2008). Se trata de un proceso autotrófico, por lo que no posee requerimientos de carbono y en el que las bacterias convierten el nitrito y el amonio en nitrógeno gaseoso (N ₂). Es estrictamente anaeróbico y es realizado por bacterias del orden Planctomycetes (Erler et al., 2008). El proceso requiere 1,94 g de O ₂ por g de N-NH ₄ ⁺ (Vymazal, 2007; Kadlec y Wallace, 2008). Puede esperarse la presencia de bacterias tipo Anammox en ZHC, manejadas cerca de las condiciones óptimas para su crecimiento (por ejemplo pH de 7,5 y temperatura de 30 °C) (Jianlong y Ning, 2004; Shipin et al., 2007)

Debido a la importancia de los procesos de nitrificación/desnitrificación en la transformación y eliminación de nitrógeno en ZHC, estos se comentarán en los apartados siguientes.

1.6.2.1 Nitrificación

El término nitrificación se aplica normalmente a la oxidación biológica del amonio (N-NH₄⁺: concentración total de amonio incluyendo las formas disociadas y no disociadas) a nitrito (N-NO₂⁻) y su posterior oxidación de nitrito a nitrato (N-NO₃⁻). Por lo general las especies de bacterias oxidantes del amonio que se han aislado en sistemas de tratamiento de aguas residuales pertenecen al género *Nitrosomonas*. Además de estas bacterias, es común encontrar en las aguas residuales algunas especies de *Nitrobacter*. Ambas, *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, son bacterias autotróficas, lo que implica que obtienen el carbono necesario para la síntesis celular de componentes inorgánicos (como el CO₂). La oxidación del amonio o nitrito genera la energía necesaria para esta síntesis. Estas bacterias son obligadamente aerobias, lo cual significa que solo pueden crecer en ambientes con presencia de oxígeno disuelto. Sin embargo, la ausencia de oxígeno disuelto en periodos prolongados no es letal para ellas (Painter, 1986).

La reacción de la oxidación de amonio por *Nitrosomonas* puede escribirse como:



El nitrito producido, a su vez, es oxidado por *Nitrobacter*:

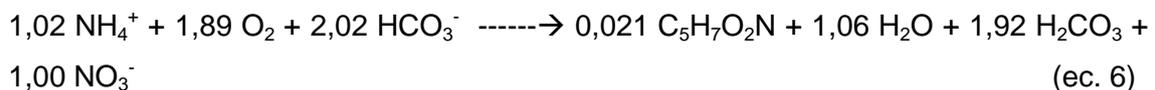


La reacción global entonces, será:



Considerando la estequiometría de la reacción global, se requieren 2 moles de oxígeno para oxidar 1 mol de nitrógeno amoniacal a nitrato. Esto es equivalente al consumo de 4,57 g de oxígeno por gramo de N-NH₄⁺ oxidado. Además, se observa que se producen dos equivalentes de H⁺ en la oxidación de 1 mol de amonio. El H⁺, a su vez, reacciona con 2 equivalentes de bicarbonato en el agua residual, dando como resultado 7,14 g de alcalinidad (como carbonato de calcio) que se destruirán por gramo de nitrógeno amoniacal oxidado.

La ecuación global se puede modificar para considerar la biosíntesis, ya que parte del amonio y el bicarbonato se incorpora a la masa celular generada en el sistema. El oxígeno se obtiene a partir de la fijación de dióxido de carbono y nitrógeno a la biomasa. La reacción global con biosíntesis variará dependiendo del rendimiento de la masa bacteriana. La reacción global, basada en el rendimiento de 0,17 g de bacterias nitrificantes que oxidan el amonio hasta nitrato, es:



El oxígeno requerido y el consumo de alcalinidad en la nitrificación cambian muy poco si se considera la biosíntesis, ya que el rendimiento asociado a la masa bacteriana es muy bajo. El oxígeno requerido decrece hasta 4,3 g O₂/g N-NH₄⁺ oxidado, mientras que el consumo de alcalinidad se incrementa a 7,2 g (como carbonato de calcio) por g de N-NH₄⁺ oxidado. Normalmente se emplean los valores derivados de las reacciones de energía (4,57 g de O₂ consumido y 7,14 g de alcalinidad destruida por g de N-NH₄⁺ oxidado) en el diseño de sistemas de tratamiento.

Los estudios cinéticos han demostrado que la tasa de crecimiento de *Nitrosomonas* es menor que la de *Nitrobacter*. Esto está respaldado por la observación de que la concentración de N-NO₂⁻ en tratamientos biológicos con procesos de nitrificación puede ser baja (0,1 g/m³ o menor).

Las velocidades máximas de crecimiento específico de los nitrificadores son uno o dos órdenes de magnitud menores que las velocidades máximas de crecimiento específico para bacterias heterótrofas en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Por lo tanto, los sistemas previstos para nitrificar deben ser diseñados para operar a velocidades de crecimiento mucho más bajas que las de eliminación de materia orgánica. (Wong-Chong y Loehr , 1975)

La nitrificación se da en columnas de agua, horizontes de suelos aeróbicos y zonas de raíces en sistemas naturales de depuración. Las plantas acuáticas facilitan el soporte al cual las bacterias nitrificantes pueden adherirse y crecer lentamente para producir una población suficiente para que las reacciones necesarias tengan lugar. En la Tabla 1.4 se muestran los factores que influyen en el proceso de nitrificación.

Tabla 1.4 Factores que influyen en la nitrificación (adaptado de Cervantes, 2009)

Relación DBO/NTK	Los organismos nitrificantes se encuentran presentes en la mayoría de los sistemas de tratamiento aeróbico. Su presencia está condicionada por la relación DBO/NTK (Nitrógeno Total Kjeldahl). Al aumentar la relación disminuye la fracción de bacterias nitrificantes en el medio y el proceso de nitrificación perderá eficiencia
pH	La nitrificación biológica tiene un pH óptimo entre 7,2 y 9,0. Por encima del pH óptimo, las velocidades de nitrificación disminuyen y la nitrificación se detiene por completo a pH por debajo de 5. De todas maneras el efecto del pH en los cultivos de nitrificantes se puede modificar por aclimatación
Oxígeno disuelto	La presencia de OD es esencial para la nitrificación. Algunos investigadores han indicado que conforme decrece la concentración de oxígeno disuelto al aumentar el NH_4^+ , el oxígeno disuelto se convierte en el factor limitante. Para que la nitrificación tenga lugar, la concentración de oxígeno disuelto debe ser de 0,6 a 1 mg/L; sin embargo, en algunos casos se ha encontrado que puede haber procesos de nitrificación a niveles bajos de oxígeno disuelto del orden de 0,3 mg/L. Está comprobado que la nitrificación se inhibe a niveles bajos de concentración de oxígeno disuelto
Concentración de nitrificantes	La velocidad de nitrificación aumenta a medida que lo hace la concentración de las bacterias nitrificantes. El valor típico de las velocidades de nitrificación-nitratación entre 20 y 30 °C está en el rango de 110-250 mg de N oxidante/g de nitrificantes de cultivo puro
Carga orgánica y tiempos hidráulicos de residencia	Algunos autores defienden que el grado de nitrificación disminuye al aumentar la carga orgánica. También, los tiempos de residencia hidráulica dependen de diferentes factores como la temperatura y la concentración de biomasa. Las condiciones óptimas del sistema se encuentran limitadas a los procesos asociados a la transformación de amonio a nitrato, por lo que el tiempo de retención hidráulico es limitante, ya que las tasas de las velocidades de crecimiento de las bacterias amonio-oxidantes y nitrito-oxidantes son lentas (0,6- 0,8 d^{-1} y 0,6 – 1,0 d^{-1} , respectivamente) y para completar la degradación se requieren tiempos de retención hidráulica de 14 a 20 días
La luz	La nitrificación se ve retardada por la luz, al punto de que el proceso puede ser inhibido por un determinado grado de luminosidad
Materia orgánica como inhibidor	Existe una inhibición competitiva por parte de la materia orgánica, ya que ésta se degrada con el oxígeno disuelto del medio. La relación entre la nitrificación y la materia orgánica no está bien establecida

Tabla 1.4 Factores que influyen en la nitrificación (adaptado de Cervantes, 2009)

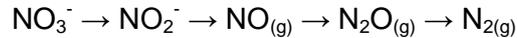
Micronutrientes	Son elementos que los microorganismos necesitan en pequeñas concentraciones para su desarrollo; la falta de éstos impide o reduce el crecimiento bacteriano provocando una reducción del rendimiento de nitrificación
Temperatura	Al igual que en la mayoría de las reacciones bioquímicas, la temperatura tiene una gran influencia en la relación de nitrificación. A temperaturas entre 10 y 20 °C, la tasa de crecimiento varía linealmente de 0.3 a 0.65 d ⁻¹ y de 20 a 30 °C varía de 0.65 a 1.2 d ⁻¹ . La temperatura óptima para la nitrificación esta entre los 30 y 36 °C con crecimiento entre 4 y 50 °C (Focht y Chang, 1975; Painter 1970)
Efecto de inhibidores	Los organismos nitrificantes son muy sensibles y susceptibles a una gran variedad de inhibidores orgánicos e inorgánicos. Metales como Cu, Ni, Cr y Zn; el monóxido de carbono y los compuestos orgánicos como anilina, fenoles, piridina y cianuros tienen un efecto fuertemente inhibitorio de la nitrificación. Los organismos nitrificantes son sensibles también a ciertas formas de nitrógeno; las concentraciones elevadas de amonio libre y ácidos nitrosos pueden ser inhibidores de la nitrificación (WPCF, 1983)

1.6.2.2 Desnitrificación

La desnitrificación es la segunda etapa de la eliminación del nitrógeno mediante el proceso de nitrificación-desnitrificación. Este proceso se consigue casi siempre en condiciones anóxicas (prácticamente sin oxígeno).

La conversión del nitrógeno, en forma de nitratos, a formas más rápidamente eliminables del mismo se puede llevar a cabo gracias a la acción de diversos géneros de bacterias. La capacidad desnitrificante también se ha encontrado en arqueas y hongos (Zumft, 1997; Thorndcroft et al., 2007). Los géneros de bacterias desnitrificantes más citados incluyen: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcalibacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Paracoccus*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Spirillum*, *Thiobacillus* y *Thiosphaera*. La mayoría de las bacterias desnitrificantes son heterótrofas, pero algunas pueden crecer autotróficamente con hidrógeno (H₂) y dióxido de carbono, o con compuestos de azufre o arsénico reducidos, entre otros (Ahm, 2006). Además, hay constancia de que la desnitrificación se puede llevar a cabo aeróbicamente. Es por ejemplo el caso de *Magnetospirillum magnetotacticum*, que consume O₂ mientras desnitrifica (Bazylnski y Blakemore, 1983). Hay que recordar que la desnitrificación es un proceso que usa el nitrato como aceptor terminal de electrones en condiciones anóxicas.

El proceso de reducción de nitratos hasta nitrógeno gas ocurre en etapas seriadas, catalizadas por sistemas enzimáticos diferentes; apareciendo como productos intermedios nitritos, óxido nítrico y óxido nitroso:



La desnitrificación requiere un sustrato oxidable, ya sea orgánico o inorgánico, que actúe como fuente de energía, por lo que la desnitrificación puede llevarse a cabo tanto por bacterias heterótrofas como autótrofas:

- La desnitrificación heterótrofa es un proceso biológico de reducción del nitrato presente en las aguas residuales a nitrógeno molecular en condiciones anóxicas por la acción de bacterias heterótrofas (*Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Alcaligenes*, *Thiobacillus*, *Bacillus*), que usan un sustrato orgánico (metanol, etanol, ácido acético, glucosa, etc.) como fuente de carbono y energía. En el proceso de desnitrificación existe además la posibilidad de acumulación de compuestos intermedios (NO_2^- , N_2O , NO) debido al tipo y concentración del sustrato empleado o a las condiciones de operación (temperatura, pH, tiempo de residencia hidráulico, tiempo de retención celular) (Cervantes et al., 1999; Moratalla, 1997). Este proceso es ampliamente aplicado en sistemas de tratamiento de aguas residuales por su alta eficiencia (Cervantes 2009)
- En la desnitrificación autótrofa, las bacterias son quimiolitioautótrofas y pueden oxidar compuestos inorgánicos de azufre - como ácido sulfhídrico (H_2S), azufre elemental (S_0), tiosulfatos ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) o sulfitos (SO_3^{2-}) - anaeróticamente a expensas de la reducción del nitrato (Kuenen et al., 1992). La fuente de carbono también puede ser inorgánica (CO_2) (Cervantes 2009). Entre estas bacterias quimiolitroautótrofas se conocen *Thiobacillus denitrificans* y *Thiomicrospira denitrificans* (Schedel y Truper, 1980; Kuenen et al. 1992, Timmer Ten Hoor, 1975) que pueden llevar a cabo la sulfoxidación en condiciones aeróbicas o anóxicas. Son varias las ventajas de este proceso respecto al de los organismos heterótrofos. Una de ellas es que se evita tener que añadir materia orgánica en las plantas de tratamiento para obtener la desnitrificación, reduciéndose así los costes (Haugen et al., 2002). Además, la principal ventaja de este proceso es la aparición de la desnitrificación acoplada a la oxidación de compuestos reducidos de azufre, combinándose la eliminación simultánea de dos tipos de contaminantes, los nitratos y los compuestos reducidos de azufre (Cervantes 2009).

Hay que indicar también que la presencia de oxígeno disuelto en el proceso suprime el sistema enzimático necesario para el desarrollo de la desnitrificación. Se produce alcalinidad durante la conversión de nitrato a nitrógeno gas, lo cual provoca un aumento del pH. El pH adecuado para el proceso se sitúa entre 7 y 8, con valores óptimos que dependen de las poblaciones bacterianas presentes. La temperatura afecta a la eliminación del nitrato y a la de crecimiento microbiano (recordemos que los organismos son sensibles a los cambios de temperatura). En la Tabla 1.5, se indican los factores que afectan la desnitrificación.

Tabla 1.5 Factores que afectan el potencial de desnitrificación en humedales artificiales

Tempe- ratura	Los microorganismos desnitrificantes presentan actividad entre 5 y 75 °C (Knowles, 1982). Se ha visto que no existe un cambio significativo en la actividad desnitrificante entre 20 y 30 °C (Henze, 1991). La temperatura afecta tanto a la tasa de crecimiento bacteriano como a la tasa de eliminación de nitratos
pH	El proceso de desnitrificación es muy rápido a pH neutros o ligeramente alcalinos, con rango entre 7 y 8 (Ahn, 2006; Cervantes-Carrillo et al., 2000). En aguas residuales, la desnitrificación puede ocurrir con un pH de 11. A valores de pH por debajo de 6, se inhibe la enzima óxido nitroso reductasa y se acumula óxido nitroso (Delwiche y Bryan, 1976). En la revisión de Cervantes-Carrillo et al. (2000) se indica que en cultivos continuos no se observa ninguna acumulación de productos intermedios a pH de 6 a 9, pero el proceso es inhibido en su totalidad a pH 5
Oxígeno Disuelto	Cuando hay OD en el agua residual, la velocidad de desnitrificación decrece. El oxígeno presente en el agua residual suprime la producción de una enzima crítica en el sistema de transporte de electrones, requerida para la desnitrificación (WPCF, 1983). Se asume en general que la enzima óxido nitroso reductasa (Nos) es la enzima con una mayor sensibilidad a la presencia de oxígeno. En general las reductasas son inmediatamente o gradualmente inactivadas por la presencia de oxígeno. La principal razón de la sensibilidad de la desnitrificación a la presencia de oxígeno es la competencia por los electrones; el oxígeno es un aceptor de electrones termodinámicamente más favorable que el nitrato (Cuervo-López et al., 1999)
Tipo de fuente de carbono	Los desnitrificantes, en general, son microorganismos heterótrofos anaeróbicos que necesitan de materia orgánica como fuente de carbono para su metabolismo. El crecimiento de los desnitrificantes es muy dependiente de la complejidad de la materia orgánica. La materia orgánica fácilmente biodegradable (por ejemplo, metanol y ácido acético) estimula el crecimiento de los microorganismos y la materia orgánica compleja (por ejemplo la del agua residual) necesita más tiempo para la hidrólisis y en consecuencia el proceso de degradación es lento. En ausencia de una fuente externa de carbono, la demanda es satisfecha mediante carbono endógeno, pero el crecimiento de los desnitrificantes y consecuentemente la tasa de desnitrificación son muy bajos en estas condiciones
Inhibi dores	Algunos compuestos inhiben el proceso de desnitrificación. Los más importantes son los compuestos de azufre. A diferentes concentraciones de sulfatos se ve afectada la producción de gas y se reduce la producción de NO y N ₂ O (Minzoni y Golterman, 1985). Otros componentes como pesticidas, herbicidas, ácidos y metales pesados en altas concentraciones también afectan el proceso de desnitrificación

Tabla 1.5 Factores que afectan el potencial de desnitrificación en humedales artificiales

Fuente donadora de electrones	La capacidad de los compuestos orgánicos de donar electrones es uno de los factores más importantes que controlan la actividad heterotrófica y por lo tanto la actividad desnitrificante heterotrófica. Existe una gran variedad de compuestos que pueden ser usados para poder llevar a cabo la desnitrificación en aguas residuales. Los principales donadores de electrones utilizados son el metanol, el etanol, la glucosa, el acetato, el ácido aspártico y el ácido fórmico, entre otros (Mateju et al. 1992). Esto no implica que tan solo los sustratos fácilmente degradables sean usados por microorganismos que llevan a cabo la desnitrificación. Existen descripciones de desnitrificación con compuestos como hidrocarburos, materia orgánica compleja, glicol, compuestos aromáticos y celulosa (Ahn, 2006; Thalasso et al., 1997; Davidsson y Leonardson, 1996; Mokhayeri et al., 2006). Sin embargo, para compuestos poco asimilables, como los hidrocarburos y en particular los compuestos aromáticos, las velocidades de consumo de estos compuestos representan el factor limitante en la desnitrificación (Cuervo-López et al., 1999). Otro grupo de microorganismos desnitrificantes, los autótrofos, utilizan compuestos inorgánicos como sulfuro, hidrógeno o amonio para reducir nitratos (Madigan et al, 2004). La ganancia energética es menor que con los compuestos orgánicos, pero los microorganismos presentan una gran adaptabilidad dependiendo de las condiciones ambientales de los ecosistemas (Conrad, 1996)
Relación C/N	La desnitrificación heterotrófica mediante la acción de consorcios de microorganismos está en gran medida determinada por la relación entre el compuesto orgánico donador de electrones y el nitrato (relación C/N) (Cervantes et al., 2001; Cuervo-López et al., 1999). Aunque depende del donador de electrones, se puede considerar que con una relación C/N menor a 5, pero superior a la relación estequiométrica, el proceso desnitrificante se lleva a cabo sin limitaciones; y con una relación entre 5 y 21,3 se lleva a cabo la desnitrificación y producción de metano. Con relaciones C/N mayores, se produce metano sin llevarse a cabo la desnitrificación: esto se debe a que el proceso desnitrificante disminuye y aparece la amonificación. La relación DQO/N-NO ₃ siempre debe ser mayor que 3 tanto a la entrada como a la salida del sistema, para asegurar que no haya problemas en la actividad desnitrificante (Rustrian et al., 1997)

1.6.3 Eliminación de azufre

En la naturaleza existe competencia por los sustratos disponibles entre las bacterias metanogénicas y las sulfatoredutoras, especialmente por el acetato y el hidrógeno. Tanto las bacterias metanogénicas como las sulfatoredutoras, que trabajan en ausencia de oxígeno, pueden contribuir a la eliminación de la materia orgánica en un sistema de depuración de aguas residuales, pero de una forma menos eficiente que las bacterias aerobias. En presencia de sulfato, y sin oxígeno molecular, resultan siempre favorecidas las bacterias sulfatoredutoras (e.g. *Desulfovibrio*) y la reacción se ve únicamente limitada por la cantidad de materia orgánica presente (García et al., 2004 c)

La reacción (Gray, 2004) se describe como:



En el caso de que haya materia orgánica disponible, a pH bajo y en condiciones anaerobias. Si la reacción es autótrofa (Gray, 2004) es la siguiente:



El estudio realizado por García et al. (2003 a, 2004 a) señala que en los humedales poco profundos (30 cm) la principal vía de degradación es la desnitrificación seguida de la sulfatoreducción; mientras que en humedales más profundos (50 cm) predomina únicamente la sulfatoreducción. Esto se debe a que los humedales de menor profundidad permiten una mayor aireación (debido al aumento de la velocidad transversal del agua y a la propia profundidad) y también proporcionan una mejor distribución las raíces y los rizomas en el medio granular. El sulfhídrico formado puede perderse por difusión a la atmósfera.

En los sistemas anaerobios se puede dar una eliminación química de azufre, ya que éste se combina con algunos metales (Ni, Cr, Cd, Zn...) comunes en las aguas residuales dando origen a sulfuros insolubles y cristalizados.

1.7 Potencial REDOX

El potencial REDOX es una medida de la actividad de los electrones; está relacionado con el pH y el contenido de oxígeno disuelto. Tiene similitudes con el pH ya que el pH mide la actividad de los protones y el potencial REDOX la de los electrones.

La medida del potencial REDOX en las aguas es un índice útil del estado del sistema: determina si es aeróbico o anaeróbico o el grado de tratamiento (Piriz, 2000). La zona oxidada es principalmente aeróbica, mientras que la zona reducida es anóxica o anaeróbica. En el sedimento de fondo de ecosistemas acuáticos encontramos una zona superior oxidada y a medida que se agota el oxígeno en profundidad aparece una zona reducida.

El potencial es positivo en la zona oxidada y negativo en la zona reducida o del sulfuro. En la Figura 1.5 se indican los principales procesos que se desarrollan en sedimentos de fondo de ecosistemas acuáticos, señalando los aceptores de electrones, sus productos y los valores del potencial REDOX.

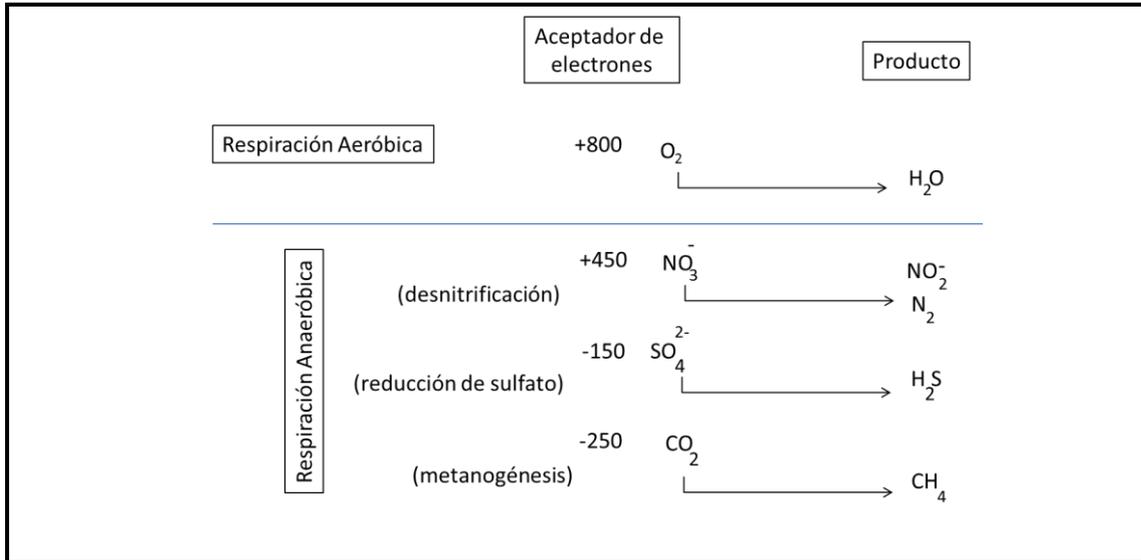


Figura 1.5 Perfil vertical del potencial REDOX (mV) en sedimentos (Modificado de Lynch y Poole, 1979)

El potencial REDOX en un perfil de sedimento puede indicar qué aceptor inorgánico de electrones está siendo utilizado por los organismos de la comunidad microbiana residente que llevan a cabo respiración anaerobia.

La distribución espacial de microorganismos aerobios y anaerobios está determinada principalmente por el potencial REDOX del ambiente. Cuando el potencial REDOX es bajo, algunos microorganismos llevan a cabo reacciones de fermentación mientras otros obtienen energía a través de la respiración anaerobia. Pequeñas variaciones en el potencial REDOX pueden ocasionar cambios en la nutrición y fisiología de determinados microorganismos. De esta manera, la reducción del potencial REDOX de la columna de agua puede causar que las diatomeas bénticas cambien su patrón metabólico típico de autotrofia a uno de heterotrofia y que las bacterias anaerobias facultativas cambien su patrón metabólico de una respiración aerobia a una respiración anaerobia o a reacciones de fermentación (Lynch y Poole, 1979).

Generalmente, el potencial REDOX es afectado por la concentración de oxígeno disuelto. Según se reduce la concentración de oxígeno disuelto y los iones y moléculas importantes para la nutrición de microorganismos y formas de vida superior, se observa una disminución del potencial REDOX (Tabla 1.6). Dicha relación se observa particularmente en ambientes acuáticos eutróficos, en cuerpos de agua con una estratificación termal marcada y en cuerpos de agua contaminados con concentraciones elevadas de materia orgánica oxidable. Los ambientes de agua dulce en equilibrio con el oxígeno atmosférico, tienen valores Eh alrededor de +800 mV (0,8 V), mientras que para aguas oceánicas superficiales el valor oscila generalmente entre +400 y +435 mV (a un pH entre 7,6 y 8,3).

Tabla 1.6 Diferentes pares REDOX con sus respectivos potenciales REDOX (Eh) a pH 7. (Atlas y Bartha, 1993); Lynch y Poole, 1979).

Parejas REDOX	Eh ₇ (milivoltios)	Oxígeno Disuelto (mg/L)
NO ₃ ⁻ - NO ₂ ⁻	+450 a +400	4,0
NO ₂ ⁻ - NH ₃	+400 a +350	0,4
Fe ³⁺ - Fe ²⁺	+300 a +200	0,1
SO ₄ ²⁻ - S ²⁻	-150 a -200	0,0
CO ₂ - CH ₄	-250 a -300	0,0

Los microorganismos seleccionarán entre los aceptores de electrones disponibles, aquél que les permita obtener el mayor margen de ganancia energética de la oxidación del substrato orgánico que utilicen como fuente de carbono y energía (Figura 1.6).

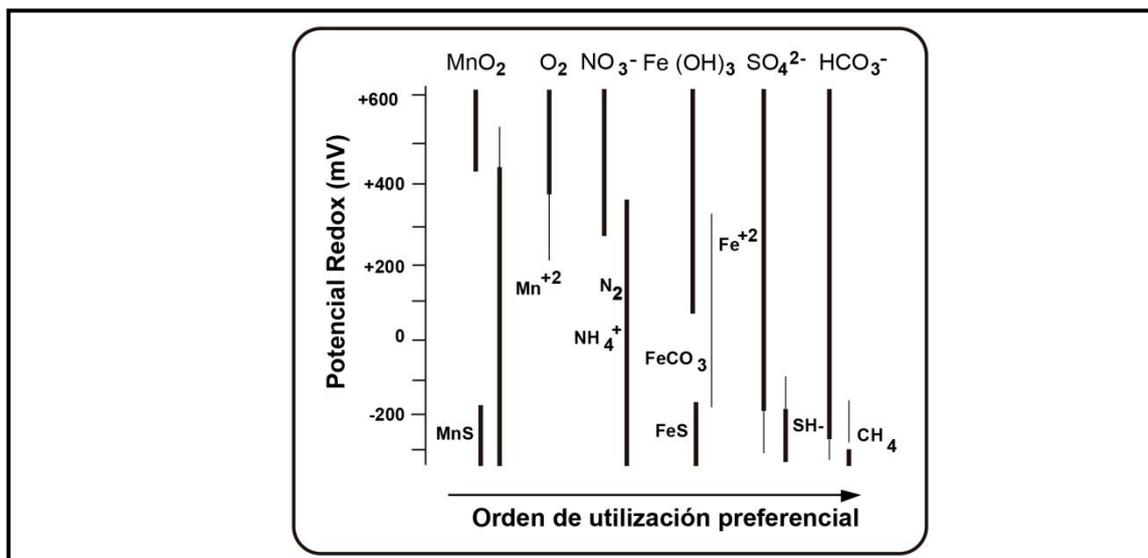


Figura 1.6 Rangos de potencial REDOX para la utilización de aceptores alternos de electrones. (modificado de Atlas y Bartha, 1993)

El mismo comportamiento lo observamos en organismos quimiolitotrofos, los cuales obtienen energía de la oxidación de materia inorgánica. Los microorganismos anaerobios facultativos bloquean sus rutas fermentativas o sus trayectos de reducción desasimiladora de nitratos o sulfatos (respiración anaerobia) en presencia de oxígeno (Atlas y Bartha, 1993). Bajo condiciones anaerobias y en ausencia de óxido de manganeso (MnO_2), los nitratos (NO_3^-) resultan ser el aceptor de electrones más oxidante (Figura 1.7). Los integrantes de una comunidad microbiana transferirán los electrones, provenientes de la oxidación de materia orgánica, preferiblemente al aceptor de electrones con el carácter más oxidante (el más electronegativo). Se observa una estratificación vertical en la utilización de aceptores de electrones.

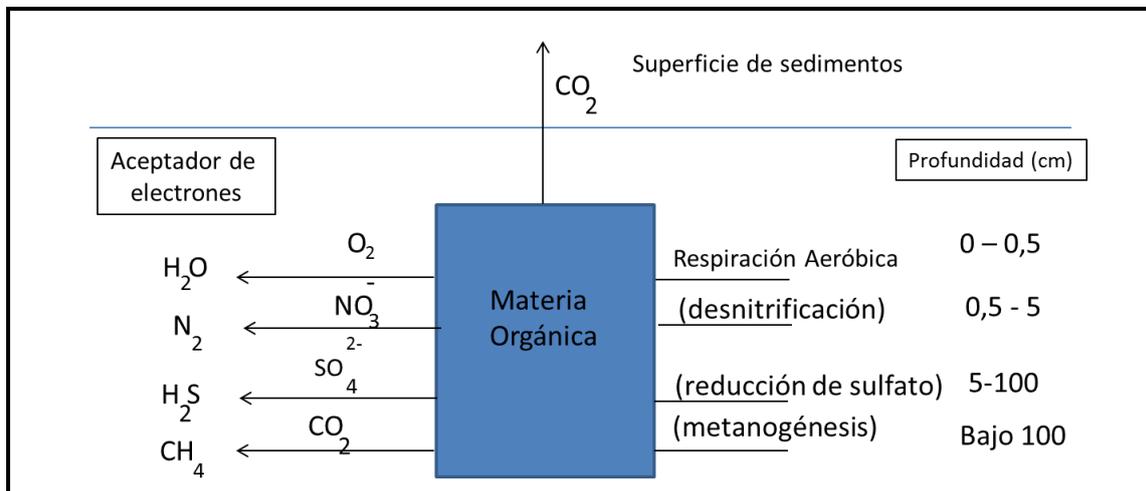


Figura 1.7: Secuencia de utilización de aceptores de electrones en sedimentos marinos (modificado de Atlas y Bartha (1993)).

Cuando se dispone de un substrato orgánico que puede ser utilizado como fuente de electrones, tanto por los microorganismos reductores de nitratos como por los reductores de sulfatos, los reductores de nitratos obtendrán la mayor ganancia energética de la oxidación del substrato. Eventualmente los reductores de nitratos dominarán sobre los reductores de sulfatos al generar una mayor cantidad de biomasa por unidad de substrato oxidado. El nitrato y el hierro son usualmente escasos en los sedimentos y se agotan rápidamente, al ser utilizados como aceptores alternativos de electrones en ausencia de oxígeno. Bajo dichas condiciones el sulfato (SO_4^{2-}) se convierte en el aceptor de electrones con el carácter más oxidante.

Cuando las bacterias metanogénicas compiten con las bacterias reductoras de sulfato por el hidrógeno gaseoso (H_2) como fuente de electrones, las metanogénicas demuestran una eficiencia de utilización menor y una demanda de consumo mayor del substrato que las reductoras de sulfato (Lovley, 1985).

Los gradientes REDOX pueden ser utilizados como indicadores de las reacciones que se dan en las ZHCFSS (García et al., 2004 c). En estos sistemas coexisten simultáneamente zonas con diferentes características REDOX, tanto en la escala macro como en la micro. Estas diferencias se deben a la presencia de diferentes procesos fisicoquímicos y bioquímicos que se producen simultáneamente en las zonas húmedas (Ojeda et al, 2008). La distribución heterogénea de las condiciones REDOX es causada por varios factores, incluyendo la presencia de la rizosfera de las plantas y las fluctuaciones en el nivel del agua debido a la evapotranspiración. Se dan cambios espaciales, a corto y largo plazo, en la variabilidad temporal de las condiciones REDOX en las ZHCFSS (García et al. 2010).

En un estudio realizado por García et al. (2003 a, 2004 a) se señala que en tres plantas depuradoras estudiadas se observaron condiciones fuertemente reductoras en las ZHCFSS ya que los valores de potencial REDOX oscilaban entre los -100 y -400 mV; este hecho concuerda con las variaciones espaciales (en profundidad y a lo largo del reactor) que presentaba la concentración de oxígeno disuelto en las ZHC. Las concentraciones de oxígeno medidas en las tres plantas depuradoras eran en todo caso inferiores a 0,5 mg O_2/L . Un resultado interesante del estudio es que se observó que las ZHCFSS menos profundas (30 cm) registraban potenciales REDOX mayores que las más profundas (50 cm) y además se observaba que en las menos profundas había una concentración de oxígeno ligeramente superior. Estas diferencias, de potenciales REDOX y de la concentración de oxígeno en los humedales según la profundidad, sugieren que las reacciones de degradación que afectaban a cada humedal no eran las mismas (García et al., 2004c).

Es difícil estudiar los procesos internos involucrados en la eliminación de contaminantes en las ZHCFSS debido a las condiciones heterogéneas de oxidación-reducción en estos sistemas. Por lo tanto, la investigación sobre los cambios en las variables REDOX, oxígeno disuelto y otras variaciones relacionadas con macro y micro escalas, al igual que las correspondientes variaciones temporales, es vital para la comprensión de los procesos que acontecen en los sistemas de humedales (García et al., 2010).

La macro escala REDOX de cambios potenciales a lo largo de la longitud del ZHCFSSH se caracteriza por unas fuertes condiciones reductoras cerca de la entrada que van decreciendo conforme se acerca la salida de la zona húmeda (García et al., 2003a; Headley et al., 2005). En teoría, no debe haber cambios significativos en las condiciones REDOX a lo ancho de los humedales; sin embargo, las diferencias locales en la distribución de las plantas, el flujo preferencial, los cortocircuitos y la acumulación de sólidos heterogéneos, son algunos de los factores que con el tiempo pueden conducir a cambios zonales en el potencial REDOX (García et al. 2010).

1.8 Características y generalidades del diseño de las ZHCFSS

El diseño hidráulico de un humedal artificial es crítico para el éxito de su rendimiento. Todos los modelos de diseño que se utilizan actualmente asumen que existen condiciones uniformes de flujo pistón y que además no existen restricciones para el contacto del agua residual y los microorganismos responsables del tratamiento.

El dimensionamiento y las características físicas del humedal artificial dependen, entre otros factores, de la localización de la instalación, de las características climáticas, de las características de calidad del afluente, de la calidad de efluente deseada y de las restricciones de calidad del vertido de aguas tratadas exigidas por las autoridades locales.

En el caso de las estructuras de distribución de agua a tratar y de recogida de agua tratada, las opciones incluyen canales y tuberías perforadas. En cualquier caso se debe asegurar una buena distribución de los afluentes en los lechos, lo que repercutirá en un mejor tratamiento/rendimiento.

La variable principal para dimensionar humedales artificiales, suele ser la carga orgánica (en términos de DBO o DQO). La carga aplicada debe estar en equilibrio con la capacidad de oxidación del sistema para que no se produzcan sobrecargas que provoquen un excesivo desarrollo de zonas anaeróbicas (con producción de olores) o de biopelícula (se favorece la colmatación), lo que haría disminuir apreciablemente el rendimiento del sistema.

Por lo general, los humedales artificiales suelen emplearse como sistemas de depuración secundarios o terciarios. Los sistemas secundarios reciben y tratan el efluente primario hasta alcanzar por lo menos las normas o estándares de vertido, aunque pueden obtener una calidad mejor. Los sistemas terciarios o de afinado reciben efluentes secundarios y los tratan adicionalmente antes de su descarga al medio ambiente o su reutilización. La distinción entre los humedales construidos para el tratamiento secundario y los construidos como terciario o avanzado es fundamental para entender las limitaciones de estos sistemas y sus rendimientos. La mayor parte de la información disponible sobre sistemas de tratamiento con ZHC deriva de los datos obtenidos en muchos humedales para el tratamiento terciario o de afinado y un reducido número de humedales empleados en el tratamiento secundario (USEPA, 2000; Cooper et al., 1996).

Suele ser necesario implantar un pretratamiento o tratamiento primario, antes de aplicar el agua residual a las zonas húmedas, ya que la eliminación previa de parte de los sólidos en suspensión y la DBO₅ favorece el rendimiento de las ZHC. Un exceso de sólidos en suspensión puede colmatar el reactor y una concentración demasiado elevada de DBO₅ crea condiciones excesivamente anaerobias en el sistema. De acuerdo con los estudios realizados por Folch (2002) la gestión de las zonas húmedas influye sobre la calidad final del efluente. Entendemos por gestión en este caso la posibilidad de vaciados periódicos o los cambios en la alimentación del humedal con agua a tratar.

Las consideraciones hidráulicas son un factor de diseño muy importante en un humedal construido y son a menudo el factor que influye principalmente en el éxito o fracaso del humedal. Aunque la hidráulica de un humedal artificial no es muy distinta a la de otros cuerpos de agua, hay varios aspectos importantes que deben tenerse en cuenta:

- Cambios pequeños en la hidráulica pueden tener efectos importantes en el rendimiento de un humedal en términos de calidad del efluente
- Debido a sus características de superficie y profundidad, el sistema interactúa con la atmósfera a través de la lluvia y la evapotranspiración
- La densidad de vegetación en un humedal afecta fuertemente su hidráulica, ya que aquella influye en el flujo favoreciéndolo u obstruyéndolo; y cambiando la exposición al viento y al sol.

A pesar de la creencia habitual, los humedales construidos no son fáciles de diseñar y construir puesto que el diseño depende de la calidad del agua a tratar, del material de relleno disponible, de la climatología y del espacio disponible (extensión y forma), entre otros. En cuanto a la construcción existen pocos industriales con experiencia y los problemas de impermeabilización y compactación son habituales. Por otra parte, si se cometen errores difícilmente se podrán corregir durante la explotación habitual. La contribución de las plantas al tratamiento es variable dependiendo sobretodo de la carga contaminante tratada, en volumen y calidad, como se detalla más adelante. Algunos puntos y criterios empleados en los diseños de estos sistemas han cambiado después de un monitoreo de varios años de operación de los mismos. A continuación se enumeran algunos de ellos (USEPA, 2000; García et al., 2004c).

El diseño de los humedales no se puede realizar fácilmente mediante la utilización de las ecuaciones disponibles en la literatura. En primer lugar cabe destacar que los humedales construidos son sistemas complejos en términos físicos, químicos y bióticos. Su funcionamiento es difícil de resumir en ecuaciones muy simplificadas. Por otra parte, hay una falta generalizada de datos de suficiente calidad, lo que ha obligado a estimar los parámetros de diseño a partir de datos originados en humedales muy diversos. Obviamente esto crea una incertidumbre sobre la validez de los valores de los parámetros. A todo esto se le debe añadir una falta de análisis fiables de muestras tomadas sistemáticamente.

La función de los macrófitos en la eliminación de la materia orgánica, no está claramente definida. Esta afirmación está relacionada con el hecho demostrado de que los macrófitos transportan oxígeno hacia las raíces y este pasa luego a zonas adyacentes (Brix, 1994), aunque la importancia real de esta difusión aún no está clara. Este fenómeno, junto con el hecho de que muchos estudios se han realizado con sistemas que tratan aguas con baja carga orgánica, ha hecho suponer que en los humedales existen numerosas zonas con microambientes oxidantes. En consecuencia, con cierta frecuencia se ha concluido que la respiración aeróbica es un mecanismo importante de tratamiento de la materia orgánica. Esta conclusión no es cierta para la mayoría de aguas residuales, las cuales tienen una demanda de oxígeno muy superior a la tasa de transferencia de los macrófitos, que suele estar normalmente entre 0,5 y 6 mg O₂/m² d (Tanner y Kadlec, 2013). La cantidad de oxígeno transferida no es suficientemente elevada para eliminar apreciablemente la DBO de un agua residual en el TRH habitual del efluente a tratar (5 a 10 días). Por tanto, el papel de los macrófitos en el suministro de oxígeno depende de las características de las aguas a tratar y es menos importante cuanto mayor sea la carga orgánica del agua (USEPA, 2000; García et al., 2004c).

Los humedales pueden eliminar niveles significativos de nutrientes. La gran capacidad de eliminación de nitrógeno que frecuentemente se ha atribuido a los humedales se relaciona con dos mecanismos: la asimilación por parte de los macrófitos y la disponibilidad de oxígeno. Numerosos estudios han demostrado que mediante la asimilación y posterior cosecha de los macrófitos, como mucho se elimina entre un 15 y un 20% del nitrógeno (Stottmeister et al., 2003) Esto hace que la nitrificación combinada con la desnitrificación sea en realidad el principal mecanismo de eliminación de nitrógeno (teniendo en cuenta que la principal especie de nitrógeno en el agua residual es habitualmente el amoníaco). No obstante, la nitrificación requiere oxígeno, que como ya se ha comentado se transfiere con una tasa muy baja. Por tanto, los humedales solo pueden eliminar bien el nitrógeno si operan con cargas bajas, tratan aguas diluidas o se diseñan con flujo vertical (USEPA, 2000; García et al., 2004c). Una alternativa que se está considerando en los últimos años es la combinación de humedales de flujo vertical (nitrifican) y a continuación horizontal (desnitrifican).

La afirmación de que los humedales pueden eliminar significativamente fósforo es debida a dos factores: en primer lugar a que muchos estudios se han llevado a cabo con aguas con muy poca concentración de fosforo, con lo que los porcentajes de eliminación han sido altos; y en segundo lugar a que un buen número de investigaciones se ha realizado en humedales recién construidos, en los cuales los datos no son representativos del funcionamiento a largo plazo. Los macrófitos que crecen en humedales de construcción reciente asimilan más fósforo que los macrófitos de humedales maduros. Los medios granulares recién instalados tienen disponibles más lugares para la adsorción del fósforo que los medios granulares que ya llevan un cierto tiempo de operación. La eliminación de fósforo de forma continuada requiere la utilización de sustratos específicos que lo retengan y que se tienen que reponer periódicamente (Arias et al., 2003). La eliminación del fósforo en un humedal construido está limitada a la absorción estacional por las plantas, que no solo es reducida en comparación con la carga de fósforo en las aguas residuales, sino que es negativa durante la muerte de las plantas y la adsorción de los sólidos del afluente que son capturados por el suelo o la planta descompuesta, todos los cuales tienen una limitada capacidad de absorción de fosforo (USEPA, 2000; García et al., 2004c).

En consecuencia, no parece adecuado considerar la eliminación de fósforo en el diseño de un humedal.

Numerosos estudios han demostrado que la eficiencia del humedal no mejora con la temperatura (Kadlec y Knight, 1996). No se tiene una idea clara de por qué sucede esto. Incluso en algunos casos un aumento de la temperatura podría ser negativo. Por ejemplo, en los sistemas que tratan fangos de depuradora un aumento de temperatura podría fomentar la fermentación del fango y generar malos olores, lo que a baja temperatura posiblemente no tiene lugar (USEPA, 2000; García et al., 2004c).. Por otra parte, y como ya se ha indicado, es absolutamente cierto que las reacciones bioquímicas aumentan su rendimiento al aumentar la temperatura dentro de los límites compatibles con la vida de los microorganismos. En consecuencia, la temperatura no debería ser un parámetro condicionante del diseño, al menos hasta que haya pruebas concluyentes de su influencia.

Varios autores han señalado que hay diversos mecanismos de diseño para lograr aumentar la oxigenación en los humedales construidos y de esta manera potenciar la eliminación de materia orgánica y las transformaciones del nitrógeno. Algunos de estos mecanismos son:

- La aeración artificial del sistema, ya sea mediante inyección de aire al humedal o bien oxígeno directamente a la corriente de agua (Maltais-Landry et al., 2009); Allen et al., 2010; Ouellet-Plamondon et al. (2006). Maltais-Landry et al. (2009) señalan que los mejores resultados en la eliminación de nitrógeno se observan al aplicar la combinación aeración artificial y macrófitos, en comparación con los humedales construidos sin macrófitos. Por otro lado, Ouellet-Plamondon et al. (2006) indican que la aeración artificial aparentemente estimula la actividad de las bacterias heterótrofas sin reducir la actividad de desnitrificación.
- Inundación y drenado sucesivos del terreno, para lo cual debe realizarse un diseño adaptado al vaciado rápido. Este sistema ha sido estudiado desde hace mucho tiempo en zonas inundadas. Patrick y Wyatt (1964) señalaron que los procesos sucesivos de inundación y drenado en el terreno conllevaban reducciones en el potencial REDOX, que a su vez conducían a pérdidas entre el 15 y 20% del nitrógeno total en el suelo. Un claro ejemplo es su aplicación en campos de arroz y marismas, mediante la estimulación de mineralización de nitrógeno orgánico y la nitrificación (Patrick y Wyatt, 1964; Nuttle y Hemond, 1988).
- Disminución de la altura de la columna de agua del humedal, ya que de esta manera se influye sobre el estado REDOX del sistema (Faulwetter et al., 2009) como ya se ha indicado. A menor columna de agua, serán mayores las condiciones oxidantes presentes en el sustrato y se logran mejores eliminaciones de DQO, DBO y amonio (Singh et al., 2009). Se han observado eficiencias máximas de reducción de diferentes contaminantes en humedales horizontales de hasta 0,3 m de profundidad (Song et al., 2009; García et al., 2005, Matamoros et al., 2005, Pedescoll et al., 2011). En general, se considera que las HAFSSH convencionales con una profundidad de agua de aproximadamente 0,5-0,7 m rara vez tienen una eficiencia de remoción de amonio por encima de 40-55% debido a su incapacidad de proporcionar en las capas más profundas del humedal las condiciones de oxidación suficientes para la nitrificación (Pedescoll et al., 2011).

- Inundaciones intermitentes en flujo vertical: Las zonas húmedas subsuperficiales de flujo vertical permiten una mejor oxigenación del sistema, la cual conlleva una mayor nitrificación en las aguas residuales y una mayor concentración de oxígeno disuelto en los efluentes (Cooper, 1999; Zurita et al., 2009).
- Estrategias de alimentación del agua de entrada al humedal (intermitente, fraccionada, en etapas), en las cuales la interrupción de la alimentación cambia las condiciones oxidantes en los sustratos de los humedales, habitualmente mejorando la eliminación de nutrientes y materia orgánica (Caselles-Osorio y García, 2007; Jia et al., 2010; Stefanakis et al., 2011; Jia et al., 2011).

También pueden encontrarse aplicaciones de los mecanismos anteriormente mencionados en sistemas de mejora de la calidad de ríos como señalan Hernández y Mitsch (2007) que demuestran la mejora de la desnitrificación en zonas de río influenciadas con pulsos de inundación en comparación con zonas de río que permanecen siempre inundadas, justificando este hecho en que los pulsos de inundación crean condiciones que alternan periodos aeróbicos y anóxicos en el sistema, lo que favorece alternativamente la nitrificación y la desnitrificación.

Por lo que respecta al diseño “físico” del humedal, la forma del mismo está condicionada por el terreno disponible y su forma. Durante muchos años se ha indicado que una relación largo : ancho entre 2:1 y 4:1 era la más adecuada para conseguir un buen flujo de pistón en la ZHC (Crites y Tchobanoglous, 2000) pero considerando que el flujo real no suele ser exactamente el indicado se está cuestionando esta afirmación (Seoáñez, 1999 ; Giacomani, 2007)

1.9 Comportamiento hidráulico y tiempo de retención.

La distribución de tiempos de residencia (DTR) de un reactor corresponde a la función de la densidad probabilística para el tiempo de residencia del agua dentro del sistema, en este caso un humedal artificial. Cada humedal presenta diferentes tiempos de residencia específicos aun teniendo las mismas características de diseño y dimensiones. Los correspondientes análisis hidráulicos se realizan mediante estudios experimentales de caracterización hidrodinámica, utilizando diversos trazadores.

Como trazadores pueden usarse colorantes, iones o isotopos radioactivos. En todos los casos se busca una sustancia que agregada al afluente pueda ser luego fácilmente determinable en forma continua en el efluente, sin que se pierda o combine apreciablemente con otros compuestos; esto es, que la cantidad total aplicada al afluente sea aproximadamente igual a la cantidad total que se detecta en el efluente. No existen, sin embargo compuestos ideales pues por lo general, siempre hay cierta pérdida de trazador (Pérez, 1992).

El tiempo de retención hidráulica depende fundamentalmente de las características de las aguas residuales afluentes, de la DBO₅ que se exija al efluente, de la climatología, del flujo de diseño, de la geometría del sistema y por supuesto del sistema de humedal aplicado (Seoánez, 1999) aparte de la gestión (operación y mantenimiento) a lo largo del tiempo.

Es una práctica común establecer la eficiencia hidráulica de un reactor analizando la tendencia de la curva de concentración del trazador recuperado y relacionando sus diferentes parámetros con las condiciones de flujo; generalmente, la forma que toma la curva de concentración da una primera indicación del comportamiento hidrodinámico del reactor (Pérez A., Torres P., 2008). A partir de esta curva puede obtenerse la función de distribución de tiempo de residencia conocida como E(t) o DTR, que a su vez permite determinar el TRH real.

Para calcular los tiempos teóricos de retención hidráulica en sistemas ZHCFSS y similares, en general se puede aplicar la formula siguiente:

$$t = \frac{V\varepsilon}{Q} \quad (\text{ec.1- 9})$$

dónde :

V= Volumen total del humedal

Q= Caudal a través del sistema

ε = Porosidad o fracción de volumen ocupada por el agua

1.9.1 Método experimental para determinar TRH

Según Levenspiel (2004), la evaluación hidráulica de un reactor permite determinar diferentes características del mismo como el tiempo de retención hidráulica (tiempo medio que permanece un elemento del fluido en el interior del reactor), el tipo de flujo predominante (pistón, completamente mezclado o no ideal), la presencia de zonas muertas (volúmenes del reactor en que la velocidad de flujo se aproxima a cero y el tiempo de retención hidráulica tiende a infinito), de cortocircuitos (volúmenes del reactor en que la velocidad de flujo tiende a infinito y el tiempo de retención hidráulica tiende a cero) y las recirculaciones (volúmenes de fluido que permanecen dentro del sistema un tiempo superior al tiempo de residencia).

Para determinar las características mencionadas puede emplearse el método experimental estímulo-respuesta, descrito por Cánepa (2004), que consiste en estimular el sistema mediante una perturbación y observar su respuesta,

La estimulación (inyección de un trazador) puede ser por inyección instantánea o por inyección continua, siendo la primera la más usada.

En la dosis instantánea, se aplica una concentración conocida de trazador en el afluente al reactor en un tiempo muy corto y se mide a través del tiempo la concentración C que aparece en el efluente.

A partir de la curva presentada en la Figura 1.8, como se ha indicado anteriormente, puede obtenerse DTR y a su el TRH real mediante la aplicación de diferentes modelos matemáticos para analizar el comportamiento del reactor. Las relaciones existentes entre los diferentes parámetros de tiempo se señalan en la Tabla 1.7.

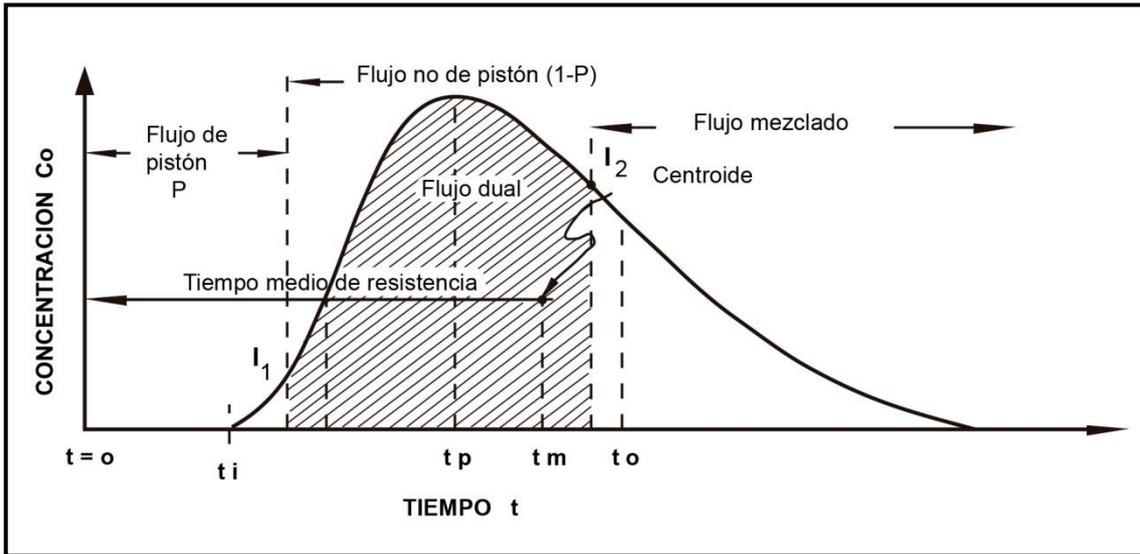


Figura 1.8 Ejemplo de curva concentración / tiempo (Arboleda, 1981).

TABLA 1.7 Criterios de evaluación de las ZHC a partir del análisis de la curva de variación de la concentración del trazador en el efluente (Arboleda, 1981).

Parámetro	Relación / significado (Arboleda, J., 1981)
t_i = tiempo inicial desde que se aplica el trazador hasta que aparece en el efluente.	$t_i/t_o = 0$ (flujo mezcla completa) $t_i/t_o = 1$ (flujo pistón) $t_i/t_o < 0,3$ (indica cortos circuitos)
t_p =El tiempo modal t_p , es el que transcurre entre $t=0$ y en el momento en que aparece la máxima concentración C_o en el efluente.	$t_m/t_o < 1$ (cortos circuitos) $t_m/t_o > 1$ (error experimental o zonas muertas)
t_m = Es el que existe desde $t=0$ hasta el correspondiente al centroide del área de la curva concentración-tiempo y se llama tiempo medio de residencia.	$t_p/t_o = 1$ (solo flujo pistón) $t_p/t_o \approx 0$ (predominio mezcla completa) Si $t_p/t_o \approx 1$ y $t_i/t_o > 0,5$ (predominio flujo pistón) Si se acerca a 0, predominio de flujo mezcla
t_{mr} = tiempo medio de residencia	
t_o = Es el periodo teórico o nominal de detención	
t_f = Tiempo en que finaliza de salir el trazador	
e = excentricidad de la curva, función de la recirculación = $((t_f - t_p) - t_p - t_i) / t_o$	$e = 0$ (flujo pistón) $e > 2.3$ (flujo ideal)

En la figura 1.8, se observa que el flujo de pistón viene representado por el tiempo que transcurre hasta que aparece el trazador. Este tiempo se puede tomar en el punto de inflexión I_1 , cuando la curva cambia de cóncava a convexa. De aquí en adelante, el flujo debe considerarse como de no pistón. Entre dicho punto y el punto de inflexión I_2 , el flujo es dual (pistón y no pistón combinado). A partir del segundo punto de inflexión (I_2), el flujo tiene un carácter predominantemente mixto.

1.9.2 Limitaciones de la prueba con trazadores

A pesar de que las pruebas con trazadores son muy útiles para conocer cómo se desplazan las diferentes masas de agua dentro de las unidades de tratamiento, los datos obtenidos se refieren solamente al momento en que se hace la prueba, y no representan necesariamente el comportamiento en todas las condiciones. Por otra parte, los datos no indican la eficiencia de las unidades o reactores.

Es importante recalcar que este tipo de análisis no determina tampoco las trayectorias de las partículas, del flujo o de cómo éste se distribuye en el equipo estudiado.

Además, se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones para obtener resultados significativos (Pérez, 1992):

- El flujo debe ser constante durante la realización del ensayo
- El flujo que entra en la unidad analizada no se debe mezclar con el de otras unidades.
- De preferencia conviene estabilizar el equipo para evitar interferencias, para lo cual es apropiado dosificar continuamente pequeñas dosis de trazador por un periodo de tiempo igual al del ensayo, antes de la evaluación
- El uso de altas concentraciones de trazador podría producir corrientes cinéticas por variación de densidad, lo que daría resultados erróneos, por lo cual es preferible el uso de métodos de dosificación continua o con bajas concentraciones
- La variación de la temperatura del medio ambiente o del agua ocasiona alteraciones en los resultados al producir corrientes térmicas, cuyos efectos se deben considerar

- Las curvas resultantes del ensayo de trazadores en un mismo equipo deben guardar resultados similares con respecto al tiempo inicial de aparición del trazador y el de máxima concentración, para diferentes ensayos.
- El trazador debe aplicarse completamente disuelto en agua. Aplicar parte del trazador en forma de sólido induce a errores en el ensayo: el trazador demorará en salir de la unidad, pero esta demora no será por la existencia de espacios muertos sino porque al trazador en forma sólida le toma un mayor tiempo disolverse y salir de la unidad.
- La toma de muestras en la salida de la unidad en evaluación debe extenderse hasta obtener por lo menos en tres medidas consecutivas el valor de la concentración inicial del trazador.
- La toma de muestras del efluente de la unidad no debe hacerse en la superficie. En unidades donde el flujo sale desde secciones profundas se deben tomar muestras en mayor profundidad.
- Si el efluente sale de la unidad a través de una sección ancha, se debe tomar más de una muestra, y las obtenidas se mezclarán para medir la conductividad.

1.9.3 Determinación del TRH, mediante el método de Wolf Resnick

Si no hay espacios muertos, el tiempo medio de residencia t_{mr} es igual al tiempo teórico de detención t_o y por tanto $t_{mr}/t_o = 1$. En este caso es evidente que la fracción del flujo considerado como de pistón, al que llamaremos “p”, más la fracción del flujo considerada como de no-pistón (1-p) deben ser iguales a la unidad:

$$P + (1-p) = 1 \quad (\text{ec. 1-10})$$

Cuando hay espacios muertos, si “m” es la fracción del volumen considerado como espacio muerto, entonces la fracción efectiva será (1-m) y por tanto:

$$P(1-m) + (1-p)(1-m) + m = 1 \quad (\text{ec. 1-11})$$

En esta ecuación, el primer término caracteriza a la fracción efectiva de flujo de pistón, que produce un desplazamiento del origen de la curva concentración-tiempo, y el segundo, el grado de mezcla del reactor.

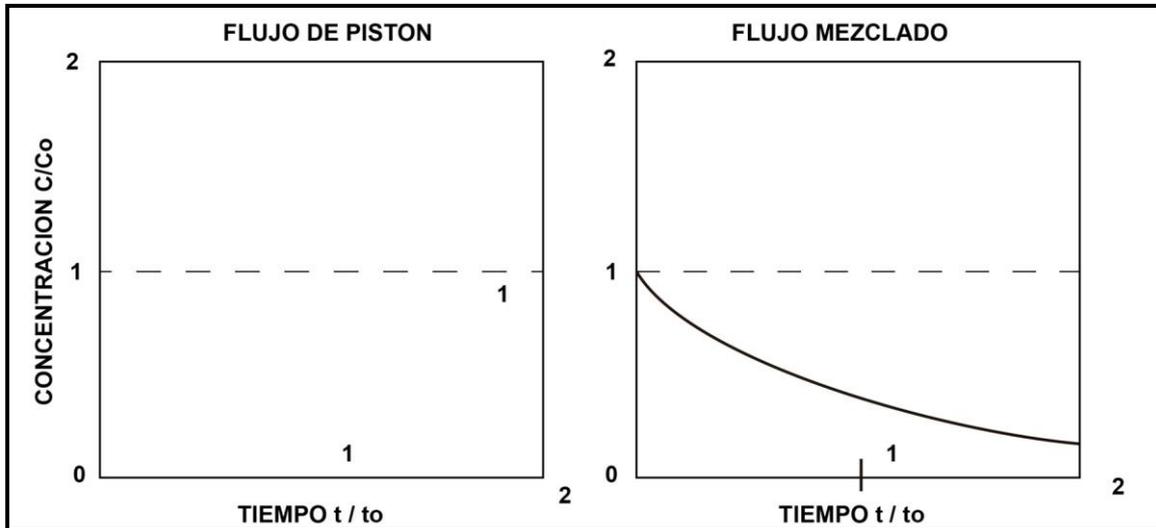


Figura 1.9 Diagrama de concentración-tiempo para flujo pistón y mezclado (Arboleda, 1981).

Si la relación entre la concentración de trazador C y la concentración total inyectada C_0 , la graficamos con respecto a los tiempos, podemos obtener diagramas como los de las figuras 1.9, que definen el flujo de pistón y el flujo perfectamente mezclado. En el primer caso, la curva de flujo queda representada por una línea recta para $t/t_0 = 1$. En el segundo caso el valor C/C_0 se halla integrando el área dentro de la curva, así:

$$\int V dC = Q C \int dt \tag{ec. 1-12}$$

Y por tanto:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-\frac{Qt}{V}} = e^{-\frac{t}{t_0}} \tag{ec. 1-13}$$

La ecuación (13) corresponde a un flujo completamente mezclado. Si se considera que en el reactor se presenta una combinación de flujos de pistón y mezclado, la ecuación se transforma en:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-\frac{(t-p)t_0}{(1-p)t_0}} \tag{ec. 1-14}$$

Donde “p to” es el tiempo de retención correspondiente a flujo de pistón y (1-p) es el volumen de mezcla perfecta. Reordenando, simplificando e introduciendo el término (1-m) para considerar la fracción de flujo efectiva con mezcla perfecta (considerando que el sistema tiene espacios muertos), se tendría:

$$\frac{C}{C_o} = e^{\frac{1}{(1-p)(1-m)}\left(\frac{t}{t_o} - p(1-m)\right)} \quad (\text{ec. 1-15})$$

Si la fracción de la totalidad del trazador que ha salido del reactor es:

$$F_{(t)} = 1 - \frac{C}{C_o} \quad (\text{ec. 1-16})$$

Reemplazando el valor de C/Co, se obtiene:

$$F_{(t)} = 1 - \frac{C}{C_o} = 1 - e^{-\eta\left(\frac{t}{t_o} - \theta\right)} \quad (\text{ec. 1-17})$$

Donde θ es el desplazamiento de la curva debido a los espacios muertos y es igual a $p(1-m)$ y el término η caracteriza la eficiencia de la mezcla, como:

$$\eta = \frac{1}{(1-p)(1-m)} \quad (\text{ec. 1-18})$$

Sustituyendo en la ecuación inicial de Wolf-Resnick:

$$F_{(t)} = 1 - e^{-\left[\frac{1}{(1-p)(1-m)}\right]\left[\frac{t}{t_o} - p(1-m)\right]} \quad (\text{ec.1-19})$$

El desarrollo de esta ecuación se muestra en Giacomani et al (2007 y 2008), y en Chiva (2004).

2. OBJETIVOS

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

El grupo de Hidrología, de la unidad de Edafología (Departamento de Productos Naturales, Biología Vegetal y Edafología; Facultad de Farmacia, Universidad de Barcelona), ha desarrollado como una de sus líneas de investigación la mejora de las características y del control de las zonas húmedas construidas. Siguiendo esta línea se ha dado seguimiento a varios de los humedales construidos empleados en el tratamiento de aguas residuales urbanas en la región de Cataluña (España), determinando los parámetros regulados por la legislación vigente y los necesarios para los trabajos de investigación de esta tesis y dando recomendaciones para potenciar su eficiencia y eficacia. En algunas de estas zonas húmedas se trabaja con base en convenios entre la Universidad de Barcelona y el (los) organismo(s) que los administran. Ejemplo de ello son los humedales construidos como sistemas terciarios en ambos márgenes del río Besòs o los humedales que integran el sistema de tratamiento avanzado del río Ripoll (Sabadell), gestionados por la Diputación de Barcelona y el ayuntamiento de Sabadell, respectivamente.

Debido a la simplicidad de la operación de las zonas húmedas construidas, algunas de ellas se construyen y son prácticamente abandonadas, con un escaso mantenimiento o cuidado de la operación de las mismas. Otras, por su parte, son construidas y diseñadas para una carga determinada, sin embargo en algunas ocasiones se sobrepasa su capacidad y son obligadas a operar en condiciones que no fueron las de su diseño original o la finalidad deseada. Las respuestas de los humedales construidos a estos cambios, por lo general, son favorables y consiguen seguir operando sacrificando parte de su eficiencia o consiguiendo que el sistema colapse.

Con base en la teoría recopilada y expuesta, el presente trabajo de investigación tiene como objetivo principal evaluar el funcionamiento y la gestión de las zonas húmedas construidas, potenciando su eficiencia en la eliminación de materia orgánica, nutrientes y microorganismos, mediante la modificación de la operación de alimentación de los mismos. Para ello, se establecieron una serie de objetivos específicos:

- Evaluar comparativamente los rendimientos de las ZHC cuando operan como sistemas secundarios y como sistemas terciarios.
- Establecer la relación existente entre la razón C/N y la reducción de nutrientes, específicamente en los procesos de nitrificación y desnitrificación.
- Evaluar la influencia en el rendimiento del sistema de la carga hidráulica y de los cambios en la operación de alimentación (continua, fraccionada e interrumpida).
- Evaluar la combinación de Zonas Húmedas de flujo subsuperficial vertical y horizontal (híbridas) en el tratamiento de efluentes de alta carga orgánica y de contenido elevado de nitrógeno

Para poder cumplir con esos objetivos, el presente trabajo se ha fundamentado en la investigación realizada en los humedales piloto de la depuradora de Montcada i Reixac, así como en las conclusiones obtenidas de los estudios realizados en la EDAR de Els Hostales de Pierola, las zonas húmedas del río Besòs, el sistema terciario de tratamiento de aguas del río Ripoll, y un sistema piloto híbrido (de humedales artificiales) para la depuración de purines en una granja porcina.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3. MATERIAL Y MÉTODOS

En este apartado se describen los diferentes materiales y métodos utilizados durante la fase experimental de este trabajo, divididos en tres subapartados:

- Descripción de las estaciones de tratamiento de aguas residuales y zonas húmedas.
- Protocolo experimental
- Métodos analíticos

3.1. Descripción de las estaciones de tratamiento de aguas residuales

Este trabajo se realizó en diversas instalaciones, todas ellas en la Comunidad Autónoma de Cataluña, España:

- Zonas húmedas piloto ubicadas en la EDAR de Montcada i Reixac (Barcelona), que cuenta con 12 pilotos de iguales características dos a dos. Se trabajó con 4 de ellos.
- Zonas húmedas ubicadas en el cauce del río Besòs, 60 parcelas que operan como sistema terciario de tratamiento que trata parte del efluente secundario de la EDAR de Montcada i Reixac (Barcelona)
- Zona húmeda de la EDAR de Els Hostalets de Pierola (Barcelona) la cual puede operar como sistema secundario o como terciario.

El grupo de investigación también realiza trabajos en otras zonas húmedas y en algunos casos, a efectos de comparación y para obtener datos adicionales, se realizaron muestreos en ellos. Este seguimiento adicional permitió comprobar y detectar algunos problemas de gestión de humedales y aplicar estos conocimientos al desarrollo de la presente tesis. Entre estos sistemas se destacan:

- El sistema de tratamiento terciario para mejora de calidad del agua del río Ripoll, en Sabadell (Barcelona).
- La depuradora de purines mediante zonas húmedas construidas de la granja de Can Corominas, en Viver i Serrateix, comarca del Berguedà (Barcelona).

3.1.1 EDAR de Montcada i Reixac

La población de Montcada i Reixac (Barcelona), se caracteriza por su clima mediterráneo con una temperatura media anual de 18°C. La EDAR situada en este municipio tiene capacidad para tratar 72.000 m³/día (360.000 habitantes-equivalentes).

Esta EDAR trata el 90% de las aguas residuales de Montcada i Reixac y un 80% de las de Sant Cugat del Vallès, además de las de los municipios de Cerdanyola del Vallès, Ripollet, Badia del Vallès y Barberà del Vallès; todos estos municipios están situados en la provincia de Barcelona. El caudal medio depurado es de 3.025 m³/h con una capacidad máxima de 4.536 m³/h (AMB).

El proceso de tratamiento de las aguas residuales en la EDAR de Montcada i Reixac, incluye como pretratamiento pozos de gruesos y rejillas; elevación por tornillos de Arquímedes; desbaste de sólidos gruesos y finos con rejas automáticas; desarenado y desengrasado. El agua tratada pasa entonces por un reactor de mezcla rápida y floculación con adición de policloruro de aluminio y polielectrolitos antes de entrar en los decantadores primarios. Finalmente se trata en el sistema de fangos activos con decantador secundario, antes de ser vertida finalmente al río Besòs (Figura 3.1). Adicionalmente la depuradora tiene una línea de fangos.

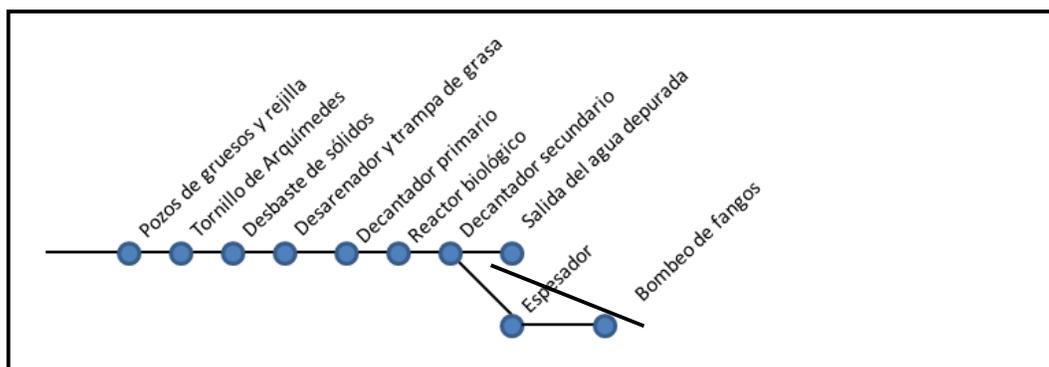


Figura 3.1 Esquema de los procesos de tratamiento en la EDAR de Montcada i Reixac (AMB)

3.1.1.1 Zonas húmedas piloto de la EDAR de Montcada i Reixac

La EDAR de Montcada i Reixac produce un efluente depurado no desinfectado de alta calidad, que cumple con la legislación de vertido pertinente. Parte de esta agua se puede desviar a un sistema de humedales artificiales piloto, localizados dentro de las instalaciones de la depuradora (Fotografía 3.1). Este sistema consiste en 12 humedales horizontales de flujo subsuperficial horizontal (ZHFSSH) colocados en paralelo y contruidos con hormigón, cada uno de ellos de 6,6 m de largo, 2 m de ancho y 0,6 m de profundidad inicial con una pendiente en la base del 1% hacia la salida.

Para este estudio se emplearon 4 de las 12 parcelas piloto, eligiéndolas de acuerdo con las características del material de relleno, y la presencia o ausencia de vegetación (*Phragmites australis*).

El agua de alimentación a las parcelas piloto (efluente secundario) llega a dos tanques circulares interconectados entre sí, de 1,8 m³ cada uno. Uno de estos tanques posee un detector de nivel que envía una señal a la bomba de alimentación para asegurar que se mantiene el nivel de agua adecuado. Cada parcela piloto posee una válvula de mariposa manual, una electroválvula y un rotámetro con medidor de caudal para medir y controlar el flujo (influyente) de entrada al sistema. Un sistema de control de riego abre y cierra las electroválvulas, previa calibración con la válvula de mariposa del caudal de entrada en cada parcela (Figura 3.2).



Fotografía 3.1 Parcelas de las zonas húmedas piloto en la EDAR de Montcada i Reixac.

La Figura 3.2 muestra el esquema del sistema de parcelas y alimentación empleados en este trabajo.

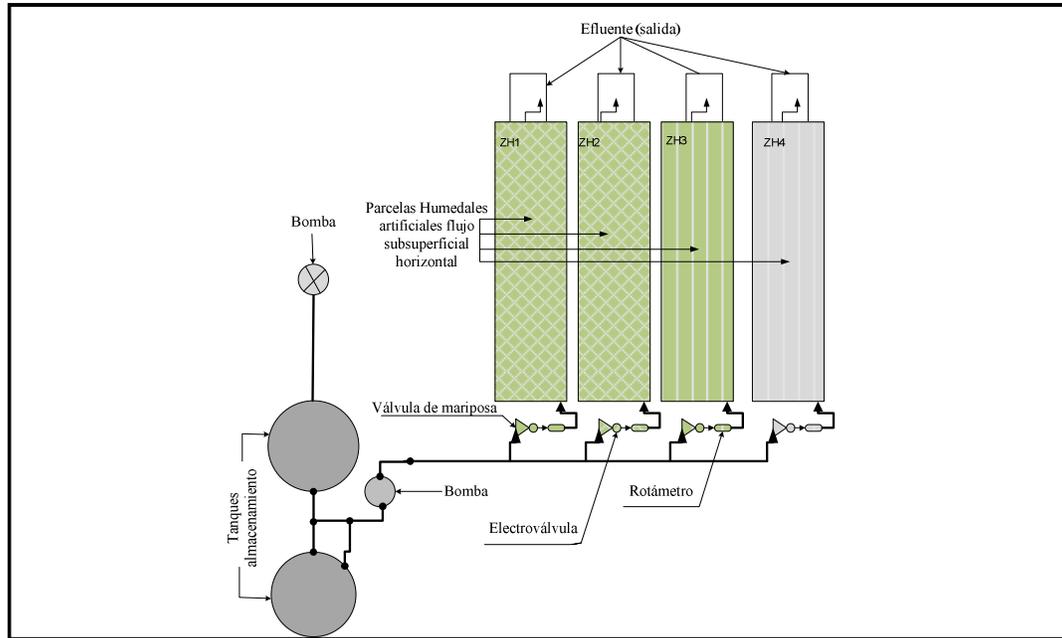


Figura 3.2 Esquema del sistema de parcelas piloto en la EDAR de Montcada i Reixac.

Las parcelas tienen una zona de agua libre a la entrada del humedal, la cual permite una distribución adecuada del afluente en el lecho del sustrato, seguida de un gavión de grava de 60-100 mm de diámetro. Una tubería de drenaje de 110 mm de diámetro permite la salida del agua del sistema, hasta una tubería flexible la cual controla el nivel de la columna de agua dentro de la zona húmeda, de manera que se pueda regular el tiempo de permanencia de la misma dentro del sistema (Figura 3.3)

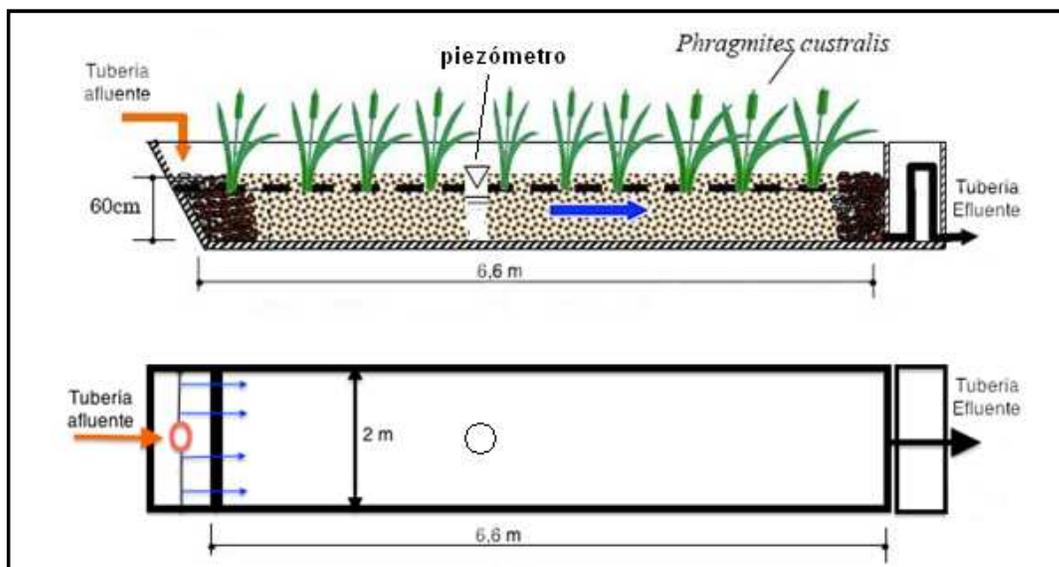


Figura 3.3 Esquema de los humedales artificiales piloto de flujo subsuperficial horizontal

El sustrato del material de relleno de las zonas húmedas piloto, fue inicialmente una mezcla de granito de tamaño entre 5 y 12 mm procedente del lecho y la ribera del río Besòs.

3.1.1.2 Puesta a punto de las Zonas Húmedas Piloto

Las 12 zonas húmedas piloto de la EDAR de Montcada i Reixac, fueron construidas a inicios de los años 2000, con fines netamente científicos y de divulgación; sin embargo fueron abandonadas a mediados del año 2006. Por ello, al iniciar el presente estudio se tuvieron que realizar trabajos de reconstrucción tanto de las zonas húmedas piloto como del sistema de alimentación.

La puesta a punto de 4 de las zonas húmedas piloto se inició, con la colaboración del Àrea d'Espais Naturals de la Diputació de Barcelona (encargada, entre otros aspectos, del mantenimiento del sistema de bombeo de las parcelas de zonas húmedas en el río Besòs), limpiando las superficies de las mismas, replantando *Phragmites australis* en ellas y dejando una zona húmeda sin cubierta vegetal para control.

En la Fotografía 3.2 se observa el estado inicial de las zonas húmedas piloto, con malas hierbas en su superficie y la mayor parte de ellas con material vegetal seco, debido a que no estaban siendo alimentadas con agua. En la primera fotografía se

detalla la vista frontal de una de las zonas húmedas piloto, mientras que la segunda corresponde a la vista lateral donde se observa el piezómetro, para control de la columna de agua.



Fotografía 3.2 Estado inicial de la superficie de las zonas húmedas piloto, mayo 2009

La Fotografía 3.3 muestra el estado de las arquetas de entrada de alimentación, donde se encontraban carrizos secos que obstruían el acceso del agua hacia los pilotos



Fotografía 3.3 Situación inicial de las arquetas de entrada y salida en las parcelas piloto.

En la Fotografía 3.3 se aprecia también el estado de la tubería flexible de salida de la zona húmeda piloto que permite modificar la columna de agua dentro del humedal.

Se comprobó el sistema hidráulico, eliminando las fugas detectadas en las tuberías y en los empalmes de los componentes plásticos, y además se conectaron las electroválvulas al sistema de control (Fotografía 3.4).



Fotografía 3.4 Sistema de control de riego de las parcelas piloto.

En la Fotografía 3.5 se observan las zonas húmedas piloto después de las mejoras efectuadas, al iniciar la experiencia, a mediados de 2009 (entre agosto y noviembre).

Se seleccionaron 4 de las parcelas, las que presentaban mejor estado de conservación. Algunos problemas detectados en las restantes zonas húmedas piloto no fueron solucionados debido a que implicaban la retirada del material de relleno de cada piloto de zona húmeda y la reconstitución del mismo. Entre estos problemas están:

- Infiltración a través de las paredes, grietas en la estructura, y sospecha de comunicación entre parcelas de pilotos adyacentes. En este caso se recomienda impermeabilizar la estructura cementada si posteriormente se deben utilizar.
- Movimiento de los gaviones de entrada: al ceder la malla que las contenía, las piedras de los gaviones colocados a la entrada de algunas parcelas piloto se dispersaron en la entrada a la parcela, disminuyendo en algunos casos la capacidad de entrada del agua al sistema.



Fotografía 3.5 Sistema de zonas húmedas a punto para iniciar la experiencia.

3.1.2. Zonas húmedas ubicadas en el cauce del río Besòs

El río Besòs fluye entre varias ciudades (Barcelona, Montcada i Reixac, Santa Coloma de Gramanet y Sant Adrià de Besòs) en un área densamente poblada (más de dos millones de habitantes). Este río fue considerado uno de los ríos más contaminados de Europa, pero en la década de 1990, empleando fondos europeos y locales, se logró la regeneración de la cuenca. Dentro de las mejoras se pueden citar la entrada en funcionamiento de varias estaciones depuradoras de aguas residuales en su cuenca y la implementación de un sistema de tratamiento terciario dentro de los márgenes del río. Este sistema depura adicionalmente parte del efluente secundario proveniente de la EDAR de Montcada i Reixac (entre 0,2-0,3 m³/s), mediante 60 parcelas de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal sembradas con *Phragmites australis*; es decir, actúa como un sistema terciario.



Figura 3.4 Diagrama de parte de las parcelas de ZHC en el río Besòs

El sistema de tratamiento terciario por humedales artificiales localizado en ambos márgenes del río Besòs, se extiende a lo largo de 3,2 kilómetros de la cuenca. Consiste en 15 grupos de parcelas que pueden incluir desde dos a cinco parcelas, con un total de 60. Cada grupo presenta una válvula de control de flujo aplicado y otra válvula para controlar la presión.

En la figura 3.4 se observa un esquema de las parcelas de ZHC localizadas en el río Besòs. En la tabla 3.1 se describen las diferentes dimensiones que poseen los 4 tipos de parcelas.

Tabla 3.1 Tipos y dimensiones de las parcelas de zonas húmedas en el río Besòs.

Tipo	Ancho (m)	Largo (m)	Numero de parcelas
1	50,4	19,1	39
2	50,4	27,6	14
3	50,4	34,6	3
4	50,4	31,5	4

Las parcelas están impermeabilizadas (empleando revestimiento protegido con geotextil), rellenas de grava de río (granulometría entre 8 y 25 mm) o de grava de granito (granulometría entre 6 y 25 mm). La profundidad del lecho en el lado de entrada del agua es de 0,6 m y de 0,7 a 0,8 m a la salida, con una pendiente del 0,5%. Cada parcela posee una arqueta de salida individual situada antes de que las aguas lleguen al río. En estas arquetas se encuentra una tubería de salida ajustable con la que se controla la altura de agua dentro de la parcela. Finalmente, el efluente de las arquetas vierte directamente al río (ver esquema en Figura 3.5).

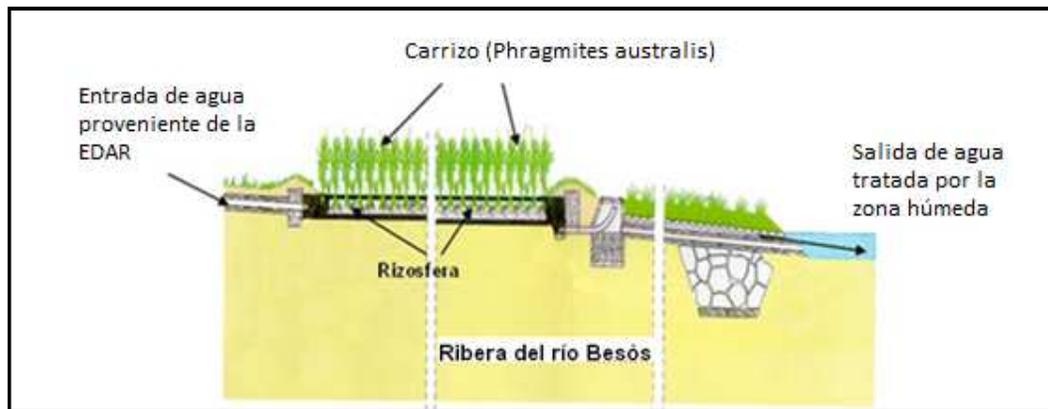


Figura 3.5 Diagrama de la entrada y salida del agua residual a través de la zona húmeda

El Área d'Espais Naturals de la Diputació de Barcelona se ha encargado hasta 2013 de monitorear la calidad del agua a la salida de estas zonas húmedas, como también de darles el mantenimiento necesario para su adecuado funcionamiento. El sistema ha logrado mejorar las características del ecosistema natural que se ha convertido en el típico de cauces de río, embelleciendo al mismo tiempo el paisaje. La vida silvestre ha reaparecido en el área debido a que el sistema ofrece refugios y zonas de nidificación.

3.1.3. EDAR de Els Hostalets de Pierola

La población de Els Hostalets de Pierola se encuentra ubicada en la comarca de Anoia, provincia de Barcelona, España. La EDAR de Els Hostalets de Pierola inició su funcionamiento en 1998 y fue diseñada para una población de 1200 habitantes-equivalentes. Se dimensionó para tratar un caudal máximo de 500 m³/d, y un caudal punta de 23 m³/h (Pigem et al., 1999) (Figura 3.6).

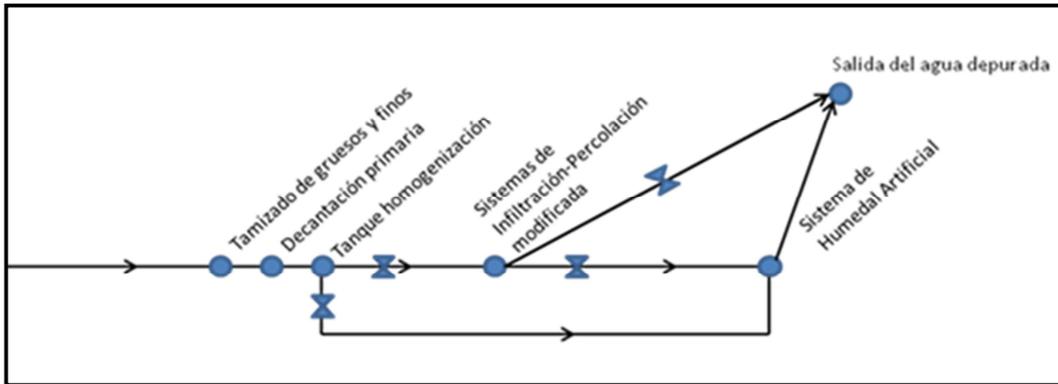


Figura 3.6 Esquema de las unidades de tratamiento en la EDAR de Els Hostalets de Pierola (AMB)

Las aguas residuales, procedentes del sistema de alcantarillado unitario, ingresan a la EDAR mediante un colector por gravedad y bombeo. El pretratamiento se realiza mediante una cámara de sólidos que retiene los gruesos, finos y grasas; este material separado es compactado y deshidratado, eliminándose como subproducto urbano. A continuación, el afluente ingresa a un tanque de decantación primaria (Tanque Imhoff modificado) donde se reducen los sólidos en suspensión y como consecuencia parte de la materia orgánica.

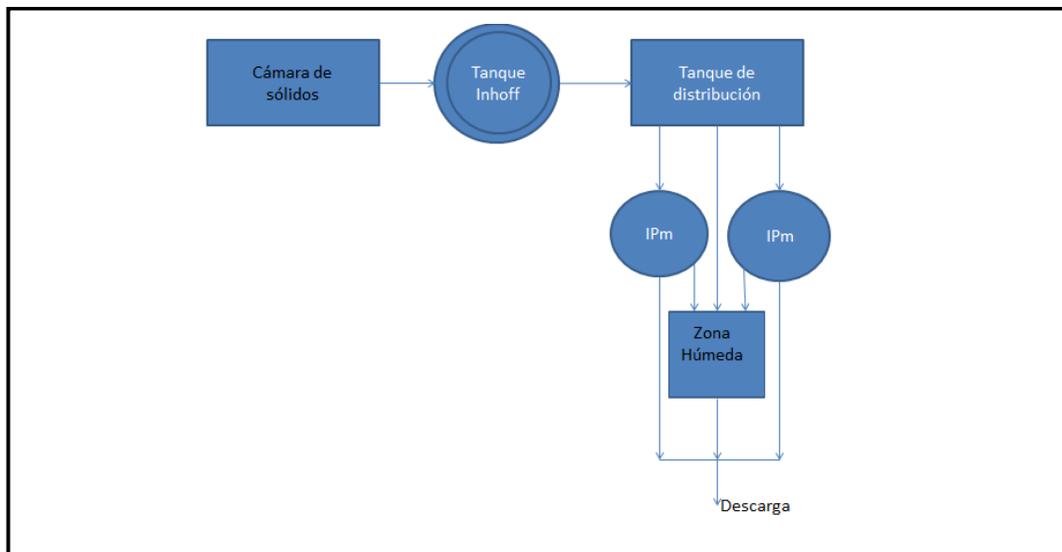


Figura 3.7 Esquema de la EDAR de Els Hostalets de Pierola

El agua decantada pasa a un tanque de homogeneización y desde aquí es bombeada al sistema de infiltración percolación modificado (IPm) o a la zona húmeda, que en este punto opera como un sistema secundario. Si el afluente ha pasado por el sistema de IPm, existe la posibilidad de enviarlo al sistema de zona húmeda de manera que en

este caso el humedal operará como un sistema terciario (Figuras 3.6 y 3.7). Finalmente, el agua residual tratada se vierte por gravedad a un riachuelo adyacente.

3.1.3.1. Zona húmeda de la EDAR de Els Hostalets de Pierola

El sistema de zona húmeda posee una superficie total de 800 m² y una profundidad de 0,6 m en la parte inicial, con una pendiente del 1%. Está impermeabilizado con polipropileno y protegido con un geotextil. El lecho se encuentra relleno de grava que tiene entre 2 y 15 mm de diámetro aparente. Es un humedal de flujo subsuperficial horizontal, plantado con *Phragmites australis*. En la Fotografía 3.6 se observa una vista de la zona húmeda de esta EDAR. En la Fotografía 3.7 se detalla la salida del efluente del humedal, con la tubería para controlar el nivel de agua.



Fotografía 3.6 Vista de la ZH1 de la EDAR de Els Hostalets de Pierola.



Fotografía 3.7 Vista del depósito de salida con la tubería para controlar el nivel del agua dentro del humedal.

El agua de alimentación a la zona húmeda puede proceder o bien del tanque Imhoff o del sistema de Infiltración-percolación según necesidades de la EDAR.

3.1.4. Sistema de tratamiento terciario para la mejora de la calidad del agua del río Ripoll, en Sabadell

El sistema de tratamiento terciario se encuentra emplazado en la ribera del río Ripoll (41.571038 N, 2.102934 E) a su paso por la ciudad de Sabadell, ubicada 20 km al norte de Barcelona en Catalunya, España. Comenzó su funcionamiento en marzo del 2010 con el objetivo de mejorar la calidad de los efluentes provenientes de tratamientos secundarios de la EDAR adyacente al río Ripoll. Tiene una superficie aproximada de 17.000 m² con capacidad de tratar un caudal máximo de 960 m³/día.

El sistema consiste en tres zonas húmedas de flujo subsuperficial horizontal (ZH1; ZH2 y ZH3) cada una de las cuales está dividida en 5, 6 y 7 subparcelas respectivamente. Las parcelas se encuentran conectadas a una laguna de flujo superficial o libre diferenciada en dos zonas, una con vegetación y otra libre de vegetación (Figura 3.8). A la entrada del sistema una arqueta reparte el efluente a

cada una de las subparcelas de cada una de las zonas húmedas de flujo subsuperficial (ver características en la Tabla 3.2). Cada compartimento de zonas húmedas está asistido por arquetas de recogida que finalizan en un pozo de recogida y que desembocan a la laguna mixta de flujo superficial (ver características en la Tabla 3.2). Una vez tratado el efluente, éste sale del sistema a través de una tubería que vierte directamente al río Ripoll.

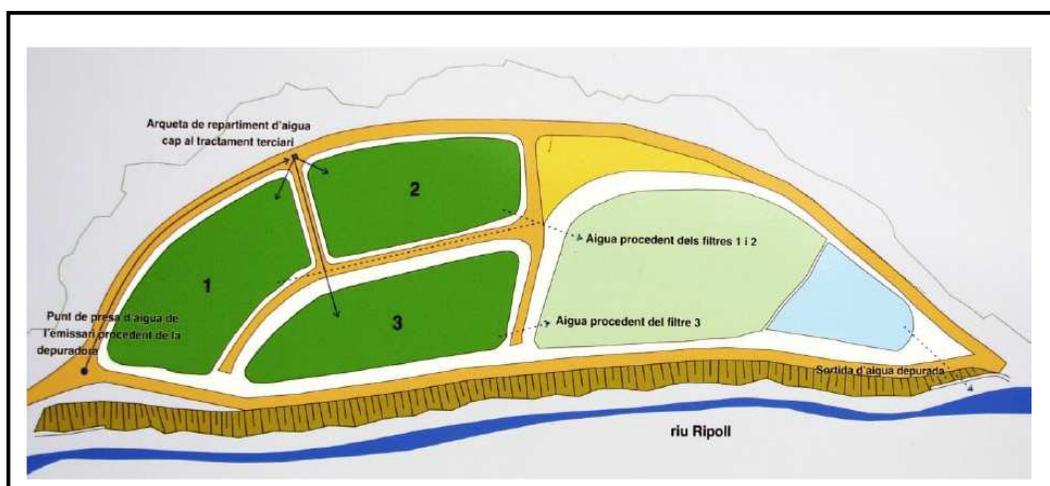


Figura 3.8: Esquema del diseño del Humedal Construido del Parc Fluvial del riu Ripoll. Se distinguen en verde las zonas húmedas de flujo subsuperficial. La laguna de flujo superficial, está diferenciada en zona con plantación y zona libre de plantación.

Tabla 3.2 Características de las zonas húmedas de flujo subsuperficial horizontal y laguna mixta de flujo superficial

Tipo de flujo	Zona húmeda de flujo subsuperficial horizontal	Sistema de flujo superficial
Superficie Total	3 zonas húmedas: ZH1=4007,49 m ² ZH2=3672,50 m ² ZH3=3988,32 m ²	7232,01 m ² total de dos subzonas, una con plantación y otra sin
Comunidad Vegetal	50% <i>Phragmites australis</i> , 30% <i>Typha latifolia</i> , 10% <i>Iris pseudacorus</i> , 10% <i>Carex pendula</i> . Densidad de plantación 3 unidades/m ²	40% <i>Phragmites australis</i> , 30% <i>Typha latifolia</i> , 10% <i>Iris pseudacorus</i> , 10% <i>Carex pendula</i> , 10% <i>Juncus sp.</i> Densidad de plantación 2,5 unidades/m ²
Impermeabilización	Con lámina de PEAD (polietileno de alta densidad) de 2 mm de espesor.	Lámina de PEAD de 2 mm de espesor
Profundidad	Profundidad media de la capa de grava 0,6 m	1m aproximadamente en zona más profunda
Granulometría grava	5 a 12 mm de diámetro	No tiene
Drenaje	Tuberías perforadas	Tubería
Sistema de evacuación	Tubería de polietileno con 0,5% de pendiente y conexión a la arqueta de recogida controlada por válvulas	Tubería directa al río
Siega de vegetación	Si, en febrero de 2012	No
Piezómetro	Si	No
Funcionamiento	Flujo Intermitente	Flujo intermitente

3.1.5. Zonas húmedas construidas de la depuradora de purines de Can Corominas

La granja Can Corominas está localizada en Viver i Serrateix en la comarca del Berguedà (41° 56' 46" N - 1° 46' 35" E), provincia de Barcelona, Cataluña, España; situada a una altitud de 606,4 metros encima del nivel del mar con un clima mediterráneo y una temperatura media anual de 12,90 °C, con una oscilación que puede ir desde 1 °C hasta 29 °C de temperatura media diaria. La precipitación media anual es de 660 mm (AEMET, 2013).

Esta granja se dedica a la cría de cerdos y tiene capacidad para unas 580 cerdas y unos 2.000 lechones de hasta 18 kg.

Los purines se almacenan en fosas subterráneas, que una vez llenas, se vacían a dos balsas de acumulación, de profundidad entre 3 y 5 metros. El vaciado se realiza generalmente cada 15 días y de las balsas se extraen los purines dos veces al año mediante cubas que los transportan, usándolos como enmienda orgánica, a los campos de cultivo colindantes.

La instalación piloto en la granja Can Corominas se basa en el tratamiento de las aguas residuales mediante un sistema de ZHC, híbrido, de flujo sub-superficial.

El sistema consta de un primer humedal piloto de flujo sub-superficial vertical y un segundo de flujo sub-superficial horizontal, contenidos cada uno en una cubeta de acero galvanizado. Las dos cubetas tienen las mismas dimensiones (4,6 x 2,3 x 0,6 m).

El purín proviene de una balsa de acumulación con un cierto carácter anaerobio y situada a escasa distancia, desde donde es bombeado hacia el filtro piloto de flujo sub-superficial vertical, cuyas aguas de salida se dirigen hacia el filtro piloto de flujo sub-superficial horizontal. Finalmente el agua tratada se vierte en una segunda balsa.

Los sistemas de flujo sub-superficial vertical se basan en el modelo desarrollado por el CEMAGREF (Francia), permitiendo un riego intermitente, que permite proporcionar un tiempo de reposo suficiente que evita las posibles colmataciones (Molle et al., 2006). La alimentación de agua residual se realiza de manera intermitente a través de tuberías aéreas o de surtidores que se sitúan sobre el lecho de grava o arena. Se trata de un contenedor, dividido en 3 unidades iguales, independientes y aisladas entre ellas y con una superficie de 3,2 m² cada una.

El relleno, igual para las 3 unidades, y con una profundidad total de 0,6 m, consta de una primera capa de carácter filtrante de unos 30 cm de profundidad y de un diámetro de grava de entre 2 y 8 mm de diámetro, seguida de una capa intermedia de transición de 20 cm de grava de entre 20 y 30 mm y una capa final de drenaje de 10 cm de profundidad con un tamaño de grava de entre 20 y 60 mm.

Cómo ya se ha indicado, una de las unidades se mantiene sin plantar *Phragmites australis* con el objetivo de comprobar la actividad depuradora de los macrófitos.

La alimentación se realiza a través de una bomba sumergible comandada a través de un programador horario. Para proteger la bomba de posibles sólidos existentes en la balsa, se ha instalado un cilindro perforado alrededor de la misma. Se ha colocado también, un aliviadero en la línea de bombeo para el control de la carga hidráulica.

El caudal a tratar se conduce a un distribuidor que presenta una reja de 1 cm de paso desde el que se canaliza el agua entrante hacia cualquiera de las 3 tuberías, dotadas de válvulas en cada una de las salidas del distribuidor, que riegan el módulo de flujo vertical. Unas baldosas ubicadas sobre el lecho impiden la erosión local, ayudando a distribuir el agua de forma homogénea en superficie. El agua fluye de manera vertical y es recogida en el fondo gracias a la red de drenaje hasta la salida, donde una pendiente del 1% la conduce hasta el módulo horizontal a través de una canalización descubierta, la cual está protegida con una red de malla de 1mm para impedir la posible entrada de elementos externos.

La frecuencia de aplicación del agua residual se calcula para que no quede agua en superficie procedente del riego anterior. Esta gestión del filtro mediante “flujo de pistón” favorece la entrada de oxígeno al interior del lecho, ya que la lámina de agua procedente del riego empuja el aire que ha entrado previamente al sistema al mismo tiempo que se crea una depresión en el interior del lecho que favorece la nueva entrada de aire y en consecuencia de oxígeno. Por tanto, el sistema será aerobio con un aporte de oxígeno que procede de la convección y difusión. La Fotografía 3.8 muestra el piloto de VFCW y el sistema de alimentación utilizado.



Fotografía 3.8 Piloto de zona húmeda de flujo sub-superficial vertical.

Un segundo módulo, zona húmeda construida de flujo sub-superficial horizontal, posee como dimensiones: 4,7 x 2,3 x 0,6 m. Consta de un decantador protegido con una malla de 1 mm de diámetro unido a tres compartimentos. El agua fluye realizando un circuito y entra al reactor a medida que recibe el efluente procedente del filtro vertical. El agua corre a través del primer compartimento que se encuentra unido al segundo en el extremo y éste a su vez con el tercero, de manera que la longitud total de recorrido en zigzag es de 14,1 m (Ver Fotografía 3.9)

Los tres compartimentos están rellenos de material procedente de machaca de ladrillo de un diámetro entre 20 y 80 mm y están plantados con *Phragmites australis*.

La salida consta de una tubería flexible que controla el nivel de la columna de agua dentro de la zona húmeda. Finalmente el efluente sale por un rebosadero y se vierte en una segunda balsa.



Fotografía 3.9 Piloto de zona húmeda de flujo sub-superficial horizontal.

3.2 Protocolo experimental

En este subapartado se establecen los protocolos experimentales desarrollados en cada una de las instalaciones estudiadas:

- Zonas húmedas de la EDAR de Montcada i Reixac
- Zonas húmedas ubicadas en el río Besòs
- Zona húmeda de la EDAR de Els Hostalets de Pierola
- Sistema de tratamiento terciario para mejora de calidad del agua del río Ripoll, en Sabadell.
- Depuradora de purines de la granja de Can Corominas.

Para ello se indican los periodos de cada experiencia, así como los análisis realizados en las instalaciones.

3.2.1 Zonas húmedas piloto ubicadas en la EDAR de Montcada i Reixac

Tal como ya se ha indicado se trabajó con 4 de las 12 parcelas experimentales ubicadas en la EDAR de Montcada i Reixac, que a partir de ahora se citarán como ZH1; ZH2; ZH3 y ZH4. En la Tabla 3.2 se describe el protocolo empleado para alimentar y controlar esas zonas húmedas piloto.

Tal como se indica en la Tabla 3.3 se establecieron 2 periodos de estudio:

- Periodo 1: comprende el segundo semestre de 2009 y el primer semestre de 2010.
- Periodo 2: comprende desde el segundo semestre de 2010 hasta el primer semestre de 2012

Periodo 1

En este periodo se determinaron:

- La granulometría del material de relleno de cada una de las parcelas (anexo I)
- El tiempo de retención hidráulico para cada una de las parcelas, una vez se llega a régimen de alimentación constante (anexo II)
- Los rendimientos de depuración en las condiciones establecidas. Para ello una vez por semana, coincidiendo habitualmente con el martes, se realizó la toma de muestra del afluente y efluente de cada una de las parcelas piloto para el análisis de parámetros *in situ*, parámetros químicos y microbiológicos (Tabla 3.3).

Las 4 zonas húmedas piloto en estudio se alimentaron con agua procedente del sistema secundario de la EDAR de Montcada i Reixac. Cada una de las parcelas piloto se alimentó de forma continua con un caudal de 5 m³/d correspondiente a una carga hidráulica de 0,378 m/d. Esta alimentación se estableció como línea base o punto de partida en el presente trabajo. Originalmente, todas las parcelas contaban con cubierta vegetal de *Phragmites australis*, pero después de acondicionarlas, se eliminó toda la cobertura de una de ellas, como se comentó en el apartado 3.1.1.2.

Cabe indicar que entre diciembre del 2009 y mayo del 2010 se detuvieron los trabajos en las zonas húmedas piloto, atendiendo a la falta de agua en la alimentación del sistema. Este periodo es coincidente con el protocolo de mantenimiento establecido por el Àrea d'Espais Naturals de la Diputació de Barcelona de las parcelas de zonas húmedas en el río Besòs (el sistema de bombeo que suministra el agua a las zonas húmedas piloto dentro de la EDAR de Montcada i Reixac es el mismo que el que alimenta las parcelas).

Periodo 2

En este periodo se determinaron:

- La influencia de la estrategia de alimentación en los rendimientos de depuración
- La influencia de la relación C/N en los rendimientos de depuración con las condiciones establecidas.

En este periodo se llevaron a cabo muestreos dos veces por semana, coincidiendo con el martes y jueves, y se tomaron muestras del afluente y efluente de cada una de las parcelas piloto para el análisis de parámetros *in situ*, parámetros químicos y microbiológicos.

Tal como se indica en la Tabla 3.3, se establecieron dos etapas en este periodo:

En una primera etapa se trabajó con un caudal de alimentación de 5 m³/día que corresponde a una carga hidráulica de 378 mm/m² día, considerando esta carga como *carga alta* a lo largo del estudio.

En una segunda etapa se trabajó con un caudal de alimentación de 1 m³/día que corresponde a una carga hidráulica de 76 mm/m² día, considerando esta carga como *carga nominal* a lo largo del estudio.

Para la determinación de la influencia de la estrategia de alimentación en los rendimientos de depuración los pilotos ZH2 y ZH4 se alimentaron de manera continua en las dos etapas; mientras que los pilotos ZH1 y ZH3 se alimentaron de manera fraccionada, tal como se indica en la Tabla 3.3

La alimentación fraccionada se programó mediante un sistema de control de riego, el cual mediante electroválvulas en ZH1 y ZH3 controlaba tanto la hora de riego como el tiempo en que debía permanecer abierta la válvula para alcanzar el volumen de agua requerido en cada aplicación.

En la ZH1 tanto para la primera como segunda etapa, la carga hidráulica diaria se fraccionó en dos aplicaciones al día.

La estrategia de alimentación fue distinta para la ZH3, siendo en la primera etapa de 6 aplicaciones al día mientras que para la segunda etapa fue de 9 aplicaciones al día.

Al analizar los datos obtenidos en el primer periodo se observó que los niveles de carbono y nitrógeno del efluente eran muy bajos y no se lograría estudiar adecuadamente los procesos de nitrificación/desnitrificación. Por ello se hizo necesario adicionar estos dos elementos al sistema, de manera que aumentaran las concentraciones de entrada para poder evaluar la influencia de la relación C/N en los rendimientos de depuración en las condiciones establecidas.

Para este fin, se acoplaron tres depósitos de 25 litros cada uno a una bomba peristáltica de disco múltiple. Desde estos depósitos, y de manera separada, se dosificaba metanol, una solución de cloruro de amonio y una de nitrato de sodio (como fuentes de carbono y nitrógeno respectivamente). Las soluciones de los compuestos nitrogenados se realizaron mezclando 5 kg de reactivo con 20 litros de agua. La bomba peristáltica permitía una dosificación continua de reactivos en el tanque de alimentación al sistema, de manera que se podía asegurar que la concentración del afluente a las zonas húmedas piloto era la misma.

La dosis de reactivos suministrada varió a lo largo del periodo 2 de estudio, estableciéndose diferentes relaciones DQO/NTK (100:20, 100:30, 100:40, 100:50 y 100:80).

Tabla 3.3 Protocolo experimental en las zonas húmedas piloto de EDAR de Montcada i Reixac

	Periodo de estudio		
	Periodo 1 (escenario inicial) (segundo semestre de 2009 y primer semestre de 2010)	Periodo 2 (segundo semestre de 2010 hasta primer semestre de 2012)	
Efluente	Secundario EDAR	Secundario EDAR modificado (adición de una fuente de carbono y nitrógeno, relación 100/25; 100/33; 100/50)	
		Etapa 1	Etapa 2
Caudal	5 ± 2 m ³ /día	5 ± 2 m ³ /día	1 ± 0,1 m ³ /día
Carga hidráulica	0,38 ± 0,15 m/día	0,38 ± 0,15 m/día	0,075 ± 0,007 m/día
Tiempo de retención hidráulico (TRH)	Entre 0.25 y 1.5 días.	Entre 1.25 y 6.5 días	
Alimentación	Continua para ZH1; ZH2; ZH3 y ZH4	ZH1 = Fraccionada 2 veces/día ZH2=Continua ZH3=Fraccionada 6 veces/día ZH4=Continua	ZH1 = Fraccionada 2 veces/día ZH2=Continua ZH3=Fraccionada 6 veces/día ZH4=Continua
Cubierta vegetal		ZH1; ZH2; ZH3 = SI <i>Phragmites australis</i> ZH4 = NO	
Parámetros analizados	pH, C.E., SDT, O ₂ disuelto, DQO, N-TK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ³⁻ , <i>E.coli</i> , virus (Bacteriofagos somáticos)*		
Protocolos ejecutados	<ul style="list-style-type: none"> - Estudio granulométrico - Estudio del TRH 	<ul style="list-style-type: none"> - Estrategias de alimentación en las zonas piloto. - Dosificación de C/N. 	

* Únicamente en el primer periodo

3.2.2 Zonas húmedas ubicadas en el cauce del río Besòs

Las zonas húmedas construidas como sistema de tratamiento terciario y localizadas en ambos márgenes del río Besòs han formado parte de este trabajo como un estudio de caso, en el que se ha utilizado este tipo de tratamiento como sistema de mejora del agua procedente del efluente secundario antes de su vertido.

El protocolo experimental que abarcó desde mayo de 2008 hasta julio de 2012 se detalla en la Tabla 3.4, en la que se describen los meses evaluados y el número de parcelas muestreadas por año. Cabe destacar que no siempre fue posible el muestreo de las 60 parcelas ya que no funcionaron al 100 % durante todo el periodo de estudio (2008-2012), atendiendo a las diversas obras públicas que se llevaron a cabo en el río y los varios episodios de lluvia intensa.

El caudal de alimentación a las zonas húmedas representa un 30% del caudal de salida del sistema secundario de la EDAR de Montcada i Reixac ($0,28 \text{ m}^3/\text{s}$), por lo que la carga hidráulica media para cada zona húmeda es de $0,35 \text{ m/d}$.

Tabla 3.4 Protocolos de muestreo en las zonas húmedas del cauce del río Besòs

	Periodo de estudio				
	2008	2009	2010	2011	2012
Efluente	Efluente secundario de la EDAR de Montcada i Reixac				
Periodicidad de muestreo (Una vez al mes los meses indicados)	Mayo; junio y julio	Marzo; mayo; junio, julio agosto, noviembre	Abril, mayo, junio, julio, agosto y setiembre	Mayo; junio, julio	Mayo; junio, julio
Número de muestras/año	114	188	212	94	127
Carga hidráulica media	0,35 m/d				
Parámetros analizados	pH, C.E, SDT, O ₂ disuelto, DQO, N-TK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ⁻³ , <i>E.coli</i> ; <i>Giardia</i> spp. (quistes) <i>Cryptosporidium</i> spp. (ooquistes); virus (Bacteriófagos somáticos).				

Para los meses indicados en la tabla, se tomó agua río arriba (punto anterior al primer grupo de parcelas) y río abajo (después del último grupo de parcelas) analizándose los parámetros indicados en la Tabla 3.4 con la finalidad de evaluar la influencia de las zonas húmedas en la calidad del agua del río.

Es importante señalar que el Àrea d'Espais Naturals de la Diputació de Barcelona autorizó el uso de la base de datos existente de calidades de agua de salida de las zonas húmedas del periodo comprendido entre 2001 al 2007, lo que permite complementar la evaluación del sistema.

3.2.3 Zona húmeda ubicada en la EDAR de Els Hostalets de Pierola.

La zona húmeda ubicada en la EDAR de Els Hostalets de Pierola se ha considerado como un segundo caso de estudio atendiendo a su particular funcionamiento en la EDAR. Se trata de un sistema que según necesidades de gestión de la EDAR puede actuar como:

- sistema secundario tratando las aguas procedentes del Tanque Imhoff (tratamiento primario)
- sistema terciario tratando las aguas procedente del sistema de Infiltración-percolación.

El protocolo aplicado en este caso se describe en la tabla 3.5

Tabla 3.5 Protocolos de muestreo en zona húmeda de la EDAR de Els Hostalets de Pierola

	Periodo de estudio			
	2009-2010		Octubre 2010 a Marzo 2011 Perfil Vertical*	Junio-setiembre 2011 Llenado/vaciado**
	Campaña I	Campaña II		
Tipo de tratamiento ZH	Terciario	Secundario	Secundario (quincenal)	Secundario
Carga hidráulica media (m/d)	0,058	0,089	0,25	0,25
Parámetros analizados	pH, C.E, SDT, O ₂ disuelto, DQO, N-TK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ⁻³ , <i>E. coli</i> ; virus (bacteriófagos somáticos).			

*No se analizaron virus durante esta campaña

** No se analizaron *E. coli* ni virus durante esta campaña.

Como se indica en la tabla anterior, entre junio y setiembre del 2011 se realizó una experiencia de llenado y vaciado de la zona húmeda, con el fin de determinar el comportamiento de la misma con este tipo de operación. Este periodo de estudio se realizó cuando el humedal operaba como un sistema secundario, analizando los principales parámetros químicos y físicos del mismo. Para ello se vació por completo la ZHC y se volvió a llenar, tomando una muestra cada día, del afluente y del efluente para su análisis de calidad. Esta experiencia se repitió tres veces durante ese periodo. La duración de cada experiencia se estableció basándose en la calidad del efluente final, de tal manera que al observar que la calidad empezaba a decrecer (es decir que las concentraciones de DQO, SS, empezaban a aumentar), se detenía la experiencia. En este punto, la ZHC se vaciaba nuevamente toda el agua almacenada y se iniciaba una nueva experiencia volviendo a llenar el humedal.

3.2.3.1 Estudio del perfil vertical en la zona húmeda.

A mediados del 2010 (agosto) se colocaron 6 piezómetros a lo ancho de su primera mitad, dos metros antes del borde final y a 2 metros de la salida de la zona húmeda, como se observa en la Figura 3.09, separados 2 metros cada uno de ellos.

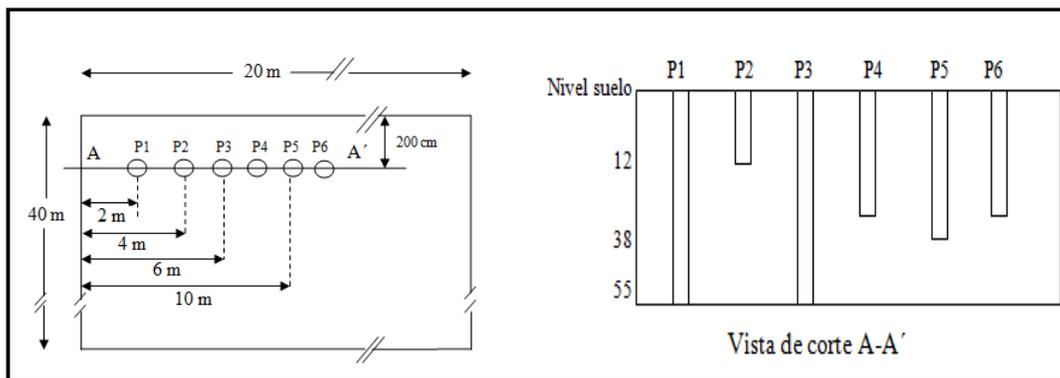


Figura 3.09 Vista superficial de la colocación de los piezómetros en la zona húmeda de Els Hostalets de Pierola

Los piezómetros empleados son tubos de PVC de 12 cm de diámetro y 70 cm de alto, con perforaciones (cada 5 cm) de aproximadamente 0,75 cm a todo lo ancho y alto de la columna. Se tomaron muestras de agua en cada piezómetro, a diferentes profundidades, con el fin de generar un perfil vertical de la situación del DQO, N-NH₄ y *E. coli* a la salida de la zona húmeda. Estos muestreos se realizaron entre octubre 2010 y marzo 2011.

3.2.4 Sistema de tratamiento terciario del río Ripoll.

Para el sistema definido y atendiendo a su configuración, se establecieron 5 puntos de muestreo que se detallan en la Figura 3.10.

- E = Agua de entrada al sistema de tratamiento terciario. Esta agua procede de la EDAR de Sabadell-río Ripoll, la EDAR de Castellar del Vallés e incluso proviene del agua captada del mismo río Ripoll, según la necesidad de los gestores del Parque.
- ZH = Efluente de salida de las zonas húmedas
- FL = Muestra directa de la zona húmeda de flujo libre; se tomó siempre a la misma profundidad y en el mismo punto.
- L = Muestra directa del agua de la laguna sin plantación; se tomó siempre a la misma profundidad y en el mismo punto.
- S = Muestra representativa de agua a la salida del sistema de tratamiento

Para la evaluación de la posible mejora de la calidad de las aguas del Río Ripoll se eligió un punto de muestreo río arriba de las ZHC y un segundo punto río abajo (una vez que parte del agua ha sido tratada por el sistema y se incorpora de nuevo al río).

- Río arriba (R1)
- Río abajo (R2)



Figura 3.10 Vista aérea de la zona húmeda construida en la cual se indican cada uno de los puntos de muestreo en el sistema.

Tabla 3.6 Protocolos de muestreo en el sistema de tratamiento terciario del río Ripoll

Periodicidad del muestreo	Periodo de estudio	
	Otoño/Invierno	Primavera/Verano
	Noviembre de 2011 a Febrero 2012 (muestreos quincenales)	Abril a Julio 2012 (muestreos mensuales)
Numero de muestreos	8	4
Parámetros analizados	pH, C.E, TDS, O ₂ disuelto, DQO, N-TK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ P-PO ₄ ⁻³ , <i>E.coli</i> ; virus (Bacteriófagos somáticos); Clorofila*; Diatomeas**	

*Clorofilas: Se determinaron en la ZH de flujo libre y en la laguna sin plantación

**Diatomeas: Se determinaron en los puntos R1 y R2

3.2.5 Depuradora de purines con zonas húmedas de Can Corominas.

Los puntos de muestreo establecidos son: la entrada a los pilotos del humedal artificial de flujo vertical, la salida de cada piloto vertical/entrada a la zona húmeda horizontal y la salida de la zona húmeda horizontal. En la Tabla 3.7 se detallan los protocolos establecidos y las condiciones de operación del sistema de depuración.

Tabla 3.7 Protocolos y condiciones de operación de las zonas húmedas (vertical y horizontal) en la depuradora de purines de Can Corominas

	Unidad de tratamiento de la depuradora	
	Zona Húmeda Flujo Vertical*	Zona Húmeda Flujo Horizontal
Periodicidad del muestreo	Junio 2012 a Julio 2013 cada 7 días	Junio 2012 a Julio 2013, cada 7 días
Operación	Riego (1 semana/unidad), Reposo (2 semanas/unidad)	Riego diario
Alimentación	Discontinua/fraccionada	Dependiente del flujo aportado por el ZHCFSSV
Carga hidráulica	0,056 m/día (en una sola aplicación)	
	0,056 m/día (en 5 aplicaciones al día, 0,011 m/aplicación)	
Parámetros analizados	pH, C.E, TDS, O ₂ disuelto, DQO, N-TK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ P-PO ₄ ³⁻ , <i>E.coli</i> ;	

*Periodicidad de los riegos de la zona húmeda de flujo vertical: Se establecen dos regímenes de riego: a una carga diaria a las 11h, a cinco cargas diarias de 36 L cada una a las 01h; 06h; 11h; 15h; 20h. El riego se realiza durante 7 días seguido de 14 días posteriores de reposo.

En el humedal de flujo vertical se colocaron sondas de control (6 sensores): tres sensores de temperatura y tres de columna de agua. Estas sondas son de gran utilidad para el estudio temporal ya que este tipo de sistemas depende directamente de las condiciones ambientales. Cada semana se descargan los datos registrados para su posterior análisis.

Además se recogió una muestra del fango seco retenido en superficie de la zona húmeda vertical, para determinar su contenido en nutrientes y materia orgánica con tal hacer un seguimiento de su grado de mineralización y para su valorización como fertilizante.

3.3. Métodos analíticos

La conservación y traslado de las muestras se llevó a cabo de la siguiente manera:

- Análisis físico-químico: muestras en recipiente de plástico de 750 mL; se guardaron en la nevera de campo para su traslado al laboratorio, donde se almacenaron a 4 °C para su posterior análisis.
- Análisis microbiológico: Se introdujo la muestra en un recipiente estéril de plástico de 100 mL; se guardó en la nevera de campo para su traslado al laboratorio, donde se almacenó a 4 °C para su posterior análisis.

Todos los análisis se efectuaron en el laboratorio de Edafología del Departamento de Productos Naturales, Biología Vegetal y Edafología de la Facultad de Farmacia, Universidad de Barcelona, empleando los métodos analíticos señalados en la Tabla 3.8.

Tabla 3.8 Parámetros determinados y métodos utilizados en los análisis de agua

Parámetro	Método analítico
pH	APHA (2005), ref. 4500-H ⁺
Conductividad eléctrica (CE)	APHA (2005), ref. 2510 A
Temperatura	APHA (2005), ref. 2550 B
Oxígeno disuelto	APHA (2005), ref. 4500-O G
Turbidez	APHA (2005), ref. 2130 B
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	APHA (2005), ref. 2540B
Nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK)	APHA (2005), ref. 4500 N _{org} B
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	APHA (2005), ref. 4500-NH ₃ C
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	APHA (2005), ref. 5220 C
Nitratos (NO ₃ ⁻), Sulfatos (SO ₄ ²⁻), Fosfatos (PO ₄ ³⁻)	Método de cromatografía iónica. Ca-C-PE 0001
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	APHA (2005), ref. 9222-D Filtración por membrana. Medio de cultivo Difco, m-coliBlue24 (Medio aceptado por la EPA, 40 CFR, 141-143, vol.64, nº230) ChromID™ Coli (COLI ID-F) BioMérieux
Bacteriófagos somáticos	ISO 10705-2 (2000) Cepa huésped: WG5- <i>E. coli</i> CN (ATCC 700078)
<i>Giardia</i> spp. (quistes)	ISO 15553 (2006)
<i>Cryptosporidium</i> spp. (ooquistes)	ISO 15553 (2006)
Huevos de nematodos intestinales	Método de Bailenger modificado por Bouhoum & Schwartzbrod (Ayres y Mara, 1996)
Clorofila	ACA (2006). Protocol d'avaluació de l'estat ecològic. Segona Part. Índex de clorofil-la (InClo)
Diatomeas	Agencia Catalana del Agua (ACA, 2006b). Digestión en peróxido de hidrógeno. Contaje de valvas e identificación taxonómica hasta el grado de género.

Tabla 3.9 Métodos de análisis utilizados en la analítica de fango

Parámetro	Método analítico
N-NTK	MAPA (1994). Método destilación
Materia orgánica fácilmente oxidable	MAPA (1994). Método de valoración con sal de Mohr (Walkley y Black).
Fósforo (P)	MAPA (1994) Método de espectrofotometría (Olsen). Extracto de bicarbonato sódico (1:20)

3.4 Análisis estadístico de los datos

Los datos obtenidos durante la fase experimental se trataron estadísticamente con los paquetes estadísticos IBM® SPSS® Statistics versión 18.0 (IBM Corp., NY, USA) y Statgraphics® Centurion XVI versión 16.0 (StatPoint Technologies Inc., VA, USA). Las pruebas realizadas fueron: estadística descriptiva, pruebas de normalidad, análisis de la varianza (ANOVA) y correlaciones de Spearman. El nivel de significación (p) utilizado siempre ha sido un nivel bilateral de 0,05 ($p \leq 0,05$). A todos los parámetros se les verificó la normalidad (Ensayos Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Willis) y homogeneidad de varianzas antes de aplicar ANOVA para comprobar la influencia de cada factor considerado. El ensayo de Tukey se aplicó después de ANOVA para contrastar las hipótesis establecidas. En aquellas variables donde no se daba una distribución normal se llevó a cabo un ensayo no paramétrico Kruskal-Wallis, o un Mann-Whitney.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se muestran los resultados obtenidos a lo largo del estudio, así como su interpretación y discusión según los objetivos planteados siguiendo el protocolo experimental para cada una de las localizaciones de las zonas húmedas en estudio (ver 3.2 Material y Métodos). Se ha estructurado en varios apartados.

El primer apartado se basa en las experiencias efectuadas en las zonas húmedas piloto de la EDAR de Montcada i Reixac. Como se ha indicado, el efluente secundario de esta EDAR alimenta a las ZHC piloto y a las parcelas de tamaño real ubicadas en los márgenes del canal de aguas bajas del río Besòs (cauce ocupado por el agua en períodos de crecida). El primer sub-apartado del mismo corresponde al primer período de estudio, determinándose:

- Los estudios granulométricos de las ZHC piloto
- Los tiempos de residencia hidráulica en ZH2 y ZH4
- La calidad “de base” del efluente de la EDAR (efluente secundario).

El segundo sub-apartado detalla los estudios correspondientes al segundo periodo de estudio, donde se establecen:

- Los resultados obtenidos con alimentación fraccionada en las zonas húmedas
- La influencia de la relación C/N en la eliminación de nutrientes en las zonas húmedas.

El segundo apartado corresponde a los trabajos realizados en la zona húmeda de Els Hostalets de Pierola, donde se experimentó con una zona húmeda que operaba como sistema secundario o terciario según las necesidades de la EDAR.

En el tercer apartado, se muestran los resultados obtenidos en los tres estudios de caso analizados: -las parcelas del margen del río Besòs, -el sistema terciario de aguas residuales localizadas en el río Ripoll, y las zonas húmedas que depuran los purines de una granja porcina en Can Corominas.

4.1 Zonas húmedas piloto ubicadas en la EDAR de Montcada i Reixac

Se presentan los resultados obtenidos en las zonas húmedas piloto ubicadas en la EDAR de Montcada i Reixac.

4.1.1. Estudios realizados durante el Periodo 1.

En este período, tal como se detalla en la Tabla 3.3., se definió el escenario inicial del proyecto, recopilándose los datos básicos para poder proceder posteriormente a las comparaciones pertinentes.

4.1.1.1 Estudio de Análisis Granulométrico.

Como ya se ha indicado, en los sistemas de zonas húmedas construidas es bien conocida la importancia del substrato o medio granular ya que es en él donde ocurren mayoritariamente múltiples procesos como la retención y sedimentación de la materia en suspensión, la degradación de la materia orgánica, la transformación y asimilación de los nutrientes, y la inactivación de los microorganismos patógenos.

Una característica básica de un medio granular es su conductividad hidráulica, ya que de esta propiedad depende el volumen de agua (flujo) que puede circular a través de él. Durante el diseño de las ZHC debe tenerse en cuenta que la conductividad hidráulica puede disminuir con el paso del tiempo según se ha indicado (Cooper et al., 1996; Vymazal, 2002; García et al., 2003b), ya que el desarrollo de la vegetación y una posible compactación del sustrato pueden tener una incidencia importante en la circulación de agua.

La granulometría del medio filtrante también condiciona la retención de los sólidos en el sistema. La colmatación en superficie por procesos físicos, con flujo vertical, tiene lugar como resultado de la retención de sólidos sedimentables, produciéndose una reducción de la porosidad del material filtrante (Pérez-Paricio, 2001), y también como consecuencia de la permeabilidad.

Cuanto mayor sea la granulometría del medio filtrante mayor será la penetración de los sólidos sedimentables en el espesor del filtro, produciéndose un retraso en el desarrollo de la colmatación, pero siendo mayor el espesor de ésta (Folch, 1997). Se puede deducir que en los sistemas de flujo horizontal se dan fenómenos parecidos, aunque modificados por la acción de la gravedad que, lógicamente, hará que las zonas más profundas se colmaten más que las superficiales.

Atendiendo a lo indicado se llevó a cabo el análisis gravimétrico de los substratos de las zonas húmedas ZH1, ZH2, ZH3 y ZH4.

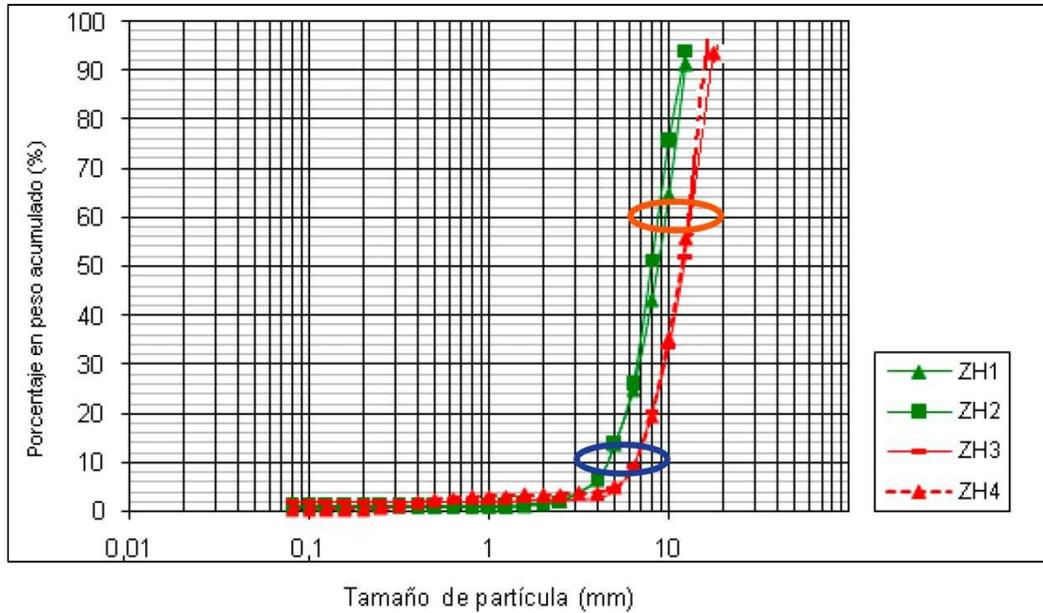
Los resultados obtenidos en este estudio se muestran en la Tabla 4.1 en la que se detallan los valores de d_{60} , d_{10} , coeficiente de uniformidad, porosidad, coeficiente de permeabilidad y tipo de medio granular.

Tabla 4.1 Características granulométricas de las parcelas piloto analizadas

Lecho	ZH1	ZH2	ZH3	ZH4
d10 (mm)	4,47	4,48	6,42	6,47
d60 (mm)	9,55	8,64	13,77	12,46
CU (coeficiente de uniformidad)	2,14	1,93	2,14	1,93
% Porosidad aparente	45	40	35	39
Coeficiente de permeabilidad	0,20	0,22	0,41	0,46
Composición del medio filtrante	Granito	Granito	Granito	Granito

El coeficiente de uniformidad (CU), definido originalmente por Terzaghi et al. (1997), se utiliza para evaluar la uniformidad del tamaño de las partículas de un suelo o material filtrante. Se expresa como la relación entre d_{10} y d_{60} . El d_{60} se define como el tamaño de diámetro por debajo del cual queda el 60% del suelo/material en peso y el d_{10} es aquel tamaño por debajo del cual queda el 10%.

Un suelo con un CU menor que 3 se considera uniforme. En los cuatro substratos estudiados se obtiene un CU inferior a tres, por lo que todos se pueden considerar uniformes; este hecho se pone de manifiesto a la hora de representar las curvas granulométricas o de distribución de tamaño de partícula (Figura 4.1).



Nota: En la elipse de color anaranjado se muestran los d_{60} , mientras que la elipse de color azul muestra los d_{10} .

Figura 4.1 Distribución de tamaño de partículas en los filtros.

En la figura 4.1 se observa que a medida que la d_{60} difiere de la d_{10} aumenta el CU, lo que significa que mejora la distribución de granulometría del material (si por el contrario sus valores fuesen muy parecidos, tenemos un material con una mala distribución granulométrica cuya gráfica tiende a una línea vertical). También se observa la distribución del tamaño de partícula del material de las parcelas. De los resultados de CU y porosidad del medio granular obtenidos se desprende que los substratos empleados no difieren en estas características, por lo que podemos considerar que no existen diferencias significativas entre ellos, encontrándose el tamaño de partícula predominante entre 5 y 15 mm, según se puede observar en la Figura 4.1.

La porosidad del suelo indica la proporción (%) de espacios vacíos (poros) del volumen total del suelo y se define como la cantidad máxima de agua que un suelo puede contener cuando está saturado. A efectos prácticos se calcula a partir de las densidades aparente y real que se obtuvieron para el material de relleno de las zonas húmedas piloto. En la Tabla 4.1 se muestra el porcentaje de porosidad calculado para cada una de ellas.

Es importante recordar que la porosidad está directamente asociada con la velocidad de filtración.

4.1.1.2 Estudio del tiempo de retención hidráulico (TRH) en las zonas húmedas piloto.

En un principio se planteó el estudio del TRH tanto para las parcelas alimentadas de forma continua como fraccionada; aunque tan solo fue posible realizarlo en las zonas húmedas piloto que iban a ser operadas con alimentación continua, atendiendo al porcentaje de recuperación del trazador a la salida del sistema. Esta recuperación fue del 70%, algo por debajo del recomendado por la literatura que es del orden del 90% para las alimentadas de forma continua.

Este bajo porcentaje de recuperación se consideró debido a pérdidas de trazador por fugas en el sistema (grietas del lecho del piloto que no pudieron ser subsanadas en la puesta a punto de los pilotos), así como también por procesos fisicoquímicos de interacción del elemento traza y la matriz (substrato) constituyente del humedal; tales como la absorción, adsorción y recirculación. Estos hechos fueron más evidentes en las parcelas que eran operadas con alimentación fraccionada, con porcentajes de recuperación del orden del 30%, por lo que se debió abandonar el estudio en las parcelas ZH1 y ZH3 como ya se ha avanzado.

Cabe destacar que la experiencia debió ser detenida en varias ocasiones para poder corregir los problemas presentados por las obstrucciones de las válvulas que alimentan el sistema debido a los sedimentos y flóculos presentes y que obstruían los diferentes accesorios del sistema de alimentación (válvulas, tuberías, etc.).

La salida de las tuberías de alimentación del afluente al humedal piloto se sitúa en un extremo del gavión de entrada, y esta salida se modificó para asegurar una distribución más homogénea del trazador. Para ello se instalaron tuberías perforadas a lo ancho de la entrada del humedal, con un embudo en el centro, el cual permitía la dosificación del trazador de manera rápida así como la mezcla con el afluente (Fotografía 4.1).



Fotografía 4.1 Tubería de alimentación del trazador

El trazador utilizado, una vez consultada la bibliografía pertinente para poder escoger el más adecuado, fue la rodamina WT (Anexo 1).

Se trabajó con tres alturas de columna de agua en el interior del sistema (0, 20 y 40 cm desde el fondo de las ZHC piloto) tomando muestras para análisis físico-químicos y microbiológicos del afluente y efluente en cada caso. La Tabla 4.2 recoge, para cada uno de los ensayos efectuados, el caudal de entrada en relación a la carga hidráulica aplicada, así como el TRH teórico a cada altura de columna. Se deduce de los resultados que la velocidad de paso es más lenta cuanto más cerca de la superficie, por lo que el tiempo de residencia aumenta cuanto más cerca de la superficie está el agua.

Tabla 4.2 Relación de tipos de humedales, caudal, TRH teórico y carga hidráulica

Humedal Piloto	Altura de agua dentro del piloto (cm)*	Caudal (m ³ /d)	Carga Hidráulica (m/d)	THR teórico, (t ₀) (min)
Flujo continuo, con vegetación (ZH2)	10	4,7	0,4	1005
	30	19,2	1,4	149
	50	18,4	1,4	52
Flujo continuo, sin vegetación (ZH4)	10	3,9	0,3	1226
	30	8,1	0,6	351
	50	15,6	1,2	61

*Altura desde la superficie del humedal piloto

Tal como muestra la Tabla 4.2, la carga hidráulica varió entre 0,3 y 1,4 m/d, de ahí la variabilidad de los TRH teóricos. En el estudio del tiempo de retención hidráulico (TRH) se siguieron las recomendaciones de Giacomani et al. (2008 b) y Cánepas (2004), quienes señalan que el trazador se debe aplicar instantáneamente, en forma de impulso, en un intervalo de tiempo inferior a 1/30 veces el tiempo teórico de retención.

A partir de las curvas presentadas en la Figura 4.2 como media de los ensayos realizados por triplicado para cada condición de trabajo (el Anexo 2 recoge cada uno de los valores encontrados), se obtiene la función de distribución del tiempo de residencia DTR que a su vez permite determinar el TRH real.

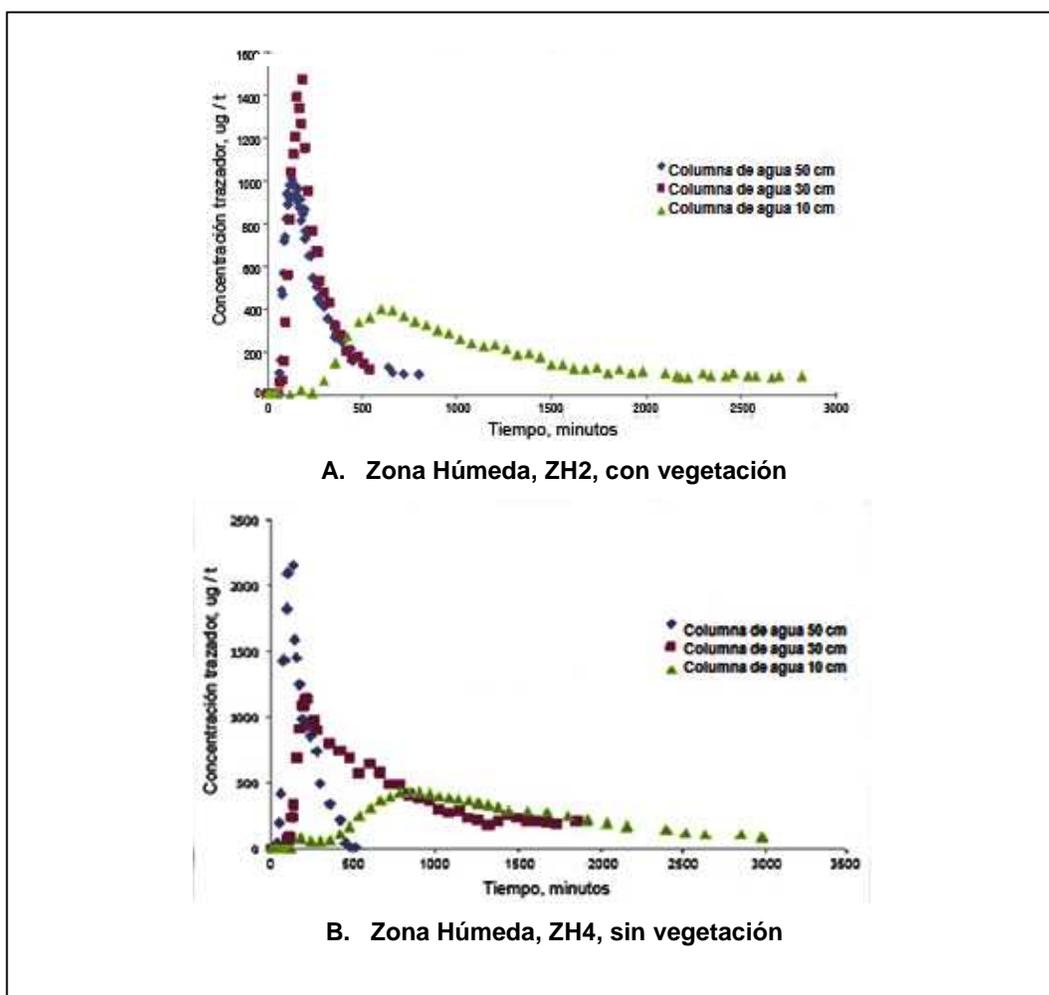


Figura 4.2 Curva $E(t)$ para determinación de TRH en las zonas húmedas, con vegetación (ZH2) y sin vegetación (ZH4), para diferentes valores de columna de agua

Para el análisis exhaustivo del comportamiento de los reactores (ZHC), y a partir de las curvas DTR (Figuras 4.3 A y B), se aplica el modelo de Wolf-Resnick, recomendado en la bibliografía consultada, para determinar:

- el tiempo de retención hidráulica (tiempo que permanece un elemento del trazador en el interior del reactor)
- el tipo de flujo predominante (pistón, mezcla completa o no ideal)
- la presencia de zonas muertas (volúmenes del reactor en que la velocidad del flujo se aproxima a cero y el tiempo de retención hidráulica tiende a infinito)
- cortocircuitos (volúmenes del reactor en que la velocidad del flujo tiende a infinito y el tiempo de retención hidráulica tiende a cero).

Los resultados obtenidos se recogen en la Tabla 4.3. Es importante señalar que aquellos resultados que muestran una relación $(t_m/t_o) > 1$ informan sobre la existencia de zonas muertas en los humedales analizados (Arboleda, 1981). En nuestro caso se detecta la presencia de estas zonas en todos los niveles de agua de las dos zonas húmedas piloto. La presencia de zonas muertas se da frecuentemente en aquellos casos donde hay poco o ningún intercambio de material con el entorno. Estas zonas muertas pueden presentarse por limitaciones técnicas de construcción o bien por razones relacionadas directamente con el flujo, cuando se da un estancamiento del agua y en consecuencia del trazador (Levenspiel, 2004; Giacomani et al., 2007).

En la aparición de zonas muertas creemos que puede influir el distinto desarrollo de la vegetación, la compactación durante o después de la construcción y las diferencias de rozamiento con las capas de agua de distinto nivel (hay un cierto efecto de freno del contenedor) y con aire en las capas superiores). Se pueden hacer comparaciones con el flujo de agua en canales abiertos (Sarasíbar y López, 2004).

Tabla 4.3. Características hidráulicas de los humedales analizados

Nivel* (cm)	TRH (min)			Tiempo (min)	Relaciones		Tipo Flujo (%)		% Recup. trazador
	Teórico (to)	Real (tp)	Medio (tm)	Inicio (ti)	(tm/to)	(ti/to)	Pistón (p)	Mezcla (m)	
Zona Húmeda, ZH2, con vegetación									
50	52	106	314	65	6,0 (Zona Muerta)	1,25	60	40	45
30	149	160	247	70	1,7 (Zona Muerta)	0,47	55	45	65
10	1005	630	1233	180	1,2 (Zona Muerta)	0,18 (cortocircuito)	41	59	55
Zona Húmeda, ZH4, sin vegetación									
50	61	120	189	30	3,1 (Zona Muerta)	0,49	44	56	70
30	351	220	707	90	2,0 (Zona Muerta)	0,25 (cortocircuito)	20	80	70
10	1226	780	1525	180	1,2 (Zona Muerta)	0,15 (cortocircuito)	54	46	55

*Los niveles se referencian a la superficie del humedal piloto

Los elementos del trazador atrapados en las zonas muertas llegan a tener tiempos de residencia muy elevados, provocando que las curvas de DTR presenten largas colas al final de las pruebas, como se puede apreciar en las gráficas de las Figuras 4.2 (A y B). Estas zonas muertas desplazan el tiempo medio del centroide (o tiempo medio de residencia, (tm)), hacia valores mayores del eje del tiempo (Giacoman et al., 2007; Reyes, 2006).

En general y para los dos tipos de ZHC estudiados se dan cortocircuitos para la columna de agua de 10 cm desde la superficie del piloto, como se demuestra en la tabla 4.3 (hay cortocircuito si la relación $ti/to < 0.3$) (Arboleda, 1981)

El bajo porcentaje de recuperación del trazador puede atribuirse a procesos fisicoquímicos y biológicos de interacción del elemento traza y la matriz constituyente del humedal con su biopelícula, pudiendo dar lugar a errores en la determinación de las distribuciones, atendiendo a procesos de absorción, adsorción, degradación y recirculación. Los porcentajes de recuperación del trazador del orden del 90% o mayores, aseguran fiabilidad en el ensayo (Giacoman et al., 2007). En nuestro caso, el porcentaje de recuperación del trazador no superó el 70%, y este hecho es en parte atribuible a la existencia de fugas, tanto en las paredes como en la base del humedal, y también a la alta actividad de las biopelículas del sistema, pues el trazador empleado puede ser ligeramente adsorbido por el material orgánico (Vasudevan et al., 2001)

Humedal Piloto, de flujo continuo con cubierta vegetal (ZH2)

Utilizando el modelo de Wolf-Resnick (Perez Carrion J., 1992; Giacomán et al., 2007; Perez y Torres, 2008; Giacomán et al., 2008 a, b) se obtienen los resultados mostrados en la Tabla 4.3. Este humedal presenta curvas tardías en dos de los tres niveles (50 cm y 30 cm) con respecto al TRH teórico, mientras que para el nivel de 10 cm muestra claramente una disminución en su TRH real al compararlo con el teórico. De aquí se puede concluir que hay cortocircuitos en el nivel de 10 cm, atendiendo a la relación $t_i/t_o < 0,3$ (Arboleda, 1981), como ya se ha comentado. Los niveles inferiores de este humedal presentan predominio de flujo pistón (nivel 50 y 30 cm), sin embargo el nivel más alto (10 cm) presenta predominio de flujo tipo mezcla y una mayor cantidad de zonas muertas.

Humedal Piloto, de flujo continuo sin cubierta vegetal (ZH4)

Al igual que sucede con el humedal piloto de flujo continuo con cubierta vegetal se observan en las curvas de la figura 4.2, que presentan una mayor cola derecha, en los niveles de 50 y 30 cm, en comparación con la curva del nivel de 10 cm. Los TRH experimentales son menores que los teóricos sobre el nivel de 30 cm, mientras que se alargan y son mayores en el nivel de 50 cm. En este humedal hay zonas muertas en todos los niveles, siendo mayores en el nivel de 10 cm. Al contrario que en el humedal piloto ZH2, existe predominio de flujo tipo mezcla en los niveles de agua de 50 y 30 cm, mientras que en el de 10 cm el predominio es de flujo pistón. Estas diferencias de tipo de flujo dentro del humedal pueden deberse al desarrollo de los sistemas radiculares existentes dentro del mismo, lo cual hace cambiar el patrón de flujo hidráulico. Como se observa en la tabla 4.2, el ensayo en este humedal se realizó únicamente con los valores menores de caudal durante todo el experimento. La presencia de las zonas muertas en este humedal puede ser el resultado de ese menor caudal de alimentación, ya que de acuerdo con Giacomán et al., (2008 a) a menores caudales se propicia un incremento en los porcentajes de zonas muertas.

4.1.1.3 Rendimientos de depuración en las condiciones establecidas.

Cada una de las parcelas piloto se alimentó de forma continua con un caudal de 5 m³/d, correspondiente a una carga hidráulica de 0,378 m/día. Esta alimentación se estableció como punto de partida en el presente trabajo. Todas las parcelas contaban con cubierta vegetal de *Phragmites australis* a excepción de la ZH4

En la Tabla 4.4 se muestran los resultados obtenidos para los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del efluente secundario de la EDAR de Montcada i Reixac que es el afluente a las zonas húmedas piloto ZH1, ZH2, ZH3 y ZH4; y también los valores promedio de la calidad del efluente, a la salida de estas zonas húmedas piloto. Atendiendo al bajo nivel de significación en los resultados obtenidos para los cuatro pilotos (ZH1; ZH2; ZH3 y ZH4) se ha optado por presentar la media, máxima y mínima del conjunto de datos obtenidos.

Tal como muestra la Tabla 4.4, a lo largo del estudio el efluente secundario presentó variabilidad respecto a los valores de los parámetros evaluados, con desviaciones importantes de sólidos totales, formas del nitrógeno (N-NTK, N-NH₄) y DQO. Este hecho es atribuible a la propia variabilidad de la calidad del afluente de entrada a la EDAR de Montcada i Reixac, haciéndose notable para los parámetros descritos.

Tabla 4.4 Valores estadísticos descriptivos y coeficientes de variación (%) de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del afluente secundario de entrada a las ZHC piloto (afluente a las ZHC) y del efluente de las ZHC

Parámetro	Efluente entrada ZHC Piloto					Efluente salida ZHC Piloto				
	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Coefficiente Variación (%)	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Coefficiente Variación (%)
pH	7,19	7,80	7,59	0,16	2,11	6,67	7,80	7,29	0,19	2,61
CE (dS/m)	0,95	1,63	1,41	0,14	9,93	0,96	2,62	1,48	0,16	10,81
Temperatura (°C)	16,4	25,38	22,48	2,76	12,28	12,20	24,78	20,75	2,52	12,14
Oxígeno disuelto (mg/L)	4,18	8,69	6,24	1,30	20,83	0,00	7,78	0,41	0,87	212,20
Potencial REDOX (mV)	-83,5	+23,60	-26,80	32,10	119,78	-280,00	+28,80	-113,01	93,19	82,46
SDT (mg/L)	644	902	735	87	12	140	1303	740	108	15
P-PO ₄ (mg/L)	0,20	2,80	1,85	0,59	31,89	0,40	4,90	2,56	0,99	38,67
DQO (mg/L)	34,00	133,30	64,56	26,71	41,37	21,15	123,60	43,97	16,53	37,59
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	20,72	55,00	37,61	14,16	37,65	20,16	38,60	28,83	4,78	16,58
N-NTK (mg/L)	15,12	61,60	42,39	14,07	33,19	0,60	56,80	37,78	12,90	34,15
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,25	4,10	1,12	1,13	100,89	0,25	13,40	1,15	2,17	188,69
<i>E. coli</i> (ulog)	3,89	5,98	4,34	0,43	13,69	2,90	4,67	3,57	0,42	19,80
Bacteriófagos Somáticos (ulog)	3,74	5,67	3,58	0,57	16,28	1,00	4,19	3,05	0,74	29,35

Los resultados obtenidos muestran que el efluente secundario tiene unas características fisicoquímicas y microbiológicas similares a las encontradas normalmente en el efluente secundario de un sistema de fangos activados que trate agua residual urbana (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Las concentraciones de bacteriófagos somáticos en el efluente secundario son ligeramente inferiores a las concentraciones de *E. coli*, como es habitual en aguas residuales sin depurar y en efluentes secundarios provenientes de tratamientos de fangos activados (IAWPRC, 1991).

En cuanto al efluente de salida de las zonas húmedas los resultados muestran que no existen diferencias significativas respecto a la concentración de entrada y salida de los parámetros pH y conductividad eléctrica.

A la salida de las zonas húmedas no se detecta presencia de oxígeno atendiendo a que se trata de sistemas básicamente anaeróbicos. Este hecho se pone de manifiesto en los valores promedio del potencial REDOX. Tal como muestra la Figura 4.3, se trata de valores < -100 mV que indican atmósferas claramente reductoras. En nuestro caso se obtiene un valor medio de -102 y valores mínimos de -280 mV. Ahora bien, los valores positivos, con un máximo de $+77,8$ mV, indican que en el interior de la zona húmeda se pueden dar atmósferas facultativas. Este hecho coincide con lo que indican otros autores (Cooper *et al.*, 1996; Brix, 1993) que describen que alrededor de las raíces se crean microambientes aeróbicos donde tienen lugar procesos microbianos que usan el oxígeno, como la degradación aeróbica de la materia orgánica y la nitrificación (Vymazal y Kropfelova, 2008). Ahora bien, la alta variabilidad del potencial REDOX a la salida del humedal se puede atribuir a la entrada en continuo de compuestos orgánicos oxidables como donantes de electrones (Bohn, 1971).

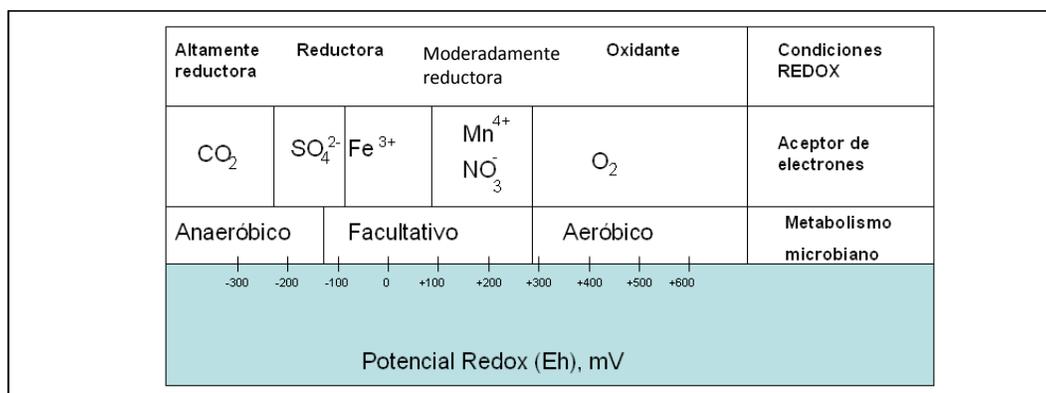


Figura 4.3 Esquema del funcionamiento de los procesos microbianos en humedales artificiales a varios potenciales REDOX. (Fuente: Water Environment Federation Special Publication 2005)

Los parámetros fisicoquímicos sólidos totales, DQO y formas del nitrógeno y los parámetros microbiológicos *E. coli* y Bacteriófagos somáticos presentan una variación significativa a la salida de los pilotos de zonas húmedas.

En las Figuras 4.4 y 4.5 se establecen los porcentajes de reducción de la materia orgánica (DQO), nutrientes (N-NTK y N-NH₄) e indicadores microbianos (*E. coli* y bacteriófagos somáticos). En el caso de la materia orgánica se alcanzan valores promedio de reducción del 36,5% (DQO) mientras que en el caso de nutrientes se logra una reducción del 10,63%, y del 21,79% para el N-NTK y N-NH₄⁺ respectivamente. Vymazal (2007) señala que en los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, los mecanismos de eliminación del nitrógeno son bastante limitados debido a la falta de oxígeno en los lechos de filtración, lo que a su vez se debe a la alimentación en continuo del mismo y a la ausencia de una columna libre de agua. La falta de oxígeno en los lechos con vegetación restringe la nitrificación, es decir, la oxidación de amoníaco, que es la principal forma de nitrógeno en la mayoría de las aguas residuales. Se estima que la eliminación promedio del N-NH₄⁺ es alrededor del 21% para aguas municipales, en este tipo de humedales construidos.

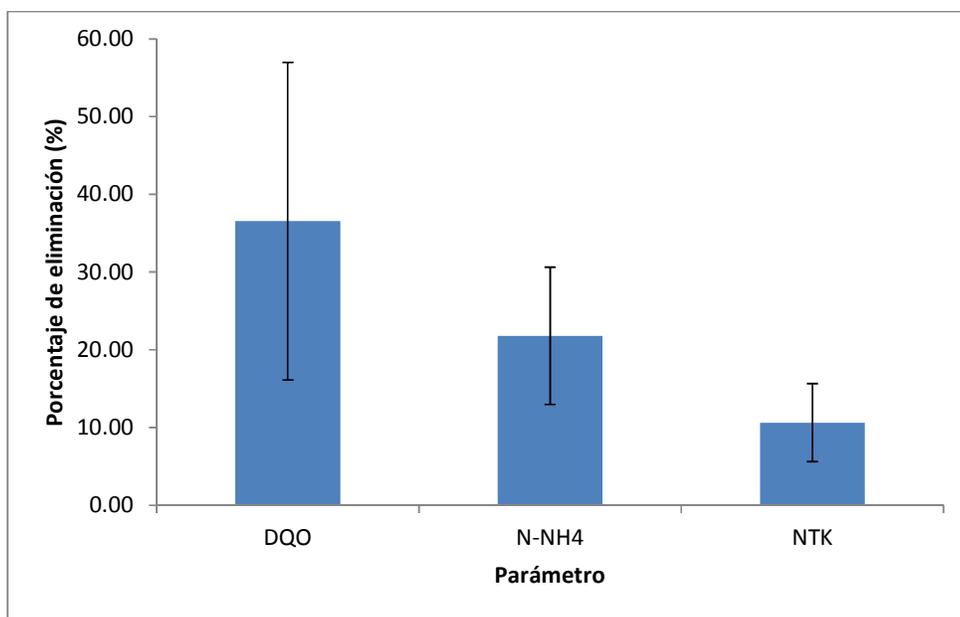


Figura 4.4 Porcentaje de reducción de la materia orgánica (DQO), el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno total kjeldahl en las ZHC piloto

En el caso de los microorganismos, la reducción media alcanzada es de 0,77 ulog de *E. coli* y de 0,52 ulog de bacteriófagos somáticos. Estos resultados concuerdan con los resultados obtenidos por García et al. (2004b) que indican reducciones entre 1 y 2 ulog para el indicador bacteriano; y Huertas (2010) que indican reducciones de 0,5 a 1 ulog para los bacteriófagos somáticos.

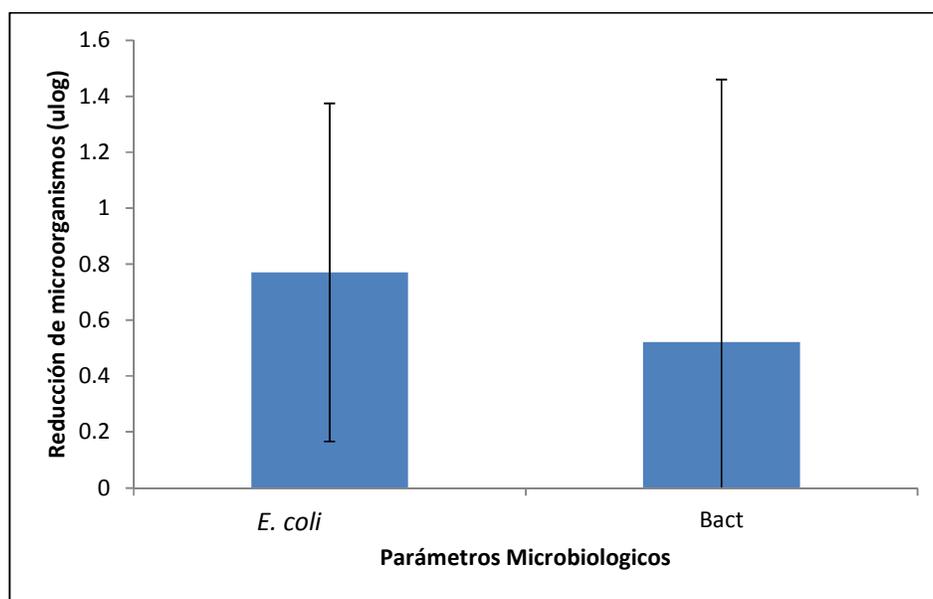


Figura 4.5 Eliminación media de microorganismos (*E. coli* y bacteriófagos somáticos) en las ZHC piloto

4.1.2 Periodo 2 en las zonas húmedas piloto de la EDAR de Montcada i Reixac.

Durante este periodo, como ya se ha comentado en la sección 3.2.1, se determinaron tanto la influencia de la estrategia de alimentación como la relación C/N en los rendimientos de la depuración, variando las cargas hidráulicas en el sistema de las zonas húmedas piloto.

4.1.2.1 Evaluación de la calidad del efluente al adicionar una fuente externa de carbono y nitrógeno.

Como se indicó en el capítulo de Materiales y Métodos, a partir del segundo periodo del presente trabajo en las zonas húmedas piloto de la EDAR de Montcada i Reixac, se modificó la calidad del efluente secundario de entrada a las mismas con una fuente adicional de carbono y nitrógeno.

La Tabla 4.5 muestra los resultados de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el efluente de entrada (afluente) a las zonas húmedas piloto para la etapa 1 y 2 del segundo periodo de estudio.

Los resultados muestran que los parámetros fisicoquímicos del efluente de las ZHC evaluados después de adicionar una fuente de carbono y nitrógeno presentan variaciones estadísticamente significativas en el caso del oxígeno disuelto, potencial REDOX, SDT y DQO tanto en la etapa 1 como en la 2.

Las variaciones correspondientes a potencial REDOX, oxígeno disuelto y SDT son intrínsecas al efluente secundario de la EDAR de Montcada i Reixac; ahora bien, las variaciones de DQO son atribuibles a la dosificación de la fuente de carbono (metanol, según se ha indicado) en el tanque de alimentación. La alimentación se realizó de forma continua, pero puesto que el nivel del agua en el tanque variaba en función de los periodos de alimentación a las zonas húmedas, las concentraciones de metanol en el tanque no fueron constantes, traduciéndose esto en una variabilidad de la DQO. En cuanto a la adición de la fuente de nitrógeno, su concentración se mantuvo más estable a lo largo del estudio.

Tabla 4.5 Datos estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del efluente secundario modificado de entrada a las ZHC piloto durante las etapas 1 (carga hidráulica alta) y 2 (carga hidráulica nominal)

Parámetro	Periodo Etapa 1 (carga hidráulica alta)					Periodo Etapa 2 (carga hidráulica nominal)				
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. estándar	Coef. variación	Mínimo	Máximo	Media	Desv. estándar	Coef. Variación
pH	7,2	7,5	7,2	0,2	2,78	7,2	7,8	7,3	0,3	4,11
CE (dS/m)	1,12	1,70	1,52	0,30	19,74	1,00	1,91	1,84	0,43	23,37
Temperatura (°C)	16,8	22,4	18,2	4,3	23,63	15,4	19,2	17,2	1,6	9,30
Oxígeno disuelto (mg/L)	0,00	3,87	2,01	1,60	79,61	0,50	5,80	1,28	3,04	237,5
Potencial REDOX (mV)	-113,2	+27,3	-82,8	85,4	103,1	-120	-4,9	-62,4	73,7	118,11
SDT (mg/L)	317	1300	792	475	59,97	88,2	1500	928	525	56,58
P-PO ₄ (mg/L)	i.l.d.	9,69	1,82	1,28	70,31	0,81	6,91	1,93	1,38	71,71
DQO (mg/L)	43,3	796,3	146,72	133,36	90,89	56,7	396,1	159,78	65,43	40,95
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	19,60	70,00	35,38	8,84	25,00	38,64	63,28	50,39	7,38	14,65
N-NTK (mg/L)	24,92	76,16	40,04	9,01	22,51	44,8	73,92	56,42	8,21	14,56
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	i.l.d.	33,20	2,04	5,49	269,32	i.l.d.	3,514	1,17	1,06	90,89
<i>E. coli</i> (ulog)	2,43	5,85	4,60	0,82	17,92	3,3	5,32	4,71	0,49	10,38

i.l.d.: valores inferiores al límite de detección

Nota: Los periodos de estas determinaciones se detallan en la Tabla 3.3

En las figuras 4.6 y 4.7 se presentan las variaciones de los parámetros físico-químicos y microbiológicos para los distintos afluentes tratados en las zonas húmedas piloto en los periodos 1 y 2, etapas 1 y 2.

Como se aprecia en las gráficas de la Figura 4.6, los valores medios así como los rangos máximos y mínimos encontrados en los experimentos con modificación de fuente de carbono y nitrógeno no variaron significativamente con respecto a los valores originales de pH, fosfatos y *E.coli* del efluente secundario de la depuradora de Montcada i Reixac. Sin embargo en el caso de la conductividad eléctrica, ésta se vio incrementada ligeramente

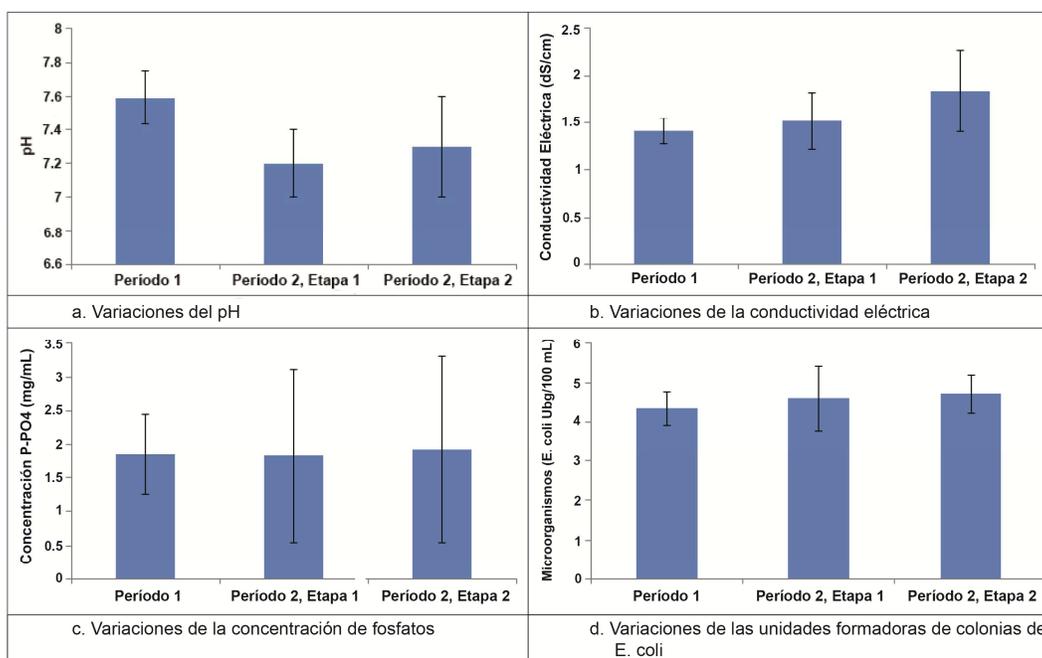


Figura 4.6 Valores promedio y desviación estándar para parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del afluente a las ZHC piloto de la EDAR de Montcada i Reixac

En la Figura 4.7 se presentan los parámetros que se esperaba que cambiaran con la adición de carbono y nitrógeno. Al adicionar la fuente de carbono (metanol) se ve aumentada la DQO en el periodo 2, etapas 1 y 2, tal y como muestra la Figura 4.7A. La adición de nitrógeno se realizó utilizando una fuente de amonio y otra de nitrato. En la Figura 4.7B se observa un incremento de la concentración de N-NTK, amonio y nitratos en el periodo 2.

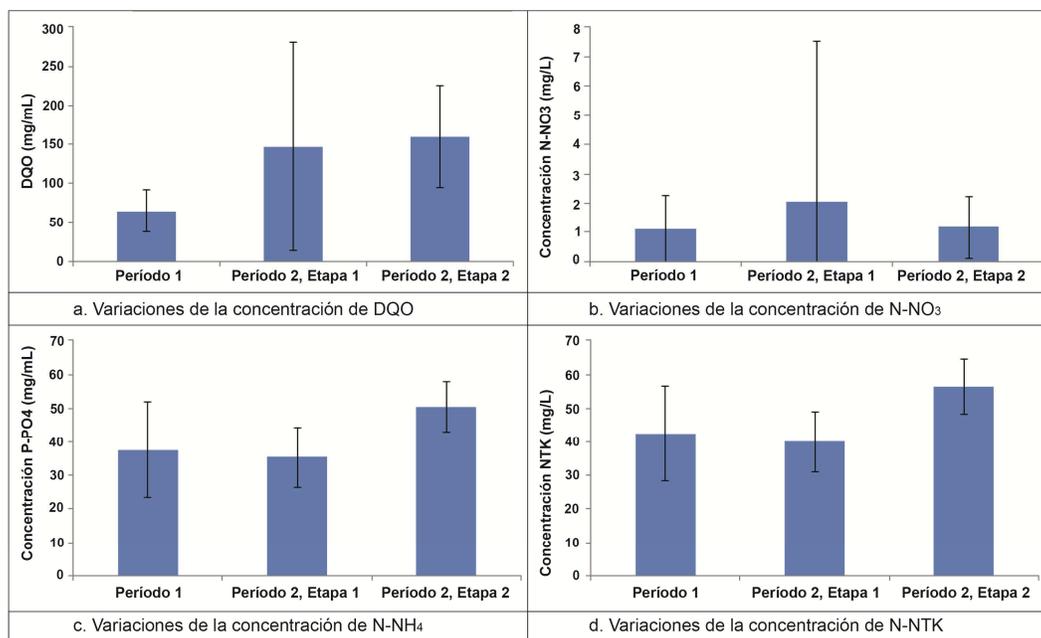


Figura 4.7 Valores promedio y desviación estándar para parámetros que determinan materia orgánica y nutrientes en el afluente a las ZHC piloto de la EDAR de Montcada i Reixac

En la Figura 4.8 se establece la distribución de nitrógeno en los tres periodos experimentales. En esta distribución se observa que más del 80% del nitrógeno presente en los afluentes se encuentra en forma de amonio (periodos 1 y 2), aumentando ligeramente los nitratos en el periodo 2.

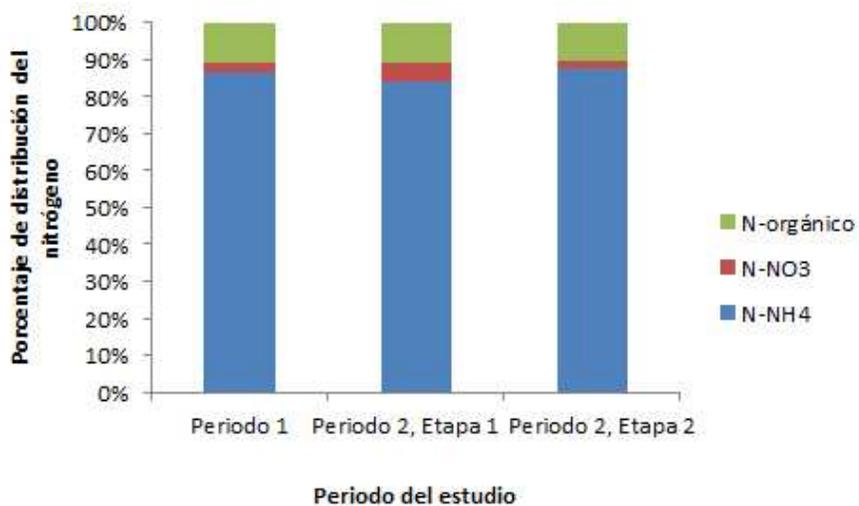


Figura 4.8 Distribución porcentual del nitrógeno presente en los afluentes a las ZHC piloto

4.1.2.2 Influencia de la estrategia de alimentación en los rendimientos de depuración

En este punto se establece la influencia de la alimentación (continua o fraccionada) y la carga hidráulica en la eficiencia de reducción de materia orgánica, nutrientes y microorganismos (correspondiente al periodo 2, etapas 1 y 2) en las zonas húmedas horizontales piloto de la EDAR de Montcada i Reixac,

4.1.2.2.1 Periodo 2, Etapa 1: El ensayo con carga hidráulica “alta”.

Por lo general, los HAFSSH suelen operar a regímenes de carga hidráulica cercanos a 0,1 m/d con aplicación en continuo del efluente a tratar. Durante este segundo periodo y con la finalidad de evaluar el comportamiento de los HAFSSH cuando se aplican cargas hidráulicas superiores a las de diseño y trabajar con diferentes estrategias de alimentación, se estableció una carga nominal de 0,5 m/d y diferentes estrategias de alimentación (ver Material y Métodos).

Es importante destacar que el sistema de riego empleado para alimentar los humedales artificiales no permitió mantener constante el caudal de entrada a cada una de las ZHC piloto, por lo que se produjeron variaciones en la carga hidráulica aplicada y en el TRH.

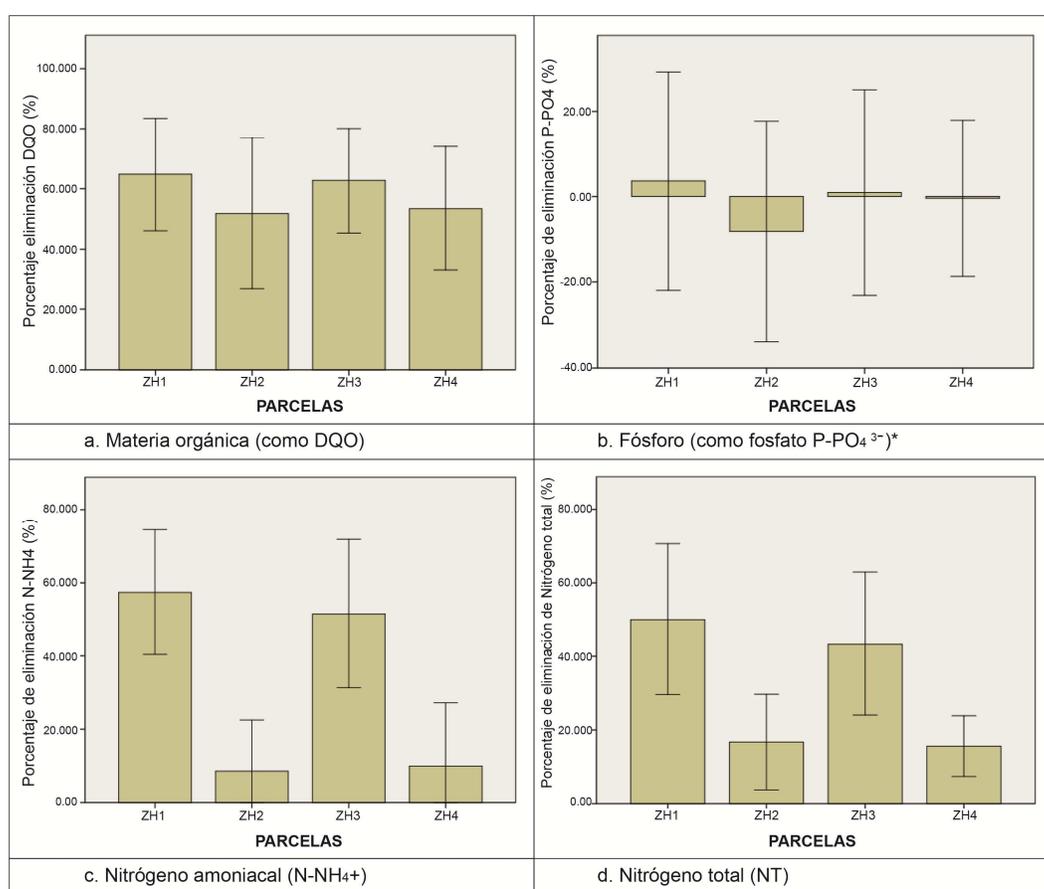
Para esta primera etapa del segundo periodo, la relación metanol/nitrato se estableció en 7,2 - ligeramente superior a la recomendada por Gersberg et al. (1983) de 6,8 - para asegurar que se cubría la demanda de carbono necesaria para que tuvieran lugar los procesos de desnitrificación.

La Tabla 4.6 muestra las condiciones de trabajo en esta primera etapa; las características fisicoquímicas y microbiológicas del efluente aplicado a las zonas húmedas piloto ya se indicaron y discutieron en el apartado 4.1.4. Es importante señalar que a pesar de trabajar con cargas hidráulicas altas, la cantidad de sólidos suspendidos fue baja en el afluente a los humedales, lo que permitió evitar obstrucciones durante el experimento.

Tabla 4.6. Condiciones de trabajo, Etapa 1

Parámetro	ZH 1	ZH 2	ZH 3	ZH 4
Caudal (m ³ /d)	6,0 ± 2,6	5,8 ± 3,3	7,1 ± 2,8	5,4 ± 3,0
Carga Hidráulica (m/d)	0,50 ± 0,22	0,42 ± 0,26	0,59 ± 0,23	0,45 ± 0,25
Alimentación	Fraccionada	Continua	Fraccionada	Continua

La Figura 4.9 muestra los porcentajes de eliminación con sus respectivas desviaciones estándar, para el caso de los parámetros DQO, N-NH₄⁺, Nitrógeno total, P-PO₄³⁻ y la reducción de unidades formadoras de colonias de *E. coli*, en cada zona húmeda piloto analizada; para el periodo 2, etapa 1.



*Valores negativos de eliminación implican resuspensión de fósforo en el sistema

Figura 4.9 Eliminación de materia orgánica y nutrientes (en porcentajes), en las zonas húmedas piloto durante el periodo 2, etapa 1.

Como se puede observar claramente en la Figura 4.9, se logran ligeras mejoras en los porcentajes de reducción o eliminación de materia orgánica en las zonas piloto alimentadas de manera fraccionada, durante la primera etapa del periodo 2 en comparación con el periodo 1. En el caso del fósforo, los porcentajes de eliminación son muy pequeños, y en algunas ocasiones se obtienen valores negativos, es decir que a la salida del sistema existe una mayor concentración de fósforo que a la entrada. Este hecho se debe a procesos de re-suspensión o desorción desde el sustrato (material de relleno), el cual se encuentra saturado en este nutriente.

Es interesante resaltar los fenómenos asociados a la eliminación de nitrógeno. Como puede apreciarse, el nitrógeno amoniacal se reduce notablemente en las zonas húmedas con alimentación fraccionada, mostrando un mayor porcentaje de eliminación en comparación con la alimentación continua. Esto se refleja asimismo en la eliminación del nitrógeno total. En la Figura 4.10 se observan los porcentajes de nitrificación obtenidos durante la primera etapa del segundo periodo. La nitrificación en el sistema depende de la alimentación, y solo las zonas húmedas con alimentación fraccionada parecen generar este proceso de transformación del nitrógeno. Las zonas húmedas con alimentación continua, o bien no presentan nitrificación en absoluto (caso ZH4) o su porcentaje es muy bajo (ZH2).

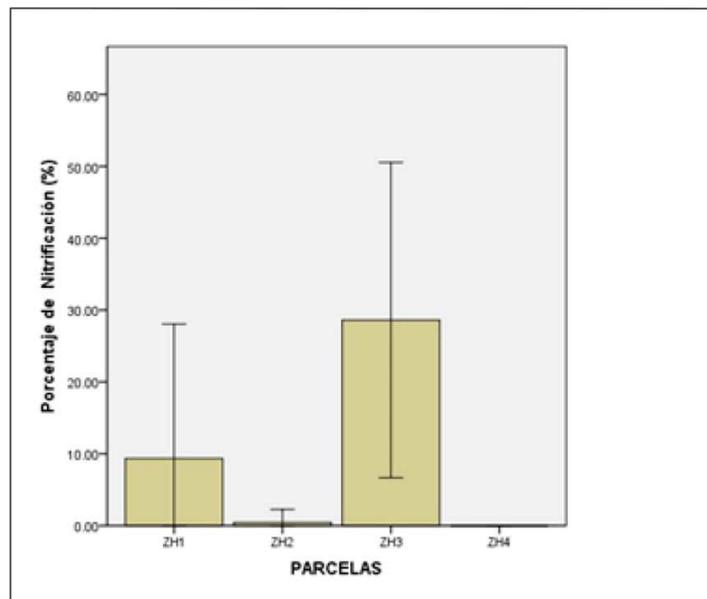


Figura 4.10 Porcentaje promedio de nitrificación obtenido en cada parcela durante la Etapa 1 del segundo periodo.

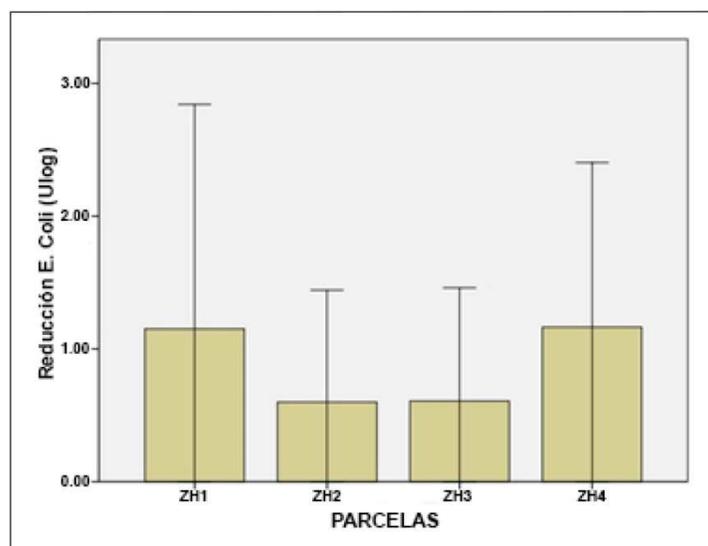


Figura 4.11 Reducción de microorganismos (*E. coli*) durante la Etapa 1, segundo periodo en cada parcela.

En la Figura 4.11 se observa que la reducción de microorganismos (*E. coli*), en las parcelas no parece ser dependiente de la alimentación efectuada.

En la Tabla 4.7 se detallan los resultados del análisis estadístico realizado a los porcentajes y cargas de eliminación de materia orgánica, nutrientes, y microorganismos. El análisis estadístico realizado fue un ANOVA no paramétrico (Kruskal-Wallis) ya que los datos no mostraron una distribución normal.

Tabla 4.7 Análisis estadístico y de varianzas, para diferentes parámetros analizados, en el régimen de carga hidráulica alta

Parámetro analizado	Características	
DQO % eliminada	Chi ² = 6,384 gl= 3 p = 0,044	Existen diferencias significativas entre las parcelas alimentadas en continuo y con alimentación fraccionada
NH4 % eliminado	Chi ² = 74,135 gl= 3 p = 0,000	Existen diferencias significativas entre las parcelas alimentadas en continuo y con alimentación fraccionada
% Nt eliminado	Chi ² = 48,398 gl= 3 p = 0,000	Existen diferencias significativas entre las parcelas alimentadas en continuo y con alimentación fraccionada
Nitrificación %	Chi ² = 44,145 gl= 3 p = 0,000	Existen diferencias significativas entre las parcelas alimentadas en continuo y con alimentación fraccionada
% PO4 eliminado	Chi ² = 1,569 gl= 3 p = 0,666	No existen diferencias significativas entre parcelas.
<i>E. coli</i> reducido (ulog)	Chi ² = 0,201 gl= 3 p = 0,977	No existen diferencias significativas entre parcelas.

gl = grados de libertad

En resumen, de la tabla anterior se deduce que existen diferencias significativas entre las zonas húmedas piloto alimentadas de manera fraccionada y las alimentadas de forma continua para los parámetros de eliminación de materia orgánica (en porcentaje de DQO), el nitrógeno removido como amonio (en porcentaje), como nitrógeno total y nitrógeno como nitrato producido (en porcentaje de nitrificación). No sucede lo mismo con los parámetros de eliminación de fosfatos o eliminación de *E. coli*, para los que no genera diferencias significativas el tipo de alimentación al sistema.

4.1.2.2.2 Periodo 2, Etapa 2: El ensayo con carga hidráulica “nominal”.

Como ya se explicó, en este ensayo se empleó una carga hidráulica típica de entrada a las zonas húmedas de aproximadamente 0,076 m/d. En la Tabla 4.8 se presentan las características del efluente de las zonas húmedas piloto en este periodo, su caudal y la carga hidráulica en cada uno de los humedales piloto.

Tabla 4.8 Características de los efluentes de los humedales piloto

Parámetro	ZH 1	ZH 2	ZH 3	ZH 4
Caudal (m ³ /d)	1,08 ± 0,39	1,31 ± 0,69	1,27 ± 0,58	1,59 ± 0,88
Carga Hidráulica (m/d)	0,08 ± 0,03	0,10 ± 0,06	0,10 ± 0,05	0,12 ± 0,07
Alimentación	Fraccionada	Continua	Fraccionada	Continua

En esta segunda etapa, se observa una carga hidráulica promedio de 0,098 m/d. Los resultados de reducción (como porcentaje o reducción de carga) con esta carga hidráulica, se detallan en la Figura 4.12.

En la Figura 4.12 se observa que las zonas húmedas con alimentación fraccionada proporcionan mejores resultados en la eliminación de la materia orgánica y de nitrógeno. Durante esta segunda etapa, la eliminación de fósforo como fosfato fue prácticamente nula, presentando valores negativos de eliminación media; lo cual como ya se explicó, implica una re-suspensión hacia el medio del fósforo presente en el substrato.

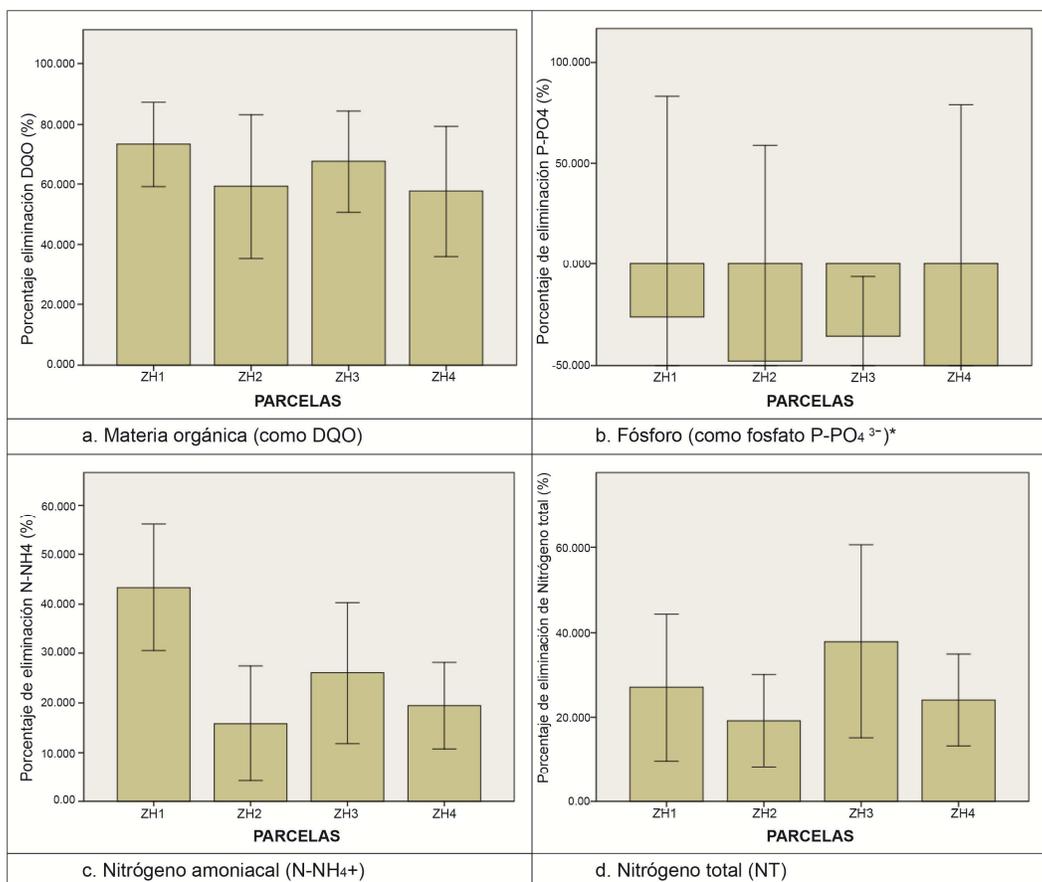


Figura 4.12: Porcentajes de eliminación de materia orgánica y nutrientes durante la segunda etapa del segundo periodo de experimentación

La Figura 4.13 muestra la nitrificación durante la segunda etapa del segundo periodo.

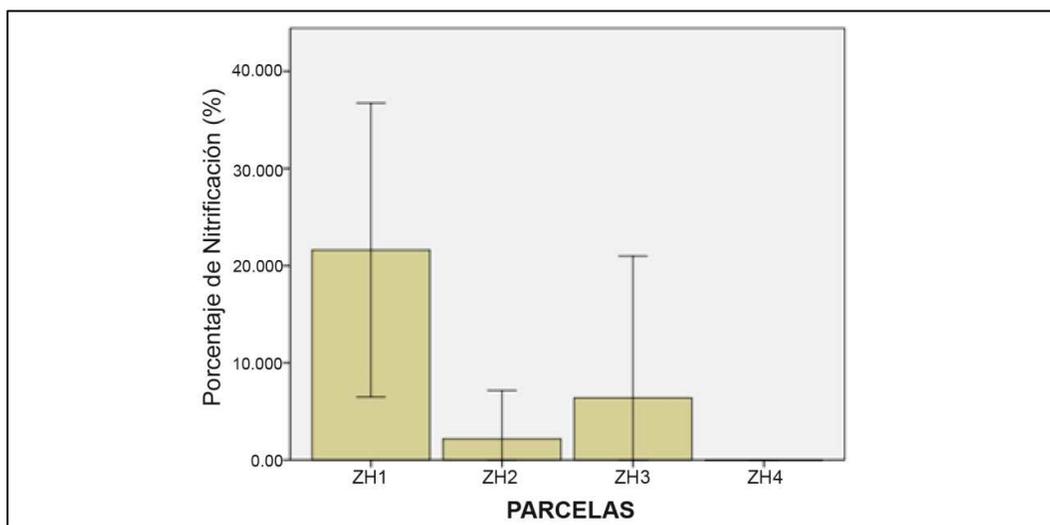


Figura 4.13 Porcentaje de nitrificación en cada zona húmeda durante la Etapa 2 del segundo periodo experimental

La Figura 4.14 muestra la reducción de microorganismos obtenida durante la segunda etapa del segundo periodo.

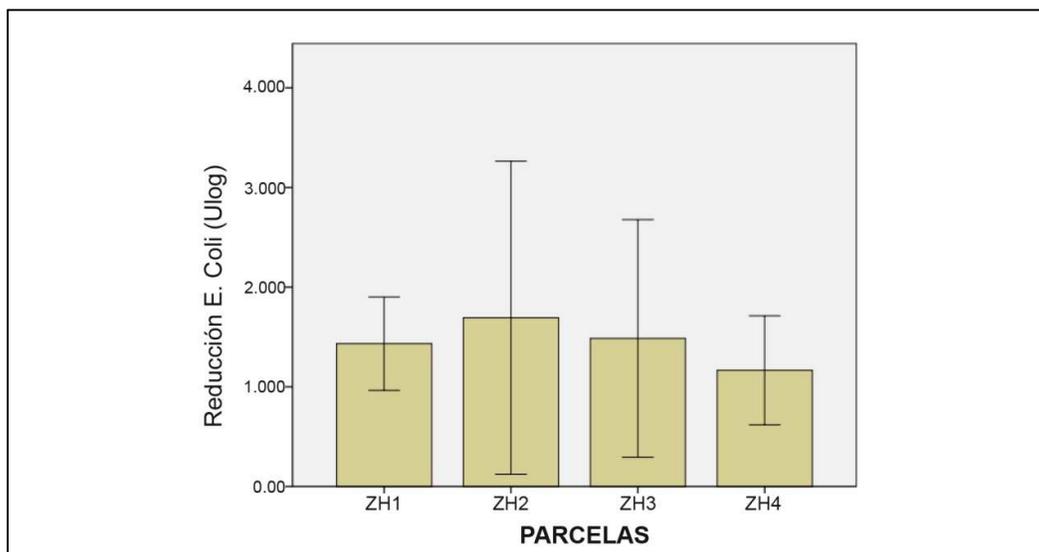


Figura 4.14 Reducción de microorganismos (*E. coli*) durante la Etapa 2, del segundo periodo de experimentación

En la Tabla 4.9 se detallan los resultados del análisis estadístico realizado con los porcentajes de eliminación de materia orgánica, nutrientes, y microorganismos, durante la segunda etapa del segundo periodo.

Es importante recordar que durante esta segunda etapa la zona húmeda piloto ZH3 se alimentaba de forma fraccionada 9 veces al día, a diferencia de la primera etapa donde se alimentaba 6 veces al día. El análisis estadístico realizado fue un ANOVA no paramétrico (Kruskal-Wallis).

Tabla 4.9 Análisis estadístico y de varianzas para diferentes parámetros analizados, en el régimen de carga hidráulica alta

Parámetro analizado	Características
DQO % eliminado	Chi ² = 16,624 gl= 3 p = 0,001 Existen diferencias significativas entre la parcela ZH1 y todas las demás
N-NH₄⁺ % eliminado	Chi ² = 17,873 gl= 3 p = 0,000 Existen diferencias significativas entre la parcela ZH1 y todas las demás
N-NTK % eliminado	Chi ² = 4,104 gl= 3 p = 0,250 No existen diferencias significativas entre las parcelas
Nitrificación % producido	Chi ² = 32,933 gl= 3 p = 0,000 Existen diferencias significativas entre la parcela ZH1 y todas las demás
PO₄³⁻ % eliminado	Chi ² = 7,123 gl= 3 p = 0,068 No existen diferencias significativas entre las parcelas
<i>E. coli</i> reducido (ulog)	Chi ² = 1,888 gl= 3 p = 0,596 No existen diferencias significativas entre las parcelas

gl = grados de libertad

Como se puede apreciar en la Tabla 4.9, existen diferencias significativas entre el humedal piloto ZH1 (con alimentación fraccionada 2 veces al día) y el resto de todas las otras zonas húmedas piloto con respecto a la eliminación de materia orgánica (representada como porcentaje de DQO), el nitrógeno removido como amonio (en porcentaje) y el nitrógeno como nitrato producido (en porcentaje de nitrificación). Otro de los puntos importantes a resaltar en la tabla anterior, es que se observa que no existen diferencias significativas entre el humedal ZH3 (alimentación fraccionada 9 veces al día) y los humedales piloto con alimentación continua, por lo que su comportamiento (el de ZH3) se asemeja mucho a uno de ellos. No hay diferencias significativas en ninguna de las zonas húmedas piloto, respecto a la eliminación de fosfatos, N-NTK (Nitrógeno Kjeldahl) o *E. coli*.

4.1.2.3 Comparación entre las etapas 1 y 2, del segundo periodo en las zonas húmedas de la EDAR de Montcada i Reixac.

En este apartado se comparan los rendimientos de depuración en el segundo periodo de la experiencia; en el que, recordemos, se trabajó en dos etapas, la primera con una carga hidráulica de 0,38 m/día (considerada carga alta) y una segunda etapa con 0,09 m/día (carga hidráulica nominal).

4.1.2.3.1 Eliminación de materia orgánica durante el segundo periodo de experimentación.

Las Figuras 4.9A y 4.12A muestran los porcentajes de eliminación de materia orgánica en las etapas 1 y 2 respectivamente. Al comparar el porcentaje de reducción de materia orgánica, se observa una reducción del 73,2 % de eliminación en la etapa 2 cuando las HAFSSH han trabajado con carga hidráulica nominal (0,09 m/día) y con alimentación fraccionada (ZH1), siendo del 64,7% cuando se opera a carga hidráulica alta (0,38 m/día) en régimen de alimentación fraccionada (ZH1). En ambas etapas, 1 y 2, los mejores rendimientos se observan cuando el régimen de alimentación es fraccionado, estableciéndose un 11% más de reducción en este caso, independientemente de la carga hidráulica aplicada.

Numerosos autores han definido relaciones similares a las obtenidas durante la experiencia; sin embargo, reportan mayor porcentaje de eliminación de DQO debido al menor régimen hidráulico con el que operan. Así por ejemplo Caselles-Osorio y García (2007), Jia et al. (2011) y Pedescoll et al. (2011) indican que en los sistemas de zonas húmedas de flujo subsuperficial horizontal con alimentación fraccionada se logran eficiencias de reducción de DQO entre 78 y 96%, mientras que en aquellos con alimentación continua la eficiencia se encuentra en un rango menor (entre 63 y 92%).

En la reducción de materia orgánica en las HAFSSH intervienen procesos físicos, sedimentación o filtración de la materia orgánica particulada y procesos químicos, principalmente la oxidación de la materia orgánica disuelta. El oxígeno necesario para la degradación aeróbica se obtiene directamente de la atmosfera mediante el transporte y liberación del mismo a través de las raíces de las planta o en la proximidad de la superficie. Sin embargo, debido a la alta carga orgánica y la continua saturación de los lechos, los procesos anaeróbicos/anóxicos prevalecen en las HAFSSH; mientras que los procesos aeróbicos se restringen a pequeñas zonas adyacentes a las raíces y rizomas de las plantas (Cooper et al., 1996; Vymazal y Kropfelova, 2008).

En la Figura 4.15, en la que se relaciona el porcentaje de eliminación de la materia orgánica en función de la carga hidráulica aplicada, se observa como el porcentaje de eliminación de DQO disminuye a medida que aumenta la carga hidráulica. Este hecho se pone de manifiesto al ajustar los porcentajes de reducción a una recta. Se observa que la tasa de eliminación de DQO depende de la carga hidráulica aplicada, viéndose mejorado el rendimiento con el fraccionamiento de la carga hidráulica diaria. En todos los casos se obtienen coeficientes de R^2 bajos. La mejor correlación se obtiene para las ZH1 y ZH3 en las que el tipo de alimentación fue fraccionado; este hecho es atribuible a una mayor oxigenación en el sistema.

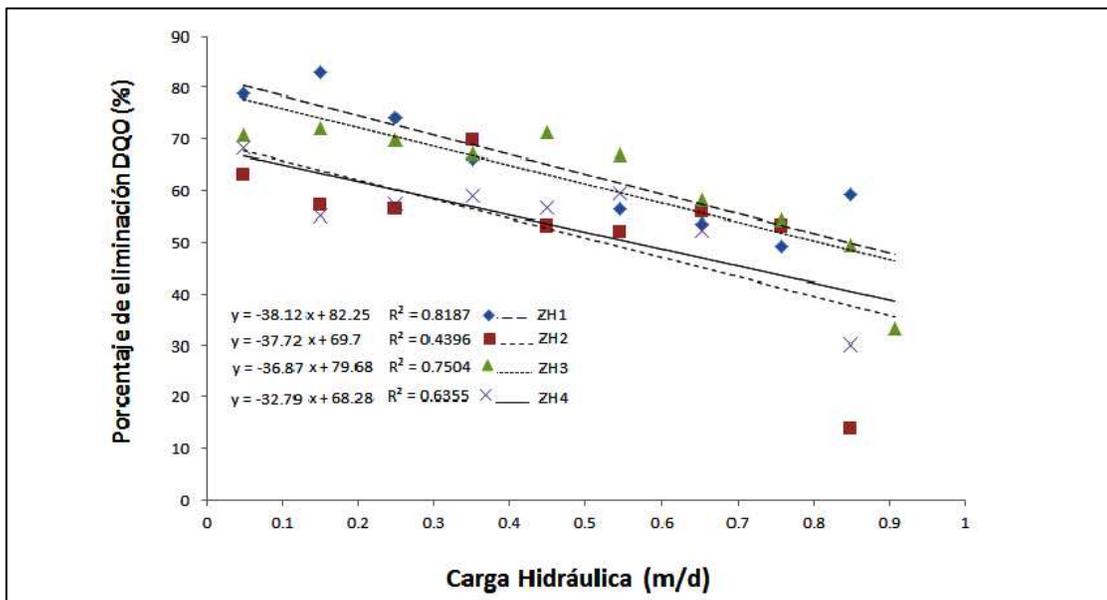


Figura 4.15 Relación existente entre DQO eliminada y carga hidráulica, durante la etapa 1 del segundo periodo de investigación

Al representar la relación entre la carga orgánica de entrada y salida, como DQO (Figura 4.16) se reporta un coeficiente de regresión de $R^2 = 0,540$. Este valor se encuentra en concordancia con los reportados por Vymazal y Kropfelova (2009), quienes señalan un rango de valores de R^2 entre 0,29 y 0,81 en un estudio realizado en 400 HAFSSH de más de 35 ciudades en el mundo.

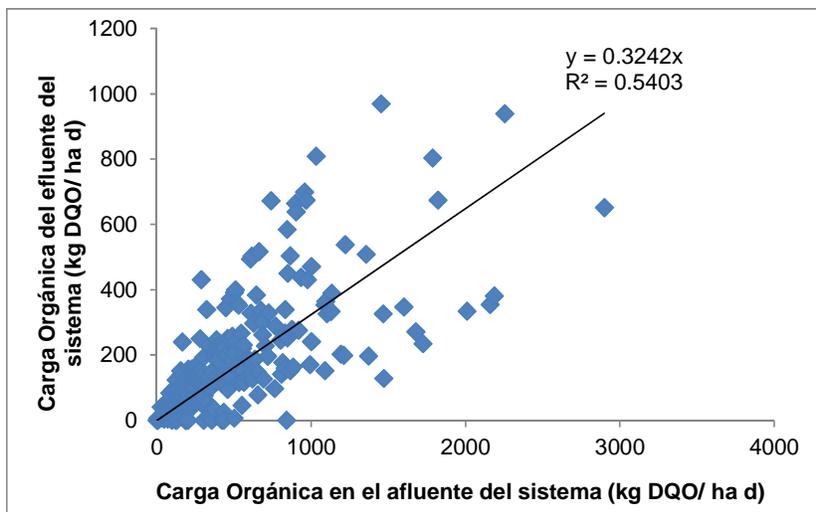


Figura 4.16 Relación entre la carga orgánica (como DQO) del afluente y del efluente de las ZHC

Durante el periodo de análisis la temperatura del agua osciló entre los 14 y 27°C; sin embargo, no se encontró una correlación entre los valores de DQO eliminado y la temperatura del agua, lo cual coincide con lo encontrado por otros autores como Poldvere et al. (2009), y Vymazal y Kropfelova (2009). Ellos han reportado que se aprecia muy poca diferencia en la eficiencia de eliminación de materia orgánica en verano y en invierno en las HAFSSH. Aun así, otros autores divergen en este punto señalando la existencia de diferencias en la eficiencia de eliminación de materia orgánica causadas por la temperatura ambiente o las estaciones (Pedescoll et al., 2011; Molle et al., 2008). Ya se ha comentado este punto varias veces en el presente trabajo.

4.1.2.3.2 Eliminación de nitrógeno durante el segundo periodo de experimentación.

Como ya se ha indicado, la reducción de nitrógeno en los sistemas de depuración natural (como es el caso de los humedales artificiales) debe verse en parte como una transformación. El principal mecanismo de eliminación de nitrógeno es el proceso de nitrificación/desnitrificación, en el que nitrógeno amoniacal se transforma en nitrógeno en forma de nitrato y éste a su vez en nitrógeno gaseoso.

En las Figuras 4.9C y 4.12C se observa que las zonas húmedas con alimentación fraccionada presentan mejor eliminación de amonio que aquellas con alimentación en continuo. Sin embargo, es importante recalcar que existe una mayor eficiencia de eliminación de nitrógeno amoniacal en la experiencia realizada durante la etapa 1 (en la cual se alcanzó un valor promedio de eliminación de amonio cercano al 57% en la ZH1) al comparar con el valor promedio alcanzado durante la etapa 2 (cercano a 43%) en el mismo humedal, ZH1. En resumen, la eficiencia de los humedales de alimentación fraccionada es de 1,3 a 2,2 veces superior en la etapa 1 que en la etapa 2; mientras que los humedales de alimentación continua tienen prácticamente las mismas eficiencias.

Al comparar las eficiencias de reducción de amonio en los humedales piloto con alimentación fraccionada (ZH1 y ZH3) y los humedales piloto con alimentación continua (ZH2 y ZH4), se detecta que en la etapa 1 los alimentados de forma fraccionada tienen eficiencias 3 a 4 veces superiores, mientras que en la etapa 2, esta diferencia disminuye a 2 a 3 veces.

4.1.2.4 Procesos de Nitrificación

No existe una fórmula de diseño aceptada para el dimensionado de las ZHC con el fin de controlar los procesos de nitrificación o desnitrificación. En principio, la carga de nitrógeno amoniacal en el afluente a la ZHC no constituye un criterio suficiente para dimensionar los procesos indicados. No obstante, se sabe que la carga hidráulica, el método de operación y el tipo de material de relleno/filtrante (substrato) sí son factores que influyen en el rendimiento de transformación/eliminación de este nutriente (Platzer, 1998; Borner, 1992), y en ello la relación C/N juega un papel crucial (Termer and Elser, 2002, Xia et al., 2008).

Los microorganismos cambian su relación estequiométrica C/N/P en función de la tasa de crecimiento. A mayor tasa de crecimiento se dan relaciones C/N y P/C mayores, pero también N/P menores en muchos organismos heterotróficos, incluyendo las bacterias (Elser et al., 2003; Makino et al., 2003) y las arqueas. La clave de la eficiencia de los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales recae en el conocimiento de los organismos involucrados y en saber cómo responden a diferentes condiciones de operación. Con relaciones C/N bajas en el afluente, se pueden encontrar eficiencias bajas en la eliminación o reducción de nitrógeno.

La variable (C/N) puede estudiarse como la relación DQO/N del afluente, e influye directamente en la competencia entre diversos microorganismos degradadores, incluyendo las bacterias autótrofas oxidantes de amonio (N-NH_4^+), las bacterias oxidantes de nitritos (N-NO_2^-), y las bacterias heterótrofas desnitrificantes. Es decir, en un sistema de eliminación de nitrógeno hay diferentes poblaciones de microorganismos que compiten por el sustrato, lo que causa fluctuaciones en la eficiencia de eliminación tanto de la materia orgánica como del nitrógeno (Fu et al., 2009; Carrera et al., 2004) según sea la relación C/N en un momento determinado, "*ceteris paribus*".

Puesto que los parámetros operacionales que afectan la tasa de nitrificación son muy diversos, para obtener resultados interpretables algunos de ellos deben ser o mantenerse constantes (por ejemplo la temperatura, el oxígeno disuelto y el tiempo de residencia), durante el estudio de la influencia de la relación DQO/N (C/N) del afluente en la nitrificación.

La temperatura es uno de los parámetros que tiene más influencia en el crecimiento de las bacterias nitrificantes, por lo tanto también en la tasa de nitrificación (Zornoza et al. 2012, Wong-Chong y Loehr 1975). Debemos indicar en este sentido que, durante el segundo periodo de experimentación de este trabajo, la temperatura se mantuvo relativamente constante, con un valor promedio de $17,7 \pm 4,6$ °C. Esto implica posiblemente que una pequeña parte de las variaciones detectadas puede ser debida a la temperatura.

El oxígeno disuelto, otro de los factores limitantes en la nitrificación, principalmente si los valores son inferiores a 2 mg O₂/L (Zornoza et al. 2012), varió dependiendo del tipo de alimentación al sistema. Esto es debido a que este gas puede entrar al sistema por difusión y/o convección, por lo que se espera que sea mayor en los humedales de alimentación fraccionada que en aquellos de alimentación continua. Como se observa en la Tabla 4.5, los valores medios para este parámetro en el agua afluyente a los humedales, denotan que fue un factor limitante, ya que se encontraba entre 1,28 y 2,01 ppm en el agua afluyente a los humedales durante el segundo periodo (primera y segunda etapa respectivamente). A pesar de ello, aún estos niveles bajos de OD pueden producir nitrificación, pero de manera parcial (Ye y Zhang, 2010).

El tiempo de residencia hidráulico varió conforme varió la carga hidráulica. Los valores de ésta oscilaron entre los 0,54 y 0,08 m/d, según se detalla en las Tablas 4.6 y 4.8 para cada una de las etapas del segundo periodo. De esta manera se puede estimar que el TRH varió entre los 0,56 y los 3,66 días.

Otro factor que afecta el proceso de nitrificación es el pH. El pH óptimo para la nitrificación es cercano a 8 (entre 7,2 y 9,0), mientras que los valores por debajo de 6,5 hacen decaer abruptamente la nitrificación (González *et al.*, 2010). El pH promedio en las dos etapas del segundo periodo se mantuvo en $7,25 \pm 0,36$, lo que permite suponer que la nitrificación tuvo algunas oscilaciones a lo largo del tiempo, sin caídas abruptas aunque sin llegar a la condición óptima.

La relación DQO/N del afluyente se modificó durante el estudio al añadirle fuentes de carbono y de nitrógeno. El nitrógeno de esta relación puede proporcionarse como nitrógeno total (NT) o nitrógeno en forma de nitrato (N-NO₃⁻). En la Tabla 4.10 se detallan los valores promedio de los parámetros del afluyente en las dos etapas del segundo periodo de experimentación.

Tabla 4.10 Valores promedio de los parámetros operacionales usados durante el segundo periodo de experimentación

Etapa	ZHC	Nº. experiencias	Caudal (m ³ /d)	Relación DQO/Nt	Relación DQO/N-NO ₃
Etapa 1	1	56	6,05	3,4	147,5
	2	43	5,18	3,3	147,5
	3	52	7,29	3,3	148,5
	4	52	5,39	3,4	147,5
Etapa 2	1	43	1,07	2,9	130,1
	2	43	1,30	2,9	130,1
	3	43	1,28	2,9	130,1
	4	43	1,61	2,9	130,1

La dependencia de la tasa de nitrificación en la relación DQO/N se examinó con datos procedentes de la eliminación de N-NH₄⁺ y se calcula según la ecuación:

$$\text{Tasa de Nitrificación} = Q_{\text{entrada}} (\text{N-NH}_4^+ \text{ afluente} - \text{N-NH}_4^+ \text{ efluente}) / V_{\text{reactor}} \quad (\text{ec. 4-1})$$

Dónde:

Q_{entrada} = caudal del afluente (L/d)

V_{reactor} = volumen efectivo del humedal* (L)

*Se ha indicado que el volumen efectivo real de las ZHC es difícilmente cuantificable, a causa de los flujos preferenciales, diferencias de velocidad, zonas muertas, etc.; por lo que se utiliza una aproximación.

Al observar las gráficas y los datos obtenidos en la Figura 4.17, se hace evidente que la carga de nitrógeno nitrificado aumenta linealmente conforme aumenta la carga de N-NTK, con coeficientes de correlación lineal bastante buenos (cerca de o superiores a 0,9). Como excepción a esta afirmación se puede observar que la ZH4 posee un coeficiente R² de tan solo 0,109 (Figura 4.17 A). Sin embargo, a pesar de que en la etapa 2 (Figura 4.17 B) se aprecia que los coeficientes de correlación R² alcanzados son menores, la ZH4 aumenta su coeficiente y su pendiente, acercándose al comportamiento del resto de las zonas húmedas.

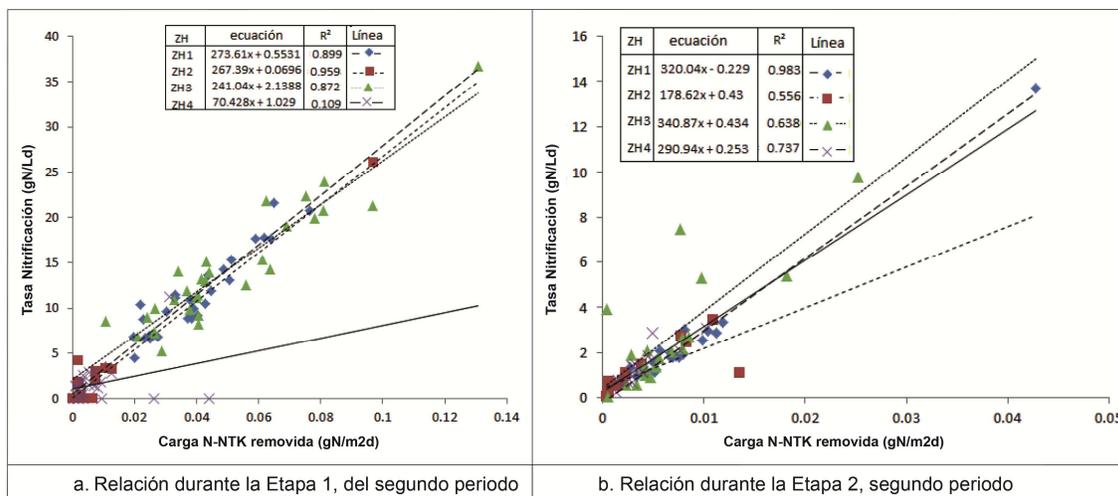


Figura 4.17 Tasa de nitrificación vs. carga de nitrógeno eliminado (como N-NTK), durante el segundo periodo de experimentación

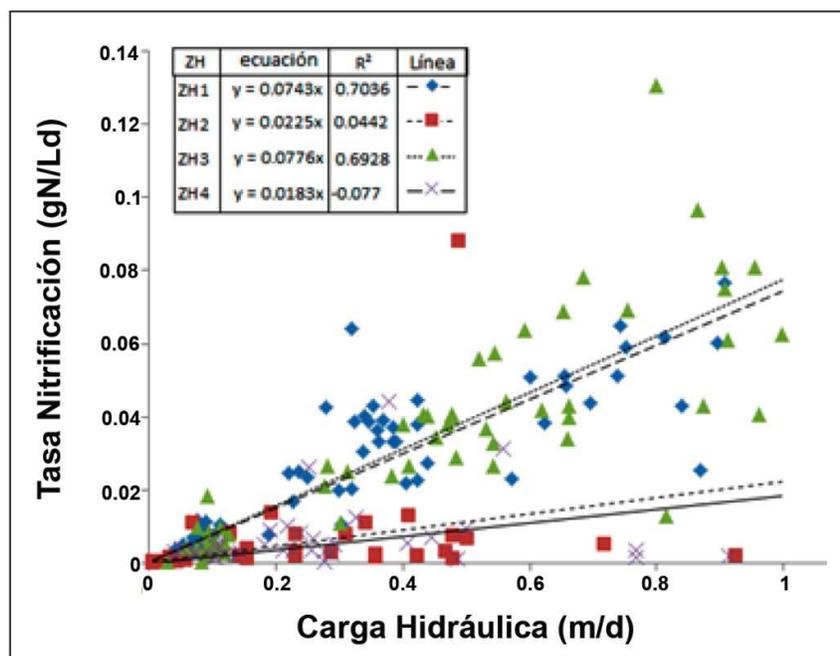


Figura 4.18. Carga hidráulica vs. tasa de nitrificación

ZH1 y ZH3, en los que la carga hidráulica se aplica fraccionadamente, alcanzan un mayor rendimiento de nitrificación (sobre el 8%) que los humedales con alimentación continua; con valores de R^2 cercanos a 0,7. Estos coeficientes de correlación disminuyen notablemente en el caso de los humedales con alimentación continua (Figura 4.18).

Al tratar de establecer la relación entre la tasa de nitrificación obtenida y la relación C/N del afluente, se hizo uso de su relación DQO/Nt (Figura 4.19). Como se aprecia en la figura, la relación entre los dos parámetros no es de tipo lineal sino que tiende más a una relación de tipo exponencial. En el gráfico, los errores corresponden a la desviación estándar del valor medio en cada zona húmeda.

La relación entre la tasa de nitrificación y la relación DQO/Nt puede expresarse como una ecuación exponencial de acuerdo con las ecuaciones siguientes:

$$\text{Etapa 1: } r_{\text{nitrificación}} = 0,0512 (\text{DQO/Nt})^{-0,401} \quad \text{con } R^2 = 0,6309 \quad (\text{para la ZH1}) \quad (\text{ec.4-2})$$

$$r_{\text{nitrificación}} = 0,0006 (\text{DQO/Nt})^{-0,028} \quad \text{con } R^2 = 0,0007 \quad (\text{para la ZH2}) \quad (\text{ec.4-3})$$

$$r_{\text{nitrificación}} = 0,0367 (\text{DQO/Nt})^{-0,221} \quad \text{con } R^2 = 0,6201 \quad (\text{para la ZH3}) \quad (\text{ec.4-4})$$

$$r_{\text{nitrificación}} = 0,004 (\text{DQO/Nt})^{-0,983} \quad \text{con } R^2 = 0,3293 \quad (\text{para la ZH4}) \quad (\text{ec.4-5})$$

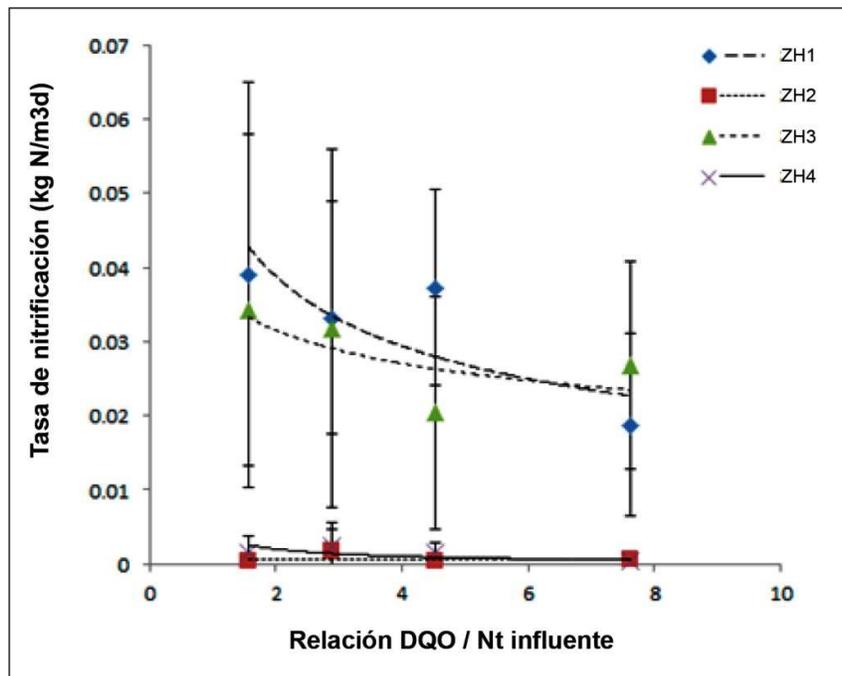


Figura 4.19 Comportamiento de la relación DQO/Nt y la tasa de nitrificación en las zonas húmedas piloto, durante la etapa 1

La capacidad de nitrificación estuvo claramente influenciada por la relación existente entre carbono orgánico y amonio del afluente. En la Figura 4.19, ZH1 y ZH3 presentan valores similares y mayores de las tasas de nitrificación si se comparan con los de las ZH2 y ZH4. Únicamente se graficaron los resultados de la etapa 1, ya que en la etapa

2 los resultados de las tasas de nitrificación fueron mucho menores y la dispersión obtenida fue mucho mayor. Los valores de R^2 para el caso de los humedales de alimentación fraccionada son cercanos a 0,6 mientras que para los humedales de alimentación continua, los valores son mucho menores (ecuaciones 2 a 5).

La variación de la tasa de nitrificación no es solo la única forma de cuantificar la capacidad de nitrificación del sistema. La relación existente entre la capacidad de nitrificación y la relación DQO/Nt puede evaluarse en términos de la variación de la fracción de biomasa nitrificante (Carrera et al., 2004); sin embargo esta evaluación no se realizó en el presente estudio.

Algunos estudios registran los resultados de la tasa de nitrificación y la carga total de nitrógeno N-NTK, reportando rendimientos de nitrificación cercanos al 90% al operar con temperaturas superiores a los 10 °C (Kayser et al., 2001). Platzter (1998) registró resultados similares para la relación entre el rendimiento de la nitrificación y la carga N-NTK, señalando que existía un porcentaje de rendimiento cercano al 40% a temperaturas inferiores a 5°C, e indicando que conforme aumentaba la temperatura también lo hacía la eficiencia del sistema. En nuestro caso, los resultados obtenidos fueron inferiores a los indicados en la bibliografía, debido a que el sistema empleado carecía de una adecuada concentración de oxígeno en el filtro o sustrato del lecho.

La alimentación fraccionada promueve la reoxigenación, lográndose mejorar de esta forma la nitrificación. Asimismo, una vez alcanzada la nitrificación, parte de estos nitratos pueden ser reducidos en la desnitrificación. De esta manera se reduce la cantidad de nitrógeno total y por tanto aumenta la eficiencia de la ZHC para eliminar este nutriente. En la Figura 4.19 se observa que los humedales con alimentación continua prácticamente no nitrifican, mientras que aquellos con alimentación fraccionada sí lo hacen aunque no de forma constante; durante la etapa 1 del estudio se registró más nitrificación que en la 2.

Varios autores han señalado los aumentos en las eficiencias de reducción de amonio y DQO al alimentar de manera intermitente en vez de continua (Caselles-Osorio y Garcia, 2007, Jia et al., 2011, Pedescoll et al., 2011). Pedescoll et al., 2011 señalan incluso que se logra aumentar la eficiencia del humedal artificial entre un 5 y un 10% para el caso de DQO y amonio respectivamente.

Los humedales que lograron la mayor nitrificación, son a su vez los humedales que lograron remover más nitrógeno amoniacal. Diversos autores (Puigagut et al., 2007, Jia et al., 2011, Kuschik et al., 2003, Mayo y Bigambo, 2005) indican porcentajes de reducción de nitrógeno total y nitrógeno amoniacal similares a los descritos para los humedales con alimentación fraccionada (39-47% y 56-59% respectivamente) en nuestro estudio.

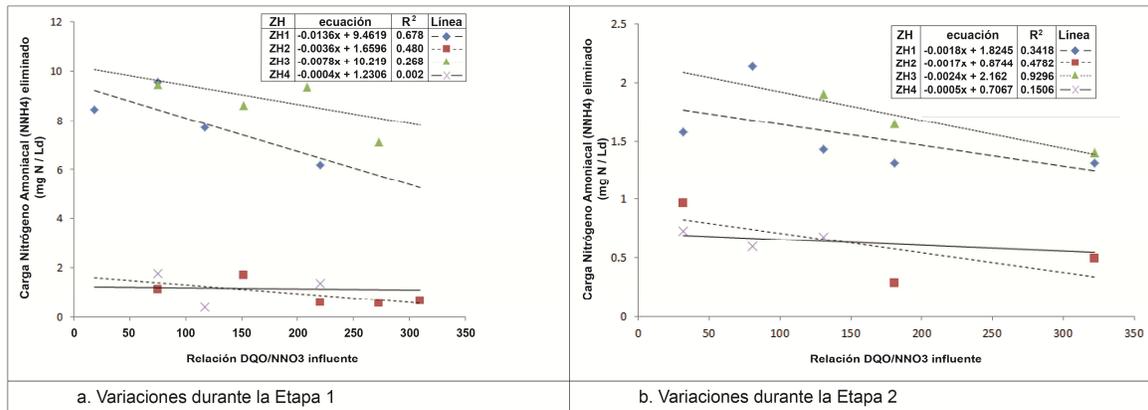


Figura 4.20 Variación de la carga de nitrógeno amoniacal eliminada con respecto a la relación DQO/N-NO₃⁻

En la Figura 4.20, se observa la variación de la carga de nitrógeno amoniacal eliminada, con relación a la DQO/N-NO₃⁻ del afluente. Es importante señalar que en este caso se calcula la correlación con el nitrógeno en forma de nitrato, observándose en ambos casos (etapas 1 y 2) que se establecen nuevamente dos grupos de resultados, según la alimentación con que cuente el sistema: continua y fraccionada.

4.1.2.5 Proceso de Desnitrificación

El proceso de desnitrificación requiere una fuente de carbono orgánico como dadora de electrones (Her y Huang, 1995). Cuando no existe suficiente carbono orgánico en el agua residual, se hace necesaria una fuente externa del mismo para poder llevar a cabo el proceso de tratamiento en las EDARs. Algunos compuestos comunes (fuentes de carbono) que suelen emplearse para este fin son el metanol, el etanol y el ácido acético, pero el uso de estos dadores de electrones es limitado debido a los costes asociados. El uso de efluentes industriales como fuente de carbono para casos de desnitrificación difícil en aguas residuales es una estrategia atractiva (Monteith et al., 1980; Skrinde and Bhagat, 1982; Bernet et al., 1996); sin embargo este uso lleva en

algunos casos a la acumulación de nitritos durante la desnitrificación incompleta (Bernet et al., 1996). En realidad, hay varios parámetros que afectan la acumulación de productos intermedios de la desnitrificación, como nitritos, óxido nítrico y óxido nitroso, que son componentes no deseables si se quiere lograr un proceso sostenible. Los principales parámetros que causan acumulación de productos intermedios durante la desnitrificación incluyen la concentración de nitritos, la relación C/N, el pH y los aspectos nutricionales (Anderson and Levine, 1986; Hong et al., 1994; Thomsen et al., 1994; Cervantes et al., 1999). En este estudio, como ya se ha comentado, se empleó metanol como fuente de carbono, debido a su fácil obtención y manipulación, y también debido a que genera una alta tasa de desnitrificación.

Para el cálculo de la tasa de desnitrificación se empleó la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa de Desnitrificación} = Q_{\text{entrada}} (N_{\text{t afluyente}} - N_{\text{t efluente}}) / V_{\text{reactor}} \quad (\text{ec.4-6})$$

dónde:

Q_{entrada} = caudal del afluyente (L/d)

V_{reactor} = volumen efectivo del humedal* (L)

*Se ha indicado que el volumen efectivo real de las ZHC es difícilmente cuantificable, a causa de los flujos preferenciales, diferencias de velocidad, zonas muertas, etc.; por lo que se utiliza una aproximación.

El pH promedio del efluente del agua residual analizada en las zonas húmedas fue de $7,2 \pm 0,2$ y $7,3 \pm 0,3$, en las etapas 1 y 2 respectivamente. Ambos valores de pH se encuentran dentro del rango óptimo (7,0 – 9,0) que señala la literatura para el proceso de desnitrificación (Henze et al., 1995).

La relación existente en la materia orgánica consumida y el nitrógeno reducido es determinada por el proceso estequiométrico de la desnitrificación y por la composición de la materia orgánica. De esta manera y asumiendo que la mayor parte de la materia orgánica provenía de la fuente externa de carbono adicional (metanol), podemos describir la reacción estequiométrica del metanol considerando la síntesis y energía en la desnitrificación como se describe a continuación (Libhaber y Orozco, 2012).



Además, si asumimos que la reacción de oxidación del metanol es:



Entonces es posible establecer que la relación C/N para que se complete la desnitrificación, en términos de $DQO/N-NO_3^-$, puede ser calculada mediante la estequiometría de las reacciones anteriores. Así se obtiene que son necesarios 48 g de DQO (O_2) por cada 13,2 g de $N-NO_3^-$, lo que lleva a 3,65 g DQO/ g N (nuevamente se recalca que este valor es para el caso de emplear únicamente metanol como fuente de carbono).

Aesoy, et al. (1998), señalan que el coeficiente de rendimiento típico para las bacterias desnitrificadoras es de 0,35 g DQO biomasa/ g DQO consumido, lo cual corresponde a un consumo de 4,5 g de DQO por gramo de $N-NO_3^-$ removido. Esta tasa de consumo varía normalmente en el rango de 4 a 5 g DQO/g $N-NO_3^-$ dependiendo de las condiciones de crecimiento y operación del sistema (como son temperatura, carga, oxígeno disuelto, etc.), lo cual da valores similares a los del cálculo realizado.

Durante el segundo periodo de estudio, las ZHC se alimentaron con una tasa de carga de amonio, nitrato y carbono variables, las cuales se asocian a una relación C/N equivalente a DQO/N_t (donde $N_t = N-NO_3^- + N-NTK$) que variaba igualmente.

En las Figuras 4.21 y 4.22 se observa que existe una gran dispersión de los datos de la tasa de desnitrificación, conforme varía la razón DQO/N_t durante las dos etapas del segundo periodo. Sin embargo, es posible observar un aumento de la tasa de desnitrificación del sistema al aumentar la relación DQO/N_t del afluente. Se observa además que este aumento no implica una relación lineal entre los dos parámetros.

Los humedales de alimentación continua, en la etapa 1, exhiben resultados menores de la tasa de desnitrificación que los humedales de alimentación fraccionada, observándose claramente dos bandas de datos en la Figura 4.21. Esto puede deberse, como ya se explicó en el apartado anterior, a que las ZHC de alimentación fraccionada poseen mejores tasas de nitrificación, lo cual implica la obtención de mayores valores de nitratos en el medio, lo que a su vez incrementa la desnitrificación posterior en el sistema.

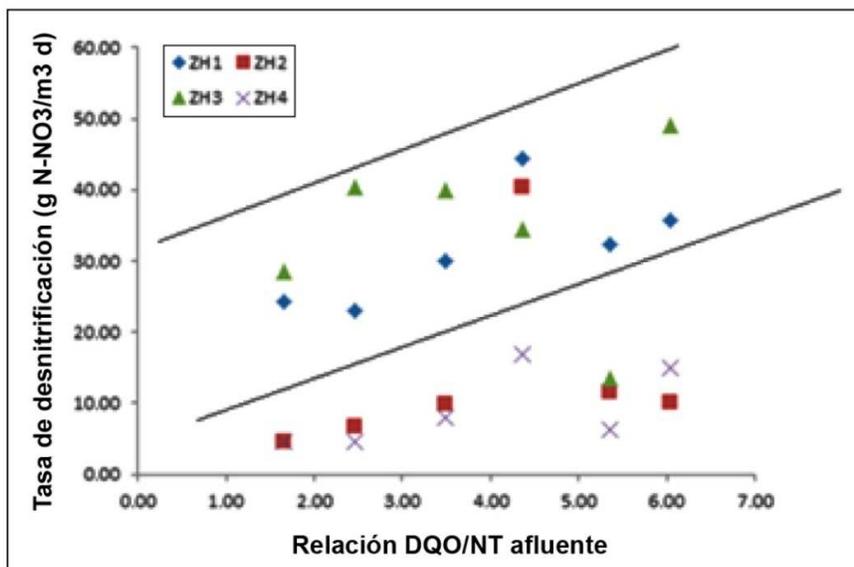


Figura 4.21 Comportamiento de la tasa de desnitrificación ($\text{g N-NO}_3/\text{m}^3 \text{ d}$) con relación a la tasa DQO/Nt del afluente, para la etapa 1 del segundo periodo de experimentación

En la Figura 4.21 se observa también que los valores máximos de la tasa de desnitrificación se encuentran para las relaciones DQO/Nt de 4,5 a 6,0; con valores de 44,35; 40,31; 49,05 y 16,82 $\text{g N-NO}_3/\text{m}^3 \text{ d}$ para ZH1, ZH2, ZH3 y ZH4 respectivamente, durante la etapa 1. El humedal con menor tasa de desnitrificación fue el ZH4, cuya alimentación es continua y además carece de cubierta vegetal.

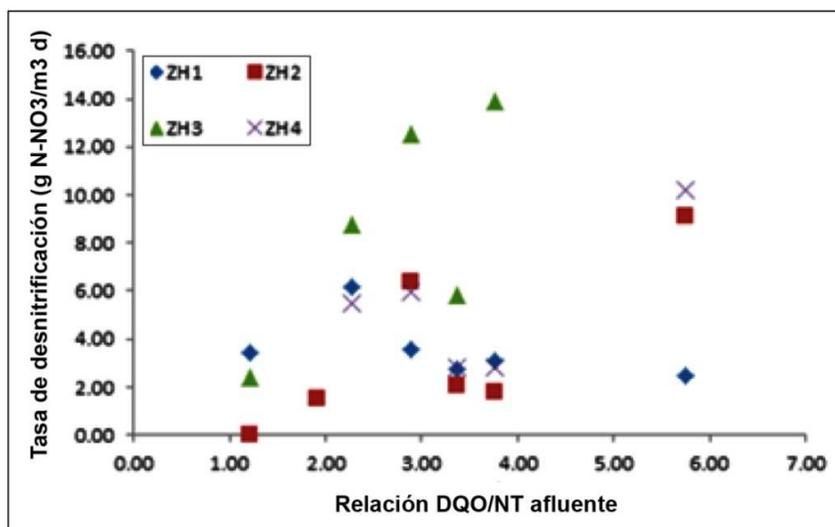


Figura 4.22 Comportamiento de la tasa de desnitrificación ($\text{g N-NO}_3/\text{m}^3 \text{ d}$) con relación a la tasa C/N establecida como DQO/Nt del afluente, para la etapa 2 del segundo periodo de experimentación

En la etapa 2 se obtienen valores de tasas de desnitrificación inferiores a los obtenidos en la etapa 1. A diferencia de la etapa 1, no se pueden observar comportamientos similares entre los grupos de parcelas con igual tipo de alimentación, sino que más bien casi todas las parcelas muestran un máximo de tasa de desnitrificación que tiende, conforme aumenta la relación $DQO/N-NO_3^-$, a variar (disminuyendo y aumentando). Por esta razón se generan dos puntos máximos en la tasa de desnitrificación. El primer rango de DQO/Nt donde se encuentra el máximo de la tasa de desnitrificación es entre 2,28-2,89 para ZH2 y ZH4; mientras que el segundo rango se encuentra entre 3,77 y 5,74; donde se encuentran los valores máximos de ZH1 y ZH3.

Los valores máximos encontrados para la tasa de desnitrificación en la etapa 2, fueron 6,19; 9,10; 13,90 y 10,18, para ZH1, ZH2, ZH3 y ZH4 respectivamente. Estos valores son inferiores a los obtenidos en la etapa 1, como ya se ha comentado.

Una posible causa de esta diferencia de comportamiento, puede ser que la etapa 1 trabaja con una mayor carga hidráulica, lo cual favorece las condiciones anóxicas o anaeróbicas del sistema; mientras que en la etapa 2, con una menor carga hidráulica, se favorecen las condiciones de aireación del sistema. La razón de la DQO/Nt del afluente, necesaria para lograr la máxima desnitrificación será también dependiente de la cinética con respecto a la concentración de DQO (Aesoy et al., 1998).

En la Tabla 4.11 se muestran los valores máximos de la carga de $N-NO_3^-$ removida en función de la relación DQO/Nt del afluente.

Tabla 4.11 Carga máxima removida de $N-NO_3^-$ en función de la relación DQO/Nt del afluente

	ETAPA 1		Carga $N-NO_3^-$ removido		
	DQO/Nt	ZH1	ZH2	ZH3	ZH4
Etapa 1	1.65	Pr	0.03	Pr	0.37
	2.47	Pr	0.51	Pr	0.43
	3.49	Pr	0.87	Pr	0.81
	4.37	Pr		Pr	0.18
	5.36	0.04	0.16	Pr	0.11
	6.04	Pr	0.98	Pr	1.06
Etapa 2	1.21	Pr	0.23	0.15	0.34
	2.28	Pr		0.04	0.10
	2.89	Pr	0.20	Pr	0.28
	3.37	Pr	0.06	0.06	0.06
	3.77	Pr		Pr	0.08

Las celdas en la Tabla 4.11, con valores “Pr” indican que no se eliminaron los nitratos, sino que más bien hubo producción (nitrificación). Así podemos apreciar que en las ZH1 y ZH3, el porcentaje de desnitrificación final fue muy bajo, pues estas celdas operaban como sistemas que producían nitratos, en vez de eliminarlos totalmente. El porcentaje de desnitrificación del sistema se obtiene de la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Desnitrificación} = \frac{((NNH_{4,ent} - NNH_{4,sal}) - (NNO_{3,ent} - NNO_{3,sal})) * 100}{(NNH_{4,ent} - NNH_{4,sal})} \quad (\text{ec.4- 9})$$

Las zonas húmedas con alimentación continua muestran un mayor porcentaje de desnitrificación durante las etapas 1 y 2 (Figura 4.23). Esto es debido a que estos sistemas nitrifican muy poco, y los nitratos que ingresan a ellos son rápidamente desnitrificados. Asimismo se muestra un mayor porcentaje de desnitrificación promedio durante la etapa 2, en las zonas húmedas ZH2, ZH3 y ZH4; no así en la ZH1. Esto era de esperar ya que la ZH1 es la zona húmeda que permite mayor entrada de oxígeno al sistema (opera en condiciones más aeróbicas) durante el segundo periodo de experimentación.

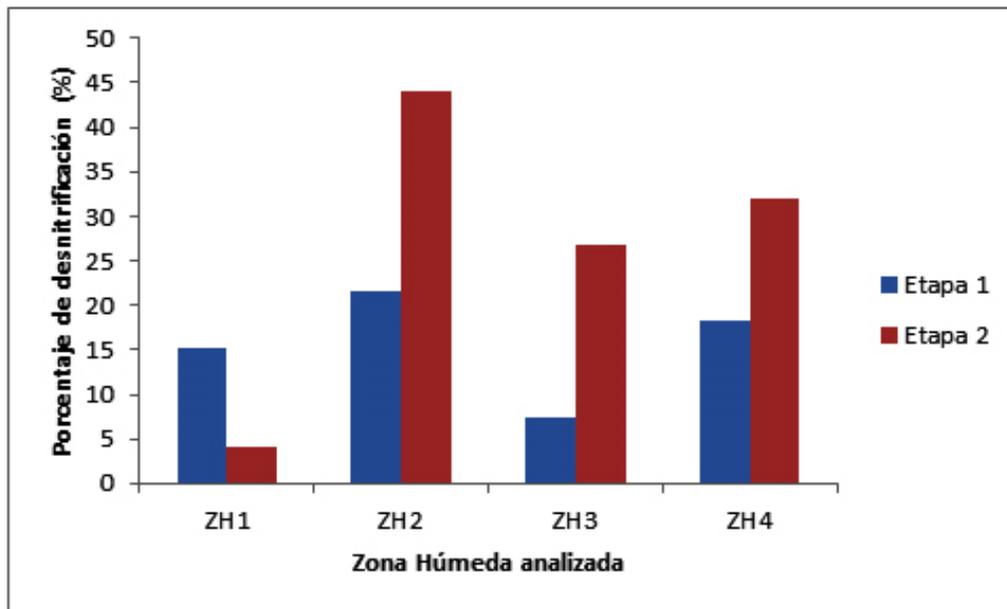


Figura 4.23 Porcentajes promedio de desnitrificación alcanzados en las diferentes zonas húmedas, durante el segundo periodo de experimentación

Al estudiar el comportamiento del porcentaje de desnitrificación como función de la relación DQO/Nt del afluente (Carrera et al., 20043), se observan los detalles de la Figura 4.24, donde se aprecia que la tendencia es a aumentar el porcentaje de desnitrificación conforme aumenta la relación DQO/Nt del afluente.

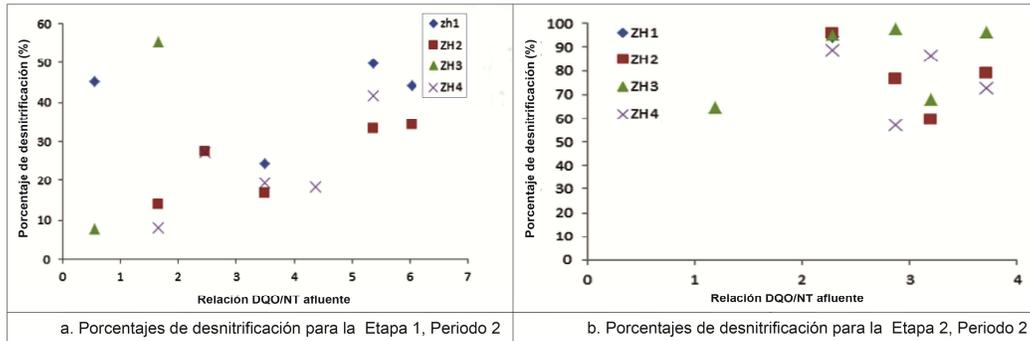


Figura 4.24 Comportamiento del porcentaje de desnitrificación con respecto a la relación DQO/Nt del afluente

En la etapa 1 los mayores porcentajes de desnitrificación se logran a partir de valores de la relación DQO/Nt > 5, alcanzándose valores de desnitrificación de un 49% en la ZH1 y de un 55% en la ZH3 (Figura 4.24 A).

Es importante recalcar que en esta etapa las zonas húmedas de alimentación fraccionada (ZH1 y ZH3) mostraron mayor cantidad de valores de desnitrificación igual a cero, en comparación con las zonas húmedas alimentadas de manera continua (ZH2 y ZH4), por lo que al promediarse los valores se obtuvieron los resultados mostrados en la Figura 4.23. Esta diferencia tan marcada, de valores relativamente altos en la tasa de desnitrificación (Figura 4.21) y a la vez menores valores promedio de porcentaje de desnitrificación, se debe a que en las zonas húmedas de alimentación fraccionada compiten los procedimientos de nitrificación y desnitrificación, al alternarse periodos que permiten la oxigenación del sistema, con periodos de carencia de oxígeno. Por otra parte, en las zonas húmedas de alimentación continua no se genera esa competencia, pues prevalecen condiciones óptimas para la desnitrificación, no para la nitrificación (ver Figura 4.19).

Para la etapa 2, los mayores porcentajes de desnitrificación se obtienen con valores superiores a 2,5 en la relación DQO/Nt (Figura 4.24 B). No siempre la relación DQO/N-NO₃⁻ fue mayor de 3, (tanto a la entrada como a la salida de los humedales), lo cual usualmente representa un problema para la actividad de desnitrificación (Molle et al., 2008).

La Figura 4.25 muestra la relación existente entre la tasa de desnitrificación y la concentración de DQO del efluente.

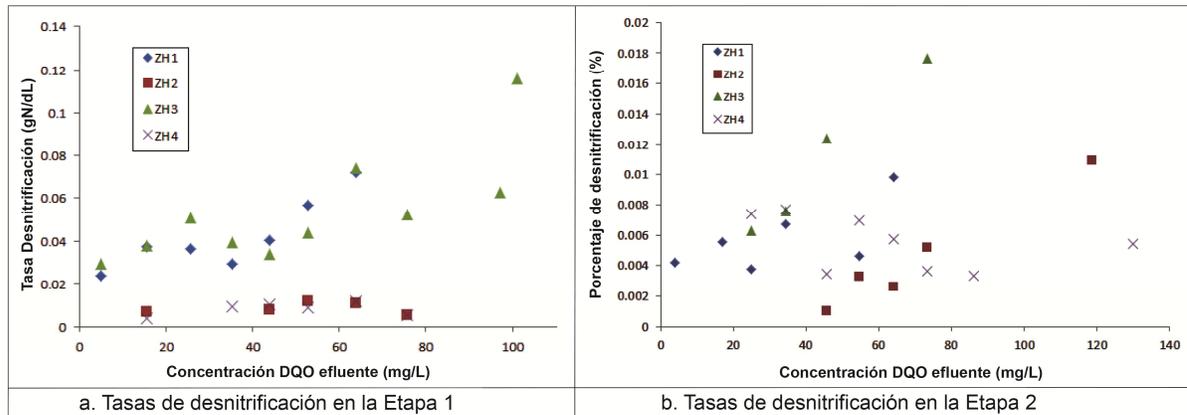


Figura 4.25 Tasa de desnitrificación versus concentración de DQO en el efluente

4.1.2.6 Proceso nitrificación/ desnitrificación

Teóricamente, la estequiometría indica que para la desnitrificación se requieren valores cercanos a 3 g DQO/g Nt, teniendo en cuenta el equilibrio de transmisión entre el sustrato orgánico y el N-NO_3^- . Sin embargo, se ha reportado que en el proceso combinado de nitrificación/desnitrificación, el requerimiento de DQO/Nt debe ser superior a ese valor (Henze, 1992; Kuba et al., 1996).

Como ya se ha mostrado en la sección anterior, no queda duda de que la capacidad de nitrificación y desnitrificación está influenciada por la relación DQO/Nt del afluente. Se observa una disminución de la tasa de estos procesos al aumentar las relaciones DQO/Nt (en el caso de ZH1 y ZH3), mientras que las zonas húmedas de alimentación continua (ZH2 y ZH4) muestran una disminución de la velocidad de los procesos. También puede verse que existen mayores valores de las tasas de nitrificación y desnitrificación al operar el sistema con carga hidráulica “alta” en comparación con la operación con carga hidráulica “nominal”. En la Figura 4.26 se grafican estas tendencias para cada zona húmeda, para lograr una mayor comprensión visual.

En todas las gráficas de la figura 4.26, se observa que la tasa de desnitrificación es ligeramente mayor que la de nitrificación en la etapa 1. En la etapa 2 los valores de las dos tasas son muy similares.

La diferencia entre las tasas de nitrificación y de desnitrificación disminuye al aumentar la relación DQO/Nt. Esto implica que cada vez que se oxida el nitrógeno, este se reduce rápidamente en el humedal. Los resultados muestran que la etapa limitante en nuestro caso fue la nitrificación y no la desnitrificación, como suele suceder en los sistemas aireados. Este hecho, unido a los valores reportados de REDOX en el afluente y efluente de los pilotos lleva a establecer que estos pilotos continúan conservando sus características reductoras a pesar de que permiten oxigenar parcialmente el nitrógeno amoniacal del afluente.

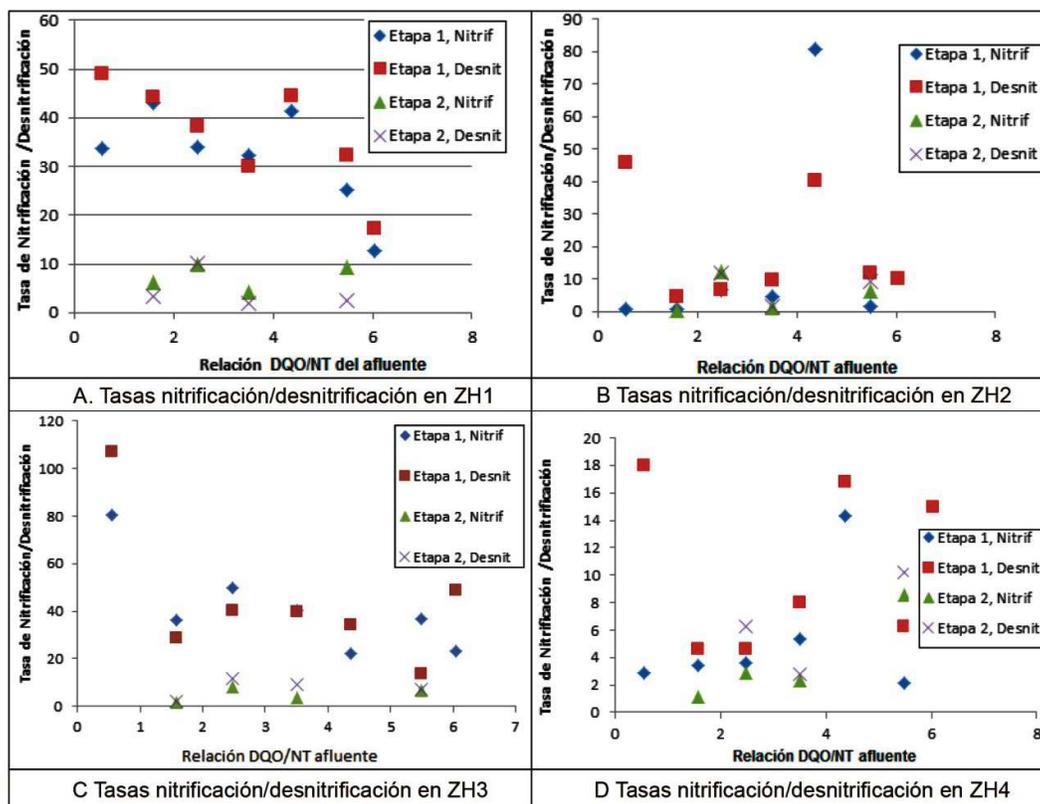


Figura 4.26 Tasas de nitrificación y desnitrificación alcanzadas para diferentes tasas de la relación DQO/Nt del afluente, durante las etapas 1 y 2 del segundo periodo.

Asimismo, en las figuras anteriores, se observa que los pilotos ZH1 y ZH3, poseen una mayor diferenciación de valores de tasas de nitrificación/desnitrificación al operar con las cargas hidráulicas “altas” y con las “nominales”; mientras que en el caso de los pilotos ZH2 y ZH4 las tasas de esos procesos son menores y más similares entre ellas, independientemente de la carga hidráulica empleada.

Algunos investigadores han informado de que el coeficiente de saturación de oxígeno de la cinética de Monod para las bacterias nitrificantes es más alto que el de las bacterias heterotróficas (Hensen et al., 2000; Wiesmann, 1994), por lo que el oxígeno disuelto se utilizará principalmente por parte de las bacterias heterótroficas en lugar de las bacterias nitrificantes.

Se especula que la ineficiencia en la nitrificación fue causada por la insuficiencia de oxígeno disuelto y no por la presencia o ausencia de dadores y aceptores de electrones. Varios investigadores han informado de que se requiere una DQO/Nt superior a 7 para la eliminación de nitrógeno (Carrera et al., 2004; Choi et al., 2008) pero nuestra experiencia demuestra que es posible encontrar nitrificación en valores por debajo de este dato.

4.1.2.7 Eliminación de microorganismos (*E. coli*) durante el segundo periodo de experimentación.

Como parámetro indicador de contaminación fecal se determinó (1 y 2) *E. coli* en cada una de las etapas. En la figura 4.27 se presenta la media de reducción de *E. coli* expresada en unidades logarítmicas (log UFC/100 mL) o ulog. En general, y para las cuatro zonas húmedas piloto evaluadas se obtiene una reducción de 0,9 a 1,4 ulog.

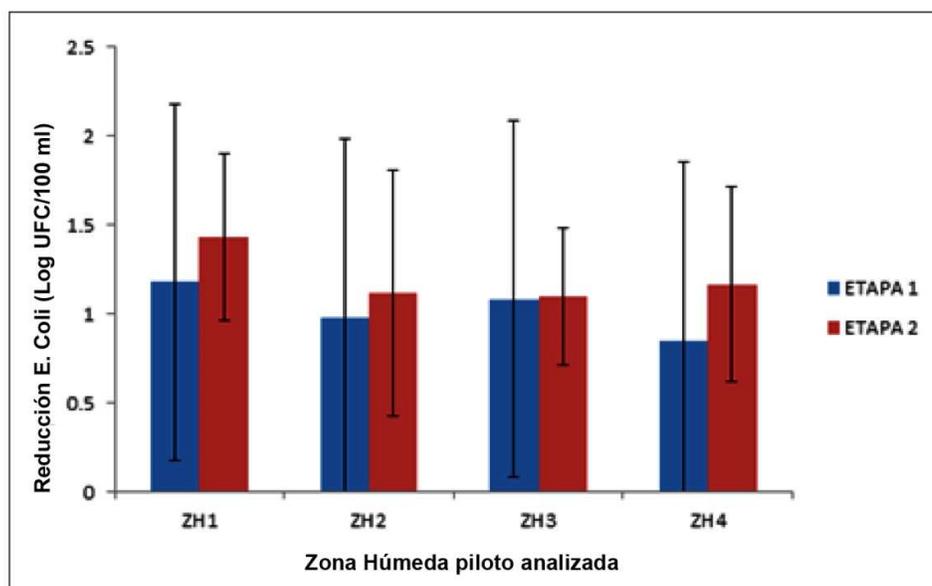


Figura 4.27 Reducción de *E. coli* en cada zona húmeda piloto analizada durante el segundo periodo

La reducción de *E. coli* en zonas húmedas está relacionada con parámetros de operación como la carga hidráulica aplicada, el fraccionamiento de la carga hidráulica, el tiempo de retención hidráulico del agua en el sistema, el tipo de medio granular, la vegetación y la presencia o no de caminos preferenciales (Boutilier et al., 2010).

En nuestro estudio, al representar la reducción de *E. coli* en función de la carga hidráulica aplicada (Figura 4.28) se observa que al aumentar la carga hidráulica se obtiene una menor reducción de *E. coli*; esta disminución de la reducción es atribuible en nuestro caso al TRH, ya que al aumentar la carga hidráulica el agua permanece un tiempo más corto en el interior de la zona húmeda. Estos resultados coinciden con los de otros autores (Ulrich, et al., 2005; Díaz, et al., 2010).

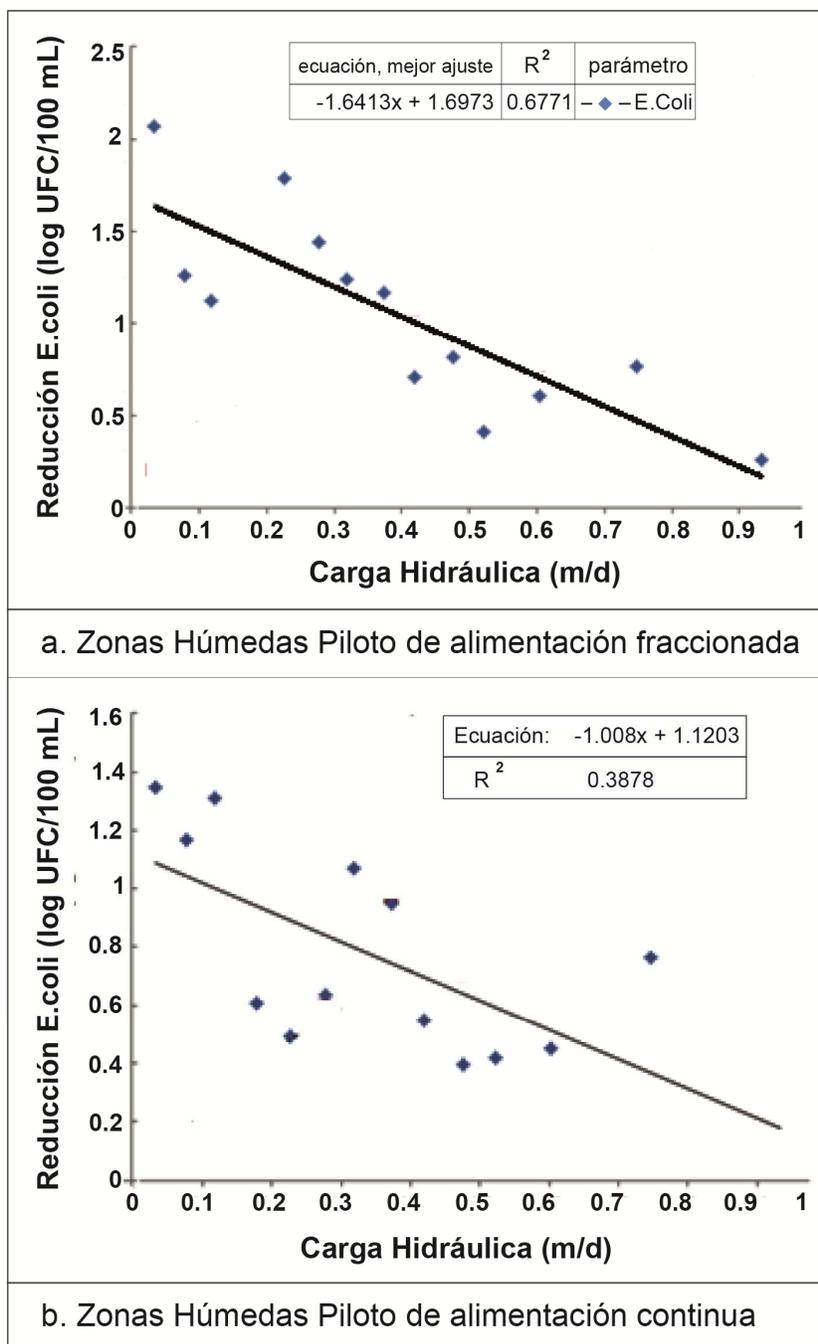


Figura 4.28 Relación de la reducción de *E. coli* respecto a la carga hidráulica en los humedales piloto

En las Figuras 4.28 A y B, se detallan las ecuaciones de las líneas de mejor ajuste y sus respectivos valores de R^2 , para la relación entre la carga hidráulica y la reducción de *E. coli*.

En las dos figuras se aprecia que las ecuaciones encontradas son similares; sin embargo existe una mayor pendiente en la ecuación de la reducción de *E. coli* en los humedales de alimentación fraccionada con respecto a los de alimentación continua, lo cual implica el ligero aumento observado en la Figura 4.27. Esta ligera diferencia existente en la reducción de microorganismos se puede justificar basándose en el tiempo de retención del agua dentro del humedal, como ya se comentó.

4.2 Caso estudio: Zona Húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola

Se aborda el caso de estudio realizado en la zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola. Tal como se indicó en el apartado de Material y Métodos (3.1.3) el agua de entrada a la EDAR una vez tratada en el tanque Imhoff puede distribuirse de dos formas atendiendo a las necesidades de gestión de la EDAR:

- 1- Bombeo al sistema de infiltración percolación modificado (IPm) y de aquí, parte del agua es tratada por la HAFSSH por lo que en este caso la ZHC actúa como sistema de tratamiento terciario.
- 2- Bombeo directo al sistema de ZHC sin previo paso por el sistema de Infiltración-percolación; en este caso el sistema trabaja como tratamiento secundario.

Se inicia esta parte del trabajo con la descripción de la calidad del agua (afluente y efluente) durante la operación de la ZHC como sistema terciario (campaña I) y secundario (campaña II) (Ver Material y Métodos). Se analiza la respuesta de la ZHC a diferentes calidades de agua a tratar. Posteriormente se describe la experiencia realizada al operar el sistema con ciclos de llenado y vaciado, simulando un sistema de operación intermitente de alimentación cuando la ZHC funciona como sistema secundario (junio-setiembre 2011). Finalmente se analizan los perfiles verticales de la ZHC correspondientes a la parte final de la misma.

4.2.1 Caracterización del agua influente y afluente de la zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola.

En la Tabla 4.12 y la Figura 4.29 se detalla la calidad del afluente de alimentación a la ZHC de la EDAR de Els Hostalets de Pierola a nivel fisicoquímico y microbiológico.

Los resultados obtenidos corroboran que la ZHC a lo largo del estudio trató dos afluentes diferenciados, dependiendo de su origen. Aunque inicialmente parezca obvio, la implicación de esta afirmación es que la depuradora (primario + IPm) actúa

depurando el efluente. Se hace explícita esta información debido a algunos episodios de saturación de los filtros IPm que hacían dudar inicialmente del rendimiento de la EDAR.

En cuanto al afluente de entrada a ZHC en la Campaña I, presenta unas características fisicoquímicas y microbiológicas similares a las encontradas normalmente en un efluente secundario de un sistema de IPm que trate agua residual urbana (Huertas, 2009).

A lo largo del estudio, el efluente secundario procedente de la IPm previa a las zonas húmedas presentó poca variabilidad respecto a los valores de los parámetros evaluados: sólidos en suspensión (SS), DQO total y disuelta. Este hecho es atribuible a la eficiencia del sistema en la eliminación de sólidos en suspensión y en la oxidación de materia orgánica, con valores medios de salida de 13 mg/L y 68 mg/L respectivamente.

Adicionalmente, la IPm, atendiendo a las condiciones aeróbicas del sistema, es capaz de transformar el nitrógeno (oxidación de las formas de nitrógeno amoniacal a nitratos); y, a diferencia de otros sistemas de tratamiento, tiene capacidad de desinfectar puesto que reduce el contenido de microorganismos, tanto de indicadores bacterianos como de virus.

El agua de entrada a la ZHC en la Campaña II presenta características típicas de un efluente procedente de un tratamiento primario; el contenido promedio de SS y DQO fue de 208 mg/L y 606 mg/L respectivamente. En cuanto a las formas del nitrógeno, el agua a tratar en la campaña II presenta dos formas de nitrógeno distintas, NTK y amoniacal, a diferencia de la campaña I en la que aparece una nueva forma, el nitrógeno de nitratos. Este hecho es atribuible a la capacidad de la IPm de transformar el nitrógeno amoniacal a nitrato dadas las condiciones aeróbicas del sistema tal y como ya se ha indicado.

Si se comparan los afluentes a tratar por la ZHC se observa que cuando el agua procede del sistema de infiltración-percolación el afluente es de mejor calidad y presenta mayor homogeneidad que cuando proviene del sistema primario de la EDAR, tal como era de esperar.

Tabla 4.12 Calidad del agua de alimentación a la zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola en las campañas I y II

Parámetro	Mínimo		Máximo		Media		Desviación estándar	
	Campaña I	Campaña II	Campaña I	Campaña II	Campaña I	Campaña II	Campaña I	Campaña II
pH	6,7	7,0	7,4	7,9	7,01	7,3	0,5	0,1
CE (dS/cm)	1,6	1,5	3,1	3,3	2,4	2,3	0,9	0,4
Sólidos suspendidos (mg/L)	3	92	35,4	328	13,0	208,6	11,3	7,3
O ₂ (mg/L)	0,0	0,0	4,6	0,8	1,1	0,2	0,1	0,2
DQOt (mg/L)	26,6	313,8	182,2	818,0	68,8	603,9	25,1	37,7
DQOd (mg/L)	11,7	160,4	138,1	449,2	54,27	247,2	14,6	30,1
N-NTK (mg/L)	3,8	35,6	61,4	98,4	26,0	70,03	3,6	15,0
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	7,4	35,6	55,3	79,6	24,3	56,8	2,4	12,0
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,2	<0,2	90,3	2,2	12,0	0,7	0,1	10,5
<i>E.coli</i> (ulog)	2,7	6,5	5,5	6,2	5,0	6,8	0,1	0,5
Bacteriófagos somáticos (ulog)	1,6	4,2	4,8	6,9	3,11	4,2	6,9	0,8

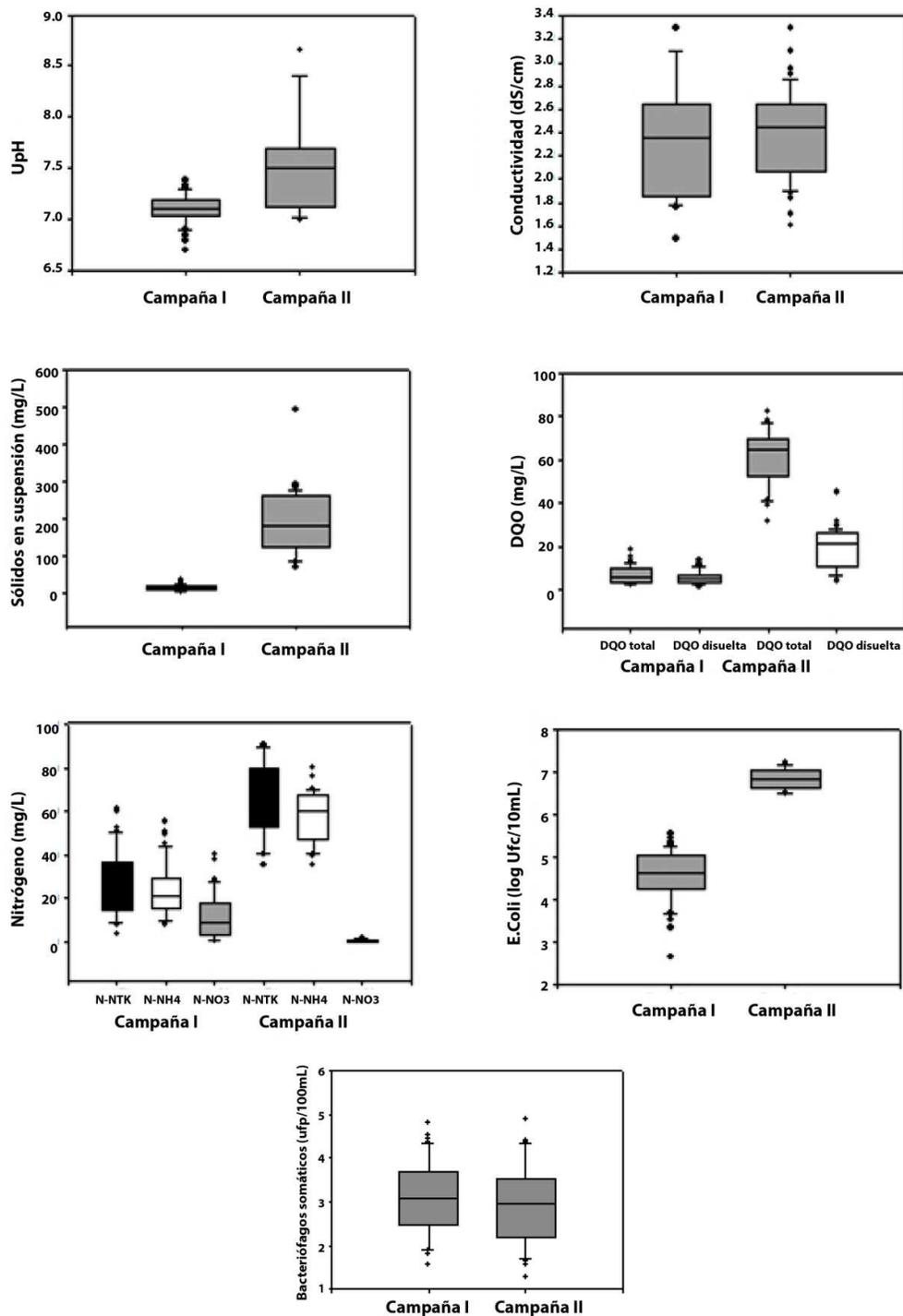


Figura 4.29 Calidad del influente de alimentación a la zona húmeda del EDAR de Els Hostalets de Pierola

El rendimiento de la ZHC ha venido dependiendo de la calidad del agua a tratar (campañas I y II). Ahora bien, con el propósito de poder interpretar la respuesta de las ZHC a distintas cargas orgánicas y microbianas, se ha optado por representar en forma de gráficas dichas respuestas atendiendo a la carga de SS, DQO total y las formas de nitrógeno por m²/día a la entrada del sistema, frente a la reducción de estos por m²/día en la campaña I y II.

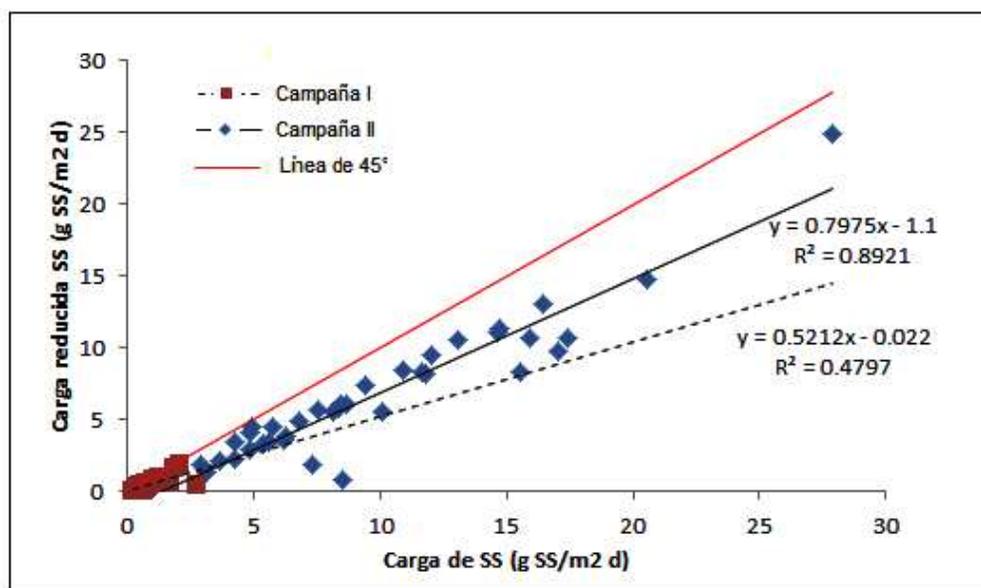


Figura 4.30 Reducción de carga de SS en la ZHC

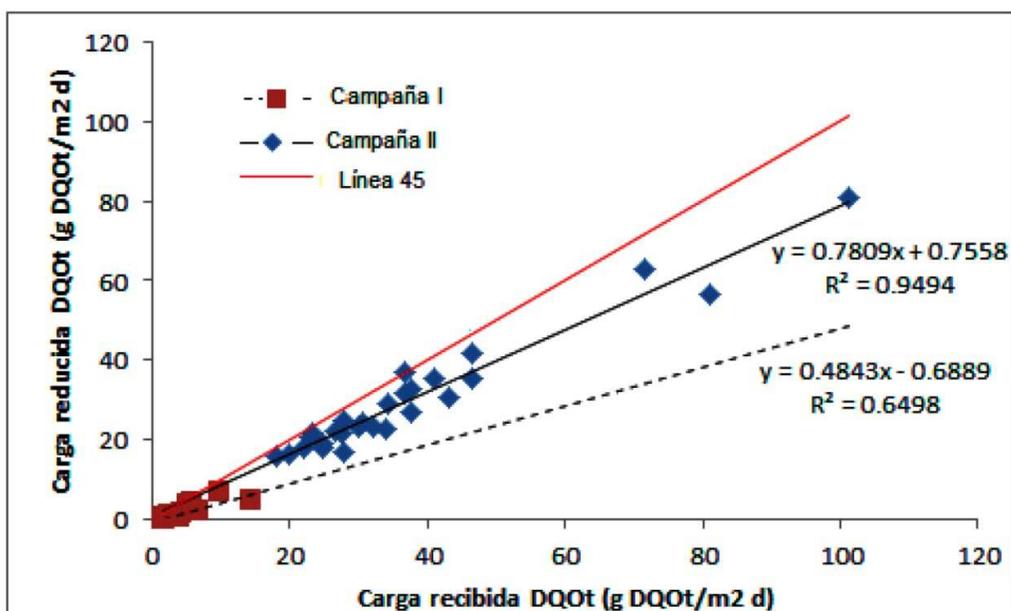


Figura 4.31 Reducción de carga de DQOt en la ZHC

En las Figuras 4.30 y 4.31 se observa que en ambos casos (reducción de SS y DQO) los sistemas terciarios están limitados por la carga recibida y muestran coeficientes de correlación lineal menores que los sistemas secundarios. Los sistemas secundarios muestran a su vez una mayor eficiencia de reducción de estos dos parámetros (SS y DQO), conduciendo a valores más cercanos a la línea de 45° (bisectriz).

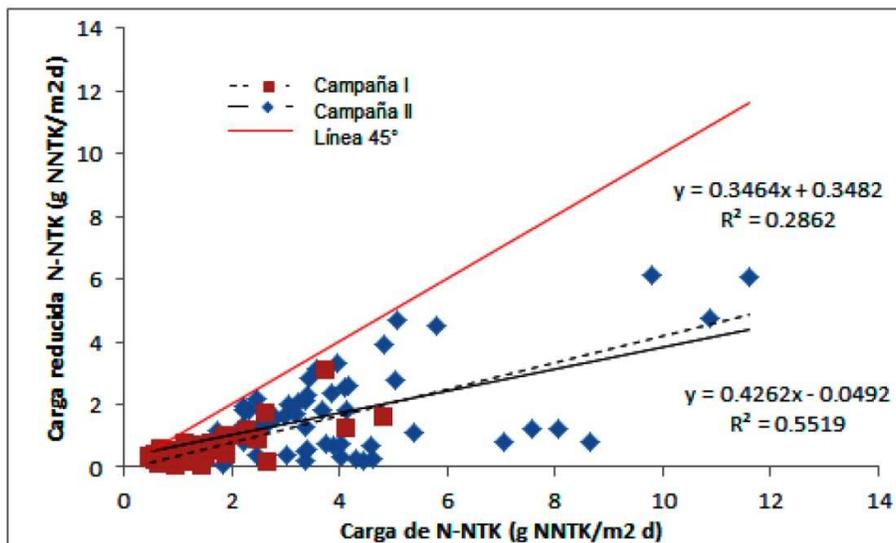


Figura 4.32 Reducción de carga de N-NTK

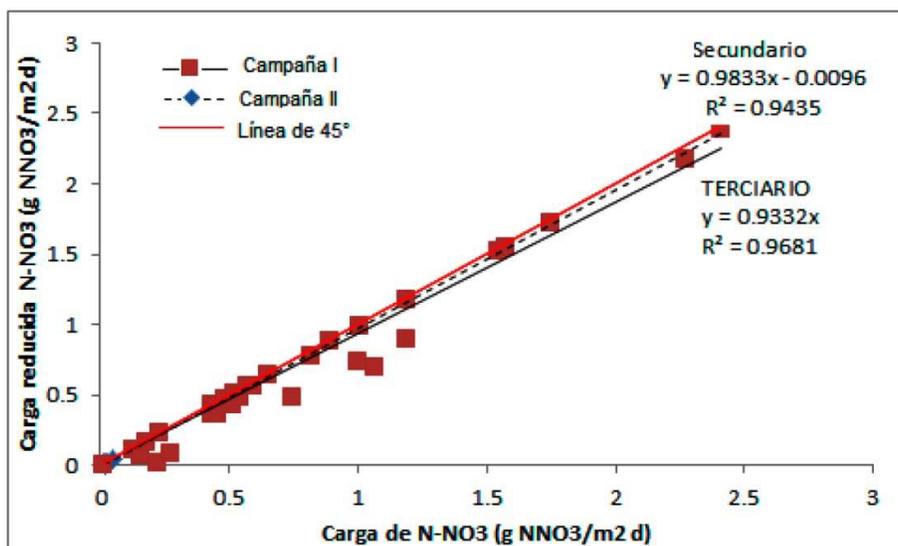


Figura 4.33 Reducción de carga de N-NO₃

En las Figuras 4.32 y 4.33 se muestra la reducción de la carga de nitrógeno, tanto N-NTK como N-NO₃⁻. En el caso de la reducción de la carga de N-NKT, se aprecia que es baja para los dos tipos de operaciones (secundaria o terciaria), y de igual forma las correlaciones lineales lo son. Sin embargo, se aprecia que la ZHC logra remover eficientemente el N-NO₃⁻ que ingresa a la misma, tanto operando como sistema secundario o como terciario.

En la Figura 4.34 se observan los porcentajes de eliminación de la DQO (total y disuelta) y del N-NH₄⁺, durante las campañas I y II.

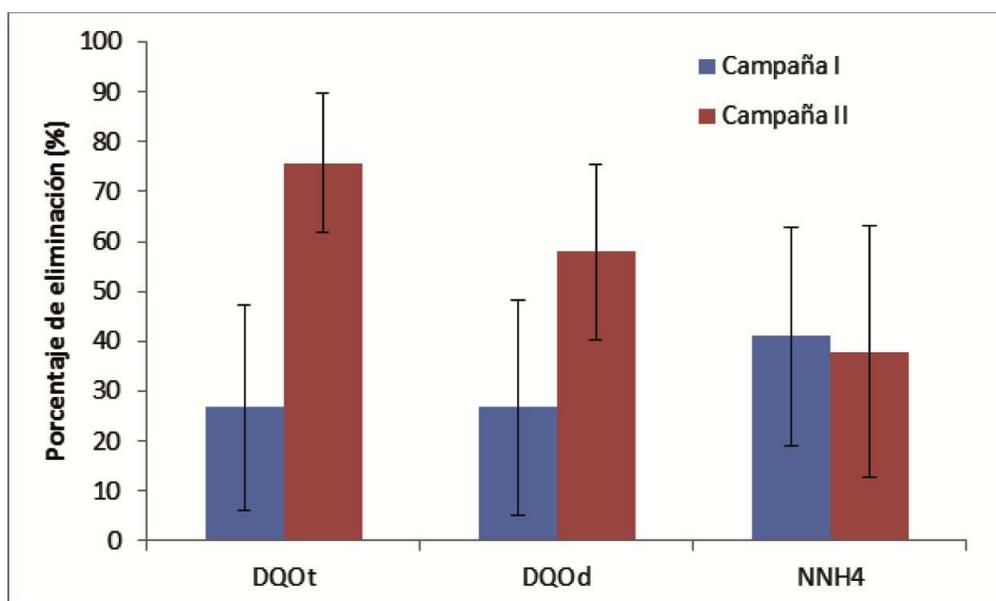


Figura 4.34 Porcentajes de eliminación de materia orgánica y nitrógeno en la ZHC

En el caso de la DQO (tanto la total como la disuelta), se observa que los porcentajes de eliminación son mucho más altos en la campaña II (donde la ZHC opera como un sistema secundario), que en la campaña I (operación como sistema terciario). Esta situación no se observa en el caso de la eliminación de N-NH₄⁺, ya que en las dos campañas se presentan similares porcentajes de eliminación. Asimismo, en la campaña I se observa que los porcentajes de eliminación de DQO disuelta y total son bastante similares; esta situación se debe a que en su mayoría, la DQO total se encuentra en forma disuelta y podría contener materiales refractarios a la depuración, que no se pueden eliminar del afluente y sin embargo aportan DQO.

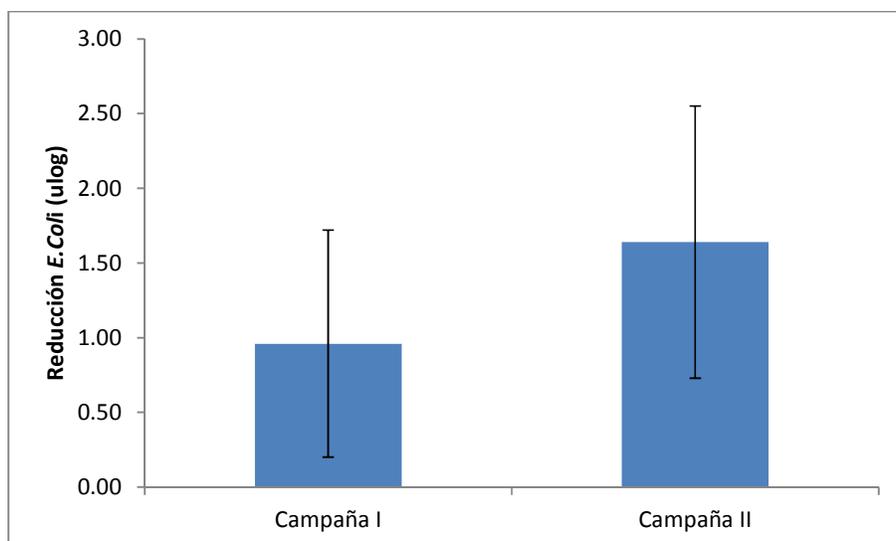


Figura 4.35 Reducción de microorganismos (*E.coli*) en la ZHC

En la Figura 4.35, se observan las eliminaciones medias de microorganismos obtenidas en las campañas I y II (*E. coli*). Se observa que durante la operación del sistema como tratamiento secundario se alcanzan eliminaciones de hasta 1,6 u log, mientras que al operar como sistema terciario, se alcanzan en promedio hasta 0,96 u log de eliminación.

4.2.2 Experiencia de llenado y vaciado en la zona húmeda

Como se comentó en la sección 3.2.3, durante los meses de junio a setiembre del 2011 se realizó una campaña para estudiar el comportamiento del humedal artificial durante un periodo de renovación de su agua residual y determinar si este tipo de operación mejoraba la calidad del efluente.

En las Figuras 4.36 y 4.37 se observa el porcentaje promedio de eliminación de DQO_t y la eliminación de la carga de materia orgánica como DQO , durante los ensayos realizados.

La Figura 4.36 muestra que al inicio del ensayo hay un incremento de eliminación de DQO_t , hasta alcanzar un valor máximo y posteriormente disminuye. El máximo de eliminación promedio alcanzado fue del 85% a los 6 días de operación; sin embargo, al continuar operando en el humedal ese porcentaje decrece, llegando a un valor

equivalente al valor de inicio del ensayo (67%) a los 9 días de operación. El valor de inicio es el porcentaje de eliminación de materia orgánica del primer día de la campaña. El valor máximo alcanzado es superior al valor promedio de eliminación de DQO al operar las ZHC como secundario (señalado en el subapartado anterior), que fue del 75 %.

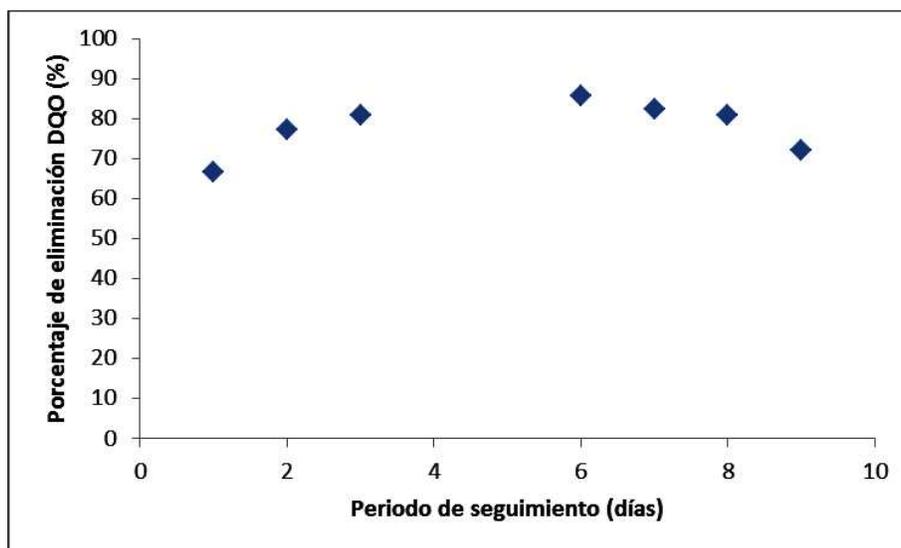


Figura 4.36 Porcentaje de eliminación de materia orgánica alcanzado después de un vaciado y llenado completo en la zona húmeda operado como sistema secundario.

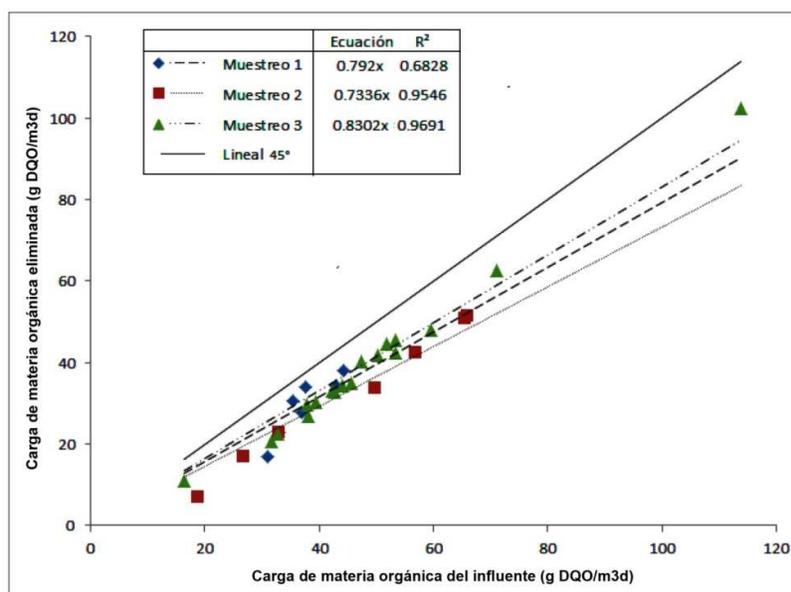


Figura 4.37 Carga orgánica del influente vrs la carga orgánica removida durante los 3 ensayos realizados

En cuanto a la eliminación de carga de materia orgánica, como se aprecia en la Figura 4.37, todos los ensayos presentaron características similares de correlación lineal, superior a 0,9 para el caso de los 2 últimos ensayos. Si lo que se desea es reducir la materia orgánica se recomienda esta operación de vaciado y llenado, ya que la frecuencia de los muestreos parece tender a obtener mayores cargas de materia orgánica eliminada (es decir, que tienden a acercarse más a la línea de 45° en la figura).

Por su parte, la eliminación de N-NH_4^+ (Figura 4.38), muestra un comportamiento similar al del porcentaje de eliminación de DQO_t , donde el máximo porcentaje de reducción alcanzado fue del 30% al tercer día de operación. Para el cuarto día de operación este porcentaje disminuyó a valores similares al valor de inicio (24%) y en días posteriores a ese el porcentaje continúa decreciendo. En todo caso, el porcentaje de reducción alcanzado fue similar al obtenido en la operación de la ZHC como un sistema secundario, cuyo valor promedio fue del 37 %.

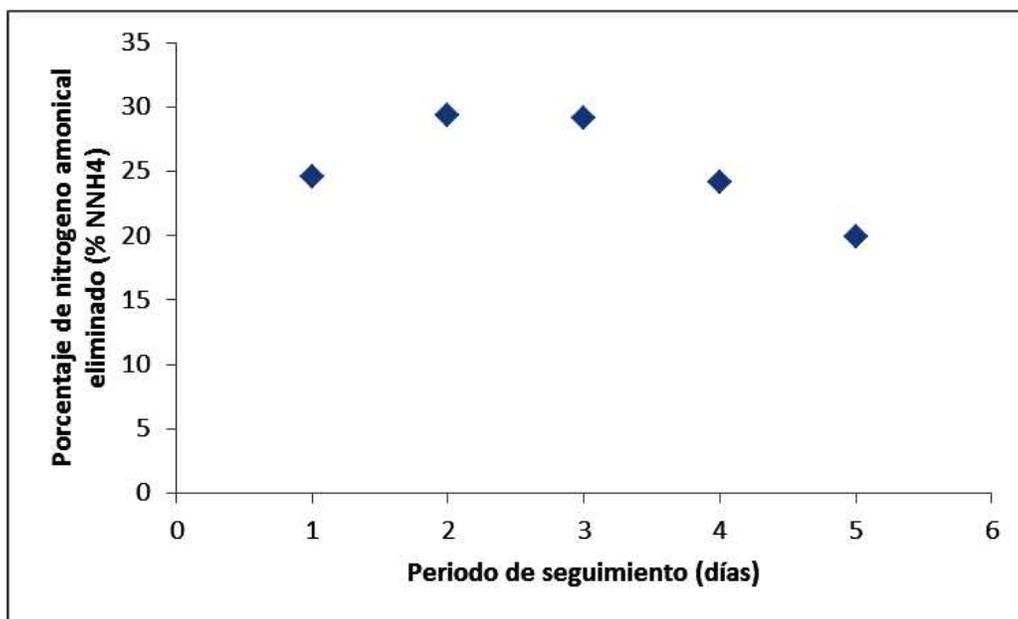


Figura 4.38 Porcentaje de eliminación de nitrógeno amoniacal alcanzado después de un vaciado y llenado completo en la zona húmeda operado como sistema secundario.

Las tasas de nitrificación y desnitrificación ($\text{g/m}^3\cdot\text{d}$) se detallan en la Figura 4.39. Se observa un comportamiento y valores similares entre ambos parámetros; el comportamiento en general es más variable que en el caso de los porcentajes de eliminación de DQO y N-NH_4^+ , con ligeras fluctuaciones. El periodo para alcanzar la máxima tasa de nitrificación es de 4 días, mientras que para el caso de la

desnitrificación este periodo se encuentra entre los días 2 y 4. Las tasas máximas alcanzadas durante esos periodos son de $7,2 \text{ g/m}^3\cdot\text{d}$ y de $6,5 \text{ g/m}^3\cdot\text{d}$, para la nitrificación y la desnitrificación respectivamente.

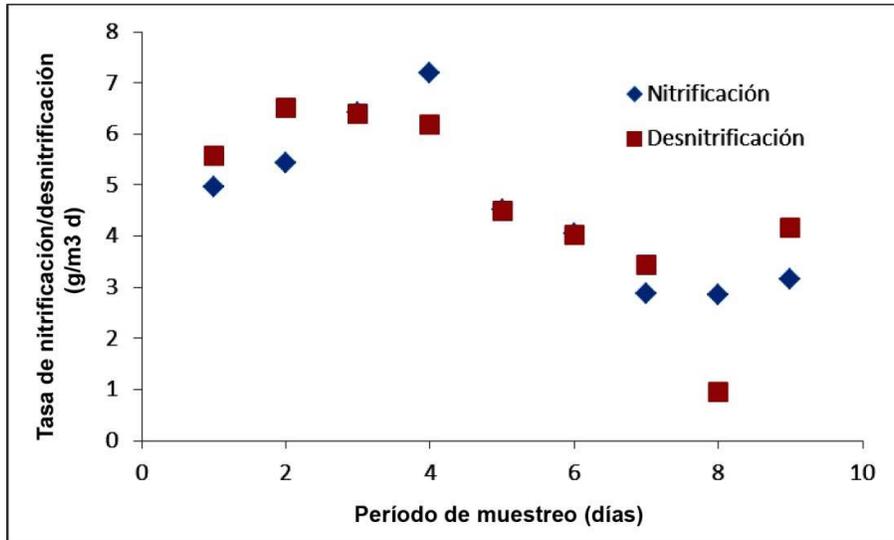


Figura 4.39 Comportamiento de las tasas de nitrificación y desnitrificación durante el periodo de muestreo.

Se debe señalar, que conforme se realizaron los 3 ensayos, las tasas de nitrificación y desnitrificación disminuyeron sus valores, como se muestra en la Tabla 4.13. Esto explica en parte el hecho de que no se mejorara el porcentaje de eliminación de amonio durante este ensayo. Por ello, y a pesar de lograr buenos resultados en la eliminación de la materia orgánica, no se recomienda realizar los vaciados y llenados de las ZHC de manera muy continuada, si se desea es reducir la concentración de nutrientes nitrogenados.

Se observa que la diferencia entre la tasa de nitrificación y la tasa de desnitrificación es mayor en el primer ensayo que en los otros dos, dándose como proceso limitante la nitrificación. Este fenómeno puede deberse a una baja aireación de la zona húmeda durante el primer ensayo en comparación con los periodos en que se realizaron los ensayos siguientes, ya que conforme se daban las operaciones de vaciado y llenado, se lograba una mejor aireación del sistema.

Tabla 4.13: Variaciones de las tasas de nitrificación y desnitrificación durante los 3 ensayos de la campaña de flujo intermitente.

Días del ensayo	Tasa de nitrificación (g/m ³ d)			Tasa de desnitrificación (g/m ³ d)		
	Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3	Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3
1	5.59	7.06	2.22	7.41	7.04	2.22
2	7.77	3.55	1.26	11.04	3.47	1.26
3	8	9.21	3.62	10.9	9.18	3.59
4	8.76	1.55	4.27	10.78	1.53	4.24
5	7.8	1.65	4.53	8.3	1.67	4.5
6	6.5	1.78	4.06	6.7	1.8	4.02
7	5.31	2.2	1.25	5.3	2.3	1.28
8	6.8	2.7	2.85	7	2.6	2.82
9	8.64	2.86	1.31	9.2	2.87	1.4
10	8	3	0.725	9	3.2	0.78

No existe un comportamiento similar de estos parámetros entre los tres ensayos, ya que hay fluctuaciones de las tasas de nitrificación y desnitrificación a lo largo de la campaña. En la Tabla 4.13 se puede apreciar que las tasas de nitrificación y desnitrificación van decreciendo conforme se realizan los ensayos. En promedio, las tasas de nitrificación para el primero, segundo y tercer periodo de muestreo fueron de 7,32; 3,56 y 2,60 g/m³-d respectivamente. Estas fluctuaciones pueden deberse al lavado del biofilm, con la consecuente pérdida de microorganismos y el lento crecimiento que tienen las bacterias nitrificantes y desnitrificantes al realizarse las operaciones de vaciado y llenado.

Durante la campaña existió una variación de la razón DQO/Nt del afluente al humedal, la cual osciló entre los 4,7 y los 12,5; con un promedio de 8,0. Al alcanzar la máxima eliminación de amonio, la relación DQO/Nt fue en promedio 7,4.

4.2.3 Estudio del perfil vertical de la ZHC

El estudio de caso efectuado en la ZHC de la EDAR de Els Hostalets de Pierola se completó con una campaña de 12 muestreos, durante los cuales se tomaron muestras de agua en los niveles superiores e inferiores de los piezómetros colocados de forma

transversal a la salida del humedal (ver Figura 3.15), así como también de su entrada y salida; sin embargo, para simplificar la descripción solo se muestran los valores promedio de los parámetros detectados en los piezómetros.

Se debe señalar que gran parte del humedal permanece inundado, principalmente la zona de entrada, aunque también se observan algunas zonas inundadas en el centro. Estas zonas inundadas aparecen al disminuir la conductividad del medio debido a la colmatación, por lo que la mayor parte del flujo del humedal circulará por superficie puesto que el agua encontrará menor resistencia para desplazarse. Este hecho provoca por tanto circulación preferencial y se reduce la eficiencia hidráulica del humedal (Chiva, J., 2004).

En la Figura 4.40 se observa que los valores menores de los parámetros estudiados se encuentran alrededor de 4 a 6 metros del borde izquierdo al final del humedal, correspondiente a los piezómetros 2 y 3. También se puede apreciar que conforme aumenta la profundidad del lecho y los piezómetros tienden hacia el centro del humedal, aumenta el valor de los parámetros analizados.

En el caso de los compuestos nitrogenados (nitrógeno amoniacal y nitrógeno Kjeldahl), los valores menores se observan en el agua del nivel superior del lecho. Sin embargo, los valores aumentan conforme se profundiza en el humedal. Para el caso de la DQO se encuentra que el valor más bajo se localiza en el perfil vertical y hasta los 50 cm de profundidad. Finalmente, para el caso de *E. coli* se encuentran valores menores a unos 20 cm de profundidad desde la superficie a cerca de 5 metros del borde izquierdo. Estos valores podrían corresponder a zonas muertas dentro del humedal, donde se reduce la velocidad del agua, generándose un mayor TRH y mejorando la calidad del efluente.

Por ello, las figuras mostradas en los gráficos de los perfiles verticales pueden denotar las zonas de sombras debidas a la presencia de zonas muertas, cortocircuitos y el tipo de flujo presente en el humedal. Las zonas de sombra se encuentran a la salida y la entrada de los humedales, tanto en profundidad como en anchura. En el mejor de los casos, el agua, al entrar al humedal lo haría uniformemente en toda su anchura; sin embargo, y por lo general, el agua no suele entrar a la vez en todo el ancho ni en toda la profundidad. De esta manera, el flujo por área transversal del humedal no es el mismo. Hasta una cierta distancia, el agua no circula de manera uniforme en toda la profundidad y anchura. La distancia en que se suele considerar que el flujo es

uniforme, es una distancia igual al nivel de agua. Los porcentajes de zonas muertas en una ZHC, pueden ser de entre un 10 y un 60% (Chiva, J., 2004).

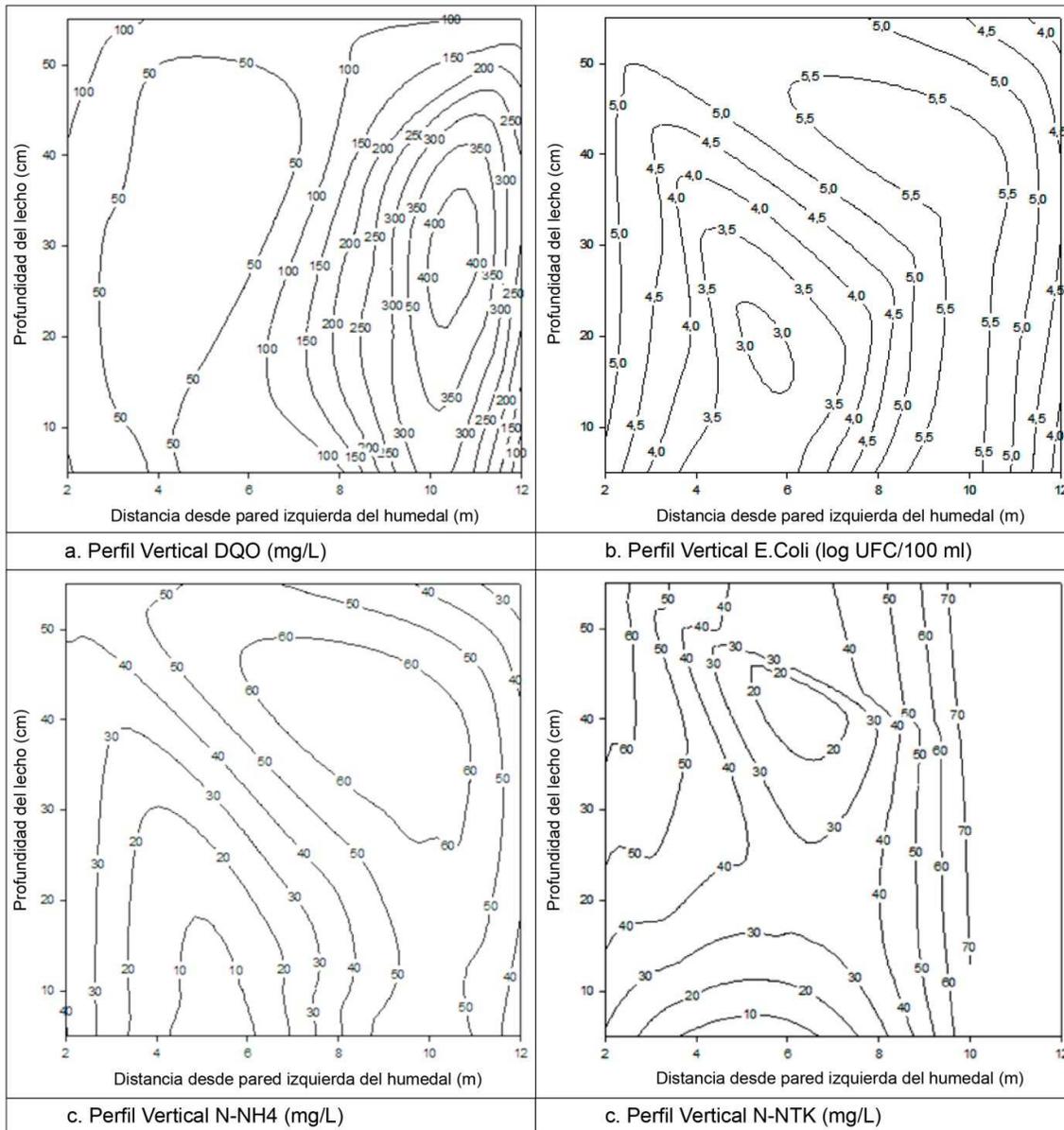


Figura 4.40 Perfiles verticales de diferentes parámetros

La última línea de la Tabla 4.13 se refiere a los porcentajes promedio más altos de los valores alcanzados en la profundidad óptima (donde se obtuvieron las menores concentraciones de los parámetros analizados).

No se observan diferencias entre los porcentajes promedio de DQO alcanzados en la columna de agua, y aquellos porcentajes alcanzados por el sistema a la salida de la ZHC; sin embargo, los porcentajes de los compuestos nitrogenados sí lo hacen, pues pueden pasar de un 35 a un 66% de eliminación (en el caso del N-NH_4^+) y de un 37 a un 89% (en el caso del N-NTK), si el efluente saliera del humedal a una altura de hasta 10 cm de profundidad desde el nivel de la columna de agua. De igual forma, se lograría reducir *E. coli* de 1.57 a 2.5 ulog. Al tener la salida a ese nivel, se lograría además tener un efluente nitrificado con valores de hasta 65.37 mg/L de N-NO_3^- .

Por lo anterior, y para establecer mejor el comportamiento definido en los gráficos de la Figura 4.40, se recomienda realizar pruebas de TRH para detectar el tipo de flujo existente en el humedal y la presencia de zonas muertas y cortocircuitos. De igual manera se recomienda colocar una mayor serie de piezómetros a lo ancho y largo del humedal para poder realizar perfiles verticales y horizontales completos.

4.3 Estudios de caso analizados

Es conocido que los humedales artificiales para la depuración de aguas residuales ofrecen una calidad más alta en sus efluentes que la proporcionada por los sistemas de tratamiento por lagunaje. Los mecanismos de eliminación más comunes a los que están asociados los humedales incluyen la sedimentación, coagulación, adsorción, filtración, absorción biológica y transformación microbiana (Kadlec y Knight, 1996).

Los humedales artificiales tienen un gran potencial para reducir los contaminantes químicos de fuentes no puntuales en las aguas superficiales y subterráneas. Se ha demostrado la capacidad de estos sistemas para convertirse en sumideros de diferentes productos químicos, incluyendo nutrientes tales como el fósforo y el nitrógeno (Phipps y Crumpton, 1994; Vymazal, 2007; Zhou y Hosomi, 2008). Por lo tanto, estos sistemas basados en procesos naturales pueden ayudar a mejorar la calidad de cuerpos naturales de agua si se emplean para el tratamiento avanzado de aguas contaminadas antes de verterlas (Kadlec y Hey, 1994; Jing et al, 2001; Jing Lin, 2004,).

En la presente sección se detallan tres estudios de casos realizados en zonas húmedas, los dos primeros poseen como objetivo final mejorar (en alguna medida) la calidad de los ríos donde finalmente descargan sus efluentes depurados (Ríos Besòs y Ripoll), mientras que el tercer estudio de caso se llevó a cabo en un sistema híbrido piloto para la depuración de las aguas provenientes de los purines y excretas de una granja porcina.

4.3.1 Estudio de caso de las zonas húmedas del río Besòs

El tramo final del río Besòs (provincia de Barcelona, España) fluye a través de una cuenca compartida por diversos municipios (Barcelona, Montcada i Reixac, Santa Coloma de Gramenet y Sant Adrià del Besòs) que constituyen una zona densamente poblada (más de dos millones de habitantes) y con una fuerte industrialización.

Este río presenta extremas variaciones de caudal, desde episodios violentos de inundación (con más de 2000 m³/s) hasta la ausencia prácticamente total de flujo, excepto por el procedente del vertido de aguas residuales en la parte superior de la cuenca.

Durante muchos años, el cauce se utilizó como vertedero a cielo abierto, además de servir de pasillo para conducciones eléctricas aéreas y ser canalizado, con paredes de cemento de unos 3 metros y un canal recto de aguas bajas. La reducción de la calidad del conjunto del río provocó la desaparición de vida silvestre, y únicamente sobrevivieron las plantas y los insectos capaces de resistir un ecosistema altamente contaminado.

En la década de los noventa se empezaron a implementar y operar estaciones depuradoras de aguas residuales prácticamente en toda la cuenca. A partir de ese momento, casi toda el agua que lleva el río, excepto en los episodios de lluvia continuada o tormentas, es agua residual procedente de tratamientos secundarios por fangos activos.

A pesar de la mejora de la calidad del agua, el río Besòs seguía planteando problemas de olores y aspecto, con las quejas consiguientes de la población residente en su vecindad. Aparte de lo mencionado, su calidad “ecológica” era prácticamente nula. Considerando la situación insostenible, las autoridades locales y las del agua en Cataluña se plantearon la recuperación del sistema.

Para ello se realizó una gran reconversión/recuperación de los últimos nueve kilómetros del río, a finales de los años noventa. Una parte del tramo final se renaturalizó y se eliminó el antiguo canal de hormigón para caudales bajos. La reconversión se planteó en dos actuaciones diferenciadas.

- La primera consistió en la construcción de un Parque Fluvial, accesible al público. En este se encuentra una zona de césped con una pista ciclable, pequeñas presas hinchables para mantener superficie de agua libre, y además dispone de un sistema de alerta para que en caso de avenidas se pueda desalojar de público el sistema.
- La segunda actuación consistió en construir una planta piloto y varias zonas húmedas (humedales artificiales) en el lecho, en ambos márgenes del río, para la depuración adicional de las aguas residuales.

El objetivo del sistema de humedales construidos en las parcelas del río Besòs fue principalmente el de proporcionar un tratamiento adicional (terciario) a una parte de las aguas depuradas por la EDAR de Montcada i Reixac antes de su descarga al río. Con ello, se perseguía mejorar la calidad del agua circulante en cumplimiento de lo marcado por la Directiva marco del Agua.

Secundariamente, se consiguieron como intangibles:

- Ampliar la diversidad de la fauna (aves, peces, anfibios...)
- Mejorar la estética del sistema en cuanto a flora y calidad del paisaje
- Reducir los impactos ambientales negativos asociados a la mala calidad del agua y los derivados de la acumulación de residuos en el cauce

Después de la implantación del sistema se ha desarrollado una aceptación importante del mismo por parte de los vecinos y en general de la población del área metropolitana.

4.3.1.1 Calidad del afluente y el efluente de las zonas húmedas del río Besòs

El sistema de parcelas de humedales artificiales del Río Besòs se describió en la sección 3.1.2

La calidad del afluente que entra a las parcelas de las zonas húmedas del río Besòs se presenta en la Tabla 4-14. Los datos muestran los valores medios, con su respectiva desviación estándar, para los datos históricos (desde 2001 hasta el año 2007) y los datos obtenidos durante el presente estudio (desde 2008 hasta 2011).

Tabla 4-14 Calidad promedio del influente a las zonas húmedas durante los años 2001 a 2011 (media y desviación estándar de los valores)

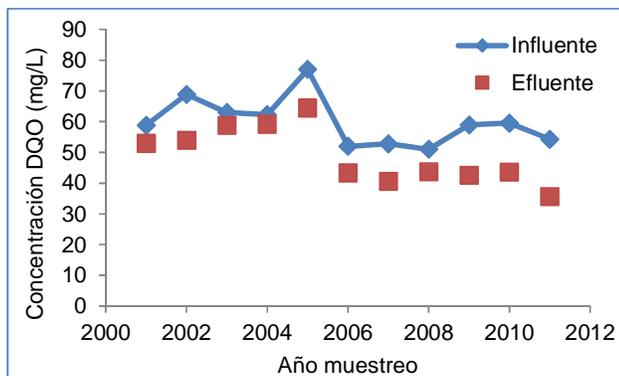
Parámetro	Valor medio (desviación estándar)
pH	7,61 ± 0,27
C.E. (μS/cm)	1.418 ± 158
OD (mg/L)	6,06 ± 1,72
SS (mg/L)	13,2 ± 11,9
DQO (mg/L)	56,03 ± 16,24
NTK (mg/L)	48,38 ± 13,33
NH ₄ ⁺ (mg/L)	41,11 ± 10,69
NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,01 ± 7,45
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,78 ± 1,59
P ₂ O ₅ (mg/L)	2,51 ± 1,66
<i>E. coli</i> (ulog)	5,04 ± 0,56
Bacteriófagos (ulog)	4,61 ± 0,49

A partir de la Tabla 4-14, se observa que el afluente a las zonas húmedas presenta bajas concentraciones de materia orgánica (en promedio 56 mg/L de DQO en el período de estudio de 11 años), de compuestos nitrogenados y de compuestos fosforados. La concentración de amoníaco, la forma de nitrógeno predominante, tan solo es de 41 mg/L mientras que la de N-NTK es de 48,4 mg/L. La calidad de este afluente se debe a que proviene de la EDAR de Montcada i Reixac, que tiene un eficiente sistema de fangos activos, por lo que su calidad es muy buena y con presencia de oxígeno (valor medio de OD de 6,06 mg O₂/L).

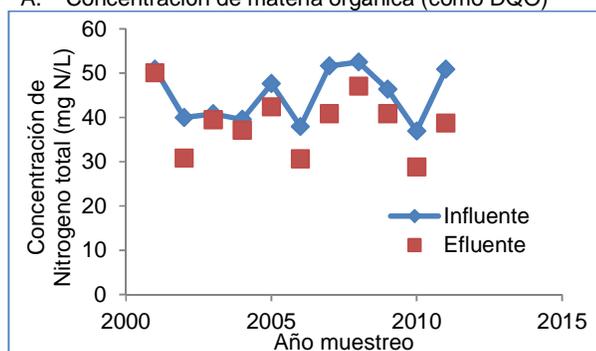
Durante los 11 años de análisis se han comprobado variaciones en la gestión de las parcelas de las zonas húmedas del río Besòs, lo cual ha conllevado variaciones en la calidad de su efluente. Estas variaciones se han debido a varios factores (Huertas et al., 2006; Vila-Escala et al., 2009):

- Condiciones climáticas
- Variaciones de la calidad del efluente de la EDAR de Montcada i Reixac
- Desarrollo y gestión de la vegetación en las parcelas
- Construcciones, excavaciones y otras obras públicas en cuenca del río
- Obstrucciones propias en el sistema de alimentación y/o bombeo
- Acumulación de material (orgánico e inorgánico) debido a los episodios de crecidas en el río

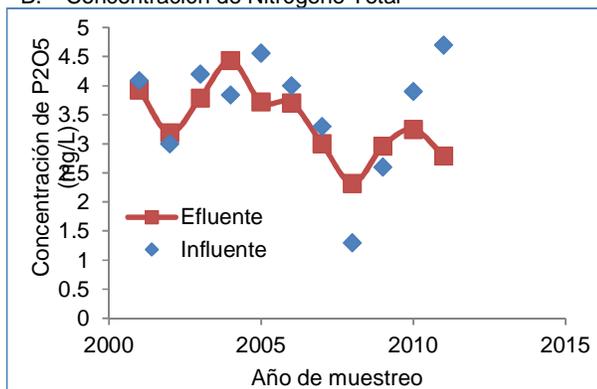
Los resultados medios anuales de las concentraciones de materia orgánica (como DQO), y de los nutrientes (nitrógeno y fósforo) de las sesenta parcelas de zonas húmedas, se describen en la Figura 4-41.



A. Concentración de materia orgánica (como DQO)



B. Concentración de Nitrógeno Total



C. Concentración de fósforo (como P₂O₅)

Figura 4-41 Comportamiento del afluente y el efluente de las parcelas de zonas húmedas del río Besòs durante los años 2001 a 2011.

Como se aprecia en la figura 4-41A, la materia orgánica (DQO) se redujo en promedio un 18%, aunque existen diferentes periodos donde se alcanzaron reducciones de hasta un 35% como máximo (año 2011) y de tan solo un 5% como mínimo (año 2004).

Estas fluctuaciones en los porcentajes de eliminación de materia orgánica se deben a los factores anteriormente señalados.

El valor promedio de reducción de DQO es pequeño pero esto se explica debido a que el sistema está operando como un sistema terciario, por lo que ingresa muy poca materia orgánica al mismo. Otros estudios (Jing et al., 2001; He et al., 2007) muestran resultados similares.

Los humedales artificiales difieren en la capacidad de eliminación de amonio, nitrato y nitrógeno orgánico (Phipps y Crumpton, 1994). La eliminación de las formas de nitrógeno se explica principalmente por los procesos de nitrificación y desnitrificación. La absorción por las plantas también puede dar cuenta de la eliminación de nitrógeno, pero por lo general sólo en un grado bajo, especialmente si no se elimina la vegetación periódicamente (Green et al., 1996). En el caso del sistema de zonas húmedas del río Besòs, la cosecha se realiza una vez al año, generalmente en invierno (entre los meses de noviembre y febrero) cuando las plantas están secas.

La eliminación media de nitrógeno total es del 14% (Figura 4-41B), en un rango que va desde una eliminación mínima del 1,5% (año 2001) hasta un máximo del 24% en el año 2011. Esta reducción promedio es menor a la descrita por otros autores, que han encontrado reducciones entre el 21 y el 63% (Jing et al., 2001; He et al., 2007). Lee et al. (2009) informaron que los sistemas de tratamiento convencional pueden reducir el nitrógeno total entre el 20 y el 30%.

Finalmente, y como se observa en la figura 4-41C, la concentración de fósforo (como P_2O_5) fue más fluctuante en el afluente que en el efluente durante los 11 años de monitoreo. La eliminación de fósforo en las zonas húmedas se explica principalmente por los mecanismos de adsorción (adsorción sobre los sustratos utilizados, la vegetación o los sedimentos acumulados en el humedal), mientras que la absorción por la planta, la precipitación o la absorción microbiana son factores que en realidad no influyen significativamente (Green et al, 1996; Vymazal, 2007). Existe una gran heterogeneidad en los valores de eliminación de fósforo, ya que algunos años se observa que la concentración en el afluente es menor que la del efluente, lo que se debe a la resuspensión en el medio del fósforo ya retenido por adsorción en el lecho del humedal.

De esta manera, el estudio presenta una eliminación promedio máxima del 40% alcanzada en el año 2011, con un valor promedio total de - 0,73% (desorción) durante los 11 años. Algunos estudios muestran diferentes valores medios de eliminación de fósforo total, del 19,4% al 91,8%, en humedales construidos que tratan aguas de ríos contaminados (Jing et al., 2001; He et al., 2007). Deberá estudiarse el lecho de las zonas húmedas del río Besòs para establecer si están saturados de fósforo, razón por la cual podría llevarse a cabo el proceso de desorción o resuspensión desde los mismos, liberándose parte del fósforo (Green et al., 1996).

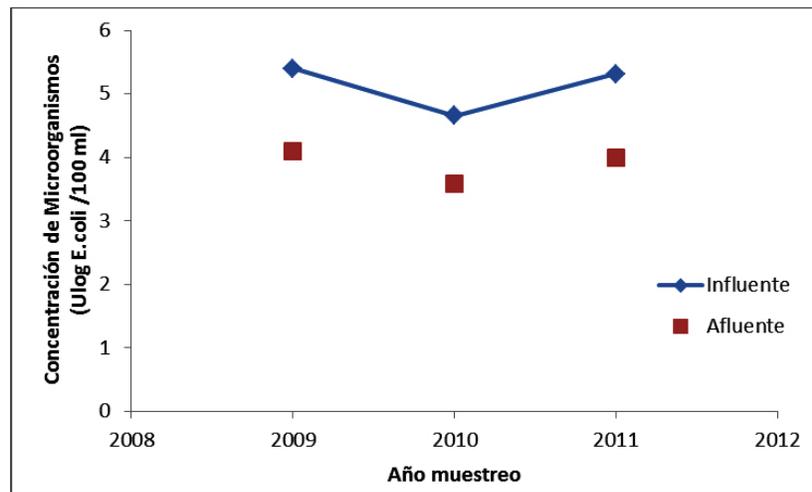


Figura 4-42 Concentración de microorganismos (*E. coli*) durante el monitoreo en las zonas húmedas del río Besòs (periodo 2009-2011)

En la figura 4-42 se observan las concentraciones de microorganismos (*E. coli*) del afluente y del efluente de las zonas húmedas del río Besòs. Se aprecia que los valores promedio anuales muestran resultados semejantes en el promedio de reducción, con un valor de $1,24 \pm 0,13$ ulog. Este resultado es similar a otros estudios realizados (Torrens et al., 2009; Hagendorf et al., 2005), que describen una reducción en sistemas terciarios de 1 ulog de *E. coli*.

4.3.1.2 Relación C/N y procesos de nitrificación/desnitrificación

El desarrollo de los microorganismos en cualquier sistema que los incluye requiere de una fuente de carbono, que puede en un momento determinado convertirse en el factor limitante de crecimiento. De esta regla no escapan los microorganismos responsables del ciclo biogeoquímico del nitrógeno. Por ello, es importante determinar la presencia de carbono en relación con los procesos de nitrificación/desnitrificación.

En la figura 4-43 se observa el comportamiento de la relación C/N del afluyente (representada como DQO/Nt) durante los 11 años monitoreados en las zonas húmedas del río Besòs

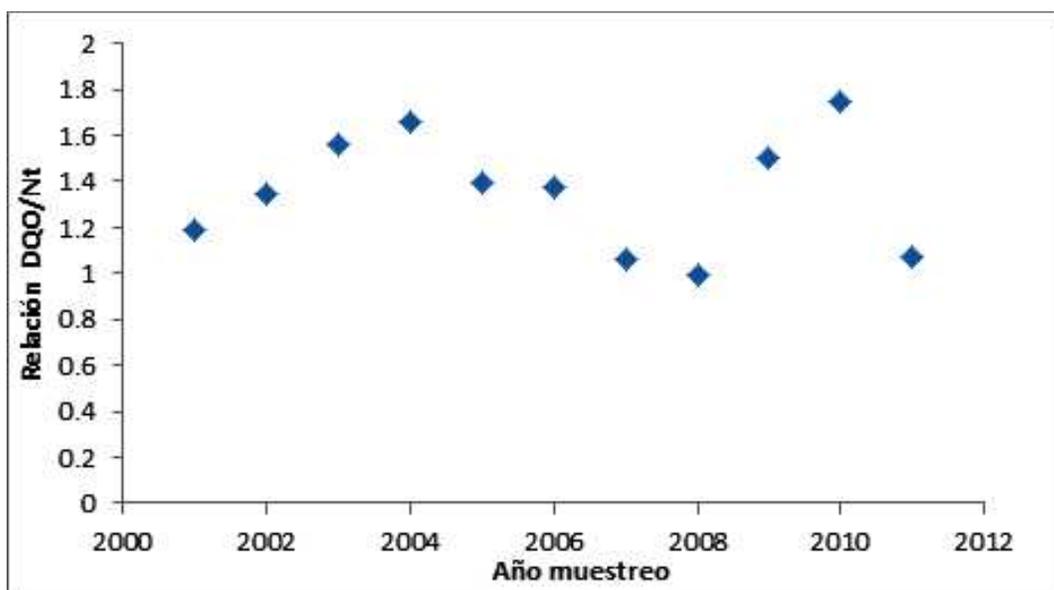


Figura 4-43 Relación C/N en el influente de las zonas húmedas del río Besòs

Se observa que los valores de la relación mencionada poseen una pequeña fluctuación, en un rango pequeño, de 1 a 2. Esta variación es muy reducida debido a la calidad del afluyente a las zonas húmedas, un agua depurada con bajo contenido de materia orgánica y de compuestos nitrogenados. Sin embargo, es aún posible determinar las tasas de nitrificación y de desnitrificación alcanzadas en las zonas húmedas, valores que se muestran en la Tabla 4-15.

Tabla 4-15 Tasas de nitrificación y desnitrificación en las zonas húmedas del río Besòs

Año	Tasa nitrificación (g/m ³ d)	Tasa desnitrificación (g/m ³ d)
2001	9,47	0,98
2002	21,52	11,50
2003	6,60	1,65
2004	11,70	4,30
2005	10,25	6,57
2006	10,92	9,19
2007	12,83	13,59
2008	7,19	6,83
2009	7,37	6,96
2010	9,86	10,15
2011	16,84	15,30

En la Tabla 4-15 se aprecia que, por lo general, la tasa de nitrificación (rango de 6,6 a 21,5) es ligeramente mayor que la tasa de desnitrificación (rango de 0,98 a 15,3). El valor medio de la tasa de nitrificación fue de 11,32 g/m³ d, mientras que el de la tasa de desnitrificación fue de 8,27 g/m³ d. Esto vuelve a demostrar el carácter dual de estos sistemas, donde se verifican los procesos de nitrificación y desnitrificación de manera simultánea aunque a distintas velocidades. Hay que señalar que a pesar de que el afluente estaba oxigenado a la entrada del sistema, el oxígeno disuelto a la salida de los humedales era inferior al límite de detección. Además, a pesar de que las tasas de nitrificación y desnitrificación son muy similares, se puede concluir que el proceso limitante en estas zonas húmedas es la desnitrificación. El proceso de operación y gestión de las zonas húmedas en el río Besòs establece periodos en que algunos de ellos permanecen sin operar por varios días (por ejemplo en operaciones de mantenimiento, obstrucciones, etc.). Estos periodos sin operación permiten la reaireación del sistema, incrementado las tasas de nitrificación.

Al compararse los resultados con los obtenidos en los humedales piloto de la EDAR de Montcada i Reixac,

- a) Se observa que la tasa de nitrificación es mayor en las zonas húmedas del río Besòs, debido principalmente a la reaireación lograda con la gestión y operación de los mismos

- b) Para la tasa de desnitrificación se observan valores similares a los obtenidos en los humedales piloto de la EDAR durante el segundo periodo de la etapa 2; es decir cuando se trabajaba con alimentaciones fraccionadas

Puesto que las zonas húmedas solo tratan un 20% del efluente de la depuradora de Montcada i Reixac la mejora de la calidad del agua del río no es únicamente atribuible al sistema de humedales. Por esta causa, y también debido a las dificultades de funcionamiento de las ZHC durante los años de experimentación, las condiciones de la calidad del agua del río aguas arriba y aguas abajo de los puntos de vertido, son relativamente similares y debe procederse a análisis más completos para determinar el impacto de los vertidos de las ZHC en los sistemas acuáticos.

4.3.2 El caso del sistema terciario en el río Ripoll

Como se ha señalado anteriormente, las zonas húmedas construidas poseen principalmente dos tipos de aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales. La primera de ellas es emplearlas como parte de un sistema de saneamiento de aguas residuales domésticas de zonas rurales; es decir, como un componente de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) ya sea en tratamiento secundario o terciario. La segunda de ellas es la aplicación de estos sistemas para la mejora de la calidad del agua fluvial de algunas cuencas, ya sea como tratamiento adicional de efluentes de depuradora o bien para la mejora de la calidad de aguas pluviales, de escorrentía u otras.

En toda la cuenca del río Ripoll, durante los siglos XIX y XX, se ubicó una gran cantidad de empresas dedicadas a los textiles y a los tintes de telas, así como a industrias del automóvil, construcción y los servicios, alimentación y electrónica. Esto implicó una ampliación poco controlada de las instalaciones fabriles y, conjuntamente con un aumento de habitantes en las poblaciones cercanas al río, generó un impacto ambiental negativo traducido en parte en un aumento progresivamente mayor de los vertidos al cauce. Actualmente, el río posee una gran presión antrópica, debido a la presencia de grandes poblaciones urbanas en su entorno así como campos de cultivo y zonas industriales, aunque estas últimas están mucho más controladas.

En este contexto, el Ayuntamiento de Sabadell, con una ayuda de la Comunidad Europea y respondiendo a lo establecido por la Directiva Marco del Agua, desarrolló el proyecto del Parque Fluvial del Río Ripoll. Este proyecto busca detener la degradación y mejorar los espacios naturales y antropizados en torno al río. Con este objetivo, una de las líneas de acción fue la construcción y puesta en funcionamiento, en el año 2010, de un sistema terciario de tratamiento basado en zonas húmedas, con el objetivo de mejorar la calidad de las aguas procedentes de la EDAR de Sabadell, antes que estas fueran vertidas al río Ripoll.

El sistema se describe en el apartado 3.1.3, aunque recordamos que consta de tres zonas húmedas de flujo subsuperficial horizontal (ZHCFSS), seguidas de una zona húmeda de flujo libre (ZHCFL) conectada a una laguna (L) para finalmente verter las aguas tratadas al río Ripoll.

4.3.2.1 Calidad físico química del agua residual en el sistema terciario del río Ripoll

Después de aproximadamente un año de funcionamiento del sistema terciario, se inició el estudio para determinar la mejora de la calidad de las aguas residuales, antes de su vertido al río Ripoll. Para poder establecer las comparaciones pertinentes, se determinó el estado ecológico del río para establecer la respuesta de los organismos a la calidad de las aguas vertidas al río Ripoll.

El agua afluyente a este sistema proviene de una EDAR con tratamiento terciario que elimina nutrientes y además su carga orgánica está muy degradada atendiendo a los procesos biológicos a los que ha sido sometida en la EDAR de procedencia. También los restantes parámetros analíticos del agua corresponden a los de un agua depurada de buena calidad.

Por tanto, las concentraciones de los distintos parámetros analizados son muy bajas, como se observa en la Tabla 4-16. En esta misma Tabla se detallan los valores medios, con sus respectivas desviaciones estándar y los resultados de los test estadísticos aplicados; Mann-Whitney para los puntos de entrada (afluyente) y salida (efluente) y Kruskal-Wallis para los puntos intermedios del sistema: salida de las ZHCFSS y la salida de la ZHCFL.

Como se observa en la Tabla 4-16, el análisis estadístico señala que todos los parámetros fisicoquímicos estudiados no presentan diferencias significativas entre los valores medios del afluyente y del efluente, o entre los valores de la ZHCFSS y la ZHCFL; a excepción de los parámetros microbiológicos donde existe una diferencia significativa entre la entrada y salida del sistema completo.

El pH aumenta a través del paso del agua por el sistema de tratamiento, mientras que la conductividad eléctrica tiende a disminuir a través del mismo. Las variaciones de pH son difícilmente explicables y atribuibles a un solo factor, debido a los distintos procesos físico-químicos y biológicos que ocurren en el humedal y que podrían afectar este parámetro. Por ejemplo, la actividad fotosintética de las algas u otra vegetación de la laguna puede incrementar el pH por consumo de protones del medio para formar ácido carbónico (en relación con la eutrofia de la parte del sistema con agua libre). Para justificar con certeza esta afirmación sería necesario llevar a cabo un análisis en continuo del pH en relación con la radiación solar, lo que escapa de los objetivos de

este trabajo. Por otro lado, la disminución de la C.E. del agua al atravesar el sistema puede deberse a la efectiva remoción de sólidos disueltos (que está relacionado con los resultados observados para TDS). Esta disminución parece posible debido a que las plantas pueden asimilar iones en forma de nutrientes reduciendo la concentración de sólidos disueltos y por tanto la conductividad eléctrica del agua, aunque normalmente esa disminución no es significativa; por el contrario, la evaporación favorecería el aumento de la conductividad en este caso significativa habitualmente por lo que este parámetro debería estudiarse con más detalle.

En la Figura 4-44 se observa la variación de la temperatura del agua en cada uno de los puntos analizados del sistema, durante las 4 estaciones climáticas. La temperatura de entrada del afluente al sistema de tratamiento es la que menos varía, seguida de la que corresponde a la ZHCFSS, mientras que las temperaturas de la salida de la ZHCFL y del efluente final son más dependientes de la temperatura ambiente. En principio, esto es lógico dada la procedencia del agua, el efluente de una depuradora y los TRH del agua en el sistema completo.

En el marco del estudio se realizó de manera complementaria un análisis de posibles variaciones debidas a la estacionalidad climática. Este efecto temporal se apreció únicamente sobre el oxígeno disuelto (OD); a pesar de que la investigación se realizó durante un periodo de tiempo que abarcó un rango de temperatura que varió desde los 4,8 °C a los 23,4 °C.

Tabla 4-16 Media, desviación estándar y análisis estadístico de los parámetros monitoreados en el sistema terciario del río Ripoll , durante el periodo de noviembre 2011 a julio 2012

	Entrada	Salida	Mann-Whitney U test		ZHCFSS	ZHCFL	Kruskal-Wallis test	
			Z	P			H	P
pH	6,91 ± 0,42	7,14 ± 0,29	-1,569	0,117	6,92 ± 0,21	6,97 ± 0,24	0,251	0,651
CE (uS/cm)	1,53 ± 0,39	1,40 ± 0,22	0,585	0,559	1,48 ± 0,29	1,38 ± 0,25	1,010	0,315
Temperatura (°C)	16,8 ± 2,9	12,9 ± 5,6	1,631	0,103	14,8 ± 4,2	12,3 ± 5,9	1,707	0,191
Oxígeno disuelto (mg/L)	4,21 ± 1,79	5,96 ± 2,20	-1,077	0,281	2,92 ± 1,30	4,91 ± 2,69	0,253	0,615
Potencial REDOX (mV)	145 ± 50	92 ± 86	0,954	0,340	110 ± 50	58 ± 101	0,404	0,841
TDS (mg/L)	789 ± 187	702 ± 113	1,139	0,255	745 ± 144	691 ± 128	0,913	0,339
P-PO ₄ (mg/L)	1,21 ± 1,14	0,93 ± 0,16	0,460	0,646	1,06 ± 0,83	1,05 ± 0,79	0,253	0,615
DQO (mg/L)	28,4 ± 22,0	23,5 ± 18,8	1,182	0,237	19,3 ± 13,8	25,2 ± 13,3	1,845	0,174
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	4,99 ± 9,08	1,27 ± 1,72	0,525	0,599	1,88 ± 2,29	1,88 ± 3,54	0,128	0,721
N-NTK (mg/L)	6,39 ± 8,86	1,78 ± 1,39	1,083	0,279	3,20 ± 3,55	2,32 ± 1,9	0,651	0,799
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,66 ± 0,20	1,17 ± 0,97	-0,460	0,646	1,68 ± 1,28	1,15 ± 1,09	0,253	0,615
<i>E. coli</i> (ulog)	4,30 ± 0,55	1,30 ± 0,57	3,742	0,000	1,57 ± 0,87	1,37 ± 0,98	0,375	0,615
Bact. Somáticos (ulog)	3,32 ± 1,09	1,00 ± 1,06	2,322	0,020	1,53 ± 1,24	0,89 ± 0,98	0,028	0,866

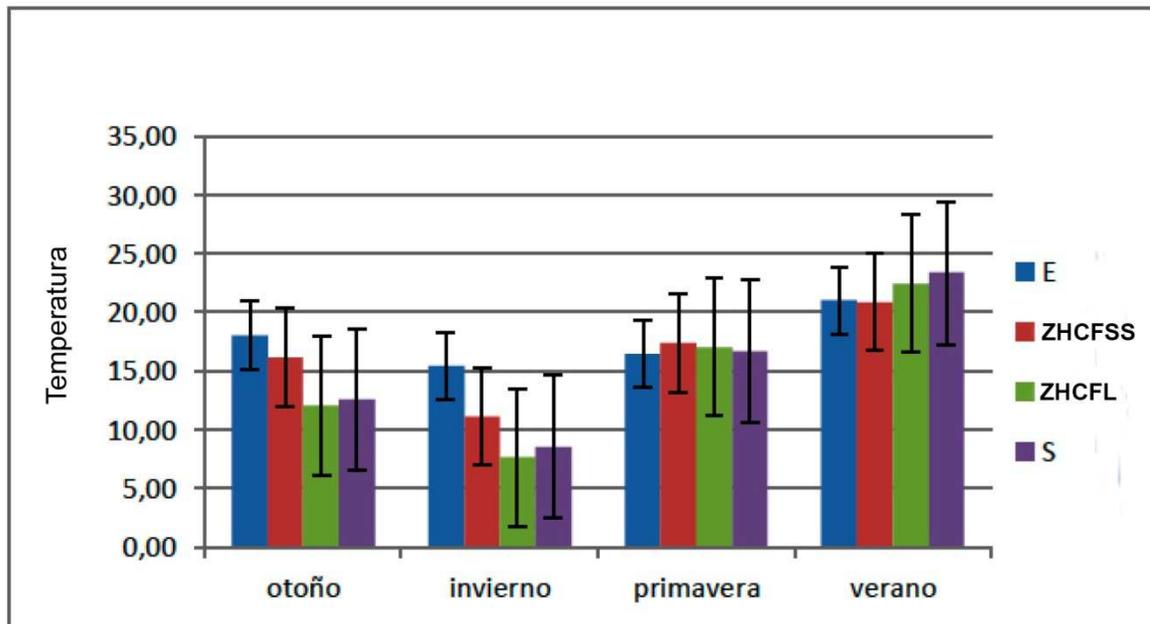


Figura 4-44 Temperatura en la entrada (E), zonas húmedas (ZHCFSS y ZHCFL) y salida del sistema (S) en otoño, invierno, primavera y verano.

La diferencia operacional de las unidades ZHCFSS y ZHCFL, genera los cambios observados en los demás parámetros analizados.

Las ZHCFSS, son un conjunto de humedales artificiales de flujo sub_superficial horizontal (como se explicó en Materiales y Métodos), con un funcionamiento de tipo discontinuo principalmente durante los fines de semana; ya que en esos días se detiene el flujo de entrada al sistema de tratamiento, lo cual obviamente restringe la alimentación a esta unidad. De esta manera, se facilita un aporte intermitente de oxígeno al sistema permitiendo procesos de nitrificación, aumentando la concentración de nitratos a la salida de las ZHCFSS y disminuye el oxígeno disuelto. Además se reduce parcialmente la concentración de sólidos (suspendidos y disueltos) pues el sistema de ZHC funciona como un sistema de filtración y adsorción a la biopelícula.

Por su parte, el sistema de ZHCFL es una ZHC de flujo libre de agua, con macrófitos emergentes y presencia de algas. Este hecho hace que la cantidad de oxígeno disuelto presente sea superior a la encontrada en la ZHCFSS.

De igual manera aumentan los sólidos (suspendidos y disueltos), debido al contenido en algas. Hay que considerar igualmente la presencia de anfibios y aves, que favorecen diversos procesos como la resuspensión de sólidos o el movimiento puntual del agua.

En la figura 4-45 se muestran las concentraciones medias de sólidos en suspensión para las diferentes etapas del sistema de tratamiento terciario del río Ripoll.

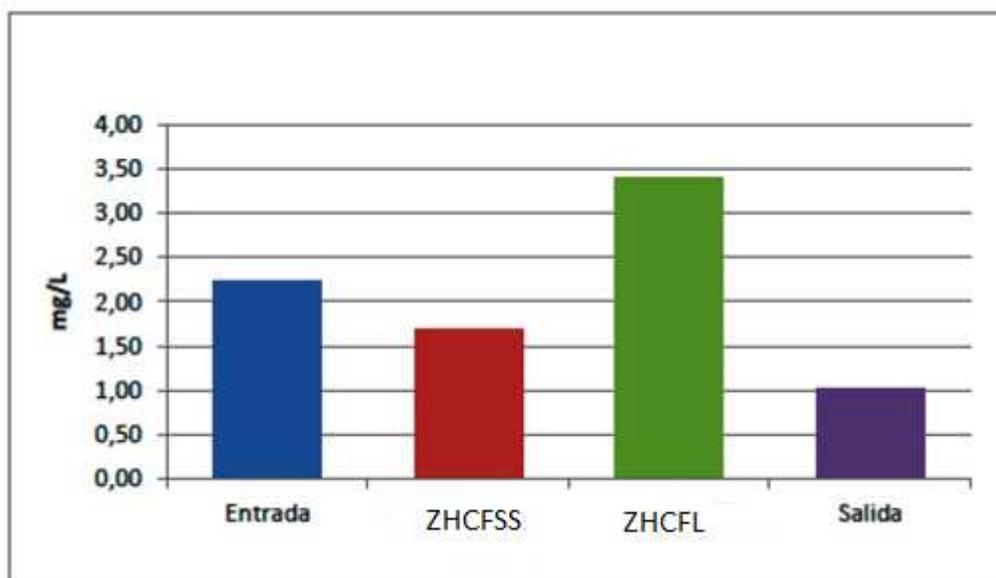


Figura 4-45 Sólidos en Suspensión en los distintos puntos de muestreo.

El oxígeno disuelto muestra un aumento en su concentración tras el paso del agua a través de la laguna (L), atribuible a los procesos fotosintéticos y eutróficos que se dan en la misma. A pesar de ese aumento, la concentración de oxígeno disuelto sigue siendo muy baja y no permite la presencia de fauna autóctona (como peces bagre y barbo de montaña) en la misma. El ayuntamiento de Sabadell se había planteado la posibilidad de introducir peces en la laguna final, lo que se debió de aplazar hasta que se pueda asegurar una adecuada concentración de oxígeno para la supervivencia de estas especies.

Las condiciones variables de oxidación-reducción demuestran la capacidad del sistema para llevar a cabo las diferentes transformaciones del nitrógeno. En la mayor parte de los muestreos se han observado condiciones oxidantes que favorecen el proceso de nitrificación; estos resultados coinciden lógicamente con la disminución de la concentración de amonio y el aumento de la concentración de nitratos en el agua.

Además, al hacer un análisis temporal con base en los resultados obtenidos en diferentes estaciones climáticas se observa, en relación con el potencial redox, que en los periodos más cálidos (primavera y verano) en la laguna el potencial presenta valores negativos, definiendo condiciones reductoras en el sistema. En la figura 4-46 se observan las gráficas de la concentración media de nitrógeno kjeldahl y de nitratos en los puntos de muestreo.

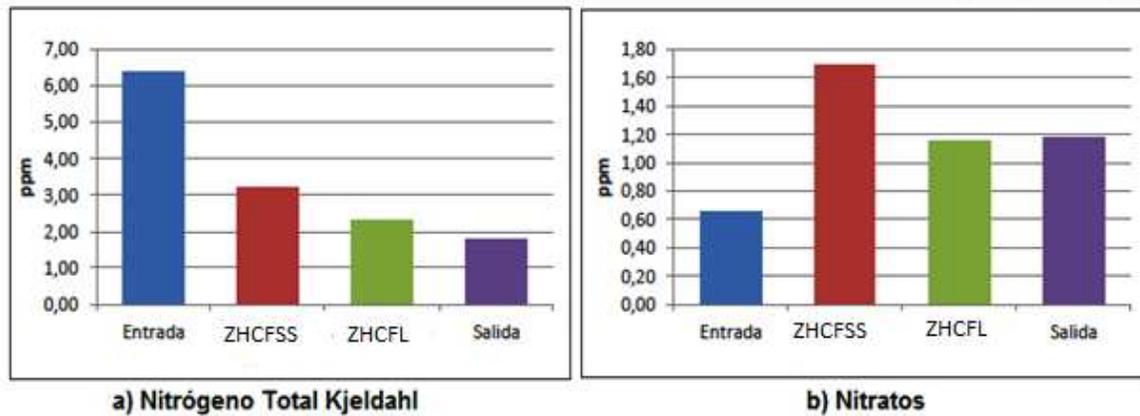


Figura 4-46 Concentración de nitrógeno total (ppm) y en forma de nitratos (ppm) en la entrada, zonas húmedas de flujo subsuperficial, laguna de flujo libre y salida del sistema.

A partir de los datos de la tabla 4-16, se pueden establecer los valores de la relación DQO/Nt para cada una de las etapas del sistema de tratamiento. De esta manera se determina que el valor de la relación mencionada para el agua de entrada al sistema (y por tanto del agua de entrada a la ZHCFSS), es de 4,00; mientras que para el agua que entra a la ZHCFL es de 3,58. Estos valores permiten los procesos de nitrificación y desnitrificación; sin embargo, no fue posible calcular la tasa de estos procesos ya que no se pudo determinar el caudal real del sistema.

Esto se debe a que la alimentación se realizó de manera intermitente con periodos de ausencia total de aportes de agua al sistema y adicionalmente por variaciones discontinuas de alimentación por la captación de agua por los regantes de la zona.

Se observa una ligera disminución de la concentración de fósforo a lo largo del sistema. La concentración de entrada tiene un valor medio de $1,21 \pm 1,14$ mg/L, mientras que el

agua de salida del sistema presenta una concentración media de $0,93 \pm 0,16$ mg/L (Figura 4-47). La eliminación de fósforo se da de forma similar en las ZHCFSS y ZHCFL; este hecho es atribuible básicamente a la precipitación de ese elemento (Molle et al. 2003, Johansson, 2006).

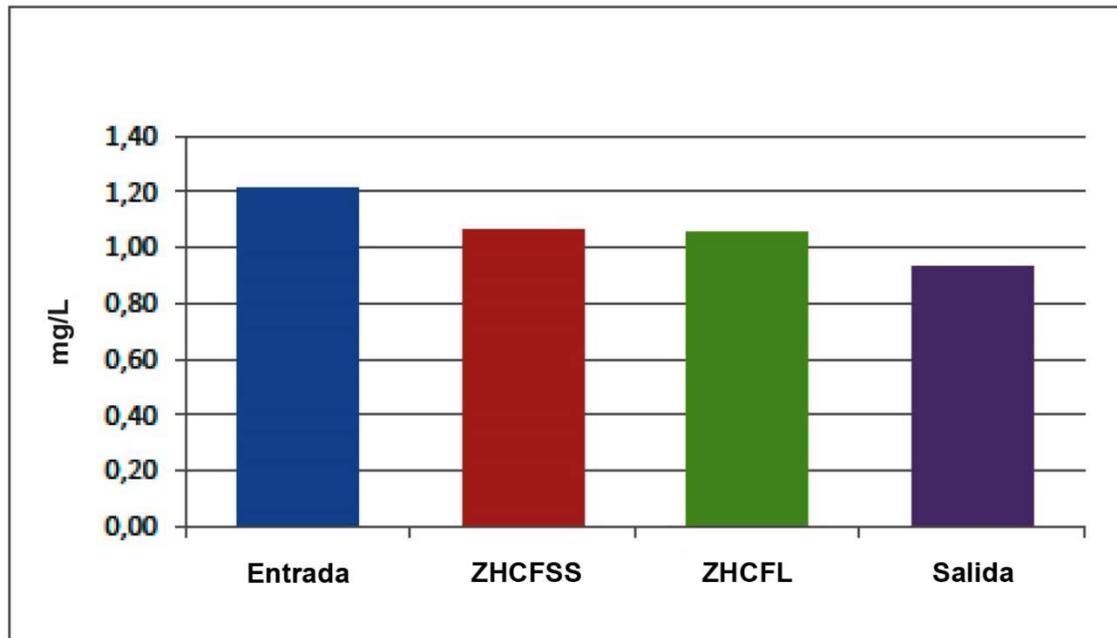


Figura 4-47 Concentración de fósforo (mg/L) en el agua de entrada, zonas húmedas de flujo subsuperficial, laguna de flujo libre y salida del sistema

El sistema logra realizar reducciones de contaminantes, principalmente en la ZHCFSS, donde se alcanza hasta un 31% de eliminación de la DQO, un 18% del NTK, un 50% del N-NH_4^+ y un 4% del fósforo; no sucede lo mismo con los nitratos, los cuales aumentan debido a los procesos de nitrificación.

Sin embargo, y debido a las condiciones de operación de la ZHCFL, como ya se ha comentado anteriormente, se da un aumento en las concentraciones de materia orgánica, sólidos y NTK, lo cual conlleva valores de reducción negativos; aunque esta unidad del sistema logra reducir los nitratos (28%) y el fósforo (7,4%).

Finalmente las eficiencias de reducción encontradas para todo el sistema terciario son del 24,4% de DQO, del 20% de N-NH_4^+ , y del 10% del fósforo. El sistema produce nitratos

incrementándose también la cantidad de sólidos suspendidos a la salida del mismo (debido a la presencia de algas y de fauna salvaje).

4.3.2.2 Calidad microbiológica del agua residual en el sistema terciario del río Ripoll.

En la tabla 4-16 se observa que las concentraciones de *E. coli* y bacteriófagos son los únicos parámetros para los que existen diferencias significativas entre los valores obtenidos entre las muestras del afluente y efluente del sistema completo. Los valores de la media indican que la carga de *E. coli* disminuye en aproximadamente 3 ulog desde la entrada del agua al sistema hasta su salida. Al mismo tiempo los bacteriófagos disminuyen su carga en 2,32 ulog, entre la entrada del agua y su salida del sistema. (Figura 4-48). La eliminación de microorganismos es un proceso complejo ya que depende de factores como la filtración, la adsorción y la depredación (García, 2008), que actúan sobre la carga microbiana, haciéndola disminuir de manera efectiva.

En cuanto al efecto de las ZHCFSS y ZHCFL, ambas ejercen un efecto importante en la disminución de la carga microbiológica analizada, siendo la ZHCFSS la que más carga reduce; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas para estos parámetros entre los valores en la entrada del sistema y las ZHCFSS y ZHCFL. Podemos indicar que los parámetros microbiológicos son en nuestro caso los que mejor representan el efecto depurador de las ZHC sobre el agua que entra al sistema.

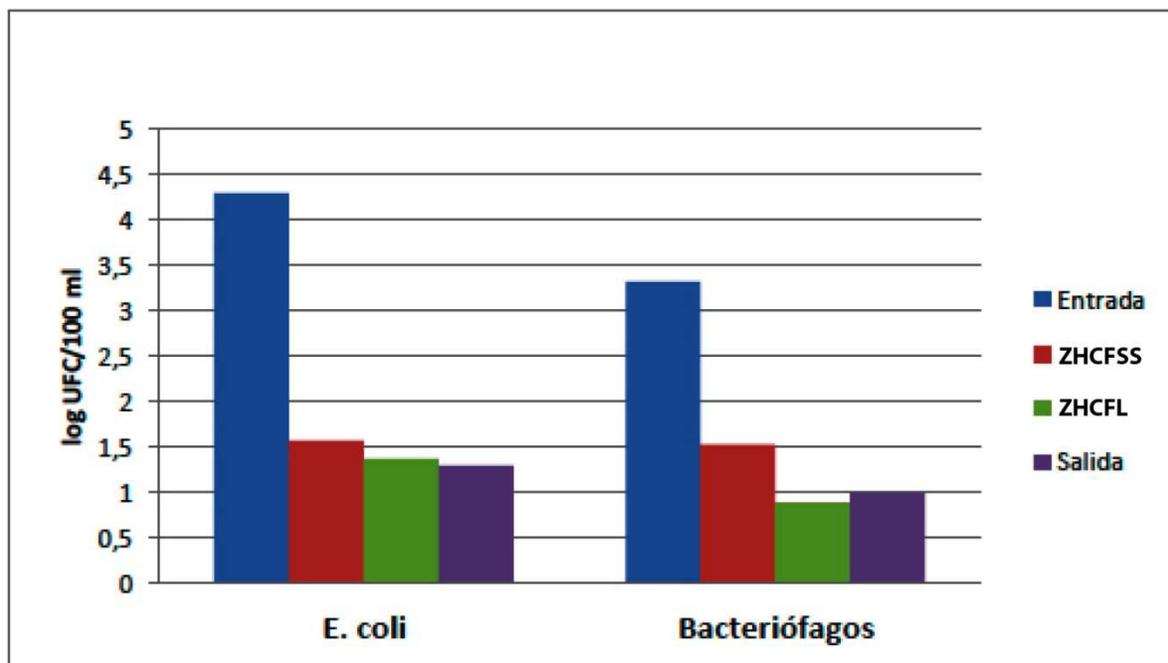


Figura 4-48 Patrones microbiológicos y disminución de la carga microbiológica en las ZHC FFS y ZHCFL.

Los resultados obtenidos en esta investigación concuerdan con datos recolectados al inicio de la puesta en marcha del humedal construido (datos no publicados). En ellos se muestran altos porcentajes de remoción de DQO (50 %), nitrógeno amoniacal (70%) y sólidos en suspensión (95%), además para los parámetros microbiológicos se observa una disminución de 1,6 ulog para *E. coli* y 2,1 ulog para bacteriófagos. Si bien los porcentajes de eliminación hallados en la investigación actual difieren de los determinados en la puesta en marcha del sistema, demuestran que el sistema continua contribuyendo a la remoción de los principales parámetros utilizados para determinar una buena calidad del agua (DQO, N, P, *E. coli* y bacteriófagos).

Básicamente las diferencias entre ambos resultados se deberían a que en la puesta en marcha el sustrato retiene más contaminantes y los macrófitos se encuentran en fase de colonización del sistema y de crecimiento creando en el medio condiciones diferentes de las actuales. En general, el rendimiento de eliminación de la materia orgánica en sistemas de humedales horizontales es óptimo si están bien diseñados, construidos y explotados.

Tanto para la DQO como para la DBO se alcanzan rendimientos que oscilan entre el 75 y el 95% generándose efluentes con concentración de DQO menor de 60 mg/L y de DBO₅ menor de 20 mg/L (García, 2008), concentraciones coincidentes con las halladas en nuestro estudio. No se consigue eliminar por completo la materia orgánica ya que siempre existe una concentración de fondo por la propia producción del humedal (1-10 mg/L DBO y 30-100 mg/L DQO) (Aguirre, 2004) y adicionalmente puede darse una generación de materia orgánica por parte de la fauna localizada en el sistema.

Por lo que respecta al fósforo, será preciso seguir consiguiendo datos a largo plazo, ya que como se ha indicado anteriormente, este elemento tiene un comportamiento variable a largo plazo, reduciéndose su eliminación al cabo de un tiempo del inicio de la operación del sistema.

En cuanto a la concentración de clorofilas (medida de la biomasa de algas - fitoplancton) en la ZHCFL, es muy baja. La mayor concentración es de clorofila "a", llegando en un máximo de 30 µg/L y un mínimo de 2,7 µg/L mientras que las clorofilas "b" y "c" no superan una concentración de 10 µg/L. Las medias confirman este resultado, siendo la media de la clorofila "a" muy superior a la del resto (Figura 4-49).

El índice de clorofila es utilizado para determinar el nivel de calidad biológica de estanques o lagos. El valor del índice en la laguna es de 0,103; clasificándose la calidad de las aguas como "malo", según la concentración de clorofila a presente en la laguna.

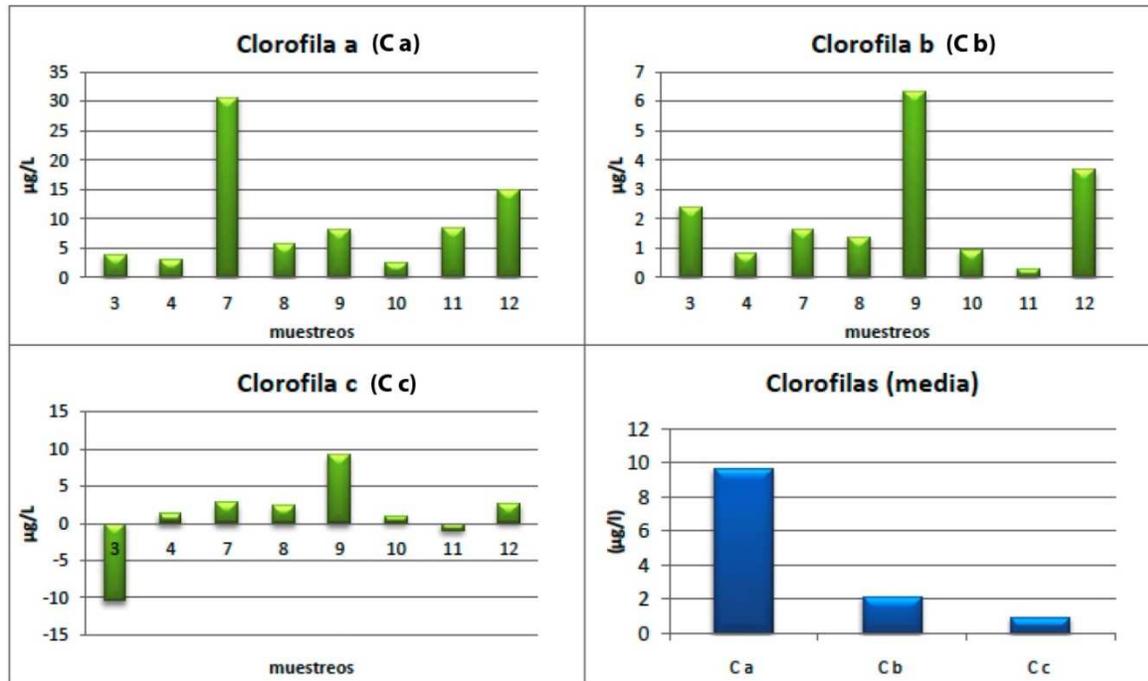


Figura 4-49 Concentración de los tres tipos de clorofila medidos. Medias de la concentración de clorofilas

4.3.2.3 Estado biológico del río Ripoll

Los géneros de diatomeas identificados aguas arriba y aguas abajo del punto de vertido del sistema terciario en el río Ripoll, difieren en abundancia entre ellos y en cada estación del año (Figura 4-50). En la época de otoño en la zona río arriba del sistema hay dominancia del género *Gomphonema* (41,1%), seguido de *Navicula* (13,3%), *Nitzschia* (12%) y *Planothidium* (8,3%); mientras que en la zona río abajo del vertido hay dominancia del género *Nitzschia* (28,4%), seguido de *Navicula* (20,8%), *Amphora* (14,4%) y *Planothidium* (14%).

En la época de primavera se encuentra un orden similar en la abundancia de géneros, mientras que en otoño aumenta la presencia de un género poco abundante en primavera, como es *Cocconeis*. En esta estación climática se observa similitud entre la abundancia entre las muestras de río arriba y río abajo del sistema de tratamiento terciario. En ambos casos el orden de abundancia es el mismo, siendo *Nitzschia* el género más descrito, seguido de *Navicula*, *Planothidium* y *Cocconeis*.

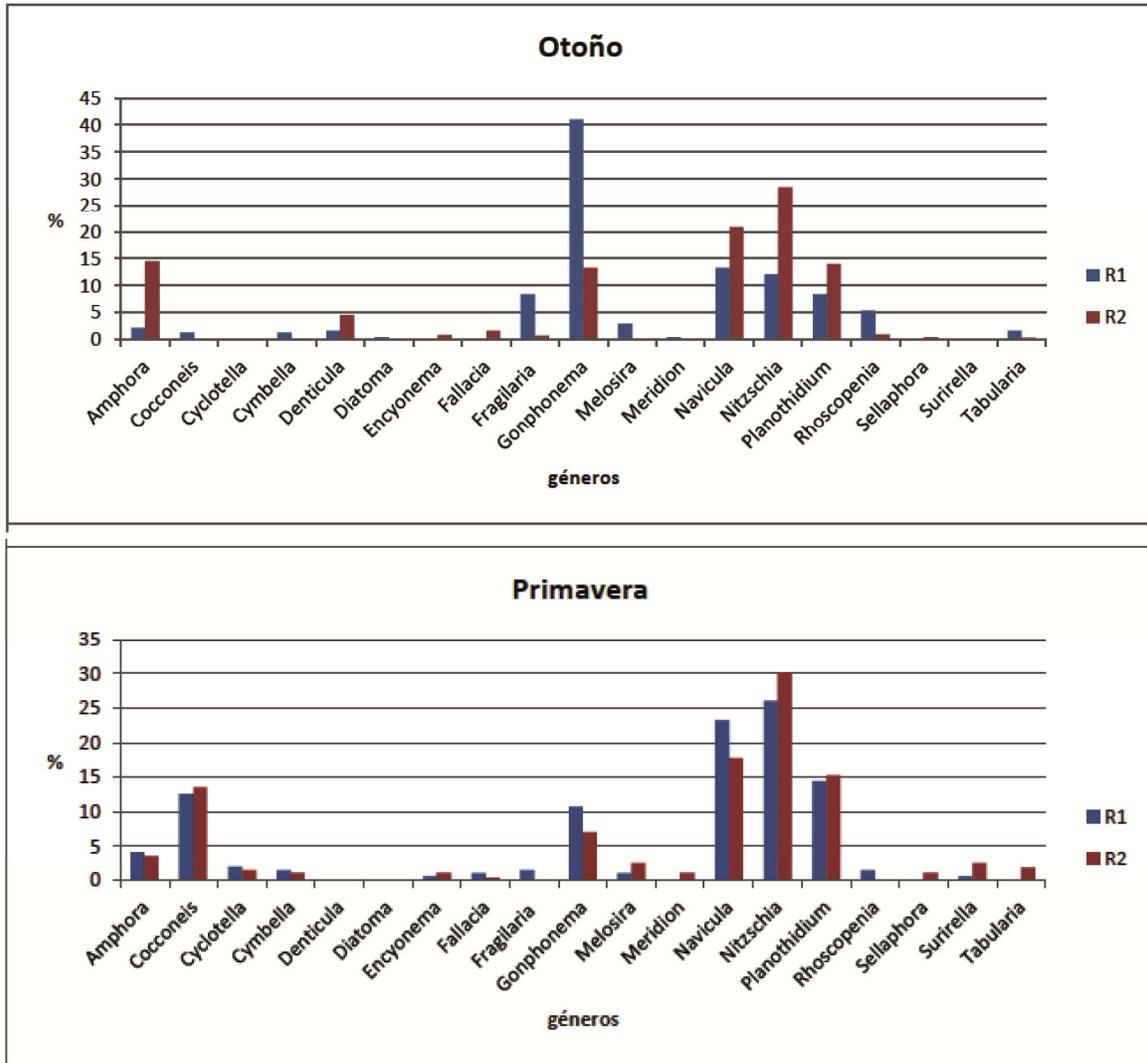


Figura 4-50 Abundancia de géneros identificados en las muestras de agua río arriba (R1) y río abajo (R2) de la ZHC, en diferentes estaciones del año.

En las cuatro muestras estudiadas los géneros antes mencionados representan aproximadamente el 76% de la abundancia del total de géneros identificados. En la figura 4-51 se muestran organismos de los 6 géneros más habituales en las muestras. Los resultados demuestran una alta abundancia de pocos géneros, los menos sensibles a la polución, que presentan un alto número de individuos. Las especies más sensibles a los cambios ambientales son menos abundantes o no están presentes.

Se identificaron algunos individuos hasta el nivel de especie, *Gomphonema parvulum parvulum* y *Nitzschia palea*. Ambas corresponden a especies identificadas en lugares contaminados (Kalyoncu et al., 2009).

El Índice Diatómico General indica que las aguas del río Ripoll se encuentran en un estado de fuerte contaminación con desaparición de especies sensibles a ella. Las muestras corresponden a puntos río arriba y río abajo del humedal construido para la depuración de agua; siendo el IDG río arriba de 2,1 y río abajo de 1,9.

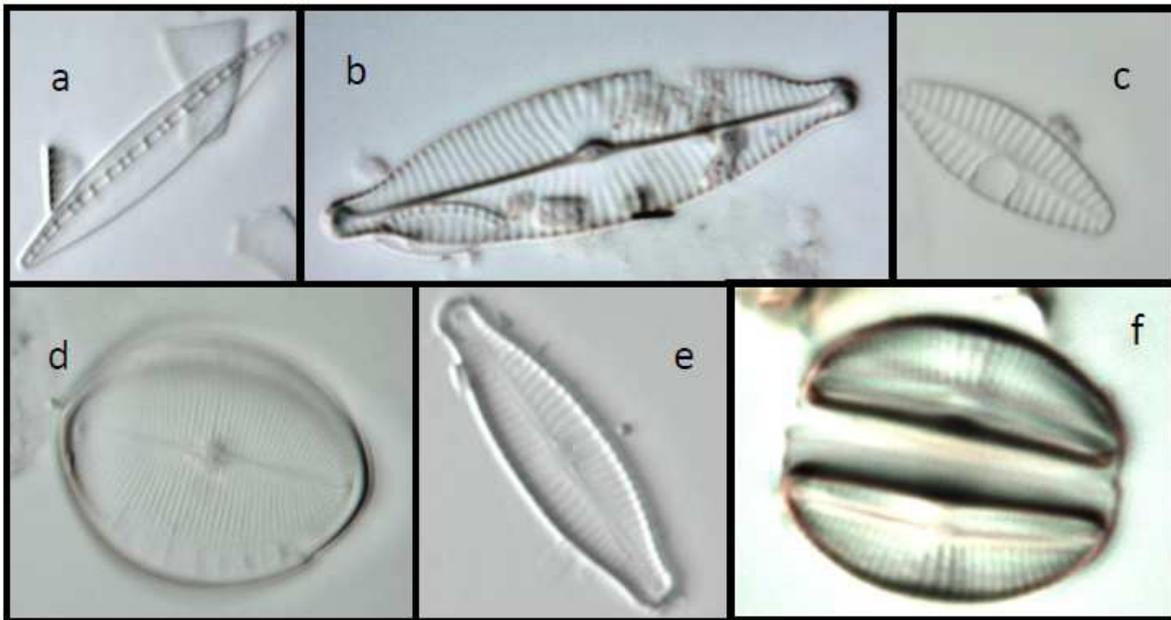


Figura 4-51 Géneros más abundantes en las muestras de agua del río Ripoll.
a) *Nitzschia*, b) *Navicula*, c) *Planothidium*, d) *Cocconeis*, e) *Gomphonema* y f) *Amphora*

La medición de clorofilas es un bioindicador para la caracterización de la calidad del agua, al igual que los índices relacionados con las diatomeas. Los resultados derivados de estos indicadores muestran una calidad deficiente de las aguas del río y de la laguna que componen el sistema. Si bien según los parámetros físico-químicos medidos en el estudio existe una mejora en la calidad del agua vertida al río esta no se ve reflejada en el estado biológico del río.

Los parámetros físico-químicos proveen información puntual respecto a la calidad del agua, mientras que los indicadores biológicos proporcionan información integrada de la calidad del agua a partir de variaciones a nivel de comunidad biológica (composición de especies, abundancia relativa, riqueza, etc.) y para periodos comparativamente largos de tiempo.

Concretamente las algas planctónicas y las diatomeas responden de manera directa a la variación en el contenido de nutrientes que podrían estar afectando la calidad biológica de un sistema.

Los géneros de diatomeas identificados corresponden en su totalidad a taxones tolerantes a la contaminación orgánica, por lo que los resultados obtenidos a partir del índice diatómico general demuestran un estado deficiente de calidad del río, lo cual era de esperar debido a la historia ecológica y social de este.

4.3.3 Caso granja de explotación de ganado porcino

Se ha trabajado, como se ha indicado anteriormente, en la evaluación de la calidad del residuo (purín) generado por los cerdos de la granja Can Coromines de Viver i Serrateix (Barcelona) (ver apartado 3.1.5) y en su tratamiento.

4.3.3.1 Características y evaluación del purín

Tal como se ha indicado en el apartado *Material y métodos*, el purín procedente de la granja es almacenado en dos balsas. En la Tabla 4-17 se describen sus características.

Tabla 4-17 Características del purín fresco de la granja Can Coromines.

Características del purín fresco				
Parámetro	Unidades	Media	Mínimo	Máximo
Cond	(mS/cm)	17,3	14,6	19,5
pH	---	7,6	7,3	8,0
DQO	(mgO ₂ /L)	7269	3616	17526
DQO _d	(mgO ₂ /L)	3632	923	13600
DBO ₅	(mgO ₂ /L)	1973	519	4804
SS	(mg/L)	4743	866	30600
MS	(g/L)	12,6	7,19	30,8
P ₂ O ₅	(mg P ₂ O ₅ /L)	319	60	1028
N-NTK	(mg N/L)	1925	1120	4060
N-NH ₃	(mg N/L)	1619	1078	2520
<i>E. coli</i>	(ulog)	6,4	5,5	8,4

Según muestra la Tabla 4-17, se trata de un material líquido (ocasionalmente pastoso) que presenta heterogeneidad a lo largo del año de estudio. Cabe destacar su buena relación DQO/DBO₅, con valores de índice de biodegradabilidad próximos a 2 que indican que se pueden aplicar sistemas biológicos para reducir su contenido en materia orgánica.

En cuanto a las formas nitrogenadas, se caracteriza por ser un efluente con alto contenido en N-NH₄⁺.

Según los resultados de calidad del efluente, y en referencia a la bibliografía, no se han encontrado concentraciones tan altas de nitrógeno en ninguno de los efluentes a tratar mediante humedales artificiales (Borin et al., 2013).

La variabilidad del fosfato puede ser atribuible al tipo de alimento en la granja, que cambia a lo largo del año y según la disponibilidad y precio de los suministros alimentarios.

En cuanto al proceso de almacenamiento de purín en la balsa puede considerarse como la etapa de pretratamiento ya que en ella se crean condiciones anaeróbicas que, además de ayudar a la regulación y homogeneización de la producción de purín, favorecen determinados procesos de mineralización de la materia orgánica así como de fermentación, hecho que favorece posteriormente su oxidación. Los elementos minerales no se distribuyen de manera uniforme en las balsas. Únicamente el potasio y el nitrógeno amoniacal se localizan de forma homogénea en las distintas profundidades. Sin embargo, el fósforo y el nitrógeno orgánico se encuentran concentrados en los sedimentos (Abaigar et al., 2004).

A lo largo del estudio se ha observado que en la balsa de acumulación del purín se establece una cierta estratificación. Aparece una capa de material sedimentado en el fondo, más densa, una fracción líquida en el centro que contiene los elementos solubles, y una capa superior menos densa en contacto con el aire y que a menudo se deseca.

Por lo indicado, la bomba que se necesitaba para la alimentación de los pilotos se situó dentro de la fracción líquida de la balsa con una protección para evitar la colmatación del dispositivo de captación y para asegurar la homogeneidad del purín a tratar.

4.3.3.2 Parámetros *in situ*: velocidad de infiltración en el humedal de flujo sub-superficial vertical

Para estudiar el comportamiento hidráulico en el piloto de flujo vertical, se instalaron sondas de ultrasonidos en la parte superior de los tres filtros verticales para registrar así los datos de altura de agua posteriores a las aplicaciones de purín decantado. Los valores

obtenidos son de utilidad para establecer el régimen óptimo de aplicación del afluente para el mejor funcionamiento del sistema.

El conocimiento de la velocidad de infiltración es de vital importancia en este tipo de sistemas, ya que de ella depende el tiempo de residencia del agua que, dada la cinética de degradación de las especies implicadas, resultará en una depuración más o menos eficaz.

El estudio de la velocidad de infiltración se llevó a cabo tanto para la etapa 1 en que se aplicaba una carga hidráulica de 0,056 m/día en una sola aplicación, como para la etapa 2, en que la misma carga hidráulica se fraccionaba en 5 aplicaciones al día. Sin embargo en esta segunda etapa no se pudo evaluar la velocidad de infiltración debido a que los sensores no pudieron detectar láminas de agua (demasiado finas) después de cada aplicación por falta de sensibilidad suficiente.

En la Figura 4-52 se representa, a modo de ejemplo, para una semana de riego (22 al 28 nov. 2012), la altura de agua en función del tiempo en esa semana. La frecuencia de riego fue de una vez al día durante 5 minutos, y el volumen aplicado de 180 L.

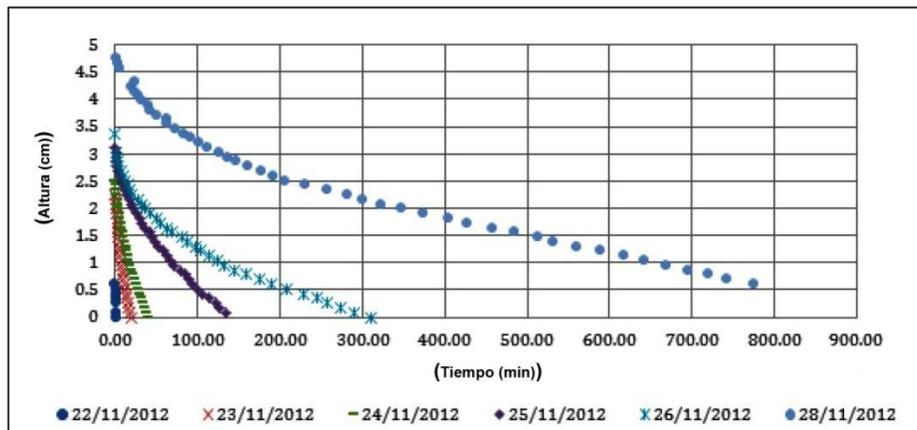


Figura 4-52 Velocidad de infiltración durante una semana de riego.

La percolación del agua a través de los filtros verticales depende del potencial hídrico, e interviene también la conductividad hídrica del medio poroso. Aprovechando los gradientes, el agua se desplaza desde los potenciales de mayor hacia los de menor energía. Entre los principales factores que van a influir en el desplazamiento vertical del

agua se encuentran la fuerza de gravedad y la presión ejercida por la columna de agua acumulada en superficie. Ambas afectarán favorablemente a la percolación; las fuerzas de capilaridad y adsorción junto a la materia orgánica (y el biofilm) presente en el medio filtrante, generan resistencia a la percolación y son dependientes de la matriz filtrante (material), así como del tamaño de poro. La acumulación de materia seca en superficie, debida a las partículas de mayor tamaño, provoca también un impedimento creciente al paso del agua. La conductividad hidráulica en esta zona es muy inferior a la de la zona filtrante de gravas (inferior) y es por tanto el factor limitante a tener en cuenta a la hora de mantener el filtro en condiciones óptimas.

Según el grado de humedad del medio, las distintas fuerzas van adquiriendo una importancia más o menos relevante en el proceso global de infiltración. Así, en un estado (inicial) de baja humedad, las fuerzas de succión y capilaridad aceleran la percolación y junto a la presión ejercida por el agua aplicada hacen que la velocidad de infiltración sea mayor en los primeros instantes que a medida que el filtro se va saturando y disminuye la altura de la columna de agua en superficie.

En la Figura 4-52 se observa una disminución de la conductividad hidráulica a lo largo de los días, debida, sobre todo, a la humectación del lecho, al crecimiento de biofilm y en menor medida al aumento del espesor de la lámina superficial muy cargada en materia orgánica.

En los primeros días, la sequedad impide que el filtro se encharque y la infiltración se da a una velocidad similar a la de la carga hidráulica de riego. A medida que aumenta el número de riegos, el medio se humedece progresivamente y los gradientes de presión disminuyen.

Cuando el agua ha rellenado los espacios previamente ocupados por el aire, la presión de la columna lucha contra las fuerzas vinculadas a la tensión superficial del agua. La velocidad de infiltración es entonces mínima. Las partículas más finas van siendo retenidas en el interior del lecho y pueden llegar a ser problemáticas ya que pueden causar la colmatación del sistema. El crecimiento bacteriano (en realidad de la biopelícula, más compleja), ligado directamente con la cantidad de materia orgánica retenida, afecta también a la permeabilidad del sistema.

Para un riego de 180 litros sobre una superficie de 3,2 m², la lámina de agua acumulada en el caso de no existir infiltración inmediata sería de unos 5,6 cm. La columna de agua al finalizar el riego (t=0) del sexto día es de 4,8 cm; llegando casi a igualar el volumen total aplicado. Este hecho es indicativo de la alta resistividad del medio filtrante. Estos resultados se ven reflejados en la pendiente de la recta de infiltración.

Por otra parte, en los rizomas se crean zonas de baja presión ligadas a la evapotranspiración que favorecen la percolación en el sistema (Gamet, L. y Molle, P.; 2004).

4.3.3.3 Resultados analíticos en la fase líquida

En la Tabla 4-18 se muestran los valores medios, mínimo y máximo de las analíticas del purín en el sistema

Tabla 4-18 Valores medios, mínimo y máximo de las analíticas del purín en el sistema

	Entrada			Salida vertical				Salida horizontal			
	Media	Min	Max	Media	Min	Max	%Red	Media	Min	Max	% Red
CE (mS/cm)	17,3	14,6	19,5	15,0	9,6	19,2	13,3	11,37	8,1	15,1	34,3
pH	7,6	7,4	8,0	7,8	7,4	8,5		8,2	7,5	8,8	
SS (mg/L)	4743	866	30600	1122	144	4044	76,3	233	8	738	95,0
DQO (mgO₂/L)	7269	3616	17526	4578	1923	11574	37,0	2284	441	4003	68,6
DQO_d (mgO₂/L)	3632	923	13600	2465	326	6680	32,1	1388	133	2633	61,8
DBO₅ (mgO₂/L)	1973	518,75	4804	919	396	2364	53,4	408,46	48	1041	79,3
N-NTK (mg N/L)	1925	1120	4060	1179	649	2483	36	898	350	1666	48
N-NH₄⁺ (mg N/L)	1619	1078	2520	1049	634	1717	32	626	175	1075	58
N-NO₃⁻ (mgN/L)	21	0	105	207	39	562	-	101	7	530	-
P₂O₅ (mg/L)	319	60	1028	142	12	267	44,3	48	2	116	83,5
<i>E. coli</i> (Ulog/100mL)	6,42	5,50	8,44	5,80	4,22	7,57	0,66	4,74	3,70	6,90	1,60

Tal como se observa en la Tabla 4-18 los valores de pH en el purín de entrada tienden a la basicidad. A su paso a través del piloto HAFSSV y del HAFSSH el pH tiende a aumentar, hecho posiblemente atribuible a la composición del material de relleno. El aumento de pH es más evidente en el piloto HAFSSH, lo que es atribuible a los procesos de desnitrificación que se dan en el sistema (se comentarán posteriormente). El pH del purín afecta básicamente a la volatilización del amoníaco; cuanto más básico sea el purín mayor será la producción de NH_3 , causa de malos olores.

Para la conductividad eléctrica, se observan reducciones de 13,3 % en el humedal vertical, contra un 34,3% para el caso del humedal horizontal. Los factores que afectan a la conductividad en el caso del purín, son especialmente los iones nitrógeno, potasio y fósforo.

A medida que el agua residual pasa por el piloto de HAFSSV se obtienen rendimientos medios de eliminación de sólidos suspendidos del 76,3%; una gran parte de ellos es retenida en la superficie del medio filtrante y posteriormente se mineraliza. El posterior paso a través del piloto de HAFSSH mejora los rendimientos de eliminación en un 79,2%, consiguiéndose un 95,1% de eliminación en el rendimiento total de la combinación de ambos pilotos.

En cuanto a la materia seca, se registra un porcentaje de retención del 41,3 % en el piloto HAFSSV, siendo tan solo del 25,3 % en el piloto de HAFSSH. En la combinación de ambos pilotos se alcanzan rendimientos del 56,2%. La determinación de materia seca es de valioso interés en cuanto a la construcción de este tipo de sistemas, ya que además de ser un dato útil para el diseño de los módulos, nos aporta información sobre la cantidad de fango seco que se almacena en la superficie del filtro de flujo vertical.

4.3.3.4 Parámetros indicadores de materia orgánica

Tal y como muestra la Tabla 4-18, se obtienen rendimientos totales del 68,6 %; 61,8 %; y 79,3 % para DQO; DQO_d y DBO_5 . En la Figura 4-53 se representan las reducciones de las distintas fracciones de materia orgánica. La reducción de cada fracción se da a través de mecanismos diversos y la fracción particulada es eliminada básicamente gracias a

procesos de adsorción y sedimentación. Respecto a la DQO_d y DBO_5 , los mecanismos de reducción se dan mediante procesos metabólicos de oxidación.

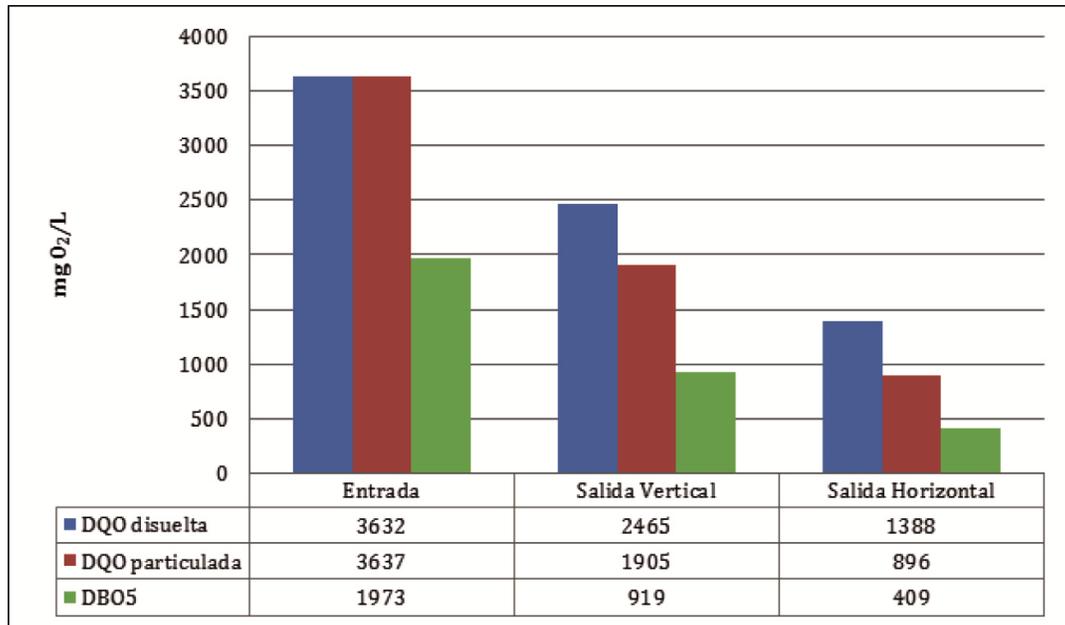


Figura 4-53 Evolución en la reducción de los parámetros indicadores de materia orgánica

La relación DQO/DBO_5 indica la biodegradabilidad del agua residual a tratar (purín), entendiendo por biodegradabilidad la característica de algunas sustancias químicas de poder ser utilizadas como sustrato para los microorganismos, quienes las emplean para producción de energía y para la síntesis celular. Este índice de biodegradabilidad (DQO/DBO_5) es cada vez mayor a lo largo del sistema (Afluente =3,68; Salida HAFSSV=4,76; Salida HAFSSH=5,27). Este hecho significa que la reducción por oxidación metabólica es más relevante que la reducción por procesos físicos de adsorción y sedimentación.

En la Figura 4-54 se representa la evolución de la demanda química de oxígeno y de la demanda biológica de oxígeno a lo largo del proceso de depuración, en función de la carga recibida. Se observa que el aumento en la carga recibida se traduce en una mayor oxidación de la materia orgánica en ambos casos.

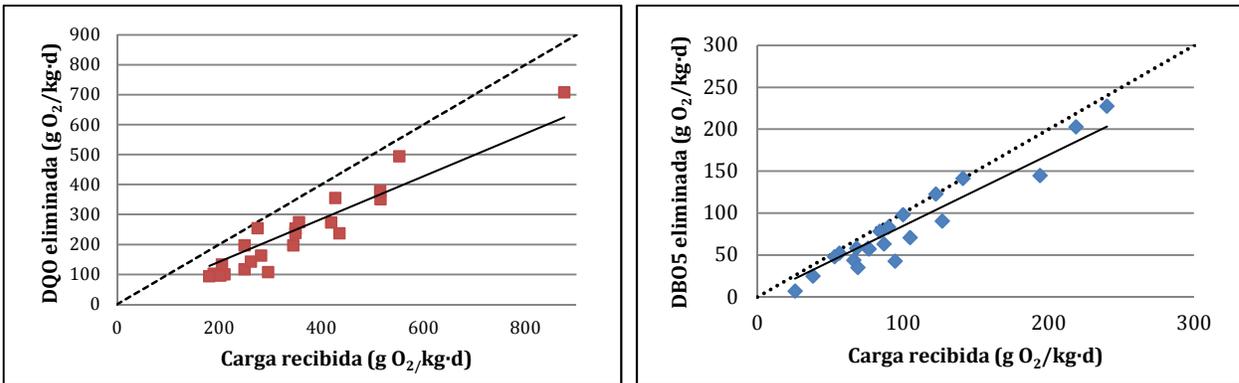


Figura 4-54 Evolución de la demanda química de oxígeno y de la demanda biológica de oxígeno en función de la carga recibida (DQO: $y=0,7125x$; $R^2=0,8767$); (DBO₅: $y=0,8457x$; $R^2=0,8995$)

La oxidación, según la pendiente, es del 71% para la DQO, y del 85 % para la DBO₅, valores ligeramente distintos a los tabulados en la Tabla 4-18 de 68,6% y 79,2 % respectivamente.

4.3.3.5 Parámetros indicadores de nutrientes

4.3.3.5.1 Componentes nitrogenados

La eliminación de nitrógeno, y en especial la del nitrógeno amoniacal, es un mecanismo de dos etapas, como se ha comentado en apartados anteriores. Se trata de un proceso microbiológico que permite cerrar el ciclo del nitrógeno liberándolo a la atmósfera. En la nitrificación el amonio es oxidado por bacterias autótrofas a nitrato en presencia de oxígeno que a continuación es reducido en la etapa de desnitrificación y, en condiciones anóxicas, a nitrógeno molecular gracias a la acción de las bacterias heterótrofas (Platzer, 1999; Cooper, 2005; Platzer et al., 2007).

En la Tabla 4-18 se muestran los valores mínimo, medio y máximo de los compuestos nitrogenados, así como los rendimientos obtenidos en cada caso. Tal como muestra esta tabla, las formas nitrogenadas presentes en el purín de entrada sufren diferentes transformaciones a su paso por el sistema de tratamiento.

En esta misma tabla no está indicado el valor de la reducción del N-NO_3^- debido a que su concentración aumenta en la salida del filtro vertical respecto a la del purín fresco, y disminuye a medida que el agua fluye a través del piloto horizontal.

En la Figura 4-55 se representa la distribución de las formas nitrogenadas en el purín fresco. A diferencia de la estructura seguida para el resto de parámetros analizados, en este apartado se representan los resultados obtenidos para todos los muestreos ya que es el parámetro cuya evolución se ha estudiado con más detalle.

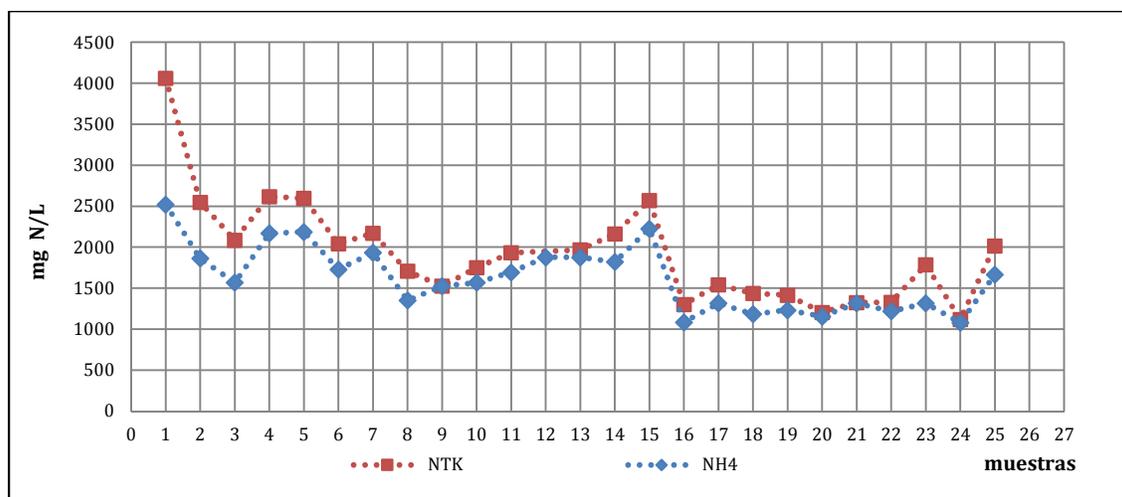


Figura 4-55 Contenido en N-NH_4 y N-NTK del purín fresco

El 84 % del nitrógeno presente en el purín se encuentra en forma de amonio. Este dato es de gran interés, ya que el nitrógeno amoniacal es de fácil asimilación por parte de las bacterias nitrificantes. La Figura 4-56 muestra la relación nitrógeno eliminado / cantidad de carga recibida.

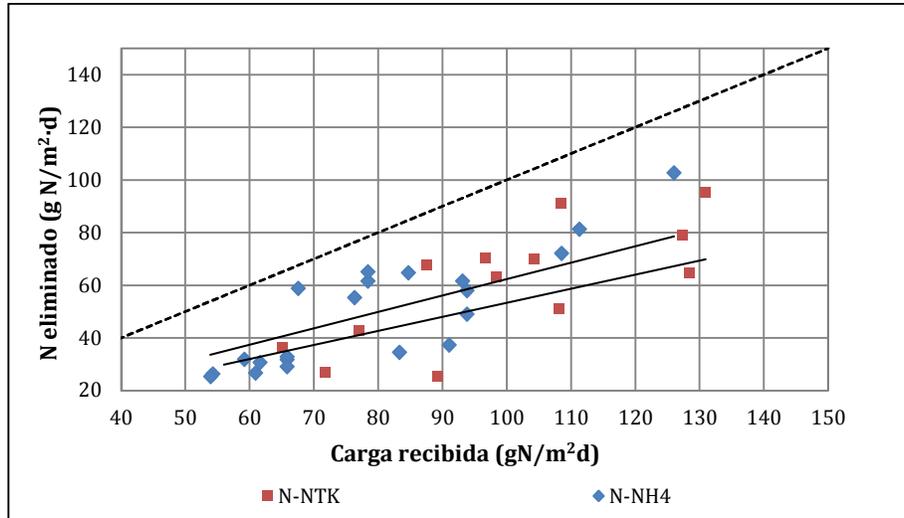


Figura 4-56 Eliminación total del sistema híbrido de N-NTK y N-NH₄ según la carga en nitrógeno recibida. (N-NTK $y=0.5335x$ N-NH₄ $y=0.6237x$)

Se observa que cuanto más nitrógeno esté contenido en el purín fresco, mayor grado de eliminación se dará tanto de nitrógeno amoniacal como de Kjeldahl. El valor de la pendiente es mayor para el nitrógeno amoniacal, hecho que indica que cuanto mayor sea la fracción amoniacal del contenido total de nitrógeno, mayor será la eliminación de nitrógeno Kjeldahl.

La nitrificación consta también de dos etapas. En la primera etapa, el amonio es oxidado a nitrito, mediante el proceso de nitrificación, por un grupo de bacterias conocidas como “oxidantes del amonio” entre las cuales se encuentran las *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, etc. Seguidamente, el nitrito es oxidado a nitrato en la nitratación por el grupo de bacterias llamadas “oxidantes del nitrito” como las *Nitrobacter* y *Nitrococcus* (Henze et al., 1995). En la Figura 4-57 se muestra la eliminación de N-NH₄ y N-NTK, y la consiguiente aparición de N-NO₃.

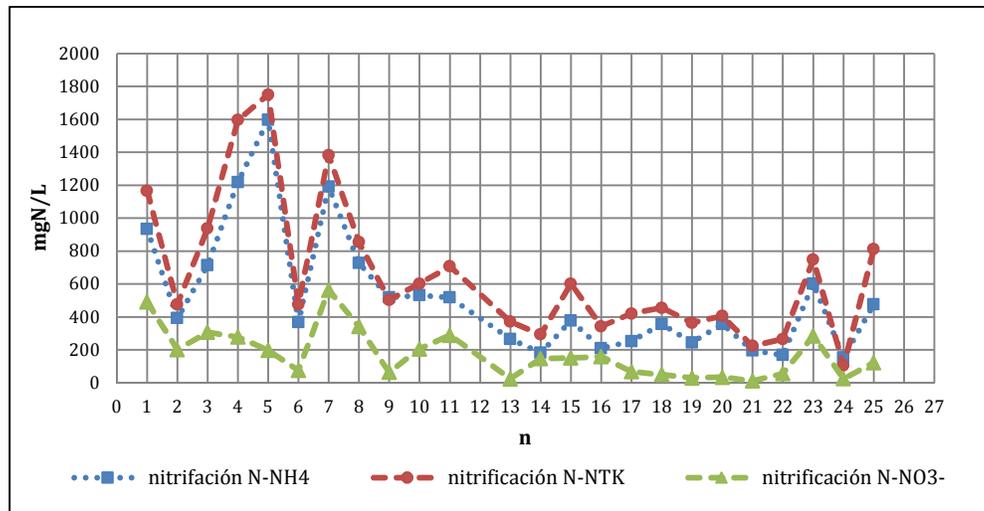


Figura 4-57 Diferencias de concentración de nitrógeno amoniacal, nitrógeno Kjeldahl y nitratos entre el efluente de entrada y el de salida del filtro vertical

Según la Figura 4-57, parte del nitrógeno amoniacal es transformado en nitrato, pero un porcentaje importante es eliminado mediante otros mecanismos. Entre las otras vías de eliminación, el amonio puede volatizarse en forma de amoniaco, ser retenido en superficie, e incluso pueden darse fenómenos de desnitrificación en zonas locales anóxicas. Considerando sólo la eliminación bioquímica, aproximadamente el 95,5 % del amonio se convierte en nitrato y el resto es asimilado para la síntesis del tejido bacteriano. Junto con la producción de energía, una fracción del ion amonio se asimila como parte del tejido celular.

La temperatura juega un papel fundamental en la velocidad de metabolización por parte de las especies bacterianas presentes, siendo un factor limitante en los procesos de transformación de los compuestos del nitrógeno. En las Figuras 4-58 y 4-59 se representa la reducción del N-NTK en $\text{g N/m}^2\cdot\text{día}$ en función de la temperatura y de la carga recibida respectivamente.

En la Figura 4-58 se observa también que la nitrificación depende de la temperatura, registrada gracias a las sondas sumergidas. El índice de correlación muestra la incidencia de este factor en la eliminación de nitrógeno. Con el incremento de la temperatura hay un porcentaje mayor de eliminación de nitrógeno.

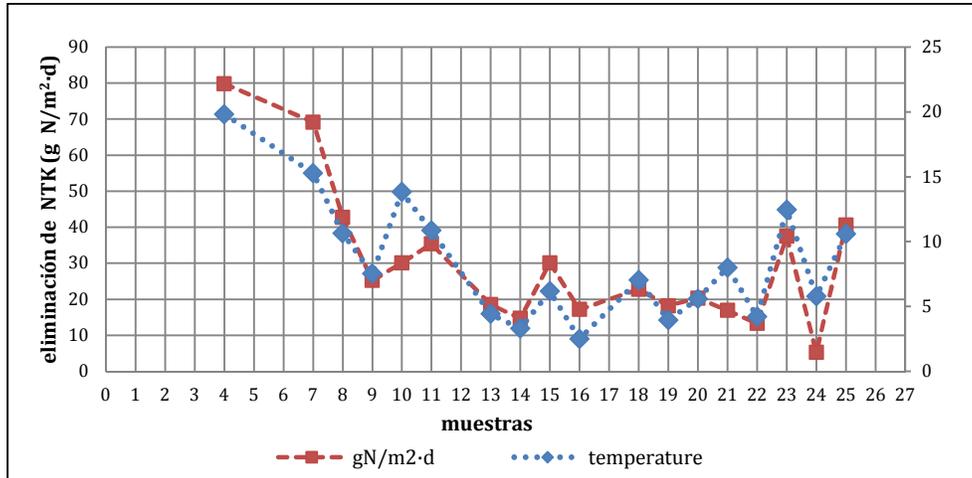


Figura 4-58 Dependencia de la reacción de nitrificación con la temperatura en el HAFSSV ($R^2=0,7919$)

En consecuencia son de esperar resultados anuales superiores de eliminación de nitrógeno que los obtenidos ya que la analítica realizada solo comprende los meses más fríos del año.

En la Figura 4-59 se ha representado el grado de eliminación en función de la cantidad de nitrógeno entrante en el filtro vertical en dos intervalos de temperaturas.

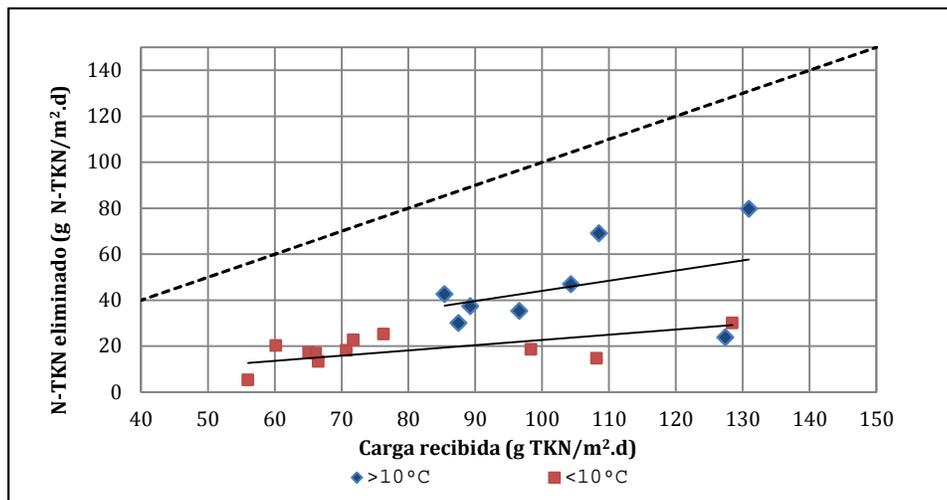


Figura 4-59 Eliminación de nitrógeno en el filtro vertical en relación a la carga de entrada a temperaturas superior e inferior a 10°C. ($>10^{\circ}\text{C}$ $y=0.4408x$; $<10^{\circ}\text{C}$ $y=0.2276x$)

En la Figura 4-59 se observa como en los dos intervalos de temperatura representados existe una diferencia tanto en la pendiente (de 0,44 y 0,23 para la nitrificación por encima y por debajo de los diez grados respectivamente) como en el rendimiento de la nitrificación.

Finalmente, a la salida del piloto HAFSSH se observa una cierta disminución del contenido en nitratos del agua (ver Tabla 4-18). En la Figura 4-60 se muestra la evolución temporal entre la cantidad de nitratos salientes del HAFSSV y su eliminación en el HAFSSH.

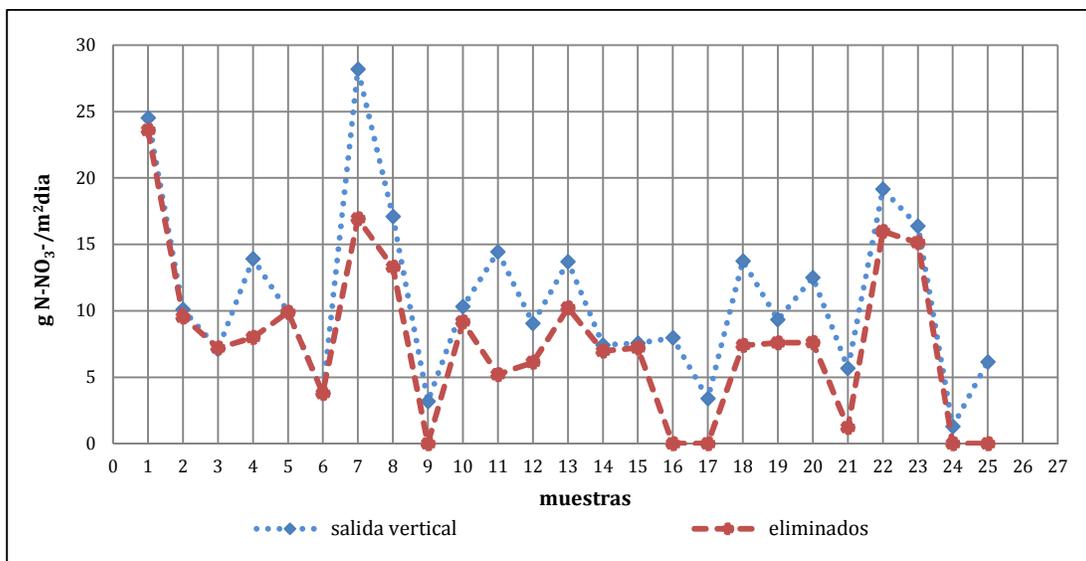
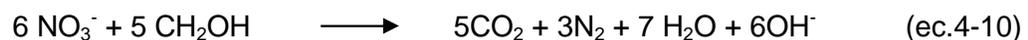


Figura 4-60 Representación gráfica de la cantidad de nitrato a la entrada de la zona húmeda horizontal en comparación a su eliminación por desnitrificación

En realidad se trata de un proceso secuencial en el que los nitratos son transformados progresivamente a óxido nítrico, óxido nitroso y finalmente nitrógeno molecular, que es liberado a la atmósfera. Los microorganismos heterótrofos responsables de este proceso son principalmente aerobios facultativos, capaces de adaptarse a las condiciones del medio en el que se encuentren.

Como se observa en las siguientes reacciones, se da un aumento de alcalinidad ligado a un aumento del pH:



Los microorganismos heterótrofos necesitan una fuente de carbono orgánico a oxidar. Una relación DBO/N-NH₄⁺ adecuada y materia orgánica fácilmente biodegradable son esenciales para una buena cinética. Hay que indicar que la presencia de oxígeno inhibe la acción enzimática de las bacterias desnitrificantes. Estos microorganismos también son dependientes de la temperatura y sensibles a cambios bruscos de ésta. El pH óptimo para la desnitrificación se encuentra entre 7,0 y 8,5.

El 93 % del nitrato eliminado es transformado en nitrógeno gas que pasa a la atmósfera y el 7 % restante es asimilado por las bacterias desnitrificantes en sus tejidos.

4.3.3.5.2 Eliminación de compuestos fosforados

Se considera al fósforo como el mayor factor responsable de la eutrofización, ya que suele ser el factor limitante para el crecimiento de las algas. Como es sabido, la eutrofización de los lagos (lagos bien alimentados) se produce por exceso de nutrientes y siguiendo la ley del mínimo de Liebig (Margalef, 1983) y teniendo en cuenta las condiciones de la mayor parte de cuerpos de agua, la concentración de fósforo es el factor que controla el grado de eutrofización.

Tanto los microorganismos presentes en los procesos de tratamiento como los macrófitos pueden asimilar e incorporar este elemento a sus tejidos celulares.

El fósforo puede ser eliminado de las aguas por mecanismos físico-químicos o biológicos; o bien por acción de microorganismos.

Desde el punto de vista físico-químico, la eliminación de fósforo está estrechamente relacionada con las propiedades físicas, químicas e hidrológicas del material filtrante, ya que es principalmente adsorbido física o químicamente debido al intercambio de ligandos. Sin embargo, la disminución en la concentración del fósforo inorgánico soluble o también llamado fósforo activo, está vinculada a la actividad biológica, ya sea por asimilación de los macrófitos o por eliminación a través de procesos microbiológicos. Tanto en los

procesos de adsorción como en los de asimilación biológica de fósforo, la capacidad de acumulación es finita. A medida que el humedal llega a su estado estacionario, en el que ya no es capaz de adsorber más fósforo físicamente, el rendimiento en su eliminación disminuye drásticamente (Vymazal, 2007).

En las Figuras 4-61 y 4-62 se observan los resultados analíticos de remoción de fósforo tanto en el humedal de flujo vertical como en el conjunto del sistema.

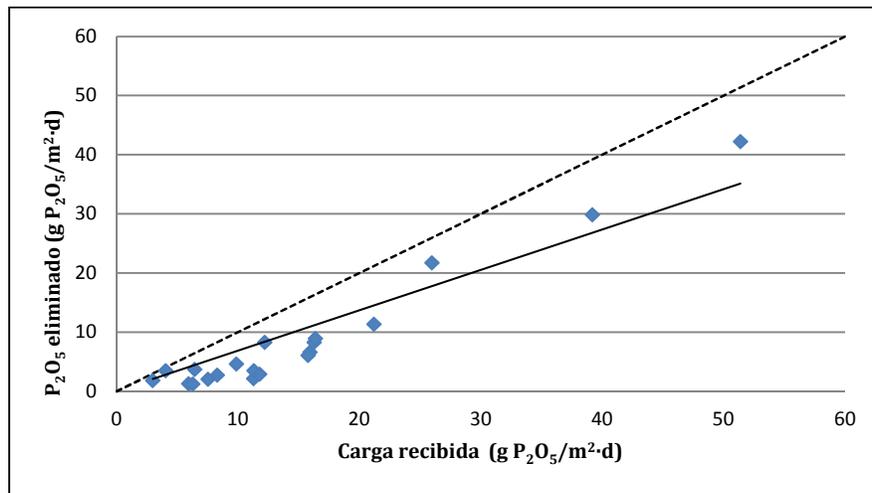


Figura 4-61 Eliminación de fósforo en el filtro vertical en relación con la carga de entrada ($y=0.6837x$; $R^2=0.6837$)

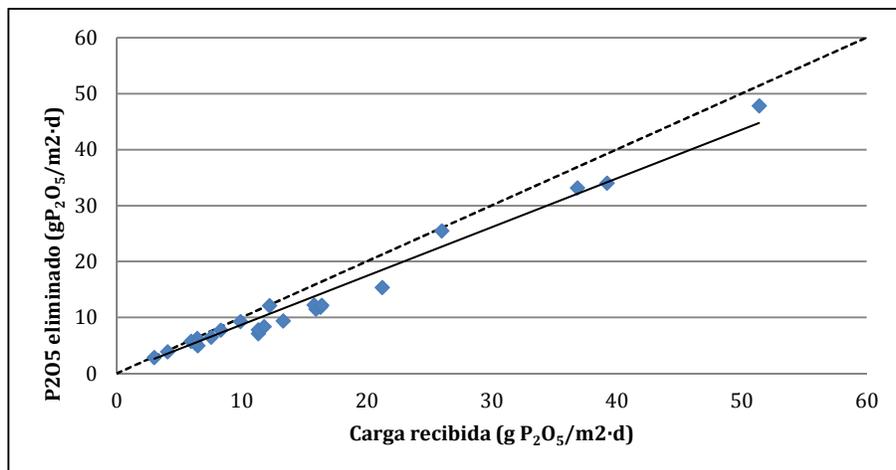


Figura 4-62 Eliminación total de fósforo en relación con la carga de entrada ($y=0.8709x$; $R^2=0.9751$)

La eliminación de fósforo en el sistema es, según la pendiente de la gráfica, del 87%, ligeramente superior a la tabulada (Tabla 4-18). Como se observa, es mayor cuanto mayor es la carga recibida.

4.3.3.6 Parámetros microbiológicos en fase líquida

Se determina *E. coli* como indicador de microorganismos patógenos de origen fecal. En la Tabla 4-18, se muestran los resultados del análisis de *E. coli* para las muestras de purín fresco, a la entrada del filtro vertical, a la salida del filtro vertical y a la salida del filtro horizontal.

Los resultados muestran una eliminación de 1,60 ulog. Como se observa en la tabla, la eliminación es de 0,66 ulog en el filtro de flujo sub-superficial vertical y de 0,94 ulog en el filtro de flujo sub-superficial horizontal. Esta diferencia se debe básicamente a los distintos tiempos de residencia hidráulicos en cada uno de los pilotos.

No obstante, la interpretación de estos resultados no es fácil, dada la matriz con la que se trabaja. Los contenidos elevados en materia orgánica, la salinidad y en menor grado otros componentes inciden de manera importante en los procesos de eliminación de indicadores bacterianos.

4.3.3.7 Parámetros físico-químicos en fase sólida

Con el fin de realizar una gestión sostenible del purín, y para cerrar el ciclo del tratamiento, se debe buscar también una solución para el residuo seco. Gran parte de la materia seca contenida en el purín es retenida en superficie en el filtro vertical, como ya se ha indicado. Este residuo seco se acumula a lo largo del tiempo en espesor, sobre la capa superficial de sustrato, afectando directamente a la conductividad hidráulica, lo que debe tenerse en cuenta tanto en la evolución del sistema de depuración, previamente en

el diseño y finalmente en la gestión del residuo acumulado en superficie, para su eliminación del filtro y una posible aplicación posterior al suelo.

El purín seco, que corresponde aproximadamente el 1% de la masa total del purín fresco, puede ser utilizado, teóricamente, como fertilizante. Mediante su caracterización se pretenden conocer sus características químicas, que pueden influir en el momento de su posible aplicación a o eliminación en el medio.

A continuación se muestran los resultados de las determinaciones del contenido en materia orgánica y nutrientes del fango seco.

Tabla 4-19 Resultados de la caracterización (materia orgánica y macronutrientes) del purín seco

	Media	Min	Max	Nº muestras
MO (g/kg)	404,9	486,8	329,5	15
N-NTK (g/kg)	32,0	17,9	44,5	15
N-NH₄⁺ (g/kg)	18,9	14,0	25,9	7
P₂O₅ (g/kg)	10,64	7,59	14,57	8

Los valores que se muestran en la Tabla 4-19 indican la cantidad de contaminantes que retiene el filtro vertical en superficie, y nos permite caracterizar el fango con tal de obtener su valorización.

4.3.3.7.1 Estudio de la acumulación de fango en superficie en el humedal de flujo sub-superficial vertical

En la Figura 4-63 se representan dos variables respecto al tiempo, por un lado la acumulación de fango en superficie (el gráfico muestra la distancia a la sonda, que se encuentra por encima y perpendicular a la superficie), que está directamente relacionada con el contenido en materia seca del agua de entrada, representado en el eje situado a la

derecha del gráfico. Se observa como un incremento en el porcentaje de materia seca implica un aumento importante en el volumen acumulado de fango.

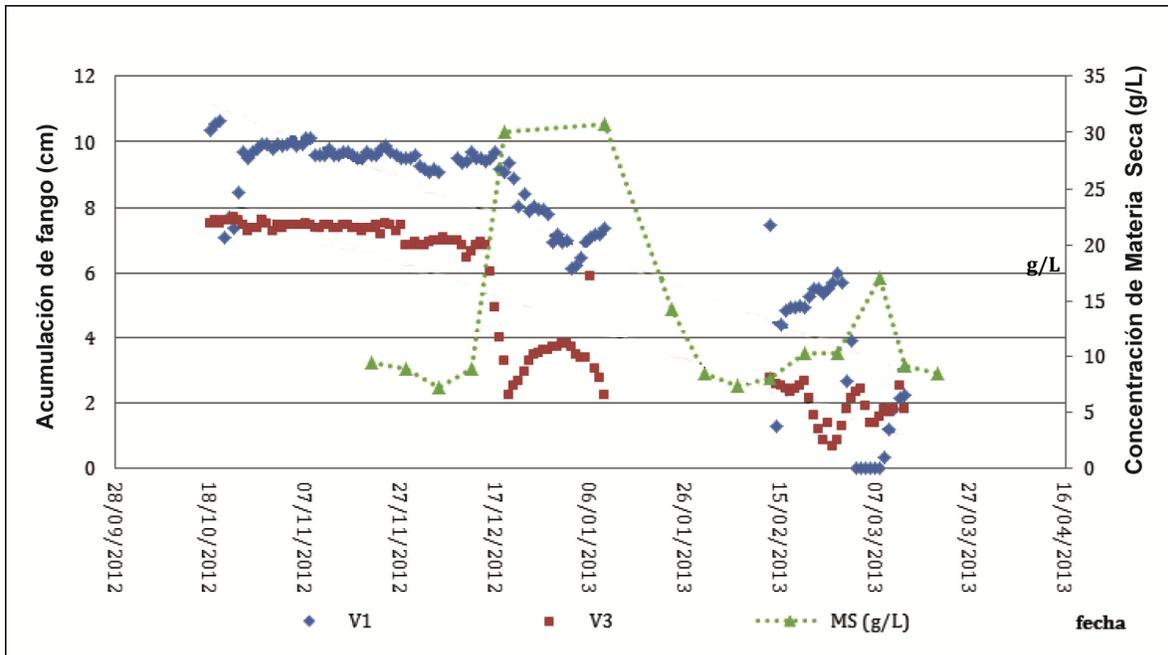


Figura 4-63 Aumento lineal de la capa de fango (El gráfico muestra la distancia a la sonda, que se encuentra por encima de y perpendicular a la superficie). Se representa también el contenido en materia seca del purín (V1: $y=-0,0565x$; V3: $y=-0,0498x$)

Hubo un tiempo en el que no se pudieron obtener datos debido a problemas con las sondas. Además en el filtro de flujo vertical 2 se dieron irregularidades en la señal del sensor, con lo que fue imposible graficar los datos obtenidos.

Los valores registrados por los sensores instalados, además de aportar información acerca del comportamiento hidráulico del sistema, han permitido realizar una estimación de la cantidad de fango almacenado en la superficie del filtro vertical; así, según la pendiente de la recta de ajuste puede determinarse un crecimiento del fango en superficie del orden de 19,4 cm/año. Esta cantidad de materia seca retenida, considerada como la diferencia entre la materia seca entrante y saliente del filtro vertical, y suponiendo que tal reducción es debida únicamente a la retención superficial, corresponde a 5,05 g por litro de purín fresco.

Siendo el volumen total de purín aplicado a lo largo de un año de $6,84 \text{ m}^3/\text{m}^2$, resulta un total de $34,56 \text{ kg}/\text{m}^2\cdot\text{año}$ de fango seco acumulado en la superficie de la zona húmeda.

Los resultados obtenidos han sido comparados con los tabulados por Troesch et al. (2009) en los que se indica la cantidad de fango acumulado para el caso de lodos activados, observándose una menor acumulación que en nuestro caso de estudio.

Cabe destacar que el tiempo de registro de acumulación de fango en superficie fue de 150 días en los cuales cada módulo debería aceptar un volumen de purín de 9 m^3 . En nuestro caso este volumen es de $10,08 \text{ m}^3$ para el HAFSSV1 y de $7,56 \text{ m}^3$ para el HAFSSV3, algo dispares con respecto al volumen teórico, debido a interrupciones en el riego ajenas a nuestra influencia, debiéndose tener en cuenta tal discordancia en la interpretación de los resultados.

4.4 Gestión de las zonas húmedas

4.4.1 Definición de las ZHC como cajas: Gestión.

Uno de los objetivos principales definidos en este trabajo es la mejora de la gestión (operación) de los sistemas de zonas húmedas construidas.

En este sentido, y según la literatura consultada, la gran cantidad de mecanismos físicos, químicos y biológicos conocidos o pendientes de estudiar y definir crean problemas de diseño, construcción y operación de estas tecnologías. Para el diseño se conocen diversas fórmulas según se ha detallado (e.g. Artan et al., 2001; Cooper et al., 1996). La mayor parte de las fórmulas de diseño de las ZHC se basan en considerar un número limitado de parámetros para simplificar el procedimiento.

A lo largo de los años de estudiar la operación de las ZHC se ha podido comprobar que los modelos de flujo no reflejan exactamente la realidad, ya que la misma configuración de los reactores crea diferencias de flujo (Molle et al., 2006; Giacomani et al., 2007), y en consecuencia de rendimiento, dentro del reactor. Es evidente que lo que se utiliza y calcula es un rendimiento medio del reactor y se define un flujo teórico. También es evidente que, en términos de TRH, el frente del agua presenta diferencias importantes de desplazamiento entre las diversas zonas del reactor y que no puede definirse el reactor como completamente de mezcla completa ni de flujo pistón.

El mayor rendimiento teórico en una ZHC debería ser el de flujo pistón puesto que presenta el mayor aprovechamiento posible del volumen del reactor. La realidad es un comportamiento complejo que a priori no presenta modelos reproducibles entre diferentes instalaciones, tal y como hemos podido apreciar en los diferentes estudios de este trabajo, además que en una ZHC se pueden presentar una combinación de ambos tipos de flujo (pistón y mezcla completa).

La consecuencia de lo mencionado en cuanto a homogeneidad del reactor es que hay que considerar que los diversos mecanismos físicos, químicos y biológicos difieren en rendimiento, teniendo en cuenta el lugar del reactor donde se desarrollan.

Por ello, para intentar comprender el funcionamiento real de un reactor de ZHC y aplicar estos conocimientos a la optimización del sistema hay que recurrir a considerar una ZHC como una caja inicialmente negra, posteriormente gris y difícilmente blanca. Inicialmente, en una caja negra no se conoce ninguno de los mecanismos internos (throughputs) y se definen únicamente las entradas (inputs) y salidas (outputs); es decir, se conocen los rendimientos pero no los porqués. La investigación de los procesos en las ZHC ha ido aclarando algunos de los mecanismos internos, aunque no exactamente dónde suceden. De todas formas es importante conocer estos procesos internos para predecir el comportamiento del sistema y mejorar su rendimiento.

Para cualquier intento de establecer los rendimientos es necesario inventariar los inputs y outputs y tratar de definir/aclarar los throughputs. Los dos primeros requieren casi exclusivamente un trabajo analítico adecuado, mientras que en el caso de lo que sucede en el interior de la caja algunos procesos son conocidos y otros no tanto o no en absoluto. Como se acaba de indicar no se puede pensar que la intensidad de los procesos internos sea la misma en todo el reactor.

En todo caso, en este trabajo y mediante el estudio de diversos tipos de ZHC se han intentado aclarar varios de los mecanismos implicados en el tratamiento de las aguas residuales con este proceso. Puesto que al inicio de los experimentos no se conocían aún los inputs a alguno de los sistemas, se ha procedido a acumular conocimientos para desentrañar algunos de los procesos implicados en el intento de aclarar (desde negro a gris y finalmente blanco) el color inicial de la caja (negro).

Los inputs en el trabajo que nos ocupa han sido los que normalmente se consideran en la operación de las ZHC (pH, C.E., materia orgánica, N, P, microorganismos) así como también algunos parámetros de medida no directa (relación C/N).

Aunque no se indiquen específicamente, la temperatura y otras variaciones climáticas inciden en la velocidad de las reacciones bioquímicas y en el desarrollo de la vegetación de las ZHC.

Los outputs o salidas del sistema son de varios tipos. Aparte del agua tratada y sus características fisicoquímicas, se pueden constatar pérdidas de gases (resultantes de las

reacciones bioquímicas), materia en forma de vegetación y materia orgánica en el agua (generalmente formada *ex novo* en el sistema, excepto la de degradación muy difícil). La materia vegetal en descomposición es distinta de la inicia.

4.4.2 Throughputs (procesos intermedios)

El agua dentro del reactor sufre diversas transformaciones, en función de su composición y contaminantes, la distancia desde el punto de entrada, la profundidad a la que se encuentre, las circunstancias climatológicas, la vegetación y su desarrollo, el estado de la biopelícula, la configuración del reactor, etc.

Se consideran las modificaciones que sufre el agua dentro del reactor, a partir de los inputs y de las características y circunstancias del reactor, tal como se ha indicado.

Las condiciones de calidad del agua (formas del nitrógeno, relación C/N, aerobiosis/anoxia/anaerobiosis, etc.) influyen lógicamente en el rendimiento del proceso. De esta forma, la alimentación (continua, fraccionada, interrumpida) en agua influirá también en el rendimiento, especialmente en relación con los contenidos de oxígeno.

Repetimos que debido a las condiciones muy diversas en el interior del reactor, hay variaciones en el rendimiento según las condiciones específicas de cada lugar del reactor. Por ello, en ausencia de estudios muy detallados se trabaja con rendimientos medios.

Las transformaciones (throughputs) en el reactor generarán un efluente con unas determinadas condiciones de calidad.

Por todo lo anterior, las operaciones de gestión están encaminadas a mejorar globalmente el rendimiento o a cambiar los rendimientos priorizando unas u otras reacciones, actuando sobre los inputs o las condiciones de gestión.

La gestión tendrá como fin:

- Mejorar la calidad de las aguas receptoras
- Cumplir las ordenanzas de vertido
- Alternativamente poder aplicar reutilización de las aguas tratadas.

4.4.3 El sistema interpretado en 3 dimensiones

La representación tradicional de los reactores con flujo teórico de pistón se supone considerando una dimensión; es decir, el agua avanza homogéneamente a lo largo del reactor y no hay diferencias de funcionamiento a lo ancho y alto, aunque sí en longitud. Sin embargo, los resultados obtenidos han permitido indicar que esto no es absolutamente cierto. Para un reactor de flujo horizontal alimentado por gavión:

- a) Las reacciones en superficie son diferentes de las reacciones en profundidad (dimensión altura)
- b) Posiblemente la capa superficial sea afectada por la temperatura externa (atmosférica) en combinación con la del agua
- c) Las reacciones a lo ancho (dimensión anchura) se ven afectadas, aunque en menor grado, por los efectos de borde o pared. Es decir, físicamente se espera que el agua en el centro avanza a mayor velocidad que en los laterales
- d) A medida que el agua avanza (dimensión longitud), las reacciones se modifican por diversos motivos entre los que el básico es que el agua se va depurando durante el tránsito; inicialmente predomina la filtración física y posteriormente las reacciones químicas y biológicas
- e) Junto a todo lo anterior se debe contemplar que existen zonas muertas y cortocircuitos para el flujo de agua, debido a la presencia del sustrato y la materia vegetal, además de las paredes. Esto debido a que la permeabilidad del sustrato se ve modificada por la vegetación (y su desarrollo y condiciones vegetativas) y el desarrollo de la biopelícula.
- f) La circulación del agua (flujo hidráulico) depende en parte de la alimentación y la extracción de agua:

- Por lo que respecta a la alimentación la entrada a través del gavión no es homogénea, ya que hay una cierta tendencia a que los SS sedimenten en esta zona.
 - La eliminación o extracción del agua se hace desde la zona más profunda del gavión de salida, por lo que se crea un cierto flujo preferencial, en el que se aumenta la velocidad de flujo del agua de fondo en detrimento de la superficial.
 - Es posible que existan flujos preferenciales internos debido a colmatación; compactación; desarrollo, muerte y degradación de tallos subterráneos, rizomas y raíces; y problemas de impermeabilización (fugas)
- g) Todo lo indicado es aplicable siempre que el reactor haya alcanzado un estado estacionario y no se proceda a vaciados periódicos
- h) Si se procede a vaciados periódicos se modifica especialmente el contenido temporal de oxígeno y el estado de la biopelícula.

El problema estriba en conocer cuáles de las variaciones indicadas son significativas y cuál es el rendimiento real en comparación con el rendimiento ideal.

Al comparar el funcionamiento de un reactor tipo ZHC con una laguna, se pueden concretar ciertas similitudes y muchas diferencias. Los estudios de Brissaud (2000) sobre el funcionamiento hidráulico (flujos y mezclas) de las lagunas establecen que determinadas influencias externas (básicamente temperatura, viento y sedimentación de sólidos) modifican los flujos estableciendo canales preferenciales de circulación. La transposición de estos estudios a las ZHC no es simple, ya que la matriz es el agua en un caso y el sustrato en el otro.

No obstante, podemos establecer que en las ZHC:

- La presencia de viento favorece la evapotranspiración desde la ZHC
- En teoría la temperatura favorece las reacciones bioquímicas
- Aunque en grado diferente a lo que sucede en las lagunas, la sedimentación de sólidos es más importante en la primera parte de la ZHC
- Pueden definirse caminos preferenciales.

4.4.4 Aplicación a los resultados obtenidos: rendimientos

Los datos obtenidos en los estudios realizados en el presente trabajo en las diferentes zonas húmedas muestreadas y los análisis pertinentes, han permitido justificar algunas de las numerosas variaciones de calidad que se han descrito como posibles hasta aquí.

Dadas las variaciones inherentes a una composición y reacciones absolutamente anisótropas en el reactor, para representar claramente lo que sucede en el mismo es preciso proceder representando los parámetros de manera separada.

Tabla 4.20 Eficiencias alcanzadas en la eliminación de contaminantes en ZHC

Tipo de humedal	Tipo de influente	% DQO eliminado	% NNH_4 eliminado	<i>E.coli</i> (uolog)
ZHC piloto sin modificaciones	T	37	22	0,8
ZHC piloto con alta carga, alimentación fraccionada	S	65	55	1,2
ZHC piloto con alta carga, alimentación continua	S	52	10	0,6
ZHC piloto con carga "nominal", alimentación fraccionada	S	72	42	1,3
ZHC piloto con carga "nominal", alimentación continua	S	60	15	1,3
ZHC real, con afluente secundario	S	76	38	1,64
ZHC real, con afluente terciario	T	27	41	1,0
ZHC real, con afluente secundario, alimentación interrumpida	S	85	30	n.d.
ZHC en río Besós	T	18	14	1,2
ZHC subsuperficial seguida de ZHC de flujo superficial.	T	24	20	3
ZHC vertical seguida de ZHC horizontal	S	69%	58%	1,6

En el estado actual de nuestros conocimientos, y según los datos obtenidos y mostrados en la tabla 4.20, podemos indicar lo que sigue para ZHC de flujo subsuperficial horizontal, con sustrato relativamente homogéneo y con *Phragmites communis*:

a. Materia orgánica

El ciclo biogeoquímico de la materia orgánica es muy complejo y se considera acoplado principalmente a los del carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fósforo y azufre. Indirectamente existe una relación cierta entre contenido de materia orgánica y contenido de sólidos en suspensión.

Hay que indicar que la reducción de materia orgánica en cualquier sistema de depuración es uno de los objetivos principales de la instalación. Sin embargo, suele darse la paradoja

de que determinados sistemas, especialmente los naturales, generan nueva materia orgánica que no es de origen residual sino “fabricada ex novo”.

- Se observa que en las ZHC las vías de degradación para la materia orgánica serán las aerobias y las anaerobias.
- Existen diferencias en las eficiencias de eliminación de materia orgánica, al operar la ZHC como un sistema secundario o terciario. En el caso de operar como un sistema secundario, su porcentaje de eliminación de la materia orgánica es mucho mayor. Esto se debió a que en un sistema terciario existen especies refractarias que a pesar de aportar DQO no son eliminadas por el sistema.
- Los sistemas terciarios empleados para mejora paisajista o mejora de la calidad de cuerpos de aguas (caso de los ríos Besós y Ripoll), son los que aportan menores porcentajes de eliminación de materia orgánica, posiblemente por las causas anteriormente expuestas sobre las especies refractarias. Se observa que los sistemas terciarios logran alcanzar hasta 37% de eliminación de DQO.
- En los sistemas secundarios se observan menores porcentajes de eliminación de la materia orgánica en aquellos sistemas que operan con altas cargas hidráulica y con alimentación continua (52% de eliminación). Sin embargo este porcentaje se puede aumentar, al aplicar alguno de los siguientes mecanismos:
 - o Disminuir su carga hidráulica hasta valores nominales de aproximadamente 0,1 m/d.
 - o Alimentar los sistemas de manera fraccionada en lugar de alimentación continua
 - o Emplear un sistema híbrido de ZHC (vertical seguido de horizontal), para altas cargas orgánicas.
 - o Alimentación interrumpida

b. Nutrientes

- Por lo que respecta al nitrógeno, las formas amoniacales son predominantes.
- Por lo que respecta al fósforo se describe una eliminación apreciable en aquellos sistemas que están iniciando su operación. Sin embargo, en sistemas que poseen varios años de operación, se observa un incremento de esta especie en el efluente de salida, debido a la desorción de compuestos fosforados desde el material de relleno de la ZHC.

- Las operaciones de alimentación fraccionada favorecen la transformación del amonio a especies oxidadas, aumentando la tasa de nitrificación en el sistema.
- La alimentación interrumpida (vaciado y llenado de las ZHC), favorece la transformación de amonio a especies oxidadas, sin embargo no se recomienda que se realice de manera muy continua pues disminuye las tasas de nitrificación y desnitrificación por el posible lavado de microorganismos del sistema al realizar este tipo de prácticas.
- Si se va a emplear un único ZHC para la eliminación de nitrógeno, deberá asegurarse que las tasas de nitrificación y desnitrificación sean similares. Por lo general los ZHC de flujo subsuperficial horizontal poseen una mayor tasa de desnitrificación que de nitrificación, por lo que las operaciones con alimentación fraccionada o la disminución de la columna de agua dentro del mismo, favorecen el incremento de este proceso limitante (nitrificación), potenciando así la eliminación del nitrógeno.
- Es importante contar con una adecuada relación C/N, calculada como DQO/Nt, para asegurar los procesos de nitrificación-desnitrificación. Esta relación debe estar sobre 3, para mostrar valores adecuados de nitrificación.

c. Microorganismos

Los microorganismos son un componente importante de los ciclos biogeoquímicos que se están describiendo así:

- Nuevamente en este parámetro se observa una diferencia de eliminación entre los sistemas de ZHC cuando operan como sistemas secundarios y terciarios. Por lo general los sistemas secundarios poseen una eliminación de microorganismos (como *E.coli*) ligeramente mayor que los sistemas terciarios.
- En sistemas secundarios, la alimentación fraccionada aumenta ligeramente la eliminación de *E.coli*. Sin embargo no se observa una diferencia significativa entre los sistemas que operan a altas cargas hidráulicas y aquellos que operan a cargas nominales.
- Los sistemas de ZHC que poseen humedales de flujo libre, presentan mayores eliminaciones de microorganismos debido a la incidencia de los rayos ultravioleta sobre el agua lo cual permite una mejor desinfección (caso río Ripoll).
- Otra forma de mejorar la eliminación de microorganismos es el aumento de los tiempos de residencia del agua dentro del humedal.

4.4.4.1 Alimentación vertical

Puesto que se trata de una alimentación secuencial, el sistema tiene un mayor rendimiento en la degradación de la materia orgánica y la modificación del nitrógeno debido a la mayor presencia de oxígeno.

Evidentemente se produce una modificación de las reacciones biogeoquímicas mencionadas, con las diferencias de rendimiento que se resumen a continuación, como ejemplo:

- Sólidos: El modelo de eliminación es sustancialmente distinto, puesto que se produce una filtración en superficie. El modelo de filtración y eliminación es idéntico al de los filtros granulares
- Nitrógeno. Predomina la transformación del N reducido a nitratos, dada la mayor presencia y disponibilidad de oxígeno
- Materia orgánica. Mayor degradación comparativa (aumento del rendimiento) de la materia orgánica fácilmente degradable y menor (disminuye el rendimiento) de la difícilmente degradable. Esto se puede relacionar con la disminución de los TRH

Se ha mostrado la eficiencia de un sistema con un reactor de alimentación vertical seguido de uno de alimentación horizontal para reducciones importantes de los contenidos en materia orgánica fácil y difícilmente degradables y de nitrógeno.

4.4.5 Aplicación a la gestión de las ZHC

Los planteamientos que se han discutido hasta este momento se han basado en la consideración del reactor en su conjunto. El sistema se puede definir en términos de gestión de parámetros, uno por uno. En este sentido, y dado el objetivo de mejorar los rendimientos deben hacerse las consideraciones siguientes:

- a) La gestión puede definirse en función de un único parámetro; por ejemplo, eliminación de nutrientes o de DQO

- b) La mejora de rendimiento en relación con un único parámetro no implica necesariamente que mejoren todos los restantes
- c) Las modificaciones de gestión pueden no tener efectos inmediatos, dada la inercia de los sistemas

En el sentido indicado, considerando los estudios desarrollados en el trabajo, el desarrollo de métodos de gestión no pasa necesariamente por la aplicación de modelos matemáticos, ya que la complejidad de los mecanismos en los sistemas y sus variaciones temporales y en distintos puntos del reactor hacen que la aplicación de modelos sea aún muy difícil si se plantean estos (los modelos) considerando todas las variaciones internas (throughputs) en las ZHC.

Como ya se ha indicado, los 3 objetivos posibles de gestión son:

- Vertido cumpliendo la normativa
- Mejora de calidad del cuerpo de agua receptor
- Reutilización

Para todos ellos, los condicionantes económicos (análisis coste-beneficio o coste-eficiencia) deben tenerse en cuenta. En la tabla 4.21, se detallan algunos mecanismos de gestión recomendados para lograr incrementar la eficiencia de las ZHC.

Tabla 4.21 Mecanismos de gestión adecuados para la operación de ZHC de flujo subsuperficial horizontal.

Mecanismo de Gestión Recomendado	Acción Generada en la ZHC	Parámetros afectados
Disminución de columna de agua dentro del humedal	Aumento de aireación en el sistema	-Reducción de materia orgánica fácilmente oxidable -Oxidación compuestos nitrogenados -Disminución del TRH (disminuye eliminación de <i>E.coli</i>)
Alimentación fraccionada del influente del humedal	Aumento de la aireación en el sistema	-Incremento de la tasa de nitrificación -Reducción de la materia orgánica fácilmente oxidable -Disminución del Nt
Alimentación interrumpida (ciclos de llenado y vaciado completos)	Aumento de la aireación en el sistema	-Reducción de la materia orgánica, fácilmente oxidable -Disminución de diferencia entre las tasas de nitrificación y desnitrificación
Sustitución de puntos de descarga del humedal	Disminución de sólidos a la descarga (sedimentables)	-Reducción de materia orgánica, fácilmente oxidable Mejor eliminación de <i>E.coli</i>
Controlar la relación C/N del influente a valores por encima de 3	Mejoramiento de las tasas de nitrificación y desnitrificación	-Reducción de nitrógeno -Reducción de nitrógeno amoniacal -Incremento de la tasa de desnitrificación

6. CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este capítulo se ha dividido de acuerdo con lo planteado en los objetivos; un apartado de conclusiones sobre los objetivos específicos y otro sobre el objetivo general; posteriormente un apartado sobre evaluación y recomendaciones.

5.1. Conclusiones específicas

- a) Los rendimientos de las ZHC operadas como terciario no presentan cambios significativos por lo que respecta a su eficiencia
- b) Los rendimientos de las ZHC están condicionados por
 - La calidad del afluente aportado a la ZH
 - Las cantidades de nitrógeno y materia orgánica
- c) El factor limitante de la eficiencia de estos sistemas ha sido en este trabajo la relación C/N; dados los déficits comparativos de carbono en alguno de los sistemas estudiados
- d) La DQOt particulada y la DQO refractaria a la depuración no son degradadas, aun trabajando con sistemas terciarios con TRH elevados.
- e) Los vertidos de los sistemas terciarios con ZHC implantados en el cauce de los ríos Besòs i Ripoll no tienen influencia significativa en la calidad del agua del río debido al poco caudal adicional que aportan
- f) La combinación de ZHC con flujo vertical y horizontal (sistemas híbridos) permite una reducción importante de la cantidad de nitrógeno presente
- g) Dada la calidad de la mayor parte de efluentes tratados, la eliminación de indicadores de contaminación microbiológica no es muy importante en las aguas residuales de origen doméstico.

5.2. Conclusiones generales

- a) Las ZHC construidas son adecuadas para
 - El tratamiento terciario de grandes volúmenes de agua (sistemas del río Besòs y en menor grado del río Ripoll)
 - El tratamiento secundario de pequeños volúmenes de agua (sistema de Hostalets de Pierola)
 - La mejora de calidad de los purines, especialmente de su contenido en nitrógeno (sistema de Can Corominas)
 - La obtención de efluentes reutilizables o que deban verterse a zonas sensibles, cumpliendo así los requisitos legales pertinentes
- b) Se puede mejorar la gestión y operación de las ZHC, tanto de tratamiento secundario como terciario, cambiando algunos de los parámetros de funcionamiento

5.3. Evaluación y recomendaciones

Las recomendaciones de este trabajo se han estructurado considerando los objetivos secundarios que dan respuesta al objetivo general. Adicionalmente se presentan algunas ideas para futuros trabajos en el marco de esta investigación.

A. Respecto al objetivo 1: Evaluar las diferencias entre las ZHC, al operar éstas como sistemas secundarios y como sistemas terciarios.

A1. Rendimientos:

- El amoníaco es la forma predominante de nitrógeno en las aguas residuales analizadas (aguas residuales municipales), seguido del nitrógeno orgánico y finalmente las formas oxidadas, nitratos y nitritos.
- No se encontró relación entre la carga de DQO eliminado y la temperatura del agua.
- En una ZHC que opere como sistema terciario no se ha detectado ninguna diferencia significativa entre los rendimientos de eliminación de materia orgánica, nutrientes y microorganismos con cubierta vegetal y sin ella.

- La eficiencia de la depuración de aguas residuales con ZHC, dependerá entre otros factores del tratamiento previo del cual proviene el afluente a las mismas; es decir de la calidad del agua a tratar (formas de nitrógeno presentes, relación C/N, aerobiosis/anoxia/anaerobiosis, etc.). Por lo tanto, si el humedal opera como sistema secundario sus rendimientos serán distintos de los que presentará al operar como terciario.
- El rendimiento de los sistemas terciarios está condicionado por la carga recibida, tanto de SS como en forma de DQO.
- En el afluente a los sistemas terciarios, la mayor parte de la DQO_t se encuentra como DQO_p, que por lo general posee una concentración apreciable de compuestos o especies refractarias, que difícilmente se pueden eliminar por el sistema de tratamiento. Por tanto, se encuentra presente materia orgánica que no se modifica en el proceso.
- Los sistemas secundarios de ZHC, muestran una mayor eficiencia de reducción de los parámetros SS, DQO y N-NO₃, que los sistemas terciarios.
- Los sistemas secundarios y los terciarios remueven porcentajes similares de amonio.
- Los sistemas terciarios empleados para mejora de paisaje o mejora de la calidad de cuerpos de agua (caso de los ríos Besós y Ripoll), son los que presentan menores porcentajes de eliminación de materia orgánica, posiblemente por las causas anteriormente expuestas sobre las especies refractarias. Mientras que los sistemas terciarios alcanzan valores de hasta un 37% de eliminación de DQO, los humedales empleados en los ríos logran tan solo entre un 18 y un 24% de eliminación de DQO.
- Por lo que respecta al fósforo se describe una eliminación apreciable en los sistemas que están iniciando su operación. En sistemas con varios años de operación, se observa un incremento de esta especie en el efluente de salida, debido a la desorción de compuestos fosforados desde el material de relleno de las ZHC.

A.2 Hidráulica del sistema

- Los modelos de flujo de las ZHC no son reproducibles entre diferentes instalaciones. En una misma ZHC se puede presentar una combinación de modelos, principalmente del tipo flujo pistón y flujo mezcla completa a diferentes niveles de la columna de agua. La hidráulica del sistema se ve afectada por causas diversas, entre las que se pueden mencionar el sustrato y las raíces de las macrófitas, así como las circunstancias de la construcción.
- En las ZHC analizadas se han detectado zonas muertas en todos los niveles de columna de agua, mientras que los cortocircuitos del patrón de flujo hidráulico se observan únicamente en los niveles más cercanos a la superficie del humedal.
- Considerando el perfil vertical en la salida del ZHC, se observa que las zonas de mayor porcentaje de eliminación de los DQO, E. coli y compuestos nitrogenados no se localizan en el centro del humedal sino hacia los costados, y cerca de la superficie. Esto se debe a que existe un mayor tiempo de residencia en estas zonas y una mayor oxigenación, en comparación con los tiempos de residencia en el centro de la ZHC y las condiciones anóxicas o anaeróbicas del fondo del humedal.

A.3 Reducción de microorganismos

- Las concentraciones de bacteriófagos somáticos en el efluente secundario fueron ligeramente inferiores a las concentraciones de E. coli, de igual manera sucedió con la eliminación de estos microorganismos en las ZHC.
- La reducción de E. coli en las ZHC es variable; en algunos casos la reducción es ligeramente superior al operar la ZHC como sistema secundario si se compara con el sistema terciario; sin embargo, en otros casos la diferencia es de casi 0,5 Ulog/100 mL siendo siempre mayor en los sistemas operados como secundarios.
- Los sistemas terciarios de ZHC logran reducciones de E. coli del orden de 1,2 Ulog/100 mL. Sin embargo, esta reducción puede aumentar si el humedal empleado es de flujo libre, alcanzándose en este caso reducciones de hasta 3 Ulog/100 mL (caso del sistema terciario del río Ripoll). Esto se atribuye a la incidencia directa de los rayos UV sobre el espejo de agua.
- Otra forma de mejorar la eliminación de microorganismos ha sido el aumento de los tiempos de residencia del agua dentro del humedal, es decir disminuyendo la carga hidráulica del mismo.

A.4 Sistemas híbridos de ZHC

- Para la depuración de cargas orgánicas elevadas, se recomienda el uso de sistemas de ZHC híbridos, en los que se combina el uso de una ZHC de tipo vertical seguida de ZHC de flujo horizontal.
- En estos sistemas híbridos, los sólidos o material seco, se depositan en la superficie y primeros centímetros de la ZHC vertical, incrementándose el tiempo de retención hidráulico dentro del humedal, y por tanto mejorando la calidad del efluente de esta unidad de tratamiento.
- El modelo de eliminación de los sólidos en las ZHC verticales es idéntico al de los filtros granulares y sustancialmente distinto al de las ZHC horizontales.
- La ZHC vertical incrementa la transformación del nitrógeno amoniacal a N-NO_3^+ (nitrificación) dada la mayor presencia y disponibilidad de oxígeno en comparación con las ZHC horizontales.
- En estos sistemas se logra una mayor degradación (aumento del rendimiento) de la materia orgánica.

B. Objetivo 2: Establecer la relación existente entre la razón C/N y la reducción de nutrientes, específicamente en los procesos de nitrificación y desnitrificación.

B1. Nitrificación

- La nitrificación es dependiente de la temperatura del medio. Al incrementar la temperatura hay un mayor porcentaje de transformación de nitratos.
- Conforme aumenta la tasa de nitrificación, aumenta la carga de Nt removida, de una manera muy lineal.
- Al aumentar la carga hidráulica, aumenta la tasa de nitrificación en el sistema.
- Se determinó que, en la mayoría de las ZHC estudiadas, la tasa de nitrificación era la limitante del proceso nitrificación/desnitrificación.
- Los sistemas de ZHC con alimentación continua, nitrifican muy poco (o en algunos casos nada), mientras que aquellos con alimentación fraccionada sí nitrifican con valores mucho más altos.

B2. Desnitrificación

- Los mayores porcentajes de desnitrificación se logran en los sistemas de alimentación continua.
- La nitrificación aumenta al operar con cargas hidráulicas “nominales”, en lugar de operaciones con cargas hidráulicas “altas”.
- En las ZHC de alimentación fraccionada se dan los mayores valores de tasas de desnitrificación y los menores valores de porcentaje. Esto es debido a que durante la operación de alimentación fraccionada se generan más nitratos (nitrificación) que en los sistemas de alimentación continúa.
- Los mejores rendimientos de desnitrificación se logran a partir de relaciones de DQO/Nt superiores a 5 en el caso de los sistemas con alimentación fraccionada; mientras que para sistemas con alimentación continua se logran valores de desnitrificación a partir de valores de DQO/Nt superiores a 2,5.

B3. Procesos de nitrificación/desnitrificación

- Al operar con cargas hidráulicas “altas” se tienen mayores valores de las tasas de nitrificación y desnitrificación que en las operaciones con cargas hidráulicas nominales.
- Con cargas hidráulicas “altas”, la tasa de desnitrificación es superior a la tasa de nitrificación; lo que implica que existe la tasa de nitrificación es limitante de la velocidad del proceso.
- Durante la operación con cargas hidráulicas “nominales”, se obtienen valores similares de las dos tasas (nitrificación y desnitrificación).
- La diferencia entre las dos tasas (nitrificación y desnitrificación) disminuye al aumentar la relación DQO/Nt.
- Si se va a emplear una única ZHC para la eliminación de nitrógeno, deberá asegurarse que las tasas de nitrificación y desnitrificación sean similares. Por lo general las ZHC de flujo subsuperficial horizontal poseen una mayor tasa de desnitrificación que de nitrificación, por lo que las operaciones con alimentación fraccionada o la disminución de la columna de agua dentro del mismo, favorecen el incremento de este proceso limitante (nitrificación), favoreciendo así la eliminación global de nitrógeno en todo el sistema.
- Se ha demostrado que para mejorar las tasas de nitrificación y desnitrificación:
 - Se debe establecer algún mecanismo para aumentar la aireación del sistema
 - Se debe controlar la relación C/N del influente, debiéndose trabajar siempre con valores por encima de 3.

B4. Relación C/N para los procesos de nitrificación/desnitrificación

- La variable C/N afecta directamente la tasa de nitrificación y desnitrificación del sistema de ZHC. Es importante contar con una relación sobre 3 de C/N (calculada como DQO/N_t), para asegurar la nitrificación.
- La relación de la tasa de nitrificación y la relación C/N (descrita como la relación DQO/N_t) con alimentación fraccionada es exponencial, aunque con bajos valores de R_2 (alrededor de 0,6).
- A mayor relación DQO/N_t en el afluente, mayor posibilidad de obtener mayores tasas de desnitrificación.
- Una limitante para que los sistemas terciarios logren mejores eficiencias de eliminación de compuestos nitrogenados, es la relación C/N del afluente al humedal. En el caso del río Besòs, este afluente presenta en promedio valores de tan solo 1,4 (DQO/N_t), lo cual implica valores reducidos de la tasa de desnitrificación del sistema. En este caso, la tasa de desnitrificación es inferior a la tasa de nitrificación.

C. Objetivo 3: Evaluar la influencia de la carga hidráulica y la operación de alimentación (continua, fraccionada e interrumpida) del efluente, en la reducción de materia orgánica, nutrientes y microorganismos.

C1. Alimentación continua y fraccionada

- A mayor carga hidráulica menor es el porcentaje de eliminación de DQO.
- Al operar con cargas hidráulicas “altas” (mayores de 0,1 m/d), se observa que el sistema posee menores eficiencias de eliminación de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno) que al operar con cargas hidráulicas “nominales” (aproximadamente de 0,1 m/d).
- Al operar con una misma carga, los sistemas con alimentación fraccionada logran mejores resultados de eficiencia y eliminación de materia orgánica y nitrógeno amoniacal (con aumento de la nitrificación) que los sistemas con alimentación continua.
- La eliminación o reducción de microorganismos (*E. coli*), y de fosfatos no se ven afectadas por la operación de alimentación al sistema.
- La alimentación fraccionada reduce en más de un 11% la materia orgánica que lo que hacen las ZHC con alimentación continua.

- La eficiencia de eliminación de nitrógeno con alimentación fraccionada es de 1,3 a 2,2 veces superior al operar con cargas hidráulicas “altas” que con cargas hidráulicas “nominales”.
- La eficiencia de eliminación de nitrógeno con alimentación continua no es dependiente de la carga hidráulica, pues con altas cargas hidráulicas se observan eficiencias similares a las obtenidas con cargas hidráulicas nominales.
- Al comparar las ZHC que se alimentan de manera fraccionada con las de alimentación continua, se observa que la eficiencia de reducción de nitrógeno amoniacal es superior de 2 a 4 veces.
- Al aumentar la carga hidráulica se obtiene una menor reducción de E. coli, atribuible a la disminución del TRH.
- En sistemas secundarios, la alimentación fraccionada aumenta ligeramente la eliminación de E. coli. Sin embargo, no se observa mucha diferencia entre los sistemas con cargas hidráulicas altas y los que trabajan con cargas nominales.
- Las operaciones de alimentación fraccionada favorecen la transformación del amonio a especies oxidadas, aumentando la tasa de nitrificación en el sistema.

C2. Alimentación interrumpida

- La operación de alimentación interrumpida permite mejorar los porcentajes de eliminación de DQO en sistemas secundarios.
- Conforme se realizan las operaciones de alimentación interrumpida, se disminuyen las tasas de nitrificación y desnitrificación del sistema, por lo que no se recomienda aplicar esta técnica de operación de manera muy frecuente, con el fin de poder incrementar el porcentaje de eliminación de nitrógeno.

5.3.1 Perspectivas de investigación

El marco de este trabajo ha permitido establecer las bases para futuras investigaciones en el campo de los rendimientos reales de las ZHC. La mejora del rendimiento debe ir asociada a que se consiga una mayor homogeneidad en cuanto al rendimiento del reactor. Es decir, aprovechar al máximo su capacidad.

La estructura de gestión relacionada con el funcionamiento de los reactores se ha revelado como compleja y no permite el desarrollo de modelos sofisticados hasta que la mayor parte de los procesos sea más conocida.

Los modelos existentes, donde se asume que las ZHC son sistemas de flujo pistón, y orden 1 de reacción, resuelven el funcionamiento global pero no permiten hasta ahora definir exactamente los detalles concretos del funcionamiento de las ZHC. En consecuencia, y tal como se ha indicado repetidamente, en este trabajo se sientan algunas bases para un futuro desarrollo de modelos matemáticos más específicos para detalles concretos de la biogeoquímica de las ZHC.

Uno de los pasos obvios es establecer, una vez desarrollados los modelos o en paralelo con su desarrollo, un análisis económico de la gestión de los humedales. El método más aceptado comúnmente es el análisis coste-beneficio (Salgot, M. et al. 2013).

También pueden considerarse los servicios ambientales (Curmi et al., 2013; Liu et al., 2013; Pittock, 2013) que ofrecen las ZHC. Esta es una de las herramientas más recientes para la interpretación de los beneficios de los sistemas naturales o que desarrollan beneficios para los ecosistemas. En este caso, el servicio es la eliminación de nutrientes de las aguas que pueden contaminar acuíferos y cuerpos de agua, así como la reducción de los peligros generados por los patógenos.

Parte de los trabajos realizados en esta tesis han versado sobre el uso de las ZHC en el tratamiento de aguas con cargas de materia orgánica, nitrógeno y fósforo muy elevadas. En este caso, el dispositivo ha sido una primera separación de sólidos en suspensión, seguida por una ZHC de flujo vertical y a continuación varias ZHC de flujo horizontal. Es importante establecer en un futuro si los cambios en alimentación en las ZHC de flujo horizontal permitirán mejorar los rendimientos.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Abaigar, A.; Irañeta, I.; Perez de Ciriza, J.; Pérez, B. (2004). Fertilización de cultivos con purines de gano porcino. Equipos de reparto. www.itgganadero.com/itg/portal/documentos.asp%3Fid%3D96%26d%3D1+%&cd=1&hl=es&ct=clnk&gl=es (fecha de acceso, 17 de mayo 2013).

ACA (Agència Catalana de l' Aigua). Programa de Sanejament d'aigües residuals urbanas 2002 (PSARU, 2002). Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient.

AEAS (Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento). (2012). Manual de buenas practicas de reutilizacion de aguas residuales. AEAS, Madrid.

Aesoy, A.; Odegaard, H.; Bach, K.; Pujol, R.; Hamon, M. (1998). Denitrification in a packed bed biofilm reactor (BIOFOR)-Experiments with different carbon sources. *Wat. Res.* 32 (5), 1463-1470.

Aguirre, P. (2004). Mecanismos de eliminacion de la materia organica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo subsuperficial. En: García J, Morato J., Bayona J.. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos . Ediciones CPET. Barcelona, España.

Ahn, Y.H. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry.* 41 (8), 1709-1721.

Allen, J.; Beutel, M.; Call, D.; Fischer, A. (2010). Effects of oxygenation on ammonia oxidation potential and microbial diversity in sediment from surface flow wetland mesocosms. *Bioresource Technology.* 101,1389-1392.

AMB (Área Metropolitana de Barcelona) http://www.amb.cat/web/emma/aigua/sanejament/depuradores/depuradora_montcada (último acceso 23.8.2013)

Anderson, I.; Levine, J. (1986). Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifier, denitrifiers and nitrate respirers. *Appl. Environ. Microbiol.* 51, 938-945.

Arboleda, J. (1981). Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del ambiente (CEPIS). Organización Panamericana de la Salud (OPS). Editorial OPS. Lima, Perú.

Arias C., Cabello A., Brix H. ; Johansen, N. (2003). Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two stage vertical flow constructed wetland system. *Water Science & Technology*. 48(5), 35-41.

Arogo, J.; Westerman, P.; Heber, A. (2007). A review of ammonia emissions from confined swine feeding operations. *Transactions of the ASAE*, numero 46, 805-817.

Artan, N.; Wilderer, P.; Orhon, D.; Morgenroth, E.; Özgür, N. (2001). The mechanism and design of sequencing batch reactor systems for nutrient removal-the state of the art. *Water Science and Technology*. 43(3), 53-60.

Atlas, R.; Bartha, R. (1993). *Microbial ecology: Fundamentals and applications*. Benjamin/Cummings Pub. Co. Redwood City, California. EEUU.

Atlas, R.M.; Bartha, R. (2002). *Ecología microbiana y Microbiología Ambiental*, 2a ed. Español. Addison Wesley, Madrid.

Axelrod, P.E., Clarke, A.M., Radley, R., Zemcov, S.J.V. (1996). Douglas-fir root-associated microorganisms with inhibitory activity towards fungal plant pathogens and human bacterial pathogens. *Can.J.Microbiol.* 42,690.

Barajas López, M.G. (2002). *Eliminación biológica de nutrientes en un reactor biológico secuencial. Caracterización y estimulación de las fuentes de carbono del agua residual urbana*. Tesis doctoral. Escola Técnica Superior d'Enginyers de Camins Canals i Ports de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España.

Barrett, E.C., Sobsey, M.D., House, C.H., White, K.D. (2001). Microbial indicator removal in onsite constructed wetlands for wastewater treatment in the southeastern U.S. *Water Sci. Tech.*, 44, 177.

Bazylinski, D. ; Blakemore, R. (1983). Denitrification and assimilatory nitrate reduction in *aquaspirillum-magnetotacticum*. *Applied and Environmental Microbiology*. 46 (5), 1118-1124.

Bermeo, M. (2005). *Aguas Residuales: teoría de muestreo, análisis e interpretación de datos, Parte Experimental*. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Ecuador.

Bernet, N.; Habouzit, F.; Moletta, R. (1996). Use of an industrial effluent as a carbon source for denitrification of a high strength wastewater. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 46, 92-97.

Bohn, H.L. (1971). Redox potential. *Soil Sci.* 112 (1), 39-45.

Borin, M., Politeo, M., De Stefani, G. (2013). *Performance of a hybrid constructed wetland treating piggy wastewater*. *Ecological Engineering*, 51, 229-236.

Börner, T. (1992). Influencing factors for the performance of constructed wetlands. Schriftenreihe WAR; Report No.58. Darmstadt, Alemania.

Boutilier, L.; Jamieson, R.; Gordon, R.; Lake, C.; Hart, W. (2010) Performance of surface-flow domestic wastewater treatment wetlands. *Wetlands*. 30(4), 795–804.

Brissaud, F; Lazarova, V; Ducoup, C; Joseph, C; Levine, B; Tournoud, M. (2000). Hydrodynamic behaviour and faecal coliform removal in a maturation pond. *Water Sci.Tech.* 42 (10-11), 119-126.

Brix, H. (1993). Macrophyte mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanism and rates, in: *Constructed wetlands for water quality improvement*, A.G. Moshiri ed. CRC. Press, Boca Raton, Florida, EEUU. Pp 391-398.

Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Sci.Tech.* 30 (8), 209-223.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Sci.Tech.* 35, 11.

Brouzes, P. (1973). Précis d'épuration biologique par boues activées. Technique et documentation. Lavoisier. Paris.

Burgoon, P.; Reddy, K.; DeBusk, T. (1989). Domestic wastewater treatment using emergent plants cultured in gravel and plastic substrate. En: Hammer DA, editor. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Chelsea, Michigan, USA: Lewis Publishers. Pp 536-541

Cánepas de Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo de agua: plantas de filtración rápida. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Lima, Perú.

Carrera, J.; Vicent, T.; Lafuente, J. (2004). Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochemistry*. 39 (12), 2035-2041.

Caselles-Osorio A., García J. (2007). Impact of different feeding strategies and plant presence on the performance of shallow horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Science of the total environment*. 378 (3), 253-262.

Cervantes F. (2009). *Environmental Technologies to treat nitrogen pollution: Integrated Environmental Technology Series*. IWA Publishing. London, UK.

Cervantes, F., Monroy, O.; Gómez, J. (1999). Influence of ammonium on the performance of a denitrifying culture under heterotrophic conditions. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 81, 13-21.

Cervantes, F.; De la Rosa, D.; Gómez, J. (2001). Nitrogen removal from wastewaters at low C/N ratios with ammonium and acetate as electron donors. *Bioresource Technology*. 79, 165-170.

Cervantes-Carrillo, F., Pérez-Trevilla, J. And Gómez, J. (2000). Avances sobre la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Rev. Latin. Amer. Microbiol* . 42, 73-82.

Chiva, J. (2004). Hidraulica y fenómenos de transporte en humedales. En *Nuevos Criterios para el diseño y operación de humedales construidos: Una alternativa de bajo coste para el tratamiento de aguas residuales*. Ediciones CPET. Barcelona, España.

Choi, C.; Lee, J.; Kwangho Lee, K.; Kim, M. (2008). The effects on operation conditions of sludge retention time and carbon/nitrogen ratio in an intermittently aerated membrane bioreactor (IAMBR). *Bioresource Technology*. 99, 5397-5401.

Cirelli, G.; Consali, S.; Grande, V. (2008). Long-term storage of reclaimed water: the case studies in Sicily (Italy). *Desalination*. 218, 62-73.

Cirelli, G.; Consoli, S.; Grande, V.; Milani, M.; Toscano, A. (2007). Subsurface constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in agriculture: five years of experiences in Sicily, Italy. *Water Sci.Tech*. 56 (3), 183–191.

Conrad, R. (1996). Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiol. Rev*. 60, 609-640.

Cooper, P F (2009) What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that have been forgotten over the past 20 years. *Desalination*. 246,11-26.

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 (9), 81-90.

Cooper, P.; Job, G.; Green, M.; Shutes, R. (1996). *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. Medmenham, Marlow, UK: WRc Publications.

Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000) *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. McGraw Hill Interamericana, S.A. Santafé de Bogotá, Colombia.

Cuervo-López, F.; Martínez, F.; Gutiérrez-Rojas, M.; Loyola, R.; Gómez, J. (1999). Effect of nitrogen loading rate and carbon source on Denitrification and sludge settleability in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Wat. Sci. Tech*. 40, 123-130.

- Curmi,E.; Richards,K.; Fenner,R.; Allwood,J.M.; Kopec,G.M.; Bajzelj,B. (2013). An integrated representation of the service provided by global water resources. *Journal of Environmental Management*. 129, 456-462.
- Davidsson, T.; Leonardson, L. (1996). Effects of nitrate and carbon additions on denitrification in two artificially flooded soils. *Ecol. Eng.* 7, 139-149.
- Decamp, O.; Warren, A.; Sánchez, R. (1999). The role of ciliated protozoa in subsurface-flow wetlands and their potential as bioindicators. *Water Sci. Tech.*, 40, 91.
- Decamp, O.; Warren, A. (1998). Bacterivory in ciliates isolated from constructed wetlands (reed beds) used for wastewater treatment. *Water Res.*, 32, 1989.
- Delwiche, C.; Bryan, B. (1976).Denitrification. *Ann. Rev. Microbiol.* 30, 241-262.
- Díaz, F.; O'Green, A.; Dahlgren, R. (2010). Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows. *Agricultural Water Management*. 97 (11), 1813-1821.
- Dold, P.; Ekama, G.; Marais, G.V. (1980) A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.* 12, 47-77.
- Ekama, G.; Dold, P.; Marais, G.V. (1986) Procedures for determining influent cod fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Sci. Tech.* 18, 91-114.
- Elser, J.J.; Acharya, K.; Kyle, M.; Cotner, J.; Makino, W.; Markow, T. (2003). Growth rate-stoichiometry couplings in diverse biota. *Ecol.Lett.* 10, 936-943.
- Erler, D.; Eyre, B.; Davison, L., (2008). The contribution of anammox and denitrification to sediment N₂ production in a surface flow constructed wetland. *Environ. Sci. Technol.* 42, 9144-9150.
- Faulwetter, J.; Gagnon, V.; Sundberg, C.; Chazarenc, F.; Burr, M.; Brisson, J. (2009) Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*. 35(6), 987-1004.
- Focht, D.; Chang, A. (1975). Nitrification and denitrification processes related to wastewater treatment. *Adv. Appl. Microbiol.* 19, 153-186.
- Folch, M. (1997). Tratamiento terciario de aguas residuales por infiltracion-percolacion: parametros de control. Tesis Doctoral en Farmacia, UB.
- Folch, M. (2002). Ponencia 10.3: Tecnologías adaptadas para la recarga: infiltracion-percolacion y zonas humedas. En *Jornadas sobre presente y futuro del agua subterranea en España y la Directiva Marco Europea*. Zaragoza, España.

- Fu, Z.; Yang, F.; Zhou F.; Xue, Y. (2009). Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. *Bioresource Technology*. 100(1), 136-141.
- Gamet, L., Molle, P. (2004). *Performances hydrauliques et épuratoires des lits plantés des roseaux en phase de démarrage*. Dept. Gestion des Milieux Aquatiques, Lyon, Francia.
- Garcia, J.; Aguirre, P.; Barragan, J.; Mujeriego, R.; Matamoros, V.; Bayona, J. (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 25(4), 405-418.
- García, J.; Morato, J.; Bayona, J. (2004c). Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos: Una alternativa de bajo coste para el tratamiento de aguas residuales. Ediciones CPET. Barcelona, España.
- García, J.; Vivar, J.; Aromir, M.; Mujeriego, R. (2003b). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research*, 37, 2645-2653.
- Garcia, J.; Aguirre, P.; Mujeriego, R.; Huang, Y.; Ortiz, L.; Bayona, J. (2004a). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*. 38 (7),1669-1678.
- Garcia, J.; Chiva, J.; Aguirre, P.; Alvarez, E.; Sierra, J.; Mujeriego, R. (2004b). Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. *Ecological Engineering*. 23 (3),177-187.
- García, J.; Corzo, A. (2008). *Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño. Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial*. UPC. <http://hdl.handle.net/2117/2474> (fecha de acceso, 16 de junio de 2011).
- García, J.; Ojeda, E.; Sales, E.; Chico, F.; Píriz, T.; Aguirre, P.; Mujeriego, R. (2003 a). Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecol. Eng.*, 21, 129.
- Garcia, J.; Rousseau, D.; Morato J.; Lesages E.; Matamoros, V.; Bayona, J. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(7), 561-661.
- Gerba, C.; Thurston, J.; Falabi, J.; Watt, P.; Karpiscak, M. (1999). Optimization of artificial wetland design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa. *Water Sci. Tech.*, 40, 363.
- Gersberg, R.; Elkins, B.; Goldman, C. (1983). Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Res.*, 17, 1009-1014

Gersberg, R.; Brenner, R.; Lyon, S.; Elkins, B. (1987a). Survival of bacteria and viruses in municipal wastewaters applied to artificial wetlands. En Reddy, K.R., and Smith, W.H. (eds). Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Orlando, Fla.: Magnolia Publishing, Inc. EEUU

Gersberg, R.; Gearhart, R.; Yves, M. (1989a). Pathogen removal in constructed wetlands. In Hammer, D.A. (ed.). Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers. EEUU.

Gersberg, R.; Lyon, S.; Brenner, R.; Elkins, B. (1987b). Fate of viruses in artificial wetlands. Appl. Environ. Microbiol., 53, 731.

Giacoman, G.; Ponce, C.; Mendez, R. (2008a). Evaluación de parámetros integrales en la distribución del tiempo de residencia en modelos de humedales artificiales con flujo subsuperficial horizontal. Antología XXXI Congreso AIDIS. Chile.

Giacoman, G.; Ponce, C.; Tapia, F. (2008b). Evaluación de la eficiencia de remoción de parámetros químicos/biológicos en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal operando discontinuamente. Antología XXXI Congreso Interamericano AIDIS. Santiago Chile.

Giacoman, G.; Frias, T.; Javier, H.; Franco, F.; Coronado, V.; Mendez, R. (2007). Analisis de la hidrodinámica de un reactor de flujo pistón. Ingeniería Revista Académica. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, México. 7 (3), 7-19.

González, P.; Quintans, P.; Vizcaíno, M.; Miguel, R.; González, J.; Pérez, J.; García, R. (2010). Estudio de la inhibición del proceso de nitrificación como consecuencia de la acumulación de metales en el fango biológico de la EDAR de León y su alfoz. Tecnología del Agua 322: 28-38.

Gray, N.F. (2004) Biology of wastewater treatment, 2nd ed. Imperial College Press, London.

Green, M.; Safray, I.; Agami, M. (1996). Constructed wetlands for river reclamation: Experimental design, start-up and preliminary results. Bioresource Technology. 55 (2), 157-162.

Green, M.; Griffin, P.; Seabridge, J.; Dhoobie, D. (1997). Removal of bacteria in subsurface-flow wetlands. Water Sci. Tech., 35, 109.

Guillén D.; Ginebreda, A.; Farré, M.; Darbra, R.; Petrovic, M.; Gros, M.; Barceló, D. (2012). Prioritization of chemicals in the aquatic environment based on risk assessment: Analytical, modeling and regulatory perspective. Science of the total environment. 440, 236-252.

- Hagendorf, U.; Diehl, K.; Feuerpfeil, I.; Hummel, A.; Szewzyk, R. (2000). Retention of microbiological organisms in constructed wetlands. 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista, Florida, EEUU. Vol.1, 391-396.
- Hagendorf, U.; Diehl, K.; Feuerpfeil, I.; Hummel, A.; Lopez-Pila, J.; Szewzyk, R. (2005). Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Wat. Res.*, 39 (20), 4849-4858.
- Haugen, K.; Semmens, M.; Novak, P. 2002. A novel in situ technology for the treatment of nitrate contaminated groundwater. *Wat. Res.*, 36 (14), 3497-3506.
- He, S.B.; Yan, L.; Kong, H.N.; Liu, Z.M.; Wu, D.Y.; Hu, Z.B. (2007). Treatment efficiencies of constructed wetlands for eutrophic landscape river water. *Pedosphere*. 17 (4), 522-528.
- Henze M. (1991). Capabilities of biological nitrogen removal processes form wastewater. *Water Sci. Tech.*, 23, 669-679.
- Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Sci. Tech.*, 25(6), 1-15.
- Henze, M.; Harremoës, P.; Jansen, J.I.C.; Arvin, E. (1995) *Wastewater treatment. Biological and chemical processes*. Springer, Berlin.
- Her, J.; Huang, J. (1995). Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Bioresource Technology*. 54(1), 45-51.
- Hernández, M.; Mitsch, W. (2007). Denitrification in created riverine wetlands: Influence of hydrology and season. *Ecol. Eng.*, 30, 78-88
- Hiley, P.D. (1995). The reality of sewage treatment using wetlands. *Water Sci. Tech.*, 32, 329.
- Hong, Z.; Hanaki, K.; Matsuo, T., (1994). Greenhouse gas - N₂O production during denitrification in wastewater treatment. *Water Sci. Tech.*, 35, 111-120.
- Huertas, E. (2010). Regeneració i reutilització d'aigües residuals. Tecnologia, control i risc. Tesis doctoral en Ingeniería Química y Metalurgia, por la Universidad de Barcelona.
- Huertas, E.; Folch, M.; Salgot, M.; Gonzalvo, I.; Passarell, C. (2006). Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besos River (Spain). *Desalination*. 188 (1-3), 141-147.
- Hunt, P.; Poach, M.E. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Sci. Tech.*, 44, 19-25.
- Hunt, P.; Stone, K.C.; Matheny, T.; Poach, M.E.; Vanotti, M.B.; Ducey, T.F. (2009).

Denitrification of nitrified and non-nitrified swine lagoon wastewater in the suspended sludge layer of treatment wetlands. *Ecol. Eng.*, 35, 1514-1522.

Hunt, P.; Szögi, A.; Humenik, F.; Rice, J.; Matheny, T.; Stone, K.C., (2002). Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. *Trans. ASAE*, 45, 639-647.

IAWPRC; Study Group On Health Related Water Microbiology 1991. Bacteriophages as model viruses in water quality control. *Wat. Res.*, 25, 529-545.

IWA. 2000. Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, performance, design and operation*. IWA Publishing. London, UK.

Jia, W.; Zhang, J.; Li, P.; Xie, H.; Wu, J.; Wang, J. (2011). Nitrous oxide emissions from surface flow and subsurface flow constructed wetland microcosms: Effect of feeding strategies. *Ecol. Eng.*, 37(11), 1815-1821.

Jia, W.; Zhang, J.; Wu, J.; Xie, H.; Zhang, B. (2010). Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination*. 262, 202-208.

Jianlong, W.; Ning, Y. (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochem.*, 39, 1223-1229.

Jing, S.R.; Lin, Y.F. (2004). Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan. *Environmental Pollution*. 127 (2), 291-301.

Jing, S.R.; Lin, Y.F.; Lee, D.Y.; Wang, T.W. (2001). Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresource Tech.*, 76(2), 131-135.

Kadlec R. 2003. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. *Ecol. Eng.*, 20(1), 1-16.

Kadlec, R.; Hey, D. (1994). *Constructed wetlands for river water quality improvement*. *Water Science & Technology*. 29 (4), pp 159-168.

Kadlec, R.; Knight, R. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Raton. New York. EEUU.

Kadlec, R.; Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. 2th ed. Boca Raton, Taylor & Francis Group. EEUU.

Kayser, K.; Kunst, S.; Fehr, G.; Voermanek, H. (2001). Nitrification in reed beds-capacity and potential control methods. *World Water Congress, Berlín*. Publicado por IWA. 126-138. Berlín, Alemania.

Kayser, K.; Kunst, S. (2005). Processes in vertical-flow reed beds: Nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Sci. Tech.*, 51(9), 177.

Kickuth, R.; Kaitzis, G. (1975). Mikrobizid wirksame aromaten aus *Scirpus lacustris* L. *Umweltschutz*, 4-5, 134.

Knowles, R. (1982). Denitrification. *Microbiol. Rev.* 46, 43-70.

Kuba, T.; van Loosdrecht M.; Heijnen, J., (1996). Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two sludge system. *Wat. Res.*, 30 (7), 1702-1710.

Kuenen, J.; Robertson, L.; Tuovinen, O. (1992). The genera *Thiobacillus*, *Thiomicrospira*, and *Thiosphaera*. In the *Prokaryotes*, 2nd. Edn. Editorial Springer. Pp 2638

Kuschik, P.; Wiebner, A.; Kappelmeyer, U.; Weibbrodt, E.; Kastner, M.; Stottmeister, U. (2003). Annual cycle of nitrogen removal by a pilot scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Wat. Res.*, 37(17), 4236-4242.

Lahora, A. (2002). Humedales artificiales: la EDAR de los Gallardos (Almería). *Gestión de aguas del Levante Almeriense*, S.A. GALASA.

Lee, C.; Fletcher, T.; Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.*, 9,11-22.

Levenspiel, O. (2004). *Ingeniería de las reacciones químicas*. Tercera Edición. Limusa Wiley. Mexico.

Levine, A.; Tchobanoglous, G.; Asano, T. (1991). Size distribution of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Wat. Res.*, 25(8), 911-922.

Libhaber, M.; Orozco, A. (2012) *Sustainable treatment and reuse of municipal wastewater for decision makers and practicing engineering*. IWA Publishing. London, Reino Unido.

Lienard, A. 1987. Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: Latest results of a recent plant in France. *Water Sci. Tech.*, 19(12), 373-375.

Liu, S.; Crossman, N.; Nolan, M.; Ghirmay, H. (2013). Bringing ecosystem services into integrated water resources. *Journal of Environmental Management*. 129, 92-102.

Lovley, D.R. (1985). Minimum threshold for hydrogen metabolism in methanogenic bacteria. *Appl Environ Microbiol.* 49(6):1530-1.

Lucero, M. (2011). Gestión de sistemas extensivos de tratamiento de aguas residuales: Infiltración percolación y zonas húmedas. Tesis de doctorado. Universidad de Barcelona.

Lynch, J.M.; Poole, N.J. (1979). Microbial ecology: a conceptual approach. Blackwell Scientific Publications.

Maddison, M.; Muring, T.; Remm, K.; Lesta, M.; Mander, Ü. (2009). Dynamics of typha latifolia L. populations in treatment wetlands in Estonia. Ecol. Eng., 35, 258-264.

Madigan, M.; Martinko, J.; Parker, J. (2004). Brock, Biología de los microorganismos. Edición 10 ma. Editorial Person Educación. Madrid, España.

Makino, W.; Cotner, J.B.; Sterner, R.W.; Elser, J.J. (2003). Are bacteria more like plants or animals? Growth rate and resource dependence of bacterial C:N:P stoichiometry. Funct. Ecol. 17, 121-130.

Maltais-Landry, G; Marangera, R.; Brissona, J.; Chazarenc F.. (2009). Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. Wat. Res., 43, 535-545.

Marahatta, R.C. (2004). Multi-scale modeling of a vegetated submerged bed system with application in organic matter removal and clogging., Ph. D. dissertation. University of Nebraska. EEUU.

Margalef, R. (1983). Limnología. Ed. Omega, Barcelona, España.

Matamoros, V.; García, J.; Bayona, J.M. (2005). Elimination of PPCPs in subsurface and surface flow constructed wetlands. En: Book of Abstracts of the International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control. Ghent University, Belgium, 107-108.

Mateju, V.; Cizinska, S.; Krejci, J.; Janoch, T., (1992). Biological water denitrification - a review. Enzyme Microbiol. Technol. 14 (3), 170-183.

Mayo, A.; Bigambo, T. (2005). Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. 30(11-16), 658-667.

McNevin, D.; Harrison, M.; King, A.; David, K.; Mitchell, C. (2000). Towards an integrated performance model for subsurface flow constructed wetlands. Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. Special Issue: Ecological Engineering: On-Site Wastewater Treatment and Re-use in Constructed Wetlands and Filter Media. 25 (8), 1415-1429

Metcalf & Eddy. (2003). Wastewater engineering, treatment and reuse. 4da. Edición. Mc Graw Hill. EEUU.

Minzoni, F.; Golterman, H. (1985). Nitrogen cycle and ricefields. En: Moroni, A., Anelli, A. & Ravera, O. (Eds.). *Atti del secondo Congresso Nazionale della Societa Italiana di Ecologia*, Padova, Italia.

Mokhayeri, Y.; Nichols, A.; Murthy, S.; Riffat, R.; Dold, P.; Takacs, I. (2006). Examining the influence of substrates and temperature on maximum specific growth rate of denitrifiers. *Water Sci. Tech.*, 54(8), 155-162.

Molle, P.; Liénard, A.; Grasmick, A.; Iwema, A.; Kabbabi, A. (2005). Apatite as an interesting seed to remove phosphorus from wastewater in constructed wetlands. *Water Sci. Tech.*, 51 (9): 193-203.

Molle, P.; Prost-Boucle, S.; Lienard, A. (2008). Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full scale experiment study. *Ecol. Eng.*, 34 (1), 23-29.

Molle, P.; Liénard, A.; Grasmick, A.; Iwema, A. (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Wat. Res.*, 40(3), 606-612.

Monteith, H.; Bridle, T.; Sutton, P. (1980). Industrial waste carbon sources for biological denitrification. *Prog. Water Technol.*, 12, 127-144.

Moral, R.; Pérez Murcia, M.; Pérez Espinosa, A.; Moreno Caselles, J.; Paredes, C.; Rufete, B. (2008). Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Manag.*, 28, 367-371.

Munch, R.; Hwang, C.; Lackie, T. (1980). Wastewater fractions add to total treatment picture. *Water Sew. Wks.*, 127: 49-54.

Nevo, Z.; Mitchell, R. (1967). Factors affecting biological clogging of sand associated with ground water recharge. *Wat. Res.*, 1, 231-236.

Nuttle, W.; Hemond, H. (1988). Salt marsh hydrology: implications for biogeochemical fluxes to the atmosphere and estuaries. *Global Biogeochem. Cycles*. 2, 91-114.

Ojeda, E.; Caldentey, J.; Saaltink, M.; García, J. (2008). Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. *Ecol. Eng.*, 34, 65.

Orhon, D.; Artan, N.; Ates, E. (1994). A description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 61(1), 73-80.

Orhon, D.; Ate, E.; Srzen, S.; Ubay, E. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution*. 95 (2), 191-204.

Orhon, D.; Cokgör, E. (1997). COD Fractionation in Wastewater Characterization- The State of the Art. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 68(3), 283-293.

Ottova, V.; Balcarova, J.; Vymazal, J. (1997). Microbial characteristics of constructed wetlands. *Water Sci. Tech.*, 35, 117.

Ouellet-Plamondon, C.; Chazarenc, F.; Comeau, Y.; Brisson, J. (2006). Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecol. Eng.*, 27 (3), 258-264.

Painter, H.A. (1986). Nitrification in the treatment of sewage and waste-waters. In: Prosser, J.I. (ed.), *nitrification*. Society for General Microbiology 20. Information Printing Ltd. Oxford. Reino Unido. pp 185-211

Patrick, W.H.; Wyatt, R. (1964). Soil nitrogen loss as a result of alternate submergence and drying. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28, 647-653.

Pedescoll, A.; Corzo, A.; Álvarez, E.; Puigagut, J.; García, J. (2011). Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecol. Eng.*, 37(2), 372-380.

Pérez, A.; Torres, P. (2008). Evaluacion del comportamiento hidrodinamico como herramienta para optimizacion de reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo. *Revista Facultad de Ingenieria Universidad Antioquía No.45*, pp 27-40.

Perez, J. (1992). Analisis de flujos y factores que determinan los periodos de retención. *Manual de evaluación*. Tomo II. Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de mejoramiento de la calidad del agua para consumo humano. CEPIS/OPS. Lima, Perú.

Perez-Paricio. (2001). Aplicación, dificultades y perspectivas de la recarga artificial de acuíferos en España. *Tecnología del agua*, 21, 209, 41-48.

Phipps, R.; Crumpton, W. (1994). Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecol. Eng.* 3 (4), 399 – 408.

Píriz, A.J. (2000) Condiciones de óxido-reducción en humedales construidos de flujo subsuperficial. *Tesina de Especialidad*. Departamento de EHMA. ETSECCPB. UPC. 104 p

Pittock, J. (2013). Ecosystem services and water: making nature's values visible?. *Water*. 45-47.

Platzer, C. (1998). Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. En: *Proceeding of the 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. San Pablo, Brazil

Platzer, C. (1998). Development of a design approach to nitrogen removal in wetlands. *Reports on Urban Water Management No.6*. TU Berlin. Department 6. Alemania.

Platzer, C. (1999) Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Sci. Tech.* 40(3), 257-263

Platzer, C.; Hoffmann, H.; Cardia, W.; Costa, R. (2007). Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação - Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. 24th. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental (ABES). Belo Horizonte, Brazil.

Poach M.; Hunt, P.G.; Vanotti, M.B.; Stone, K.C.; Matheny, T.A.; Johnson, M. (2003). Improved N treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. *Ecol. Eng.*, 20, 183-197.

Poach, M.; Hunt, P.G.; Reddy, G.; Stone, K.; Matheny, T.; Johnson, M.; Sadler, E. (2004). Ammonia volatilization from marsh-pond-marsh constructed wetlands treating swine wastewater. *J. Environ. Qual.*, 33, 844-851.

Poldvere E.; Karabelnik K.; Noorvee A.; Maddison M.; Nurk K.; Zaytsev I.; Mander U.. (2009). Improving wastewater effluent filtration by changing flow regimes- Investigations in two cold climate pilot scale systems. *Ecol. Eng.*, 35(2), 193-203.

Puigaguta, J.; Villaseñor, J.; Salas, J.; Becares, E.; García, J. (2007). Subsurface flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecol. Eng.*, 30(4), 312-319.

Pundsack, J.; Axler, R.; Hicks, R.; Henneck, J.; Nordmann, D.; McCarthy, B. (2001). Seasonal pathogen removal by alternative on site wastewater treatment systems. *Water Environ. Res.*, 73, 204.

RD 1620/2007. Real Decreto, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE num. 294.

Reddy, K.; Patrick, W. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Crit. Rev. Env. Contr.*, 13, 273-309.

Reyes, H. (2006). Estudio de la distribución de tiempos de residencia (DTR) para un reactor electroquímico de compartimientos separados. *Revista Universidad de Caldas.* Enero-diciembre, 7-21

Rijal, R. (1999). Nitrogen transformations in continuous flow duckweed reactor. IHE MSc. Thesis SEE, 78. Delft, Holanda.

Rivera, F.; Warren, A.; Ramírez, E.; Decamp, O.; Bonilla, P.; Gallegos, E.; Calderon, A.; Sanchez, J.T. (1995). Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Sci. Tech.*, 32, 211.

Rössle, WH.; Pretorius W.A. (2001). A review of characterisation requirements for in-line prefermenters: Paper 1: Wastewater characterisation. *Water SA.* 27(3), 405-412.

Rousseau, D. P.; Vanrolleghem, P. A.; De Pauw N. (2004). Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecol. Eng.*, 23, 151-163.

Rustrian, E.; Delgenes J.; Bernet N.; Moletta R. (1997). Nitrate reduction in acidogenic reactor: Influence of wastewater COD/N-NO₃ ratio on denitrification and acidogenic activity. *Environmental Technology*. 18, 309-315.

Salgot, M. (1981). Contribución al estudio de la reutilización de aguas residuales. Tesis doctoral en Farmacia por la Universidad de Barcelona.

Salgot, M.; Brissaud, F.; Campos, C. (1996). Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation. *Water Sci. Tech.*, 33 (10-11), 271–276.

Salgot, M.; Brissaud, F.; Folch, M.; Campos, C. (1995). Tratamiento terciario avanzado de aguas residuales por infiltración-percolación. Un método de reducción del impacto de los vertidos de aguas residuales. Benicassim Workshop. Benicassim (Castellon, España).

Salgot, M.; Díaz, A.; Noguera, B. (2013). Influence of Rules and Regulations in the Economy of Water Reuse in Spain. Comunicación aceptada en la IWA Reuse Conference, Windhoek, Namibia. (no publicada)

Sarasíbar, J.; López, J. (2004). Prácticas para una introducción a la Hidráulica. Colección Ingeniería, 5. Editorial Universidad pública de Navarra. España.

Sasikala, S.; Tanaka, N.; Wah, H.; Jinadasa, K. (2009). Effects of wáter level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecol. Eng.*, 35, 410-417.

Savant, N.; De Datta, S. (1982). Nitrogen transformation in wetland soils. *Ad. Agron.*, 35, 241-302

Schedel, M.; Truper, H. (1980). Anaerobic oxidation of thiosulfate and elemental sulfur in *Thiobacillus denitrificans*. *Arch. Microbiol.*, 124, 205-210

Seidel, K. (1976). Macrophytes and water purification. In Tourbier, J., and Pierson, R.W. (eds.), *Biological control of water pollution*. Philadelphia, Pa.: Pennsylvania University Press, pp 109-121.

Seoáñez, M. (1999). Aguas residuales: Tratamiento por humedales artificiales (Fundamentos científicos, tecnologías, diseño). Ediciones mundi-prensa. España.

Shipin, O.; Lee, S.; Chiemchaisri, C.; Wiwattanakom, W.; Ghosh, G.; Anceno, A.; Stevens, W. (2007). Piggery wastewater treatment in a tropical climate: Biological and chemical treatment options. *Env. Tech.*, 28, 329-337.

Singh, S.; Haberl, R.; Moog, O.; Shrestha, R.; Shresthad, P.; Shrestha R. (2009). Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal – a model for DEWATS. *Ecol. Eng.*, 35, 654–660.

Skrinde, J.; Bhagat, S. (1982). Industrial waste as carbon sources in biological denitrification. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 54, 370-377.

Song, H.-L.; Nakano, K.; Taniguchi, T.; Nomura, M.; Nishimura, O. (2009). Estrogen removal from treated municipal effluent in small scale constructed wetland with different depth. *Bioresource Tech.*, 100, 945-951.

Stefanakis, A.; Akrotos, C.; Tsihrintzis, V. (2011). Effect of wastewater step-feeding on removal efficiency of pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 37, 431-443.

Stottmeister, U.; Wießner, A.; Kusch, P.; Kappelmeyer, U.; K"astner, M.; Bederski, O.; Müller R.A.; Moormann, H. (2003). Effect of plants and microorganisms in constructed wetlands of wastewater treatment. *Biotechnology Advances.* 22. 93.

Stowell, R.; Colt, J.; Tchobanoglous, G.; Ludwig, R. (1981). Concepts in aquatic treatment system design. *J. Env. Eng. Div. ASCE*, 107, 919-940.

Stumm W.; Morgan J.J. (1970) *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters.* Wiley-Interscience: New York. EEUU.

Tanner C.; Sukias J.; Upsdell M. (1998). Organic matter accumulation during maturation of grave bed constructed wetlands treating farm dairy wastewater. *Wat. Res.* 32 (10), 3046 – 3054.

Tanner C.C.; Kadlec R.H. (2013). Influence of hydrological regime on wetland attenuation of diffuse agricultural nitrate losses. *Ecol. Eng.*, 56, 79-88.

Tanner, C.C.; Clayton, J.S.; Upsdell, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Wat. Res.*, 29, 17.

Tchobanoglous, G.; Burton, F.; Stensel, H. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse.* 4th Edition. McGraw-Hill Inc., New York. EEUU.

Terzaghi, K.; Peck, R.; Mesri, G. (1997). *Soil Mechanics in Engineering Practice.* 3rd. Edition. Wiley-Interscience, New. York, EEUU.

Thalasso, F.; Vallecillo, A.; García-Encina, P.; Polanco, F. (1997). The use of methane as a sole carbon source for wastewater denitrification. *Wat. Res.*, 31(1), 55-60.

Thomas, R.; Headley, E.; Davison, L. (2005). Treatment at different depths and vertical mixing within a 1 m deep horizontal subsurface flow wetland. *Ecol. Eng.*, 25, 567-582.

Thomsen, J.; Geest, T.; Cox, R., (1994). Mass spectrometric studies of the effect of pH on the accumulation of intermediates in denitrification by *Paracoccus denitrificans*. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 3248-3250.

Thorndycroft, F.H.; Butland, G.; Richardson, D.J.; Watmough, N.J. (2007). A new assay for nitric oxide reductase reveals two conserved glutamate residues form the entrance to a proton conducting channel in the bacterial enzyme. *Biochemical Journal.* 40(11), 111-119.

Timmer-Ten, A. (1975). A new type of thiosulphate oxidizing, nitrate reducing microorganism: *Thiomicrospira denitrificans* sp. Nov. *Netherlands Journal of Sea Research.* 9 (3-4), 344-346.

Torrens, A.; Molle, P.; Boutin, C.; Salgot, M. (2009). Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination.* 246 (1-3),169-178.

Turon, C. (2007). EDSS-maintenance prototype: an environmental decision support system to assess the definition of operation and maintenance protocols for horizontal subsurface constructed wetlands. Tesis de doctorado. Universitat de Girona. Institut de Medi Ambient. Barcelona, España.

Ulrich, H.; Klaus, D.; Irmgard, F.; Annette, H.; Lopez-Pila, J.; Szewzyk, R., (2005). Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Wat. Res.*, 39(20), 4849-4858.

USEPA (United State Environmental Protection Agency). (1993). Subsurface-flow constructed wetlands for wastewater treatment: A technology assessment. EPA 832/R-93/008. Washington, DC: USEPA Office of Water. EEUU.

USEPA (United State Environmental Protection Agency). (2000). Constructer Wetlands Treatment of municipal wastewater. EPA/625/R-99/010. USEPA Office of Reserch and development. Cincinnati. OH. EEUU.

Vasudevan, D.; Fimmen, R.; Fransisco, A. (2001). Tracer-grade Rhodamine WT: Structure of constituent isomers and their sorption behavior. *Environmental Science and Technology.* 35, 4089-4096.

Vila-Escale, M.; Lleida, J.; Acosta, J.; Maza, A. (2009). The management and maintenance of constructed wetlands from Besos Fluvial Park. *Antología del 3rd. Wetland Pollutant Dynamics and Control (WETPOL 2009).* Barcelona, España.

Vollertsen J.; Hvitved-Jacobsen T. (2002). Biodegradability of wastewater- a method for COD fractionation. *Water Science and Technology.* 45(3), 25-34.

Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.*, 18 (5), 633-646.

- Vymazal, J. (2005). Natural and constructed wetlands: Nutrients, metals and management. Backhuys Publishers. Leiden, Netherlands. 420.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, 380, 48-65.
- Vymazal, J. ; Kröpfelova, L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Environmental Pollution* 14. Editorial Springer.
- Vymazal, J.; Kropfelova L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the total environment*. 407(13), 3911-3922
- Water Environment Federation. (2005). Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal: A Special Publication . Water Environment Federation Special Publication. Publication). EEUU.
- WHO (World Health Organization). (1989). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Measures for Public Health Protection. World Health Organization Publications.
- WHO (World Health Organization). (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. 3ra. Edition. World Health Organization Publications.
- Wiesmann, U. (1994). Biological Nitrogen Removal from Wastewater. En: Adv. In Biochemical Engineering. Biotechnology. Vol. 51. Springer Velag. Berlin, Heidelberg. Alemania.
- Williams, J.; Bahgat, M.; May, E.; Ford, M.; Butler, J. (1995). Mineralisation and pathogen removal in gravel bed hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Sci. Tech.*, 32, 49.
- Wong-Chong, G.; Loehr, R. (1975). The kinetics of microbial nitrification. *Wat. Res.*, 9, 1099-1106.
- WPCF (Water Pollution Control Federation). (1983). Nutrient Control. Manual of Practice FD-7. Washington, D.C., EEUU.
- Xia, S.Q.; Li, J.Y.; Wang, R.C. (2008). Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor. *Ecol. Eng.*, 32, 256-262.
- Ye, L., Zhang, T., 2010. Estimation of nitrifier abundances in a partial nitrification reactor treating ammonium-rich saline wastewater using DGGE, T-RFLP and mathematical modeling. *Appl. Microbiology Biotechnology*. 88: 1403-1412.

Zhou, S.; Hosomi, M. (2008). Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan. *Ecol. Eng.*, 32 (2),147-155.

Zornoza, A., Aventadaño, L., Aguado, D., Borrás, L., Alonso, J.L. (2012). Análisis de las correlaciones entre la abundancia de bacterias nitrificantes, parámetros operacionales y fisicoquímicos relacionados con el proceso biológico de nitrificación en fangos activados. VIII Jornadas de Transferencia de Tecnología sobre Microbiología del Fango Activo. Sevilla, España.

Zumft, W.G., (1997). Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 61 (4), 533-616.

Zurita, F.; De Anda, J.; Belmont M. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 35, 861-869.

ANEXOS

ANEXO 1

KEYSTONE ANILINE CORPORATION
2501 WEST FULTON STREET
CHICAGO, ILLINOIS 60612
CORPORATE OFFICE: 312.666.2015
HEALTH & SAFETY FAX 312.666.8530

TRADE NAME RHODAMINE WT LIQUID
PRODUCT ID 703-010-27
PREPARED FOR
EMERGENCY PHONE Call CHEMTEL 800.255.3924
HEALTH & SAFETY TEL: 312.666.2015

M A T E R I A L S A F E T Y D A T A S H E E T

!!!!!!!

N O T E: DO NOT DETACH THIS GUIDANCE COVER SHEET FROM THE REST OF THIS DOCUMENT.
This page indicates the Keystone Trade Name and Product ID. This identifying
information must be referenced when ordering products or making inquiries.

!!!!!!!

A) YOUR CERTIFICATION OF COMPLIANCE UNDER FEDERAL AND STATE REGULATIONS

IMPORTANT NOTE: THIS DOCUMENT IS YOUR OFFICIAL CERTIFICATION OF COMPLIANCE as stated
in each applicable section. It is compiled in accordance with OSHA's Hazard
Communication standard (29 CFR 1910.1200), and other federal and state regulations.
NOTE: NO ADDITIONAL COMPANY CERTIFICATION OF COMPLIANCE IS REQUIRED WHEN COMPLIANCE
IS INDICATED IN THE APPROPRIATE SECTION OF THIS DOCUMENT. To avoid use of outdated
information, please completely destroy ALL previously dated MSDS' that are on file.

B) ABOUT THE FORMAT OF THIS MATERIAL SAFETY DATA SHEET

New and updated MSDS' are presented in the ANSI Z400.1 Sixteen-section format All
available information is included in systematic updates.

C) ABOUT THE PURPOSE AND AVAILABILITY OF THIS DOCUMENT

Under the federal OSHA Hazard Communication Standard and some State Right to Know
laws, employers using this product in their operation must make this MSDS available
to all employees handling this product in any manner. The MSDS must be readily
available for review by all persons concerned.

This MSDS is designed to effectively communicate Health and Physical Hazards to the
material handler and all other responsible persons concerned with Health and
Environmental protection and regulatory compliance. Distributors receiving this MSDS
are obligated to readily provide a copy to their customers, affiliates, and agents.

D) THE PRODUCT USER RESPONSIBILITY NOTICE

This type of document cannot cover all possible unique situations. It is the product
user's responsibility to provide a safe workplace, and to pass on all Health, Safety
and Environmental information to all employees and customers that may handle this
product. Under 29 CFR 1910.1200, all product users and handlers must be informed of
U.S. OSHA requirements, and the need to be familiar with them.

E) ABOUT CUSTOMER INQUIRIES

This MSDS includes all technical and Regulatory information available on the
Effective Date. Please Fax technical questions directly to the appropriate
laboratory. Chicago Lab Fax: 312-666-8530, or Los Angeles Lab Fax: 562-921-3461.
Fax all health, safety & environmental questions to the Chicago office at
312-666-2015. Note: Product information requests will be expedited by providing:
1) The eight digit Keystone Product ID Number, 2) The complete Keystone Trade Name
and 3) Detailed comments explaining the nature of our client's request or problem.

EFFECTIVE DATE SUPERSEDES

06-18-01 11-24-99

SECTION 1 CHEMICAL IDENTIFICATION

C.I. NAME : ACID RED 388
CAS NUMBER : PROPRIETARY
CHEMICAL FAMILY : XANTHENE DYE
PHYSICAL FORM : LIQUID

SECTION 2 INGREDIENTS HAZARDOUS UNDER OSHA 29 CFR PART 1910.1200 APPENDIX A & B

Table with 5 columns: COMPONENT NAME, CAS NUMBER, PEL, TLV, %. Row 1: TRIMELLITIC ACID*, 528-44-9, NE, NE, 2.6

*READ & UNDERSTAND SECTIONS 3, 8 & 11 FOR HEALTH & SAFETY INFORMATION. WEAR ALL PROTECTIVE EQUIPMENT AND CLOTHING AS DESCRIBED IN SECTION 8.

SECTION 3 HAZARD IDENTIFICATION AND EMERGENCY OVERVIEW

HMS RATINGS

HEALTH 2
FLAMMABILITY 1
REACTIVITY 1
PROTECTION H, O, Q

EMERGENCY OVERVIEW:

POSSIBLE EXPOSURES: EYES, SKIN, BREATHING VAPORS/MIST, ACCIDENTAL SWALLOWING

POSSIBLE HEALTH EFFECTS:

EYE CONTACT: CAUSES IRRITATION.* 1
SKIN CONTACT: CAN CAUSE IRRITATION.* 1
BREATHING VAPOR OR MIST: NE. TAKE PRECAUTIONS. 1
SWALLOWING: NE. WASH HANDS AFTER HANDLING & BEFORE EATING & DRINKING

* EXPECTATIONS BASED ON PRODUCT COMPONENT

SENSITIZATION: NK
TARGET ORGANS: EYES SKIN 1

CANCER INFORMATION:

PRODUCT AND COMPONENTS NOT KNOWN TO US TO BE CARCINOGENS
NTP: NK
IARC: NK
OSHA: NR

1 PRECAUTIONS:

TO HELP PROTECT YOURSELF AGAINST ANY UNFORSEEN IRRITATION OR ALLERGIC REACTIONS, AS PRECAUTIONS WORKERS SHOULD ALWAYS BE SURE TO WEAR ALL THE PROPERLY SELECTED PROTECTIVE EQUIPMENT AND CLOTHING AS INSTRUCTED IN SECTION 8 OF THIS MATERIAL SAFETY DATA SHEET. AS PRECAUTIONS, WASH YOUR HANDS AND FACE AFTER HANDLING AND BEFORE EATING, DRINKING, SMOKING OR USING RESTROOM FACILITIES. AFTER EACH SHIFT, CLEAN ALL PROTECTIVE EQUIPMENT, WASH ALL WORK CLOTHES, AND SHOWER. CHECK SECTION 11 FOR TOXICOLOGY INFORMATION.

UNUSUAL HAZARDS NK

SECTION 4 FIRST AID INSTRUCTIONS

EYE CONTACT: IMMEDIATELY RINSE WITH PLENTY OF CLEAN FLOWING WATER FOR AT LEAST 20 MINUTES, HOLDING EYELIDS OPEN TO RINSE COMPLETELY. CALL A DOCTOR AND GET MEDICAL HELP QUICKLY, AS A PRECAUTION.

SKIN CONTACT: REMOVE AFFECTED CLOTHING. WASH AFFECTED SKIN AREA WITH PLENTY OF SOAP AND WATER. RINSE WITH PLENTY OF WATER. WASH ALL WORK CLOTHES BEFORE WEARING AGAIN. IF ANY REDNESS, SWELLING, ITCHING, OR PAIN OF THE SKIN STARTS, SEE A DOCTOR QUICKLY, AS A PRECAUTION.

BREATHING PRODUCT VAPOR/MIST: MOVE PERSON TO FRESH AIR. IF PERSON IS HAVING DIFFICULTY BREATHING, GIVE OXYGEN. IF NOT BREATHING, GIVE ARTIFICIAL RESPIRATION. GET EMERGENCY MEDICAL HELP QUICKLY. CALL 911 IF AVAILABLE

IN YOUR AREA, OR OTHER MEDICAL EMERGENCY NUMBER.

SWALLOWING OF PRODUCT: IF SWALLOWED, GIVE PERSON SEVERAL GLASSES OF WATER AND FORCE VOMITING. NEVER GIVE ANY FLUIDS OR FORCE VOMITING IF THE PERSON IS UNCONSCIOUS, OR IS HAVING CONVULSIONS, OR HAS NO GAG REFLEX. CONTACT A DOCTOR QUICKLY TO GET MEDICAL HELP, CALL 911, OR OTHER MEDICAL EMERGENCY SERVICES AVAILABLE IN YOUR AREA.

SECTION 5 FIRE FIGHTING INSTRUCTIONS

FLASH POINT : NA
TYPES OF EXTINGUISHERS : CO2, DRY CHEMICAL, WATER FOG
FIREFIGHTING DIRECTIONS: WEAR SELF-CONTAINED BREATHING APPARATUS TO PROTECT AGAINST POSSIBLY TOXIC FUMES. WEAR FULL FIRE-PROTECTIVE CLOTHING.

SECTION 6 ACCIDENTAL SPILLS OR RELEASES

WEAR A NIOSH APPROVED VAPOR/MIST RESPIRATOR, WITH ALL PROTECTIVE CLOTHING & EQUIPMENT AS DIRECTED IN SECTION 8 OF THIS MSDS.

ENVIRONMENTAL PROTECTION: PREVENT LIQUID FROM ENTERING FLOOR DRAINS. FOR LARGE SPILLS, DIKE AND CONTAIN WITH ABSORBENT MATERIAL OR SPILL BARRIERS. DO NOT RELEASE TO SEWERS OR ANY BODIES OF WATER WITHOUT PROPER PERMISSION FROM ALL GOVERNMENTAL AUTHORITIES WITH JURISDICTION IN YOUR LOCALITY.

CONTAIN AND CLEAN UP SPILL IMMEDIATELY. SOAK UP & SOLIDIFY SPILLS USING A SUITABLE ABSORBENT SUCH AS "OIL DRY", "FULLER'S EARTH", SAND OR OTHER APPROPRIATE MATERIAL. SCOOP SOLIDIFIED MATERIAL & ABSORBENT INTO PROPER WASTE DISPOSAL CONTAINER AND SEAL. DISPOSE OF ACCORDING TO ALL APPLICABLE CITY, COUNTY, STATE, AND FEDERAL REGULATIONS. CONTACT APPROPRIATE AGENCIES FOR GUIDANCE ON HOW TO PROCEED. CONSIDER ALTERNATIVES AS SHOWN IN SECTION 13, DISPOSAL CONSIDERATIONS/ENVIRONMENTAL PROTECTION PROCEDURES. ALSO, SEE SECTION 13 FOR ANY ADDITIONAL DIRECTIONS PROVIDED.

RCRA STATUS CHECK REGULATORY INFORMATION, SECTION 15

SECTION 7 HANDLING AND STORAGE

STORE PRODUCT IN THE ORIGINAL OR IN EQUIVALENT WATER-PROOF CONTAINERS. RESEAL CONTAINERS TIGHTLY AFTER EACH USE. KEEP IN A COOL, DRY AREA AWAY FROM EXCESSIVE HEAT. DO NOT STORE IN DIRECT SUNLIGHT.

SHELF LIFE UP TO ONE YEAR WHEN STORED CAREFULLY AS INSTRUCTED ABOVE.

SECTION 8 EXPOSURE CONTROLS AND PERSONAL PROTECTION

NOTE: WHEN SELECTING PERSONAL PROTECTIVE EQUIPMENT AND CLOTHING, FOLLOW ALL OF THE MANUFACTURERS SPECIFICATIONS AND RECOMMENDATIONS THAT APPLY TO YOUR SPECIFIC OPERATIONS AND PROCESSING CONDITIONS. TAKE INTO CONSIDERATION ALL CONDITIONS AND ALL CHEMICALS TO BE HANDLED OR PROCESSED

EYE PROTECTION: WEAR SPLASH-PROOF CHEMICAL SAFETY GOGGLES CONTACT LENSES SHOULD NOT BE WORN WHEN WORKING WITH CHEMICALS.

SKIN PROTECTION: WEAR CHEMICALLY RESISTANT RUBBER GLOVES, SELECTED WITH YOUR SPECIFIC PROCESSING CONDITIONS IN MIND. WEAR AN APRON WHEN USING. WEAR COVERALLS AND BOOTS TO MINIMIZE SKIN CONTACT. AS PRECAUTIONS, WASH HANDS & FACE WITH MILD SOAP & WATER BEFORE EATING, DRINKING, SMOKING, OR USING RESTROOM. AFTER EACH SHIFT, CLEAN ALL PROTECTIVE EQUIPMENT, WASH WORK CLOTHES, AND SHOWER.

LUNG, THROAT & NASAL PROTECTION: WEAR NIOSH APPROVED ORGANIC VAPOR/MIST RESPIRATOR FOR YOUR PARTICULAR OPERATION AND MATERIALS BEING HANDLED.

OTHER PROTECTION: EYE WASH FOUNTAINS & DRENCH SHOWERS SHOULD BE LOCATED WITHIN 100 FEET OR A 10 SECOND WALK OF THE WORK AREA PER ANSI Z358.1-1990

VENTILATION: LOCAL EXHAUST IS RECOMMENDED

SECTION 9 PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES

DESCRIPTION : RED LIQUID; NO ODOR
BOILING POINT : NE
MOLECULAR WEIGHT : 509
WATER SOLUBILITY : MISCIBLE
PH @ 1.0% : 10.5
VAPOR DENSITY : TS HEAVIER THAN AIR

EVAPORATION RATE : IS SLOWER THAN BUTYL ACETATE
% TOTAL VOC : NE (BY WGT.)
% NON-VOLATILES : NE (BY VOL.)
SPECIFIC GRAVITY : 1.13
DENSITY : 9.41 (LBS. PER GAL.)
% WATER CONTENT : NE (BY WGT.)

SECTION 10 STABILITY AND REACTIVITY

STABILITY : STABLE
CONDITIONS TO AVOID : NK
HAZARDOUS POLYMERIZATION: WILL NOT OCCUR
INCOMPATIBLE MATERIALS : NK
HAZARDOUS DECOMPOSITION PRODUCTS: BURNING CAN PRODUCE OXIDES OF CARBON,
NITROGEN AND/OR SULFUR.

SECTION 11 TOXICOLOGY INFORMATION

ORAL LD50 (RAT): NE
DERMAL LD50 (RAT): NE
INHALATION LC50 (RAT): NE

EYE EFFECTS (RABBIT): NE. TAKE PRECAUTIONS. 1
SKIN EFFECTS (RABBIT): NE. TAKE PRECAUTIONS. 1
BREATHING EFFECTS: NE. TAKE PRECAUTIONS. 1

1) NO ANIMAL TOXICITY DATA IS CURRENTLY AVAILABLE FOR 100% PRODUCT. AS A
PRECAUTION IT IS RECOMMENDED THAT ALL WORKERS WEAR ALL OF THE PROTECTIVE
CLOTHING & EQUIPMENT DESCRIBED IN SECTION 8. READ SECTION 8.

GENERAL PRECAUTIONS: ALWAYS PRACTICE GOOD INDUSTRIAL HYGIENE, HANDLE WITH
CARE, AVOID PERSONAL CONTACT. DO NOT GET INTO EYES OR ON SKIN, DO NOT
BREATHE VAPOR OR MISTS OF PRODUCT, DO NOT SWALLOW. BE SURE TO WASH HANDS
WITH SOAP & WATER AND RINSE WELL AFTER HANDLING PRODUCT AND BEFORE EATING,
DRINKING, SMOKING, OR USING RESTROOM FACILITIES. BE SURE TO SHOWER AFTER
EACH SHIFT, WASH ALL WORK CLOTHING, AND COMPLETELY CLEAN ALL PROTECTIVE
EQUIPMENT AFTER EACH SHIFT. SEE SECTION 2.

MUTAGENICITY: RHODAMINE WT WAS POSITIVE IN A SALMONELLA/MAMMALIAN MICRO-
SOME ASSAY (NESTMANN AND KOWBEL, 1979). G. DOUGLAS, AS REFERENCED, STATED
THAT IMPURITIES IN THE DYE MAY HAVE CAUSED THE MUTAGENIC EFFECTS SEEN OR
ALTERNATIVELY THE DYE CAN BE A POINT MUTAGEN. DOUGLAS FURTHER REPORTED
THAT TAKING THE DATA ALTOGETHER FROM HIS STUDY, "...RHODAMINE WT APPEARS
NOT TO REPRESENT A MAJOR GENOTOXIC HAZARD".

ADDITIONAL INFORMATION: RHODAMINE WT WAS TESTED IN A BATTERY OF IN VITRO
AND IN VIVO MAMMALIAN ASSAYS RESULTING IN NEGLIGIBLE, LOW LEVELS OF
GENOTOXIC ACTIVITY EVEN AT VERY HIGH CONCENTRATIONS. NO EVIDENCE OF IN
VIVO GENETIC ACTIVITY WAS OBSERVED EITHER IN TERMS OF BONE MARROW
MICRONUCLEI OR SPERM ABNORMALITIES. (G.R. DOUGLAS ET AL, "COMPARATIVE
MAMMALIAN IN VITRO AND IN VIVO STUDIES ON THE MUTAGENIC ACTIVITY OF
RHODAMINE WT", MUTATION RESEARCH, 118, 1983, 117-125).

TERATOGENICITY: THIS PRODUCT IS NOT KNOWN TO CONTAIN ANY MATERIAL THAT HAS
BEEN IDENTIFIED AS A TERATOGEN.

MEDICAL CONDITIONS WORSENER BY EXPOSURE: PERSONS WITH BREATHING AND LUNG
PROBLEMS CAN BE AFFECTED BY BREATHING IN ANY TYPE OF VAPORS OR MISTS.
AS A PRECAUTION TO PROTECT HEALTH AND MINIMIZE POSSIBLE OR UNEXPECTED
REACTIONS, ANY PERSONS WITH ASTHMA, ALLERGIES, OR OTHER BREATHING-RELATED
PROBLEMS SHOULD NOT HANDLE, NOR BE EXPOSED TO ANY PRODUCTS OR CONDITIONS
WHERE VAPORS OR MISTS OF ANY CHEMICAL PRODUCTS MAY BE PRESENT.

REFERENCES:

- 1) EPA LETTER, 8/2/88, RECOMMENDED GUIDELINES, EFFECTIVE THROUGH 4/7/90
- 2) GRADIENT CORPORATION LETTER, 11/20/89, RISK ASSESSMENT.

SECTION 12 ECOLOGICAL DATA

BOD 5: NE
COD: NE
FISH TOXICITY: LC50 >320 MG/L RAINBOW TROUT (96 HR);
LC50 170 MG/L DAPHNIA MAGNA
SEED TOXICITY: NE
CWA TOXIC POLLUTANTS: NK
ADDITIONAL INFORMATION: NO DEVELOPMENTAL ABNORMALITIES OR TOXICITY TO
OYSTER LARVAE AT 100 MG/L.

SECTION 13 DISPOSAL CONSIDERATIONS/ENVIRONMENTAL PROTECTION PROCEDURES

DISPOSAL METHODS

IT IS RECOMMENDED THAT YOU SELECT AN ALTERNATIVE BELOW ACCORDING TO THE FOLLOWING ORDER OF PREFERENCE, DEPENDING ON ENVIRONMENTAL IMPACT:

- 1) RECYCLE OR REWORK MATERIAL IF AT ALL POSSIBLE
- 2) INCINERATE MATERIAL AT AN APPROVED FACILITY
- 3) TREAT AT AN ACCEPTABLE WASTE TREATMENT FACILITY, OR MUNICIPAL WASTE TREATMENT PLANT AFTER PROPER TESTING & APPROVAL WASTE SAMPLES.

IF DISPOSED OF IN IT'S ORIGINAL UNUSED FORM, THIS MATERIAL SHOULD BE TREATED, AND DISPOSED OF AT AN APPROVED SITE OR FACILITY, IN COMPLIANCE WITH ALL APPLICABLE FEDERAL, STATE & LOCAL ENVIRONMENTAL REGULATIONS. YOU MUST CONTACT THE PROPER GOVERNMENT AGENCIES FOR ADDITIONAL DIRECTIONS. ALL WASTE MATERIAL & WASTE WATER SHOULD BE DISPOSED OF CORRECTLY, UNDER ALL FEDERAL, STATE, CITY & COUNTY LAWS.

RCRA STATUS: SEE SECTION 15, REGULATORY INFORMATION

DO NOT RELEASE ANY CHEMICALS, DYES, OR DYE SOLUTIONS INTO ANY WATERWAYS OR SEWER SYSTEMS WITHOUT PROPER GOVERNMENT PERMISSION AT ALL LEVELS.

CONTAINER REUSE: AN "EMPTY" CONTAINER CAN CONTAIN PRODUCT RESIDUE, AND SHOULD NOT BE REUSED. IF NOT PROFESSIONALLY CLEANED & RECONDITIONED, CRUSHING OR OTHER MEANS IS RECOMMENDED TO PREVENT UNAUTHORIZED REUSE.

SECTION 14 TRANSPORT INFORMATION

DOT STATUS (HIGHWAY AND RAIL) NR

IATA STATUS (AIR): NR

SECTION 15 REGULATORY INFORMATION

AICS (AUSTRALIA): NOT LISTED

CAL. PROP. 65: CADMIUM (<1), TOTAL CHROMIUM (8), LEAD (1.5), COBALT (1), NICKEL (2). HEXAVALENT CHROMIUM IS A LISTED SUBSTANCE. MINUTE TRACES MAY BE PRESENT IN THE TOTAL PPM CHROMIUM. NOTE: PPM QUANTITIES APPLY TO 100% PRODUCT. FOR COLOR USED AT A FEW PERCENT OR LESS, WHEN MAKING CAL. PROP. 65 DETERMINATION FOR END-PRODUCTS, CALCULATE ACTUAL SUBSTANCE PRESENT. EXAMPLE: WITH 3% COLOR USED IN END PRODUCT, AND CHROMIUM PRESENT AT <10 PPM IN 100% DYE, ACTUAL AMOUNT PRESENT FROM COLOR = 0.30 PPM = 0.00005%.

CERCLA: NH

CLEAN AIR ACT:

TITLE III (HAPS): NK

TITLE V (VOCS): SEE SECTION 9

TITLE VI (ODCS): NOT MANUFACTURED WITH NOR CONTAINING CLASS I OR II ODCS

CONEG-TYPICAL METALS PRESENT IN PPM:

CADMIUM <1.0

CHROMIUM 8.0 (TOTAL INCLUDING HEXAVALENT CR+6)

LEAD 1.5

MERCURY NE

DSL (CANADA): COMPONENTS LISTED. THE COMPONENTS OF THIS PRODUCT ARE INCLUDED ON THE CANADIAN DOMESTIC SUBSTANCE LIST. THIS PRODUCT DOES CONTAIN TRIMELITIC ACID WHICH IS NOT ON THE DSL BUT WHICH IS PRESENT ONLY AS AN IMPURITY-BYPRODUCT AND THUS NOT SUBJECT TO THE DSL LISTING REQUIREMENT.

ECL (KOREA): NOT LISTED

EINECS (EUROPE): COMPONENTS LISTED

ENCS (JAPAN): NOT LISTED

FDA STATUS: NL

NSF INTERNATIONAL: RHODAMINE WT LIQUID HAS BEEN CERTIFIED BY THE NATIONAL SANITATION FOUNDATION INTERNATIONAL (NSF) TO THE REQUIREMENTS OF ANSI/NSF STANDARD 60: DRINKING WATER TREATMENT CHEMICALS - HEALTH EFFECTS, FOR USE IN TRACING DRINKING WATER UNDER THE FOLLOWING CONDITION:

"CONCENTRATIONS OF RHODAMINE WT LIQUID IN DRINKING WATER ARE NOT TO EXCEED 0.1PPB (PARTS PER BILLION) AND THE EXPOSURE (END USE) IS TO BE INFREQUENT" ACCORDING TO THE ENVIRONMENTAL AND WATER QUALITY OPERATIONAL STUDIES BY THE U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, "RHODAMINE WT HAS BEEN CHOSEN AS THE DYE MOST SUITABLE FOR USE IN INFLOW STUDIES..." AND "POSES NO KNOWN ENVIRONMENTAL OR HEALTH HAZARDS WHEN USED IN UNPOLLUTED WATERS."

(THE SUITABILITY OF THIS DYE FOR A SPECIFIC WATER TRACING APPLICATION SHOULD BE EVALUATED BY A QUALIFIED HYDROLOGIST. A MANUFACTURER OF FLUOROMETERS, SUCH AS TURNER DESIGNS* SHOULD BE CONSULTED FOR DETAILED APPLICATION INFORMATION. FOR PRECISE SCIENTIFIC WORK, THE USER SHOULD CARRY OUT HIS OWN MEASUREMENTS ON THE STARTING MATERIAL SINCE THERE MAY BE SOME VARIATION FROM LOT TO LOT.)

OTHER TYPICAL DATA IN PPM

COBALT 1.0
COPPER 8.0
MANGANESE 1.0
NICKEL 2.0
ZINC 3.0

< = NOT FOUND AT TEST LEVEL SHOWN IF PRESENT, UNMEASURABLE TRACE IS BELOW LEVEL INDICATED.

RCRA: NOT HAZARDOUS IN IT'S PURCHASED FORM. HOWEVER, UNDER RCRA, IT IS THE PRODUCT USER'S RESPONSIBILITY TO DETERMINE AT TIME OF DISPOSAL IF ANY MATERIAL CONTAINING THE PRODUCT OR DERIVED FROM THE PRODUCT IS A HAZARDOUS WASTE.

SARA 311/312: IMMEDIATE/ACUTE HEALTH HAZARD : YES
 DELAYED/CHRONIC HEALTH HAZARD : NO
 FIRE HAZARD : NO
 SUDDEN RELEASE OF PRESSURE HAZARD: NO
 REACTIVITY HAZARD : NO

SARA 313: NR

TSCA: COMPONENTS LISTED

USDA: NL

WHMIS: D-2-B

SECTION 16 OTHER INFORMATION

REVISION DATE: 11-24-99 REVISED SECTION 15 (NATIONAL INVENTORIES)
REVISION DATE: 11-24-98 REVISED TO ADD MW TO SECTION 9
REVISION DATE: 06-18-01 GENERAL REVIEW

ACRONYM LIST

NA = NOT APPLICABLE TO THIS MATERIAL
NC = NOT CERTAIN, UNDETERMINED
ND = NO DATA IS CURRENTLY AVAILABLE
NE = NOT ESTABLISHED, NO TESTING IS PLANNED
NH = NOT HAZARDOUS UNDER CITED REGULATIONS
NK = NONE KNOWN
NL = NOT LISTED OR APPROVED UNDER THESE REGULATIONS
NR = NOT REGULATED OR REPORTABLE

PK = CALCULATED BY PROCESS KNOWLEDGE WITH FORMULATION DATA

NIOSH = NATIONAL INSTITUTE FOR OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH

THE INFORMATION AND RECOMMENDATIONS CONTAINED HEREIN ARE BASED UPON DATA BELIEVED TO BE CORRECT. HOWEVER, NO GUARANTEE OR WARRANTY OF ANY KIND EXPRESSED OR IMPLIED, IS MADE WITH RESPECT TO THE INFORMATION CONTAINED HEREIN. THIS MATERIAL SAFETY DATA SHEET WAS PREPARED TO COMPLY WITH THE OSHA HAZARD COMMUNICATION STANDARD 29 CFR 1910.1200, AND SUPERSEDES ANY PREVIOUS INFORMATION. PREVIOUSLY DATED SHEETS ARE INVALID & UNAPPLICABLE

ANEXO 2

Tabla A.1: Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 50 cm (17/11/09)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
50	0	0	0
60	0	0	0
70	0,01	77	770
80	0,03	317	3170
85	0,04	377	1885
90	0,06	577	2885
95	0,07	647	3235
100	0,07	687	3435
105	0,09	847	4235
110	0,08	817	4085
115	0,09	907	4535
120	0,09	897	4485
125	0,09	897	4485
130	0,1	1027	5135
140	0,1	1007	5035
145	0,11	1057	5285
150	0,1	977	4885
155	0,09	927	4635
160	0,1	977	4885
165	0,1	967	4835
170	0,1	987	4935
175	0,09	917	4585
180	0,09	897	4485
195	0,09	867	4335
200	0,08	827	4135
205	0,08	767	3835
210	0,08	767	3835
215	0,08	757	3785
220	0,08	757	3785
230	0,07	647	6470
240	0,06	597	5970
250	0,05	537	5370
260	0,05	507	5070
270	0,05	477	4770
285	0,04	427	6405
300	0,04	387	5805
320	0,04	357	7140
365	0,03	287	12915
390	0,03	247	6175
440	0,02	217	4340
640	0,01	127	25400
660	0,01	117	2340
800	0,01	97	7760
			2798075,4

Tabla A.2 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 50 cm (23/11/09)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
10	0	0	0
20	0	0	0
30	0	0	0
40	0	0	0
50	0	0	0
60	0	0	0
65	0,01	100	500
70	0,03	250	1250
75	0,05	490	2450
80	0,07	620	3100
85	0,08	760	3800
90	0,09	860	4300
95	0,09	830	4150
100	0,1	960	4800
105	0,11	1040	5200
110	0,1	960	4800
115	0,1	940	4700
120	0,11	1070	5350
125	0,1	960	4800
130	0,1	990	4950
135	0,1	960	4800
140	0,1	970	4850
145	0,09	910	4550
150	0,09	890	4450
155	0,09	900	4500
160	0,09	880	4400
170	0,08	770	7700
180	0,08	730	7300
200	0,07	640	12800
220	0,06	550	11000
240	0,05	500	10000
270	0,05	420	12600
300	0,05	430	12900
360	0,03	270	16200
420	0,02	200	12000
450	0,02	160	4800
660	0,01	90	18900
			2005290

Tabla A.3 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 50 cm (30/11/09)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0,01	0	0
45	0	0	0
60	0,01	127	1905
70	0,04	427	4270
80	0,13	1337	13370
90	0,22	2217	22170
95	0,23	2257	11285
100	0,23	2327	11635
105	0,2	2037	10185
110	0,22	2217	11085
115	0,19	1897	9485
120	0,17	1707	8535
125	0,16	1567	7835
130	0,15	1517	7585
135	0,15	1467	7335
140	0,13	1277	6385
145	0,12	1167	5835
150	0,12	1147	5735
155	0,11	1127	5635
160	0,11	1057	5285
170	0,1	947	9470
180	0,09	847	8470
200	0,07	687	13740
220	0,06	547	10940
240	0,05	447	8940
270	0,04	357	10710
300	0,03	297	8910
360	0,02	217	13020
420	0,02	147	8820
450	0,01	127	3810
480	0,01	127	3810
540	0,01	77	4620
			3142820,75

Tabla A.3 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 50 cm (15/02/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
45	0,2	1930	28950
60	0,28	2730	40950
80	0,22	2150	43000
90	0,15	1440	14400
100	0,11	1060	10600
115	0,08	790	11850
130	0,06	520	7800
145	0,04	380	5700
160	0,03	290	4350
180	0,03	240	4800
200	0,02	140	2800
220	0,02	120	2400
240	0,01	70	1400
270	0,01	30	900
300	0	0	0
360	0	0	0
420	0	0	0
			2407062

Tabla A.4 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 30 cm (23/02/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
45	0	0	0
60	0	0	0
70	0	0	0
80	0,01	47	470
90	0,01	117	1170
100	0,03	297	2970
110	0,06	547	5470
120	0,1	997	9970
130	0,14	1357	13570
140	0,15	1527	15270
150	0,15	1507	15070
160	0,18	1747	17470
170	0,17	1647	16470
180	0,15	1527	15270
190	0,15	1477	14770
200	0,14	1377	13770
220	0,11	1077	21540
240	0,08	807	16140
270	0,07	667	20010
300	0,05	487	14610
330	0,05	487	14610
360	0,03	277	8310
420	0,02	157	9420
450	0,01	97	2910
			2988627,4

Tabla A.5 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 30 cm (01/03/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
70	0,01	137	5480
80	0,01	107	1070
90	0,03	297	2970
100	0,05	517	5170
110	0,08	797	7970
120	0,09	937	9370
130	0,11	1137	11370
140	0,11	1107	11070
150	0,12	1217	12170
160	0,13	1297	12970
170	0,13	1247	12470
180	0,12	1177	11770
200	0,1	1037	20740
220	0,1	957	19140
240	0,08	807	16140
260	0,08	777	15540
280	0,06	577	11540
300	0,05	537	10740
330	0,04	427	12810
360	0,04	377	11310
390	0,03	287	8610
420	0,02	217	19530
450	0,02	197	23640
480	0,02	187	5610
510	0,01	137	4110
			3858682,2

Tabla A.6 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 30 cm (08/03/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
45	0	0	0
60	0	0	0
70	0,01	40	400
80	0,01	40	400
90	0,01	50	500
100	0,02	210	2100
110	0,04	340	3400
120	0,05	530	5300
130	0,06	630	6300
140	0,08	740	7400
150	0,09	900	9000
160	0,11	1130	11300
170	0,11	1120	11200
180	0,11	1110	11100
200	0,11	1050	21000
220	0,08	820	16400
240	0,07	690	13800
260	0,06	570	11400
280	0,05	490	9800
300	0,04	400	8000
330	0,04	370	11100
360	0,03	310	9300
390	0,03	270	8100
420	0,02	230	20700
450	0,02	210	25200
480	0,02	170	20400
510	0,02	150	9000
540	0,01	120	3600
			3489444

Tabla A.7 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 10 cm (11/05/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0,000	0	0
60	0,000	0	0
120	0,000	0	0
180	0,001	0	0
240	0,001	0	0
300	0,009	80	4800
360	0,018	170	10200
420	0,029	280	16800
480	0,034	330	19800
540	0,037	360	21600
600	0,040	390	23400
660	0,041	400	24000
720	0,039	380	22800
780	0,036	350	21000
840	0,036	350	21000
900	0,033	320	19200
960	0,032	310	18600
1020	0,028	270	16200
1080	0,028	270	16200
1140	0,026	250	15000
1200	0,024	230	13800
1260	0,023	220	13200
1320	0,020	190	11400
1380	0,020	190	11400
1440	0,019	180	10800
1500	0,017	160	28800
1560	0,015	140	33600
1620	0,013	120	28800
1680	0,013	120	28800
1800	0,011	100	30000
1920	0,011	100	36000
2160	0,010	90	43200
2180	0,009	80	30400
2300	0,011	100	38000
2420	0,010	90	72000
2540	0,010	90	77400
2660	0,009	80	68800
			3388000

Tabla A.8 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH2. Altura 30 cm (18/05/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
60	0	0	0
120	0	0	0
180	0,01	40	2400
240	0,00	20	1200
300	0,01	50	3000
360	0,01	130	7800
420	0,03	270	16200
480	0,04	350	21000
540	0,04	360	21600
600	0,04	410	24600
660	0,04	390	23400
720	0,04	350	21000
780	0,04	340	20400
840	0,03	300	18000
900	0,03	290	17400
960	0,03	260	15600
1020	0,03	250	15000
1080	0,02	210	12600
1140	0,02	200	12000
1200	0,03	240	14400
1260	0,02	210	12600
1320	0,02	190	11400
1380	0,02	200	12000
1440	0,02	170	10200
1500	0,01	120	21600
1620	0,01	130	39000
1740	0,01	130	46800
1860	0,01	120	50400
1980	0,01	110	52800
2100	0,01	100	48000
2220	0,01	80	38400
2340	0,01	90	43200
2460	0,01	100	48000
2580	0,01	90	43200
2700	0,01	90	86400
2820	0,01	90	86400
			2735640

Tabla A.9 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH4. Altura 50 cm (15/02/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
45	0	0	0
60	0	7	105
80	0,05	467	9340
90	0,15	1507	15070
100	0,26	2547	25470
115	0,31	3137	47055
130	0,3	3037	45555
145	0,27	2687	40305
160	0,24	2367	35505
180	0,2	1997	39940
200	0,17	1667	33340
220	0,14	1427	28540
240	0,12	1237	24740
270	0,1	1017	30510
300	0,09	877	26310
360	0,07	647	38820
420	0,05	447	26820
			4674250

Tabla A.10 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH4. Altura 50 cm (23/02/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
45	0,01	97	1455
60	0,07	727	10905
70	0,16	1587	15870
80	0,21	2127	21270
90	0,21	2097	20970
100	0,22	2207	22070
110	0,21	2067	20670
120	0,19	1937	19370
130	0,19	1867	18670
140	0,17	1697	16970
150	0,15	1457	14570
160	0,13	1297	12970
170	0,13	1297	12970
180	0,11	1047	10470
190	0,1	987	9870
200	0,09	897	8970
220	0,07	697	13940
240	0,06	597	11940
270	0,05	457	13710
300	0,03	327	9810
330	0,03	287	8610
360	0,02	217	6510
420	0,01	137	8220
450	0,01	67	2010
			3234248,6

Tabla A.11 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH4. Altura 50 cm (01/03/10)

ANEXOS

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	-0,01	0	0
30	0,01	137	2055
45	0,05	507	7605
60	0,05	527	7905
70	0,13	1267	12670
80	0,17	1737	17370
90	0,19	1877	18770
100	0,15	1517	15170
110	0,17	1657	16570
120	0,16	1597	15970
130	0,16	1557	15570
140	0,15	1477	14770
150	0,12	1237	12370
160	0,13	1287	12870
170	0,12	1197	11970
180	0,13	1277	12770
200	0,12	1217	24340
220	0,07	677	13540
240	0,07	737	14740
260	0,04	427	8540
280	0,03	307	6140
300	0,03	277	5540
330	0,02	207	6210
360	0,02	147	4410
390	0,01	87	2610
420	0,01	57	5130
450	0	17	2040
480	0	17	510
510	0	17	510
			3931617,3

Tabla A.12 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH4. Altura 30 cm (08/03/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
45	0	0	0
60	0	0	0
70	0	20	200
80	0,01	50	500
90	0,01	50	500
100	0,01	60	600
110	0,01	90	900
120	0,02	160	1600
130	0,03	240	2400
140	0,03	330	3300
150	0,05	510	5100
160	0,07	690	6900
170	0,09	910	9100
180	0,1	980	9800
200	0,11	1090	21800
220	0,12	1140	22800
240	0,11	1060	21200
260	0,1	980	19600
280	0,09	900	18000
300	0,08	740	14800
330	0,07	720	21600
360	0,06	620	18600
390	0,05	520	15600
420	0,05	450	40500
450	0,04	390	46800
480	0,04	370	44400
510	0,03	300	18000
540	0,02	230	6900
			5059830

Tabla A.13 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH4. Altura 30 cm (12/04/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
15	0	0	0
30	0	0	0
45	0	0	0
60	0	0	0
75	0	0	0
90	0	0	0
105	0	0	0
120	0	0	0
150	0	0	0
180	0,01	90	2700
210	0,02	140	4200
240	0,04	410	12300
300	0,09	890	53400
360	0,12	1170	70200
420	0,11	1060	63600
480	0,1	940	56400
540	0,08	770	46200
600	0,07	650	39000
660	0,06	540	32400
720	0,04	420	25200
780	0,04	430	25800
840	0,03	320	19200
900	0,03	300	18000
960	0,03	280	16800
1020	0,02	170	30600
1080	0,02	170	40800
1140	0,02	190	45600
1200	0,02	150	36000
1260	0,02	150	36000
1320	0,01	90	21600
1380	0,02	160	38400
			2827440

Tabla A.14 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH4. Altura 30 cm (03/05/10)

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0	0	0
30	0	0	0
60	0	0	0
120	0,01	40	2400
180	0,01	100	6000
240	0,02	220	13200
300	0,04	390	23400
360	0,06	590	35400
420	0,07	720	43200
480	0,08	760	45600
540	0,07	700	42000
600	0,07	640	38400
660	0,06	620	37200
720	0,06	560	33600
780	0,06	550	33000
840	0,05	490	29400
900	0,05	450	27000
960	0,05	450	27000
1020	0,04	420	25200
1080	0,04	370	22200
1140	0,04	370	22200
1200	0,03	310	18600
1260	0,03	300	18000
1320	0,03	260	15600
1380	0,03	260	15600
1440	0,03	250	15000
1500	0,02	230	13800
1560	0,02	210	12600
1620	0,02	210	12600
1680	0,02	200	12000
1740	0,02	190	11700
1860	0,02	210	12600
1980	0,02	170	10200
2100	0,02	150	9000
2220	0,01	120	7200
2320	0,01	110	6600
			3352160

Tabla A.15 Datos de muestreo en prueba de DTR. ZH4. Altura 10 cm (26/05/10)

ANEXOS

Tiempo (minutos)	Absorbancia	Concentración (ug/L)	Masa trazador/tiempo (ug/L)
0	0,000	0	0
60	0,000	0	0
120	0,000	0	0
180	0,009	80	4800
240	0,007	60	3600
300	0,007	60	3600
360	0,008	70	4200
420	0,012	110	6600
480	0,018	170	10200
540	0,026	250	15000
600	0,032	310	18600
660	0,038	370	22200
720	0,041	400	24000
780	0,045	440	26400
840	0,044	430	25800
900	0,044	430	25800
960	0,043	420	25200
1020	0,041	400	24000
1080	0,040	390	23400
1140	0,039	380	22800
1200	0,038	370	22200
1260	0,036	350	21000
1320	0,035	340	20400
1380	0,033	320	19200
1440	0,030	290	17400
1560	0,030	290	69600
1680	0,029	280	100800
1800	0,026	250	105000
1920	0,023	220	105600
2040	0,021	200	96000
2160	0,018	170	81600
2400	0,016	150	90000
2520	0,013	120	72000
2640	0,012	110	66000
2860	0,012	110	77000
2980	0,010	90	95400
			3094420