

Ingeniería Civil

NUM. 168/2012

ISSN: 0213-8468



Saneamiento y depuración de aguas residuales



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE FOMENTO

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

CEDEX
CENTRO DE ESTUDIOS Y
EXPERIMENTACIÓN
DE OBRAS PÚBLICAS

LAS SOLUCIONES NO SIEMPRE LLUEVEN DEL CIELO

Trabajamos para que la escasez de agua deje de ser un problema. Y lo hacemos como líderes mundiales en el tratamiento del agua, a través del desarrollo, ejecución y operación de plantas de tratamiento, depuración y desalinización de aguas. Porque no es suficiente con estar presente en los cinco continentes, sino también en los cinco océanos.

SOLUCIONES TRANSPARENTES A LOS PROBLEMAS DEL AGUA.





COMITÉ DE REDACCIÓN

Presidente

Miguel González Portal

Vocales

Enrique Dapena García

Víctor Elviro García

Antonio Lechuga Alvaro

Pablo Mira McWilliams

M^a Angeles de Pablo Sanmartín

Francisco Javier Sainz de Cueto Torres

Francisco Sinis Fernández

Jaime Tamarit Rodríguez

Secretaría

Alejandro D. Martos Rodríguez

Olga Sánchez de la Torre

REDACCIÓN

Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
Alfonso XII, 3 - 28014 Madrid - Telf.: 913 35 72 69 - Fax: 913 35 72 49
e-mail: ingcivil@cedex.es

El Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) no se hace responsable de las opiniones, teorías o datos publicados en los artículos de Ingeniería Civil, siendo ello responsabilidad exclusiva de sus autores.

COORDINACIÓN DE PUBLICIDAD

Manuel Pombo Martínez

PUBLICIDAD

Oronse, 6 - Telfs.: 915 55 36 93 - Fax: 915 56 40 60 - 28020 Madrid
e-mail: revistacivil@terra.es

PRECIO DE ESTE EJEMPLAR: 12,25€

I.S.S.N.: 0213-8468 - N.I.P.O.: 163-12-002-5

Depósito Legal: M-28150-1971 - AUTOEDICIÓN Y PUBLICIDAD



NUESTRA PORTADA: Decantador primario y digestor de fangos de la Estación Depuradora de Aguas Residuales, EDAR, de la Cuenca Media-Alta del Arroyo Culebro. (Foto: Enrique Ortega).

SUMARIO

PRESENTACIÓN. Mariano Navas Gutiérrez	3
30 AÑOS DEL CURSO DE DEPURACIÓN. Enrique Ortega de Miguel e Ignacio del Río Marrero	5
LA EVOLUCIÓN DE LA DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS EN ESPAÑA. Ángel Cajigas Delgado	9
AVANCES EN EL DISEÑO Y LA OPERACIÓN DE LOS BIORREACTORES DE MEMBRANA: LA EXPERIENCIA ESPAÑOLA. Raquel Iglesias Esteban, Enrique Ortega de Miguel, María Adela Martínez Tarifa, Pedro Simón Andreu, Lucas Moragas Bouyat, Emilia García Fernández, Jordi Robusté Cartró e Ignasi Rodríguez-Roda Layret	21
IMPLICACIONES SOBRE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE LA GESTIÓN DE AGUAS PLUVIALES EN LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO UNITARIO: ESTRATEGIAS DE INTEGRACIÓN Y AFECCIONES SOBRE LOS PROCESOS. Joaquín Suárez López, Alfredo Jácome Burgos, José Anta Álvarez, Jean Pierre Blanco Menéndez, David Hernández Oubiña y Héctor del Río Cambeses	33
DIGESTIÓN AEROBIA TERMÓFILA AUTOSOSTENIDA (ATAD) EN DOS ESCENARIOS CON HIGIENIZACIÓN Y DIFERENTES GRADOS DE ESTABILIZACIÓN. Ana Marta Lasheras Añon, Lucía Sobrados Bernardos, Juan García Ganuza y Jairo Gómez Muñoz	51
TECNOLOGÍAS DE BIOPELÍCULA INNOVADORAS PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES: VEINTICINCO AÑOS DE INVESTIGACIÓN DEL GRUPO DE INGENIERÍA AMBIENTAL DE LA UNIVERSIDAD DE CANTABRIA. Juan Ignacio Tejero Monzón, Ana Lorena Esteban-García, Loredana de Florio, Rubén Díez Montero, Amaya Lobo García de Cortázar y Leticia Rodríguez-Hernández	61
OLORES EN AGUAS RESIDUALES: ¿COMO CONTROLARLOS DE MANERA EFICIENTE POR EL GESTOR?. Eduardo Zarca Díaz de la Espina y Clemente Palacios Moreno	75
PASADO, PRESENTE Y FUTURO DE TECNOLOGÍAS PARA LA ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES EN EDAR. Luis Larrea Urcola	81
OPTIMIZACIÓN ENERGÉTICA EN EDAR DE LA REGIÓN DE MURCIA. Pedro Simón Andreu, Carlos Lardín Mifsut y Manuel Abellán Soler	93
CODIGESTIÓN EN EDARS URBANAS. EXPERIENCIAS Y SUFICIENCIA ENERGÉTICA DEL PROCESO DE TRATAMIENTO DE LODOS. Pedro Aguiló Martos, Ángel Freixó Rey y Rut Estany Barrera	113
EXPERIENCIAS DE EXPLOTACIÓN EN CATALUÑA EN ESTACIONES DEPURADORAS CON PROCESOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO HÍBRIDOS: LOS CASOS DE LA EDAR GAVÀ-VILADECANS Y LA EDAR TERRASSA. Lucas Moragas Bouyat, Emilia B. García Fernández, Jordi Robusté Cartró, Pedro Aguiló Martos, Josep Gassó Barqué, Silvia Fernández Junquera, Elvira Cesar Galobardes y Iñaqui García del Campo	121
TENDENCIAS ACTUALES EN LAS TECNOLOGIAS DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN LAS PEQUEÑAS AGLOMERACIONES URBANAS. Yasmina Ferrer Medina, Enrique Ortega de Miguel y Juan José Salas Rodríguez	131

En nuestra página web <www.cedex.es>
encontrará las normas para la publicación de artículos



EDAR Puerto Vallarta, Jalisco | México
ETAP Campana de Oropesa, Toledo | España
EDAR San Felipe, Tucumán | Argentina
EDAR de Campo Limpo, Sao Paulo | Brasil
IDAM de Moncofa, Castellón | España
EDAR Torres de la Alameda, Madrid | España

Construimos presente Proyectamos futuro



ISOLUX CORSÁN

www.isoluxcorsan.com

Monográfico conmemorativo de la trigésima edición del Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras

El CEDEX se puede presentar ante la Sociedad española, sin ningún tipo de prepotencia, como uno de los Organismos públicos que comprendió la importancia que tiene para el desarrollo sostenible de España la tecnología de la depuración y reutilización de aguas residuales.

En efecto, hace ya más de 30 años que el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX apostó por la innovación tecnológica en este campo, sensibilizando al sector público con competencias sustantivas en materia de aguas sobre la necesidad de invertir no sólo en instalaciones que garanticen la cantidad exigible para abastecimiento, regadíos, etc., sino también en la calidad, lo que suponía la realización de instalaciones de depuración de aguas residuales, en un país en el que se estaba alcanzando niveles importantes de sensibilidad medio ambiental en consonancia con nuestro nivel de desarrollo económico y social.

El CEDEX jugó, también, un papel destacado en la puesta a punto de la tecnología asociada a estos desarrollos y en el establecimiento de criterios técnicos homogéneos, fruto de la reflexión con los distintos sectores implicados.

Pero, además, se propuso el objetivo de la transferencia de toda esa tecnología al sector público y privado, universalizando en los especialistas todos esos conocimientos. Así surge hace 30 años el Primer Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras, que se celebró del 2 al 20 de mayo de 1983 y que se ha venido impartiendo de forma ininterrumpida.

Estas circunstancias justifican sobradamente, a mi juicio, que dediquemos este número de Ingeniería Civil monográficamente a la depuración de aguas residuales, como homenaje a las personas que han hecho posible desde sus distintas responsabilidades que España sea un país en el que se ha encarado el problema con la solvencia exigible y especialmente a los que, a través de los cursos citados, que cumplen su 30 edición, han contribuido a la difusión del conocimiento en esta materia.

Sin embargo, no hemos querido que este número monográfico de Ingeniería Civil aborde el tema de la depuración de las aguas residuales desde una perspectiva histórica exclusivamente, por así decirlo, “mirando el retrovisor”. Aun reconociendo que esta visión es imprescindible como punto de partida, y que es justo pararse un momento y valorar el mérito y capacidad de los que innovaron en su momento y consiguieron que esta innovación dejara de serlo en la medida en que se incorporó en los métodos y procesos habituales en la depuración, hemos pretendido que los autores de los artículos que conforman este número aborden también cuestiones sobre las que hay que seguir innovando.

Por último, quisiera destacar que un buen número de los autores de este número monográfico de Ingeniería Civil han sido o son profesores del Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras, de forma que, también, a través de estas páginas continúan en su empeño y en el nuestro de poner a disposición de los técnicos del sector los avances más destacados en la materia.

Mariano Navas Gutiérrez
*Director del Centro de Estudios y Experimentación
de Obras Públicas del Ministerio de Fomento*

EDICIONES DEL CEDEX



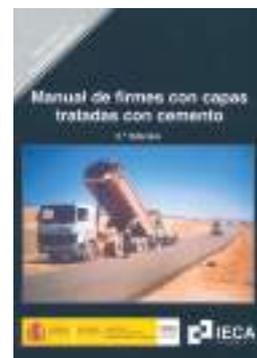
Nº de páginas: 636
Año de edición: 2009
P.V.P.: 48€

La Guía técnica sobre redes de saneamiento y drenaje urbano es un documento cuyo objetivo es ordenar el estado del arte en la materia y servir de guía al usuario de las redes de saneamiento y drenaje en la aplicación de la muy abundante e inconexa normativa al respecto. El ámbito de aplicación es de las redes de saneamiento y drenaje, independientemente de cual sea su funcionamiento hidráulico (en lámina libre, bajo presión o por vacío), o su concepción (unitarias o separativas). Quedan excluidos expresamente los emisarios submarinos y las estaciones depuradoras. Tampoco son objeto de la guía las instalaciones de recolección de las aguas residuales y pluviales en el interior de los edificios, ni las conducciones de drenaje de las obras lineales.



Nº de páginas: 438
Año de edición: 2009
P.V.P.: 40€

La "Guía Técnica sobre tuberías para el transporte de agua a presión" es el resultado de un trabajo realizado en el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX por encargo de la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas del Ministerio de Medio Ambiente. Tiene por objeto compilar la normativa y reglamentación vigente sobre la materia, así como establecer unos criterios generales en lo relativo al proyecto, instalación y mantenimiento de tuberías para el transporte de agua a presión, independientemente de cual sea su destino final (abastecimientos, regadíos, etc).



Nº de páginas: 265
Año de edición: 2009
P.V.P.: 20€

Este Manual pretende constituir una ayuda para todos aquellos que tienen que proyectar o construir firmes con capas tratadas con cemento, en especial para los técnicos que se enfrentan por primera vez a un firme de este tipo desde cualquier posición: empresas consultoras, constructoras, laboratorios a administraciones. El texto detalla los conceptos básicos a los materiales tratados con cemento, las propiedades de los distintos tipos de mezclas, su dosificación y caracterización, y describe las prácticas más adecuadas para el proyecto, construcción y control de calidad de los firmes con capas tratadas con cemento. El Manual es el resultado de la colaboración entre el Instituto Español del Cemento y sus aplicaciones (IECA), y el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), del Ministerio de Fomento.



Nº de páginas: 194
Año de edición: 2009
P.V.P.: 23€

Este libro es la traducción del texto francés "*Calcul des cimentations superficielles et profondes*" originalmente publicado en 1999 por el profesor Roger Frank. El objetivo ha sido facilitar la divulgación de la práctica de cimentación francesa basada fundamentalmente en métodos directos a partir de ensayos "*in situ*", y, en particular, el ensayo presiométrico, siguiendo la experiencia y tradición desarrolladas por Louis Ménard. Los métodos directos, menos habituales en los países de tradición anglosajona, como es el caso de España, pueden resultar una alternativa o complemento razonable a los métodos clásicos de tipo indirecto. En el libro se recogen aspectos fundamentales relacionados con los cálculos de capacidad portante de cimentaciones superficiales y profundas, tanto los basados en el método presiométrico como en otros ensayos *in situ* (CPT, SPT). Se desarrollan también otros aspectos como la evaluación de los esfuerzos parásitos sobre pilotes (rozamiento negativo, empujes laterales) o la interpretación de pruebas de carga en pilotes recogiendo metodologías específicas, poco conocidas fuera de Francia. Pero, conviene tener en cuenta para su empleo, que los ensayos "*in situ*" que involucran un avance previo de sondeo pueden estar afectados por el modo de ejecución del mismo.



Nº de páginas: 130
Año de edición: 2009
P.V.P.: 35€

Esta publicación, planteada con un horizonte meramente estético, muestra imágenes de obras construidas con hormigón armado en los primeros tiempos que permanecen en pie en la actualidad. Se trata de una publicación visual en la que el lector se puede deleitar con imágenes de alta calidad realizadas por reputados profesionales de la fotografía.

Pedidos

Para realizar un pedido de publicaciones puede hacerlo por teléfono, fax o correo a:
CEDEX Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
c/ Alfonso XII, 3 - 28014 Madrid
Teléfono: (+34) 91 335 72 95 • Fax: (+34) 91 335 72 49 • E-mail: publicaciones@cedex.es

30 Años del curso de depuración

Entre los días 2 y 20 de mayo de 1983 se celebró en Madrid, en las instalaciones del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX, el Primer Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras, coordinado por Ángel Cajigas Delgado. Desde aquel año, este curso se ha repetido anualmente y sin interrupción hasta llegar a su trigésima edición que se ha celebrado entre los días 19 y 30 de noviembre de 2012.

Cuando arrancaba este curso, en los años ochenta, la depuración en España se encontraba todavía muy poco desarrollada y sólo se habían realizado actuaciones puntuales, para solventar la problemática generada en las grandes concentraciones urbanas y en las zonas turísticas (Madrid, Valencia, Costa Brava, Mallorca, Barcelona, Sevilla, etc). Son tiempos en los que el sector profesional es débil y el nivel de conocimiento técnico escaso. Hay pocas obras y pocas empresas especializadas, que han de mantener equipos técnicos cualificados. El sector público, salvo algunas excepciones, tampoco cuenta con técnicos preparados. En definitiva, tal como se exponía en el programa de aquel primer curso, uno de los principales problemas del sector era la ausencia de especialistas que en un futuro próximo pudieran acometer la planificación, construcción, explotación y mantenimiento de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales.

En esta época el CEDEX jugaba un papel importante en el fomento de la depuración y centralizaba de alguna forma del conocimiento en la materia, consensuando posturas y aportaciones del sector privado y público y estableciendo criterios técnicos homogéneos. Gran parte de las infraestructuras que se construían entonces eran financiadas por la Administración Central y el CEDEX era el organismo que evaluaba los concursos de obra y establecía las bases técnicas para la normalización de los proyectos.

En consonancia con este papel y motivado por la vocación de transferencia de conocimiento del CEDEX, se pone en marcha el curso de depuradoras, dando cobertura así a otro ámbito de desarrollo en infraestructuras hidráulicas, como ya había hecho años antes con los cursos de hidrología y de regadíos.

El objetivo inicial era simple y aún se mantiene: dar una formación en los aspectos básicos y fundamentales de la depuración de aguas residuales urbanas que los profesionales del sector deben conocer. Aunque la iniciativa surgía de la disposición de los propios técnicos del CEDEX para realizar

esta transferencia de conocimiento, desde un principio siempre ha contado en su profesorado con destacados profesionales de todos los ámbitos del sector, sin cuya colaboración no hubiera sido posible mantener vivo y actualizado el curso.

Como cualquier curso de formación enfocado a profesionales debía ser necesariamente breve y, por tanto, bien dirigido. Para ello, sin renunciar a su carácter de formación básica, siempre ha intentado mantener una orientación eminentemente práctica en el contenido de sus clases, entendiendo como tal que la información aportada, ya se trate de fundamentos o de casos prácticos, resulte de utilidad directa para el profesional en su trabajo.

En las tres últimas décadas los avances producidos en España en materia de saneamiento y depuración de aguas residuales han sido enormes y los contenidos del curso, como es lógico, se han ido adaptando al desarrollo legislativo, tecnológico y de conocimiento que ha tenido el sector.

En sus inicios no existía legislación sobre depuración y comúnmente las grandes plantas se ejecutaban por fases, comenzando por la construcción de simples tratamientos primarios. Los procesos biológicos eran diseños básicos de lechos bacterianos y fangos activados, sin otro objetivo que reducir los sólidos y la materia orgánica.

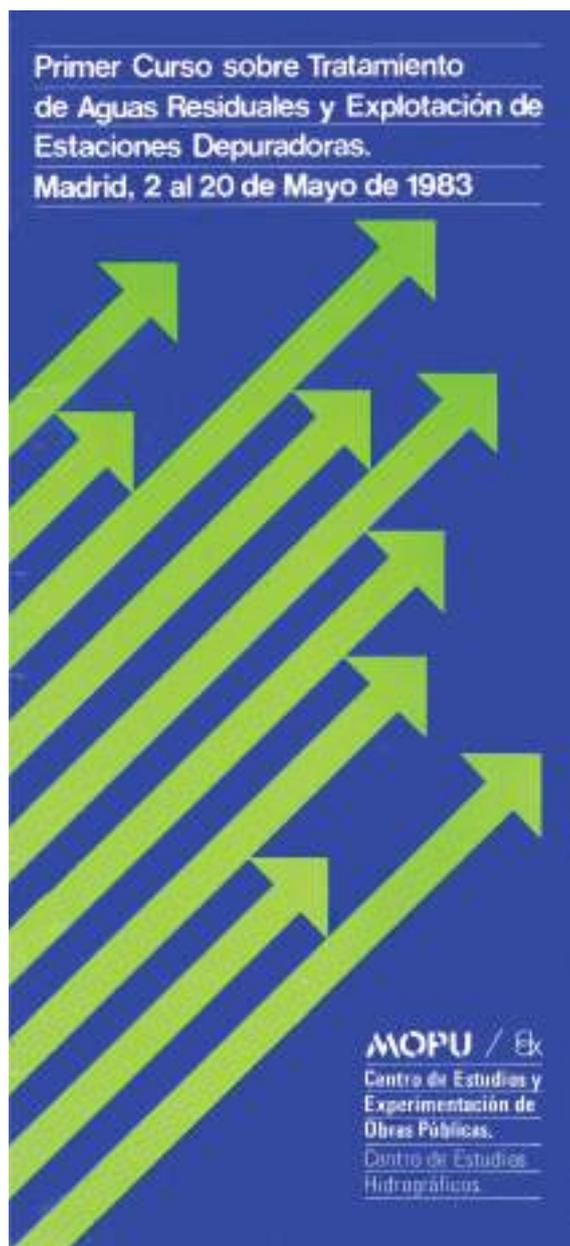


FIGURA 1.



FIGURA 2. Algunos profesores y alumnos del curso del 88.

A partir de los ochenta se va desarrollando en España una conciencia medioambiental más profunda y, consecuentemente, mayor preocupación por los vertidos y la depuración. Con la entrada en la Comunidad Económica Europea, la legislación ambiental empieza a ser abundante y a partir de 1991, cuando se aprueba la Directiva del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, la situación en infraestructuras de saneamiento y depuración evoluciona extraordinariamente. Es de reseñar que en 1990, en los tiempos en que se estaba discutiendo en Europa esta Directiva, se organiza dentro del Curso la "Jornada Europea del Agua" con la colaboración del Instituto Europeo del Agua y la participación de representantes de Francia, Alemania, Gran Bretaña e Italia, para poner en común las experiencias de los diferentes países en gestión y control de vertidos y tratamiento de aguas residuales, así como sobre eliminación biológica de nutrientes.

A medida que se fueron construyendo nuevas instalaciones, los diseños evolucionaban hacia dimensionamientos cada vez más holgados y calidades constructivas y de equipos más elevadas. La dinámica tan activa que caracteriza al sector genera que de manera continua hayan ido surgiendo nuevos procesos y ha obligado a una permanente actualización del programa para ir introduciendo estas tecnologías emergentes (nuevos procesos de biopelícula, procesos de doble etapa, eliminación biológica de nutrientes, reactores secuenciales, biorreactores de membranas, etc.). Las normas de calidad del efluente se han ido haciendo cada vez más estrictas. Los requisitos impuestos al vertido en zonas sensibles y protegidas obligan a la implantación de nuevos tratamientos cada vez más sofisticados. A las estaciones de tratamiento se les exige una fiabilidad cada vez mayor. La adecuada evacuación y disposición de los fangos de depuradora, al menor coste posible, se ha ido convirtiendo en uno de los principales problemas y, consecuentemente, los procesos de tratamiento para conseguirlo han ido ganando protagonismo en el curso. Por otra parte, como en cualquier otro sector, el consumo energético es cada vez más determinante y el control y la optimización energética se ha convertido en uno de los ejes de desarrollo. Todo ello ha obligado a una actualización permanente de los enfoques y contenidos del curso.

La escasez de recursos hídricos en muchas regiones de nuestro país ha provocado, en paralelo con la depuración, el desarrollo de la reutilización de las aguas residuales, fundamentalmente para el riego agrícola. El CEDEX, desde un principio fomentó y apoyó las investigaciones y desarrollos en la materia y, lógicamente, el Curso se adaptó para incluir también estos aspectos en su temario. Es de destacar que en la edición del 96, uno de los días del curso fue dedicado a una jornada de puertas abiertas sobre reutilización, con objeto de potenciar esta actividad.

En la actualidad, la construcción de las grandes depuradoras ya se encuentra prácticamente finalizada y la gran asignatura pendiente es la depuración en pequeñas poblaciones, con objeto de cumplir los objetivos medioambientales establecidos en aplicación de la Directiva Marco del Agua. Las experiencias pasadas han demostrado que cuanto más pequeña es la población, más elevado es el riesgo de fracaso, por lo que el curso siempre ha tenido en cuenta los tratamientos específicos para estos rangos de población, dándoles la importancia que merecen. Asimismo, el cumplimiento de esos objetivos medioambientales nos está obligando a mejorar la gestión de las aguas de lluvia en drenajes urbanos de sistemas unitarios, que hasta muy recientemente no había recibido la debida atención del sector y que en el curso se introdujeron ya desde el año 2000.

Finalmente, las condiciones climáticas y las configuraciones de la red de saneamiento existentes en muchas poblaciones de nuestro país son dos elementos que favorecen la generación de olores. En un gran número de instalaciones, el impacto sobre la población vecina se ha convertido en el mayor problema de su gestión diaria. El curso introdujo hace ya más de 15 años estos aspectos con objeto contribuir a la mejora del conocimiento y de concienciar sobre la importancia de su prevención.

Todo el enorme desarrollo en infraestructuras ha generado un crecimiento equiparable en los recursos humanos ligados al sector. Las administraciones públicas, entidades gestoras, empresas constructoras y explotadoras, ingenierías, universidades y grupos de investigación cuentan hoy día con nutridos planteles de excelentes profesionales. Por



FIGURA 3. Visita a las instalaciones de la EDAR de Boadilla. Curso de 2012.

tanto, el curso no solo ha debido evolucionar en sus contenidos desde un punto de vista tecnológico, sino que también ha debido ir adaptando su duración, orientación y nivel con objeto de mantener su utilidad para un sector profesional cada vez más preparado. Al principio, el curso se planteó con un programa de tres semanas de duración pero, a los pocos años, puesto que el alumnado se componía en su mayoría por profesionales en ejercicio se vio la necesidad de reducirlo a dos. En los primeros años la actividad fundamental era la construcción de nuevas instalaciones y los contenidos del curso se orientaban principalmente al diseño y construcción de depuradoras, pero con el tiempo han ido ganando protagonismo los aspectos relacionados con la gestión y explotación.

A lo largo de estos treinta años han pasado por sus aulas más de 2.300 alumnos, que posteriormente han desarrollado su actividad profesional en todos los ámbitos del sector, el universitario y científico, la empresa privada y pública y las administraciones central, autonómica y local. Desde sus inicios tuvo una demanda notable por lo que, a pesar nuestro, muchas veces no ha quedado más remedio que imponer límites al número de participantes. Evidentemente, el papel del curso del CEDEX no es el mismo hoy que en los años ochenta. Entonces, como se ha dicho, había una gran escasez conocimientos y de cursos en la materia y hoy nos encontramos con abundancia de profesionales preparados, grupos de investiga-

ción, cursos de formación, asociaciones y foros de discusión. El alumnado actual llega en general con una formación previa y muchas veces tiene conocimientos elevados en algunas de las materias del curso. El curso siempre ha mantenido su vocación generalista y la duración del mismo limita necesariamente el nivel de profundización pero, a nuestro entender sigue manteniendo una gran utilidad profesional precisamente por ello, porque permite al especialista dar un repaso a muchos aspectos con los que generalmente no se enfrenta en su quehacer diario.

La impartición del curso durante todos estos años no hubiera sido posible si el CEDEX no hubiera contado con el apoyo y colaboración de muchas entidades, públicas y privadas, que han permitido la participación de sus miembros como profesores y la visita a sus instalaciones. Como no puede ser de otra manera, queremos terminar mostrando nuestro agradecimiento a todas aquellas personas que han participado en su organización, a los profesores y, sobre todo, a los alumnos que han hecho posible la celebración de este curso durante 30 años.

**Enrique Ortega de Miguel
e Ignacio del Río Marrero**

*Directores de la trigésima edición del
Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales
y Explotación de Estaciones Depuradoras*

Aqualogy. La marca global de soluciones integradas del agua.

El desarrollo de la sociedad y la preservación del medio ambiente exigen una gestión eficiente del agua.

Talento, innovación y compromiso son los pilares de Aqualogy, la marca global de soluciones integradas del agua.

Aqualogy ofrece soluciones adaptadas a las necesidades de instituciones o empresas. Al servicio de las personas.

Bienvenidos al futuro del agua



www.aqualogy.net



AQUALOGY
Where water lives.

La evolución de la depuración de las aguas residuales urbanas en España

ÁNGEL CAJIGAS DELGADO (*)

RESUMEN En este artículo se da un repaso a la evolución del sector de la depuración de aguas residuales en España durante las tres últimas décadas. Se identifican los principales hitos que incidieron en su transformación y se analiza la situación antes y después de los principales planes de desarrollo y como han influido las principales normativas.

THE EVOLUTION OF THE TREATMENT OF URBAN WASTE WATER IN SPAIN

ABSTRACT This article reviews the evolution of the wastewater treatment sector in Spain during the last three decades and identifies the milestone events that influenced its transformation. It analyzes the situation before and after the major development plans and how they have had influence in the main regulations.

Palabras clave: EDAR, Depuración de aguas.

Keywords: WWTP, Wastewater treatment.

1. LAS PRIMERAS ACTUACIONES EN DEPURACIÓN

“El agua es un recurso que debe estar disponible no solo en la cantidad necesaria sino también con la calidad precisa, en función de las directrices de la planificación económica”. Esta consideración forma parte del preámbulo de la Ley de Aguas aprobada en el año 1985 y de esta manera se venía a aceptar la importancia que el legislador daba al concepto de calidad en relación con el agua.

Pero... ¿Qué había pasado hasta ese momento? La gran preocupación por dotar de recursos hídricos suficientes, tanto al regadío, como modelo de desarrollo en la España de principios del siglo XX, como al abastecimiento a las ciudades, no había permitido observar como iba en aumento la degradación de los cauces receptores, tanto superficiales como subterráneos, tanto continentales como marítimos y ello debido fundamentalmente a contaminación urbana e industrial.

A pesar de ello la propia Administración Hidráulica hizo sus primeras aproximaciones al problema de control de la contaminación al clasificar los ríos españoles en **protegidos, vigilados, normales e industriales**, con una calidad de referencia decreciente, lo que en teoría significaba que los vertidos debían ser controlados en función de la tipología del cauce al que vertían, que a su vez estaba relacionada con los potenciales usos del agua en cada caso (Circulares del MOPU en 1959 y 1960).

La realidad distó bastante de lo que se pretendía con ese primer intento de controlar los vertidos y ya en la década de

los setenta fue el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX el que elaboró unas Recomendaciones (1974) para el Diseño de Instalaciones de Depuración. De esta manera se prescribió, quizá por primera vez con carácter general, que los tratamientos de depuración propuestos debían cumplir unas condiciones para la calidad del efluente con carácter orientativo que podrían ser revisadas para casos especiales. Así, la mayor parte de las instalaciones que se proyectaron en España en la década de los setenta debían diseñarse para que permitieran un efluente con las siguientes características:

Sólidos en suspensión	≤ 35 mg/L
DBO ₅	≤ 35 mg/L
Contaminación bacteriológica expresada en <i>Escherichia coli</i> nmp	≤ 1000/100 mL

De aquella década de los setenta se pueden destacar los planes especiales de la Costa Brava (1971) y de las Islas Baleares (1972) que representaron el inicio de significativas actuaciones en el litoral español, cuyo objetivo no era otro que mejorar la situación de las playas y por tanto ofrecer una adecuada infraestructura sanitaria para el desarrollo de la actividad turística. También se pueden referir actuaciones puntuales concretas, no sometidas a ningún plan preconcebido, como las depuradoras de Valencia, Burgos, Vitoria, Tenerife, Sevilla, etc., que con el transcurrir de los años han tenido que someterse a ampliaciones y mejoras para cumplir con nuevas exigencias ambientales.

En Madrid estaba la vieja depuradora de Viveros de la Villa, con un proceso de lechos bacterianos, o la antigua depuradora de la China, que desde entonces han sufrido varias remodelaciones. Barcelona, por su parte, contaba con una instalación con tratamiento físico-químico y emisario submarino que también más tarde fue totalmente reformada.

(*) Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Ex jefe de Calidad de Aguas del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX, ex Subdirector General de Calidad de las Aguas del Ministerio de Medio Ambiente, Director General Ejecutivo de la Asociación Tecnológica para el tratamiento del Agua-ATA. E-mail:acajigas@attagua.com

2. EL DESPEGUE DE LA DEPURACIÓN

Ya en la década de los ochenta hay que destacar, por lo que representó en ese momento y significó después, el Plan de Saneamiento de la ciudad de Madrid que con la ejecución y/o remodelación de instalaciones como Viveros, Butarque, Sur, Sur Oriental, China y Valdebebas se alcanzó una depuración total de aguas residuales del orden de 12 m³/s, cuyo efecto pronto se notaría en la calidad del agua que circulaba por el río Manzanares.

Con la aprobación de la Ley de Aguas en 1985 se inicia una nueva visión en relación con el control de la contaminación al incluir una serie de estipulaciones que significaron un cambio de estrategia en relación con los vertidos. Los aspectos más relevantes de esa nueva estrategia fueron:

- “Todos los vertidos capaces de provocar contaminación requieren una autorización” lo que se traduciría en la práctica en la exigencia de llevar a cabo medidas correctoras para minimizar su impacto en el medio.
- Los vertidos irán gravados con un canon en función de su tipología y características contaminantes.
- El incumplimiento de los límites impuestos en la autorización abrirá un expediente sancionador por daños al dominio público hidráulico.

Ahora bien, había que esperar a tener aprobados los Planes Hidrológicos de Cuenca (PHC), que es donde se establecerían las “características básicas de calidad de las aguas y la ordenación de los vertidos de aguas residuales”, para que re-

almente fuera de verdadera aplicación lo estipulado en dicha ley. Es decir las autorizaciones de vertido carecían de referente cierto mientras no se concretaran en los PHC los objetivos de calidad de acuerdo con los usos del agua.

Mientras tanto seguirían estando en vigor las recomendaciones del CEDEX, que en su nueva versión de Modelo de Pliegos de Bases para la redacción de Proyectos (1983), rebajó los límites para los sólidos en suspensión y DBO₅ hasta los 30 mg/l.

Así y con unas especificaciones técnicas más completas y exigentes se construyeron instalaciones con evidentes mejoras sobre las de la década anterior, tanto en la línea de tratamiento del agua (se recomienda el cerramiento del pretratamiento para evitar olores, se mejora el diseño del tratamiento biológico en el que ya se prevé el uso de aireación por difusión, etc.) como en la línea de tratamiento de fangos (tanto en lo que se refiere a su espesamiento como su estabilización y deshidratación, así como a nuevas expectativas para su uso y disposición final).

Aunque parezca un exceso merece tener en consideración que ya a finales de la década de los ochenta se debatió sobre el interés de la incineración de fangos en algunas instalaciones, así como sobre la aplicación de reactivos químicos para la reducción de la carga industrial y limitar su efecto en el tratamiento biológico. También se hicieron los primeros intentos de reducción de los nutrientes, nitrógeno (N) y fósforo (P), aunque no sería hasta la década siguiente cuando se aplicaron estos procesos en sistemas dignos de mención.

Merece especial mención el uso de tecnologías de bajo coste (fundamentalmente lagunajes) que se hizo en España, sobre



FIGURA 1. Situación de la depuración en 1991.

todo en áreas donde la climatología era favorable, y cuyo fin último era más su uso posterior en la agricultura que un verdadero proceso de depuración. Más adelante hubo que reconvertir en su gran mayoría esta tipología de plantas en sistemas convencionales de tratamiento.

Ahora bien, el nuevo enfoque dado por la Ley de Aguas pronto se vio sobrepasado al incorporarse España a la CEE en enero de 1986 y tener que cumplir con el elenco normativo europeo en materia de calidad de aguas. Primero fueron las Directivas de objetivos de calidad ó de primera generación (baños, vida piscícola, prepotables, etc.) y después las de segunda generación (normas de emisión) cuyo principal exponente fue la Directiva 91/271 sobre depuración de aguas residuales urbanas. Todas ellas tuvieron que ser incorporadas a la legislación nacional y, por tanto, se convirtieron en normas de obligado cumplimiento en nuestro país.

Merece destacar, a caballo entre las décadas de los ochenta y noventa, el Plan Nacional de Interés Comunitario (PNIC) de Asturias para la mejora de la calidad de los ríos Caudal, Nalón, Nora y Noreña, construyéndose las instalaciones de Frieres (Langreo), Baiña (Mieres), Villapérez y S. Claudio en Oviedo, a las que se sumaron en la primera parte de los años noventa plantas como Mar Menor, Bahía de Palma, Sur de Tenerife, Murcia, Entorno Doñana, etc. que significaron un avance sobre lo que vendría pocos años más tarde (Figura 1).

La década de los noventa, por tanto, se vio marcada por una Directiva que imponía a todos los Estados Miembros la implantación de sistemas de depuración en todas las aglomeraciones urbanas (tratamientos adecuados para las de ≤ 2.000 habitantes equivalentes) con exigencias bastante similares a las ya recomendadas por el CEDEX unos años antes (Sólidos en suspensión ≤ 35 mg/L y $DBO_5 \leq 25$ mg/L). Si bien para vertidos a las denominadas zonas sensibles se requería además la reducción de nutrientes N y/o P, lo que ya obligaba a diseñar las plantas con otro esquema sobre todo en lo que se refiere al tratamiento biológico.

La necesaria trasposición de la Directiva a la legislación nacional en un período concreto y la obligación de redactar un plan de aplicación de la misma por cada Estado Miembro permitió en España la redacción y aprobación del Plan Nacional de Depuración (PND) en 1995, que se convirtió en verdadero elemento de planificación de aquellas actuaciones que debían acometerse y además aseguró la necesaria coordinación entre las Administraciones implicadas.

Por aquel entonces ya se habían construido cerca de quinientas plantas depuradoras en España (aunque no todas cumplían las exigencias de la Directiva) y se alcanzaba un nivel de cobertura próximo al 40% en relación con la totalidad de la carga contaminante expresada en habitantes equivalentes (h-e).

3. EL PLAN NACIONAL DE DEPURACIÓN

Antes de la aprobación de la Directiva 91/271 y por tanto de la redacción del PND, el diagnóstico que podía hacerse de la situación era el siguiente:

- La tipología de instalación más habitual era el tratamiento biológico por fangos activos (aireación prolongada para las plantas medianas y pequeñas).
- La carga orgánica total a depurar era muy superior a la esperada al tener que incorporar el concepto de población equivalente.
- Existía un número nada despreciable de instalaciones con tratamiento físico ó fisico-químico, no admisibles por la Directiva.

- Las plantas depuradoras con tratamiento más riguroso (eliminación de nutrientes) eran escasas y poco significativas.
- Existían muchos sistemas con tecnologías de bajo coste cuyos rendimientos desde el punto de vista normativo no eran aceptables.
- Se advertía en general una escasa preocupación por la gestión de los fangos cuya disposición final más frecuente era el uso agrícola (no siempre bien regulado), vertederos urbanos ó cauces receptores, practica que pasaría a estar prohibida en la Directiva.
- Ausencia de gestión y control de las aguas de tormenta.
- Déficit generalizado del control de funcionamiento de las depuradoras.

Ante este panorama ¿qué preguntas hubo que hacerse antes de encarar la redacción del PND?

- ¿Estaban bien diseñados los sistemas de tratamiento secundario?.
- ¿Eran capaces las instalaciones existentes de hacer frente a los caudales y cargas contaminantes originadas por el nuevo concepto de población equivalente y de máxima carga de diseño establecida en la norma?.
- ¿Qué porcentaje de una determinada aglomeración no estaba conectada al sistema de saneamiento?.
- ¿Los sistemas de bajo coste aseguraban realmente la calidad exigida por la Directiva?.
- ¿Cuántas instalaciones estaban obsoletas y por tanto tenían que remodelarse ó rehacerse?.
- ¿Como enfocar la falta de una auténtica gestión de la depuración?.

Este diagnóstico, que era el fiel reflejo de la realidad de la depuración en España en aquel momento, fue lo que propició un profundo análisis de la situación y por tanto una adecuada evaluación de las necesidades que quedarían perfectamente incluidas y valoradas en el PND (Figura 3).

De esta manera se llegó a determinar y por tanto incluir en el Plan:

- Las plantas depuradoras nuevas que habría que construir.
- Las instalaciones que debían ampliarse en relación con el caudal o con la carga contaminante.
- Las plantas que solo contaban con tratamiento primario y que debían completarse con un tratamiento secundario.
- Las depuradoras que había que adaptar a las nuevas exigencias derivadas de la definición de zonas sensibles o de objetivos de calidad más exigentes.
- Los sistemas de tratamientos de fango que habría que modificar para evitar su vertido al agua, etc.

Quedaba un elemento clave que no podía soslayarse y era asegurar una adecuada gestión (explotación y mantenimiento de los sistemas de depuración) y evitar así su fracaso una vez construidas las plantas. Para ello se recomendó, por parte de la Administración Central del Estado a las CCAA, la creación de entes supramunicipales de gestión que, bien de forma directa ó a través de empresas especialistas, se hicieran cargo de la operación de las instalaciones. Además debería generalizarse el cobro del denominado **canon de saneamiento** que permitiera al menos cubrir los costes de explotación e incluso poder servir como instrumento clave para la financiación de las plantas que debían acometer las Autonomías en el marco de los acuerdos del PND.



FIGURA 2. Antigua EDAR de Villapérez (Izquierda).
Transformación de la EDAR de Villapérez (Oviedo). Abajo.



Así muchas Comunidades Autónomas, sensibles a la dificultad que supondría la gestión de numerosas instalaciones que acabarían por construirse, abordaron la creación de entidades gestoras como ESAMUR en Murcia, EPSAR en Valencia, ACA en Cataluña (en Madrid es el Canal de Isabel II, quien cumple esa función), NILSA en Navarra y otras en Baleares, Rioja, Galicia, Aragón y País Vasco de forma que mediante el cobro de un canon de saneamiento (desigual en su cuantía), han podido acometer el mantenimiento y la explotación de cientos de depuradoras (en algunos casos también su construcción) contribuyendo de esta manera al éxito del Plan de Depuración y por tanto al cumplimiento de la Directiva Europea sobre depuración.

A comienzos del siglo XXI se ejecutan un número elevado de plantas de depuración entre las que destacan las de Salamanca, Logroño, Gavia y Culebro en Madrid, Llobregat y Besós en Barcelona (Figuras 4 y 5), Albufera, Palma de Ma-

llorca, Coruña, Fuengirola, Logroño, etc. Además hay que sumar el avance que se consiguió con los planes de depuración de la Comunidad de Madrid, hasta alcanzar casi el 100% de cobertura, Valencia, Cataluña, Murcia, etc.

El Plan por tanto ha marcado un hito incontestable en el desarrollo de la depuración en España que permitió, entre que se aprobó en 1995 y el año fijado en la Directiva (2005), la construcción en España de más de setecientas depuradoras y mil si se cuenta desde el año de la aprobación de la Directiva, lo que elevó el nivel de cobertura hasta más del 80% (Figuras 6 y 7) evidenciándose una notable mejora en la calidad del agua de los ríos y litoral lo que han venido evidenciando los datos que año tras año publica el Observatorio de Sostenibilidad y que puede apreciarse en el aumento de estaciones de control con mayores concentraciones de oxígeno disuelto y por tanto con menor carga orgánica y en el número de playas litorales que cumplen con la Directiva de Baños.

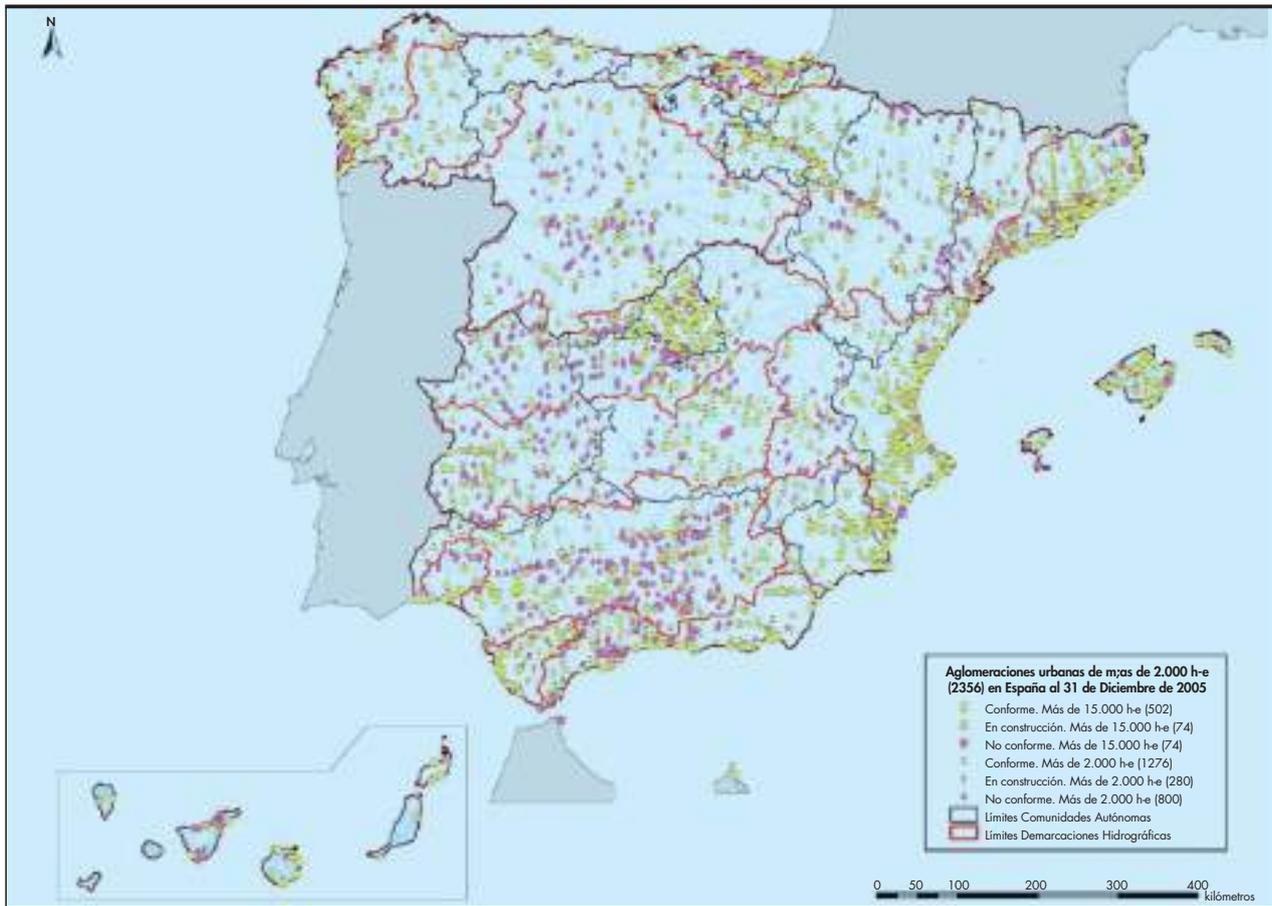


FIGURA 3. Situación de la depuración en España en 2005. Fuente: Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y depuración 2007-2015.



FIGURA 4. EDAR de Besós.



FIGURA 5. EDAR de Llobregat.

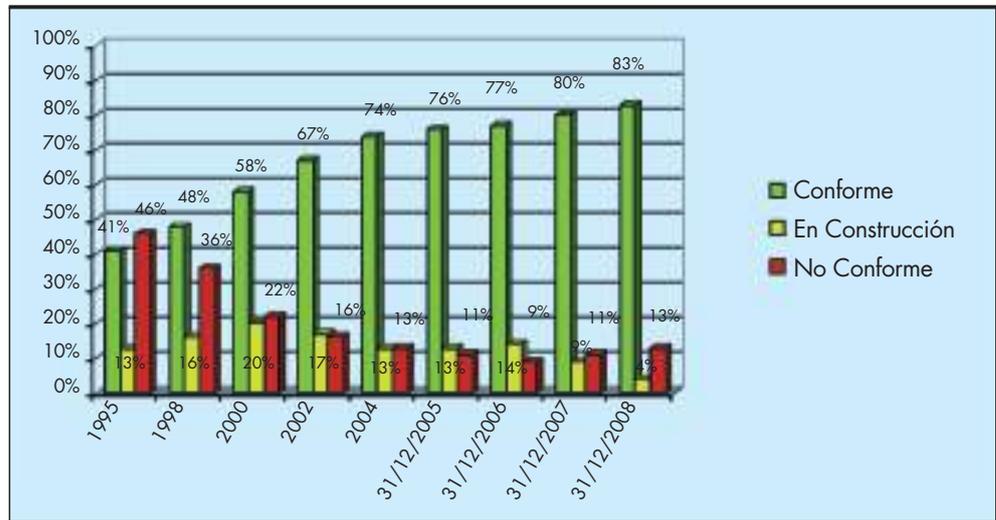


FIGURA 6. Evolución del grado de conformidad de la depuración en España con las exigencias de la Directiva 91/271.

Situación a 1 de Enero de 2009 Distribución del grado de conformidad (Aglomeraciones >2.000 h-e)

Total carga: 68.772.103 h-e
Total N° Aglomeraciones Urbanas: 2.320

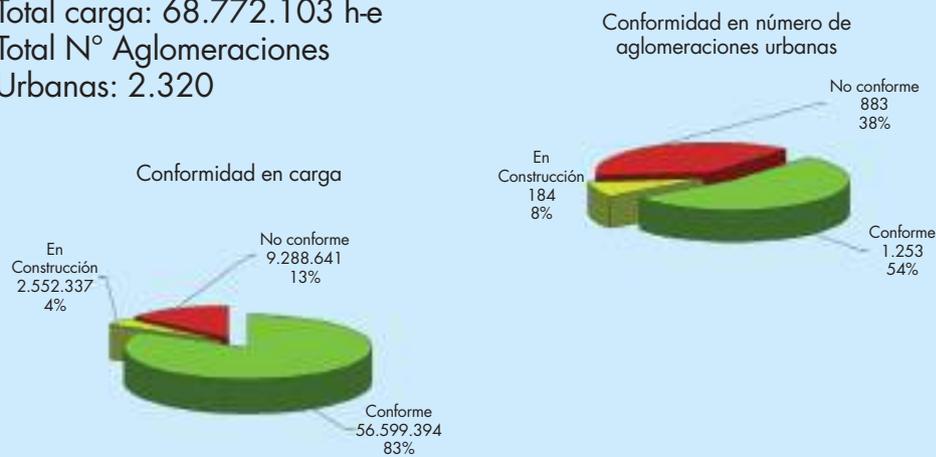


FIGURA 7. Conformidad en carga contaminante y en número de aglomeraciones.

4. EL PLAN NACIONAL DE CALIDAD

Terminado el plazo impuesto por la Directiva 91/271 para su cumplimiento y, por tanto, alcanzado el escenario previsto en el PND en el año 2005 se hacía necesario hacer un nuevo diagnóstico de la situación y por tanto acometer una revisión de todo lo que se había hecho y quedaba por hacer ya que se percibían deficiencias aún por corregir.

Dado que el grado de cumplimiento de la mencionada Directiva era inferior al 80%, la Comisión Europea había iniciado varios procesos de infracción contra España, lo que obligaba a seguir trabajando para conseguir un cumplimiento pleno.

Así pues había que resolver el problema, no solo de grandes aglomeraciones que aún tenían pendiente acometer su depuración, sino de llevar a cabo un plan urgente para depurar las aguas de las aglomeraciones más pequeñas que, en número nada despreciable, seguían incumpliendo la normativa.

Además se había producido una nueva declaración de zonas sensibles lo que aumentaba la población afectada de 6 millones de habitantes equivalentes en 1998 a más de veinticuatro millones en ese momento y ello obligaba a adaptar muchas instalaciones a los requerimientos de reducción de nutrientes, entre ellas las depuradoras de Madrid.

También había que tener en cuenta que la Directiva Marco del Agua (DMA), que se había impuesto como gran objetivo la protección de los ecosistemas, obligaría a analizar si las depuradoras existentes ó previstas serían capaces de facilitar el

buen estado ecológico de las masas de agua. La depuración era necesaria aunque no suficiente para alcanzar dicho objetivo pero era evidente que en muchos casos era necesario dar un paso más en la mejora de la calidad a través de una depuración más exigente.

Todo ello dio pie, por tanto, a una revisión en profundidad del estado de la depuración en España (la segunda en quince años) lo que determinó la elaboración de un nuevo plan, llamado Plan Nacional de Calidad de las Aguas con un escenario temporal que se hizo coincidir con el de la DMA, es decir el año 2015, que incorpora todas aquellas actuaciones a llevar a cabo en una década para terminar de cumplir con la política europea en materia de medioambiente hídrico.

Hoy estamos en un nivel de cobertura próximo al 90% del total en relación con la carga contaminante, depurándose más de 4.500 hm³/año de agua residuales.

5. CÓMO Y PORQUÉ HAN EVOLUCIONADO LAS DEPURADORAS DESDE EL PUNTO DE VISTA TECNOLÓGICO

El diseño de las depuradoras ha estado condicionado en cada momento para acomodarse a los indicadores de emisión e inmisión exigidos en las diferentes Directivas y en su caso por los Planes Hidrológicos de Cuenca que han determinado no solo los usos del agua sino que en algunos casos han incorporado exigencias específicas a los vertidos más exigentes.



FIGURA 8. Zonas sensibles antes de la declaración de 2006.

Se podría decir que los factores más determinantes han sido en relación con la calidad del efluente:

- Cumplimiento estricto de la Directiva 91/271.
- Otros objetivos de calidad (baños, salmónidos, etc.).
- Vertido en zonas sensibles.
- La necesidad de reutilizar los efluentes, etc.

Además consideraciones de tipo ambiental han ejercido gran influencia a lo largo de los años. El espacio, el control de ruidos y olores y la propia eficiencia energética son algunos de los factores que han predeterminado la aplicación de tecnologías como la filtración biológica ó el uso de membranas.

Como resumen se podría establecer que los mayores avances tecnológicos se produjeron:

- En la década de los ochenta debido a las consideraciones de ríos salmónidos en Asturias.
- En la década de los noventa debido a la definición de zonas sensibles en el marco del PND (Figuras 8 y 9).
- Y en la década siguiente por la necesidad de hacer frente a nuevas exigencias ambientales, ó incluso a la conveniencia de la aplicación de nuevas tecnologías tanto en el campo del agua como del fango.

No obstante y a modo de resumen se puede decir que los avances más significativos en las últimas tres décadas han sido:

- El paso generalizado de los sistemas de aireación mediante turbinas a elementos de difusión de aire por bur-

bujas para conseguir una mayor eficiencia en la transferencia de oxígeno al agua en el proceso biológico.

- Aunque la eliminación de nutrientes tuvo su mayor auge como consecuencia de la aplicación de tratamientos avanzados en las aglomeraciones incluidas en la declaración de zonas sensibles, ya con anterioridad se habían introducido cámaras anóxicas en el proceso biológico en diferentes estaciones depuradoras para la eliminación de nitrógeno como mejora de la calidad del vertido y por tanto del cauce receptor. También en algunas instalaciones se previó la reducción de fósforo mediante proceso químico y mejorar así la condición trófica de determinados embalses cuyo objetivo era y es el abastecimiento público.
- El sistema clásico de fangos activos también fue desplazado en algunas plantas por diseños que permiten una mayor compacidad en algunos casos y mejor calidad del efluente en otros. Así son de mención la aparición de sistemas de biofiltración (Ferrol, Algeciras, Benalmadena, Vigo, etc.) procesos con membranas (San Pedro del Pinatar, Gava, Sabadell, etc.) y sistemas híbridos como el IFAS en Gava y Tarrasa.
- Por otra parte y siguiendo con la línea de tratamiento del agua, la cada vez más necesaria reutilización de los efluentes depurados no solo en los riegos tradicionales, sino también en el de parques y jardines, así como en



FIGURA 9. Zonas sensibles después de la declaración de 2006.

campos de golf, además de usos de tipo industrial o medioambiental ha condicionado la calidad del agua depurada, por lo que ha sido bastante frecuente incorporar al esquema clásico de depuración etapas complementarias de tratamiento físico-químico seguido de una desinfección generalmente mediante rayos ultravioletas (UV). Con la aprobación en el año 2007 del Real Decreto sobre "el régimen jurídico de la reutilización", en el que se incluyen los criterios de calidad del agua según los usos, se abre paso a diferentes esquemas de tratamiento de regeneración en los que las membranas tanto de microfiltración y ultrafiltración como de electrodiálisis reversible y ósmosis inversa son posibles en función de la salinidad del agua.

- Otros aspectos que también implican una evolución tecnológica reseñable es el tratamiento y gestión de los fangos y su puesta en valor no solo desde un punto de vista agronómico sino también energético.

Además siempre ha preocupado el volumen de fangos generados por lo que se ha estudiado y diseñado sistemas que permitieran un volumen menor de fangos que transportar hasta su disposición final. Así con mayor o menor fortuna se han implantado sistemas de incineración de fangos (Zaragoza, Bilbao, etc.) o de deshidratación térmica con o sin cogeneración eléctrica. El secado térmico ha terminado implantándose en numerosas instalaciones en Barcelona, Madrid, San Sebastián, Coruña, Málaga, Valencia, Oviedo, etc.

- Mayor preocupación por los impactos ambientales (ruidos y olores). Se cubren algunas plantas de depuración para reducir impacto visual, etc (Figuras 11 y 12).

6. FINANCIACIÓN DE LOS PLANES DE DEPURACIÓN

El coste del Plan de Depuración aprobado en 1995, se estimó en 12.000 millones de euros de los que la Administración Central del Estado se comprometió a financiar el 25% de las necesidades de cada Comunidad Autónoma para lo cual se pusieron en marcha convenios bilaterales con cada una de ellas.

No obstante el éxito de la financiación de dicho Plan estribó en la gran aportación de los Fondos Europeos (Cohesión y Feder) ya que la mayor parte de las estaciones depuradoras contaron con ayudas europeas, en algunos casos de hasta el 80 u 85%, por lo que se puede afirmar que más de la mitad de lo ejecutado en dicho Plan se aprovechó de dichos Fondos.

Por ello, y aunque terminado el plazo de vigencia del PND no se había ejecutado en su totalidad, tuvo un desarrollo muy positivo con una participación muy activa de las diferentes Administraciones con la construcción de alrededor de mil instalaciones de depuración ya mencionadas.

La aprobación posterior del Plan Nacional de Calidad de las Aguas con una valoración superior a los 17.000 M ha puesto sobre la mesa la necesidad de revisar el modelo de financiación. Un modelo basado en los presupuestos públicos, en el que la figura del canon de saneamiento era un instrumento para cubrir los costes de operación fundamentalmente y solo en algunos casos (Valencia, Madrid, etc.) también está pensado para hacer frente en parte a la financiación de las infraestructuras, no podía mantenerse por mucho más tiempo.

La progresiva reducción de los fondos comunitarios, la necesidad de acometer aún importantes y costosas instalaciones y la aparición de la crisis económico-financiera hacia y hace necesario un cambio de modelo de financiación en el que los presupuestos de las Administraciones Públicas tengan un me-

nor peso y de paso a un sistema de mayor participación privada a través de modelos de participación público privada (PPP) en los que dicha financiación debe tener como referente el **pago por uso**, que es además uno de los principios que rigen la política europea tras la aprobación de la DMA.

Hoy, veinte años después de la aprobación de la Directiva 271 y más de quince desde la puesta en marcha del PND, se puede afirmar que aquellas CCAA que han implantado el canon de saneamiento han podido avanzar mejor en el desarrollo y funcionamiento del mismo y estar en mejores condiciones de afrontar dicho cambio que aquellas Comunidades Autónomas que aún carecen de dicha figura impositiva, porque el modelo público-privado se basa en asegurar la recuperación de la inversión realizada sin que el concesionario tenga que asumir todos los riesgos (construcción, demanda, disponibilidad).

El precio medio del agua en España está muy por debajo del de países de nuestro entorno lo que permite cierto recorrido para un posible incremento del mismo que se tendrá que afrontar más pronto que tarde. Es fácil comprobar que la tarifa en España es la mitad de la de Francia, Alemania o Reino Unido.

Pero es también muy significativo observar la composición de la tarifa en España donde se aprecia que la componente saneamiento y depuración es menor en relación con la del abastecimiento mientras que en otros países europeos es justo lo contrario, de lo que puede desprenderse que o no existe el canon de saneamiento en muchos casos o, si existe, su valor no se ajusta a los costes reales.

El Plan Nacional de Calidad de las Aguas está poco activo por falta de recursos financieros y la Comisión Europea nos amenaza con nuevos procesos de infracción por incumplimiento de nuestros propios compromisos y ello hace imprescindible avanzar en la definición de un nuevo sistema de financiación de la depuración en España, ahora lastrado por la falta de decisión a una revisión en profundidad de las tarifas y cánones de saneamiento.

La aplicación generalizada de un canon de saneamiento de 0,5 €/m³ permitiría recaudar alrededor de 2.000 millones de euros al año para acometer no solo las necesidades de inversión previstas en el PN de Calidad sino también para su correcta gestión.

Por tanto la revisión de las tarifas y la aplicación generalizada del canon de saneamiento harán posible el tránsito hacia el nuevo modelo de financiación.

Finalmente es prioritario transmitir al usuario que un pago insuficiente por el agua incide negativamente en su adecuada gestión, no solo para evitar su despilfarro sino para garantizar un adecuado mantenimiento y conservación, imprescindible para prestar un servicio de calidad y conseguir la necesaria protección de los ecosistemas acuáticos.

7. EL DESARROLLO EMPRESARIAL

Además de los mencionados planes de depuración, en el sector del tratamiento de aguas han sido muy destacables otros desarrollos importantes como es la desalación o la reutilización. En España se han acometido importantes planes de infraestructuras hídricas en las últimas cuatro décadas para conseguir dos objetivos:

- Incrementar la disponibilidad de los recursos hídricos en áreas de déficit estructural o localizado en tiempo y espacio.
- Mejorar la calidad de las aguas para adaptarla a las exigencias comunitarias.

Así, surgieron las primeras plantas de desalación en las Is-



FIGURA 10. Actuaciones en depuración y potabilización del agua en 2012 de las empresas asociadas en ATTA.

las Canarias, que más tarde hubo que acometer en el área mediterránea, primero en el archipiélago balear y después en la península, para terminar con un ambicioso plan de desalación que permitirá contar con una producción total de agua desalada de cerca de 1.000 hm³/año lo que convierte a España en el quinto productor a nivel mundial.

Por otra parte la mencionada escasez de recursos ha hecho necesario poner en marcha proyectos para la reutilización de las aguas depuradas, sobre todo en áreas donde la alternativa es arrojar los efluentes al mar y a veces en las zonas donde se han implantado plantas desaladoras. Se ha elaborado un Plan Nacional de Reutilización que duplicará la capacidad actual de reutilización estimada en 500 hm³/año.

Todo lo anterior ha conformado un sector empresarial muy especializado y competente en materia de tratamiento de aguas que en los últimos años ha alcanzado un alto nivel de internacionalización, estando presente en más de treinta países en mercados tan dispares como Iberoamérica y Australia, China, India, Medio Oriente ó Norte de África (Figura 10).

El Sector empresarial español se ha convertido en un referente mundial, primero en desalación por membranas, tecnología en la que la Global Water Intelligence sitúa a ocho empresas españolas en el TOP 20 mundial, pero también en reutilización y depuración. España es el primer país europeo en capacidad de reutilización.

Hoy las empresas españolas construyen desaladoras en el mercado exterior con una capacidad total próxima a los cuatro millones de metros cúbicos diarios, para el abastecimiento a más de diez millones de habitantes.

También construyen sistemas de regeneración para la reutilización de aguas en Melbourne y es responsable de la construcción y operación de plantas depuradoras tan significativas como México DF (la mas grande del mundo), Lima y Arequipa (Perú), Medellín (Colombia), S. José en Costa Rica, El Cairo (Egipto) y otras en Emiratos, Brasil, Polonia, Portugal, Este de Europa, Irlanda, etc.

La decidida apuesta por el mercado internacional está además permitiendo y comprometiendo al sector empresarial a emprender la senda de la innovación tecnológica, siguiendo la

apuesta y la iniciativa de la European Water Partnership impulsada por la Comisión Europea para hacer que las empresas europeas y por tanto las españolas puedan ser competitivas mas allá del 2.020, tanto en tecnología como en la prestación de servicios de gestión del agua ante las empresas de otros países emergentes. Las empresas españolas están hoy presentes en más de 30 países.

8. RESUMEN FINAL

Hace tres décadas, cuando el CEDEX decide fomentar la formación en materia de depuración de aguas residuales había un número muy reducido de plantas depuradoras en España.

A pesar de diversos intentos por parte de la Administración hidráulica para que la depuración fuera una práctica más frecuente solo se pueden referir casos aislados como Baleares y Costa Brava, por motivos de interés turístico, o Madrid, Alicante, Valencia, Sevilla, etc. lo que se debía más al empeño de los entonces responsables municipales de mejorar la calidad de las aguas que por imperativo legal.

Nadie sabía muy bien como acometer de forma adecuada la operación de una depuradora y no era fácil gestionar los fangos producidos, así que se acometieron plantas de depuración que pronto dejaron de funcionar, por desconocimiento o, sobre todo, por los costes que suponía su mantenimiento para los entes locales.

Pero es oportuno recordar los hitos que hicieron posible cambiar la situación de la depuración en España.

La Ley de Aguas aprobada en 1985, que coincidió prácticamente con la incorporación de España a la CEE en Enero de 1986, y la aprobación de la Directiva europea 91/271 sobre depuración de aguas residuales.

La Ley de Aguas dio una nueva visión sobre la importancia que dentro del binomio **calidad/cantidad** empezaba a tener el primero de los términos como pieza clave en la gestión de los recursos hídricos, al establecer mecanismos de gestión y control de los vertidos contaminantes.



FIGURA 11. EDAR de Benalmádena.

La Directiva por su parte permitió un cambio en la vieja estrategia de control de calidad del agua al obligar a todas las aglomeraciones urbanas a tener depuración sí o sí. De esta manera España empezaría a corregir el gran déficit que venía arrastrando en materia de depuración.

A partir de ese momento se traza una hoja de ruta que, con la participación de todas las Administraciones concernidas, permitió no solo la aprobación de un Plan Nacional de Depuración sino su desarrollo en forma tal que se constru-

yen del orden de mil instalaciones, alcanzando un nivel de cobertura del 80% y duplicando la población conectada a sistemas de saneamiento en tan sólo una década.

Posteriormente se aprobó la Directiva Marco del Agua (DMA) y más tarde un Plan Nacional de Calidad, cuyo plazo de terminación está previsto para 2015, elementos clave para alcanzar el cumplimiento total de las normas comunitarias pero sobre todo para la mejora definitiva de la calidad de todas nuestras masas de agua.



FIGURA 12. EDAR de Algeciras.

Hoy estamos en un nivel comparable a los países que conforman la UE, estando en la media en relación con los sistemas de depuración convencionales aunque por debajo en lo que se refiere a las zonas sensibles y también a las pequeñas y medianas aglomeraciones, que es hacia donde deberán dirigirse los esfuerzos en los próximos años.

En el futuro inmediato, dos son los aspectos sobre los que se deberá reflexionar:

La aplicación de nuevas tecnologías que impliquen menos costes energéticos, que sean más amigables con el entorno, que generen menos residuos, etc.

Un cambio en el modelo de financiación, con mayor protagonismo de los cánones de saneamiento y tarifas de agua que será necesario revisar. En definitiva un modelo que cumpla con el principio de recuperación de costes.

CRONOLOGÍA

ANTES DE 1985

- Clasificación ríos
- Recomendaciones CEDEX

1985 LEY DE AGUAS

- Control de vertido mediante autorización
- Estrategia de acuerdo con Plan Hidrológico (PH)
- Canon de vertido

1986 INCORPORACIÓN CEE

- Directivas de Objetivos de Calidad (OCC)
- Estrategia según usos del agua

1991 DIRECTIVA 91/271

- Estrategia normas de emisión

1995 PLAN NACIONAL DEPURACIÓN

- Diagnóstico situación

- Evaluación necesidades a nivel nacional
- Depuración para cumplimiento Directiva

2000 DMA

- Protección ecosistemas
- Recuperación costes

2006 PLAN NACIONAL CALIDAD DE LAS AGUAS

- Mejora y ampliación sistemas depuración
- Adaptación a nuevas exigencias ambientales.

2007 DECRETO RÉGIMEN JURÍDICO DE REUTILIZACIÓN

- Criterios de calidad según usos

2012 PLAN REUTILIZACIÓN AGUAS DEPURADAS

- Capacidad prevista de regeneración de aguas depuradas estimada en 1.000 hm³/año.



MONTAJES ELÉCTRICOS INDUSTRIALES TÉCNICAS DE AUTOMATIZACIÓN

❖ MEITA ES UNA EMPRESA ESPECIALIZADA EN:

- Ingeniería, desarrollo y ejecución de instalaciones eléctricas de alta y media tensión.
- Ingeniería, desarrollo y ejecución de instalaciones eléctricas de baja tensión en sector industrial y terciario (estaciones de bombeo, estaciones depuradoras de aguas residuales, desaladoras de agua de mar, industrias vinícolas, industrias mineras, energéticas, ...).
- Ingeniería, desarrollo y ejecución de cuadros eléctricos y centros de control de motores en media y baja tensión.
- Ingeniería, desarrollo y ejecución de instalaciones eléctricas de edificios singulares.
- Diseño, desarrollo e implementación de sistemas de control industrial.
- Diseño, desarrollo e implementación de comunicaciones industriales y terciarias.
- Diseño, desarrollo y ejecución de instalaciones de aire acondicionado y calefacción.
- Servicios integrales de mantenimiento predictivo y preventivo, en las áreas de desarrollo arriba expresadas.
- Estudios de eficiencia energética (industriales, terciarios, alumbrados exteriores según Real Decreto 1890/2008, ...).
- Diseño, desarrollo y ejecución de instalaciones de energías renovables (plantas solares fotovoltaicas, plantas eólicas...).

❖ MEITA HA COLABORADO EN EL DISEÑO Y EJECUCIÓN DE LA INSTALACIÓN ELÉCTRICA DE LAS SIGUIENTES PLANTAS, ENTRE OTRAS:

- DESALADORAS

• IDAM ÁGUILAS (Murcia) • IDAM VALDELENTISCO (Cartagena-Murcia) • IDAM TORREVIEJA (Alicante) • IDAM ALICANTE • IDAM CEUTA • IDAM MELILLA • IDAM SANT ANTONIO DE PORTMANY (Ibiza)

- POTABILIZADORAS

• ETAP VALMAYOR (Madrid) • ETAP SESEÑA (Toledo) • ETAP HELLÍN (Albacete) • ETAP LA LLAGOSTA (Barcelona) • ETAP VILLAZUL (Córdoba) • ETAP MELILLA • ETAP LEPE (Huelva) • ETAP EL BODONAL (Madrid)

- DEPURADORAS

• EDAR ARROYO CULEBRO CUENCA BAJA-MEDIA y CUENCA ALTA (Madrid) • EDAR GUADALAJARA • EDAR GAVÁ VILADECANS (Barcelona) • EDAR GUADALHORCE (Málaga) • EDAR ARENALES DEL SOL (Elche-Alicante) • EDAR LA RANILLA (Sevilla) • EDAR BEJAR (Salamanca) • EDAR GUADALETE (Jerez-Cádiz) • EDAR LA GOLONDRINA (Córdoba) • EDAR MARISMAS DEL ODIEL (Punta Umbria-Huelva) • EDAR CHIPIONA (Cádiz) • EDAR COPERO (Sevilla) • EDAR MAIRENA (Sevilla) • EDAR PLAZA (Zaragoza) • EDAR PULPI (Almería) • EDAR RONDA (Málaga)

- ESTACIONES DE BOMBEO

• SAN JUAN DE AZNALFARACHE (Sevilla) • LOS PALACIOS I y II (Sevilla) • ROTA (Cádiz)

- PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS EN TERMOSOLARES

• SOLABEN 2 y 3 (Logroño - Cáceres) • HELIOS 1 y 2 (Arenas de San Juan - Ciudad Real) • MORÓN (Morón de la Frontera - Sevilla)

Avances en el diseño y la operación de los biorreactores de membrana: La experiencia española

RAQUEL IGLESIAS ESTEBAN (*), ENRIQUE ORTEGA DE MIGUEL (**), MARÍA ADELA MARTÍNEZ TARIFA (***), PEDRO SIMÓN ANDREU (****), LUCAS MORAGAS BOUYAT (****), EMILIA GARCÍA FERNÁNDEZ (*****), JORDI ROBUSTÉ CARTRÓ (******) e IGNASI RODRÍGUEZ-RODA LAYRET (******)

RESUMEN Un biorreactor de membranas (MBR) es una modificación del proceso de fangos activos convencional (FAC) donde se sustituye la decantación secundaria por un sistema de membranas de ultra (UF) o microfiltración (MF) de baja presión, obteniéndose un efluente prácticamente libre de sólidos en suspensión y microorganismos. Desde la primera instalación de MBR en el 2002, el número y capacidad de este tipo de sistemas ha incrementado de forma exponencial, motivados por la buena calidad del efluente, que permite la reutilización directa y el vertido en zonas sensibles, la compacidad y automatización del sistema y la posibilidad de remodelar depuradoras que, con el tiempo, no alcanzan los niveles de calidad exigidos. España contaba en 2011 con 45 sistemas MBR en funcionamiento para el tratamiento de aguas residuales urbanas que junto a futuros proyectos supondrán en el 2014 una capacidad total de tratamiento de unos 90 hm³ al año. Actualmente, tanto entidades públicas como privadas, consideran a los MBR una alternativa más de depuración, no sin antes haber pasado por un complejo periodo de aprendizaje que ha permitido conocer y mejorar la explotación y el diseño de estos sistemas. Dentro de las mejoras realizadas, la eficiencia energética es un factor en continuo desarrollo. Los avances en el control del ensuciamiento de las membranas a través de mejores diseños de los sistemas de membranas en cuanto a materiales, disposición de los módulos dentro del bastidor y sobre todo, en el tipo de aireación y frecuencia de la misma, han supuesto alcanzar consumos más competitivos frente a otros sistemas de tratamiento más habituales. Los avances en la operación y el diseño de estos sistemas están siendo recogidos en una Guía para la implantación de MBR coordinada por el CEDEX, en la que participan los principales gestores y operadores de este tipo de sistemas en España, cuyos trabajos previos constituyen la base de este artículo.

MEMBRANE BIOREACTORS DESIGN AND OPERATION IMPROVEMENTS: THE SPANISH EXPERIENCE

ABSTRACT A Membrane BioReactor (MBR) is a modification of a conventional activated sludge (CAS) plant where the secondary settling is replaced by a low pressure ultrafiltration (UF) or microfiltration (MF) membrane separation process, in order to obtain an effluent almost free of suspended solids and microorganisms. Since the first MBR installation in 2002, the number and capacity of these systems have exponentially increased in Spain, driven by the high quality of the effluent which allows direct reuse and discharge into environmentally sensitive areas, the compactness and automation of these plants and the possibility of upgrading existing wastewater treatment plants (WWTP) which no longer reach the required effluent quality levels. There were 45 operating MBR systems in 2011 and the total municipal wastewater treatment capacity by this type of plants will be about 90 hm³ in 2014 when the current projects have been implemented. Today, Spanish public and private wastewater management agencies consider MBR plants as an alternative of treatment but first they had to face a complex learning period to operate and design this kind of system. A significant progress has been made over the last years, but especially energy efficiency responds to the challenge of continuous improvement. Membrane fouling control consumes most of the energy involved in the process, therefore, antifouling materials and better membrane air-scour systems that allow the frequency and intensity of air flow to be controlled in realtime, are being investigated. This brings MBR closer to the CAS process in terms of energy efficiency. Breakthroughs in the design and operation of MBR plants are being collected in a guide for the implementation of MBR led by CEDEX, in which the main managers and operators are involved. This paper presents some of these improvements.

Palabras clave: MBR, Aguas residuales, Operación, Recomendaciones de diseño.

Keywords: MBR, Wastewater treatment, Operation, Design, Guidelines.

(*) MSc Ingeniera agrónomo. Directora de programa. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Área de Tecnología del Agua. C/ Paseo Bajo Virgen del Puerto 3, 28005. Madrid. E-mail: raquel.iglesias@cedex.es

(**) Ingeniero Técnico industrial. Director de programa. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Área de Tecnología del Agua. C/ Paseo Bajo Virgen del Puerto 3, 28005. Madrid. E-mail: enrique.ortega@cedex.es

(***) MSc Ingeniera Química. Técnico I+D. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Área de Tecnología del Agua. C/ Paseo Bajo Virgen del Puerto 3, 28005. Madrid. E-mail: adela.martinez@cedex.es

(****) Ingeniero Industrial. Director Técnico ESAMUR. Entidad Regional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de la Región de Murcia. E-mail: pedro.simon@esamur.es

(*****) Ingeniero Industrial. Jefe del Departamento de Gestión de Acometidas. Agencia Catalana del Agua (ACA). E-mail: amoragas@gencat.cat

(******) Ingeniera Química. Jefe de unidad del Departamento de Explotación de Sistemas de Saneamiento. Agencia Catalana del Agua (ACA). E-mail: ebgarcia@gencat.cat

(******) Dr. Ciencias químicas. Jefe de unidad del Departamento de Explotación de Sistemas de Saneamiento. Agencia Catalana del Agua (ACA). E-mail: jrobuste@gencat.cat

(******) Dr. Ingeniero Industrial. Catedrático de Ingeniería Química, Universitat de Girona. Responsable del Área de Tecnologías y Evaluación del ICRA. Instituto Catalán de Investigación del Agua (ICRA) y LEQUiA - Universidad de Girona (UdG). E-mail: irodriguez@icra.cat

1. INTRODUCCIÓN

Un biorreactor de membranas (MBR) es una modificación del proceso convencional de fangos activos (FAC) donde la separación del fango del agua tratada se realiza mediante una filtración con membranas en vez de un decantador.

El uso de membranas elimina los problemas de decantabilidad del fango frecuentes en los procesos FAC, permitiendo trabajar a concentraciones elevadas de sólidos en el licor mezcla (MLSS), hasta 18 g L^{-1} (Judd, 2006) (CWA 15897, 2008), y con edades del fango (θ_c) superiores a los 15 días, lo que se traduce en un ahorro sustancial de espacio pero con un mayor coste energético debido fundamentalmente a la disminución de la transferencia de oxígeno en el reactor biológico y al aire necesario para realizar la limpieza del sistema de membranas.

Existen tres tipos de membranas: de placa plana (PP), de fibra hueca (FH) y tubulares (Figura 1), con pasos de UF o MF. Las primeras trabajan sumergidas mientras que las tubulares son todas externas.

En España todos los sistemas de MBR para el tratamiento de aguas residuales urbanas son sumergidos, es decir, las membranas están dentro del licor mezcla frente a los externos que tienen los módulos de membrana fuera del reactor biológico.

El diagrama de flujo más habitual es el presentado en la Figura 2, consistente en un sistema sumergido no integrado, donde las membranas están ubicadas en un tanque aparte del reactor biológico. El proceso de filtración de las membranas se realiza mediante bombas de aspiración. La diferencia de presión que se crea entre uno y otro lado de la membranas durante el filtrado es la presión transmembrana (PTM) que en este tipo de sistemas está entre 0,03-0,3 bar y el caudal que

atraviesa las mismas, denominado flujo (F), se encuentra entre 18 y $30 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en función del tipo de membrana.

Las membranas precisan de un sistema de aireación propio con caudales de aire entre $0,3-0,6 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ por m^2 de membrana y de una recirculación (Qr) externa que permita mantener las concentraciones adecuadas dentro de la zona de membranas.

Respecto a un tratamiento convencional, un MBR precisa de un mejor control de los caudales a tratar y un pretratamiento más completo para proteger y garantizar el buen funcionamiento de las membranas. Estos requerimientos, junto al coste de las membranas y el mayor consumo energético, proporcionan un sistema de depuración más costoso en implantación y explotación pero con calidad de agua suficiente para ser reutilizada en prácticamente todos los usos citados en el Real Decreto 1620/2007 o poder alimentar directamente tratamientos como la ósmosis inversa (Tabla1).

Parámetro	Rangos
Sólidos en Suspensión (mg L^{-1})	1-5
Turbidez (NTU)	0,5-1
<i>E.coli</i> (ufc 100mL^{-1})	10-100
Virus (Ulog eliminadas)	3-6
Silt Density Index (SDI)	2-4

TABLA 1. Calidades del efluente tratado por un sistema de MBR según casas comerciales.



FIGURA 1. Ejemplos de configuraciones y módulos de membrana. De izquierda a derecha: Placa plana, fibra hueca (sumergidas) y tubular (externa).

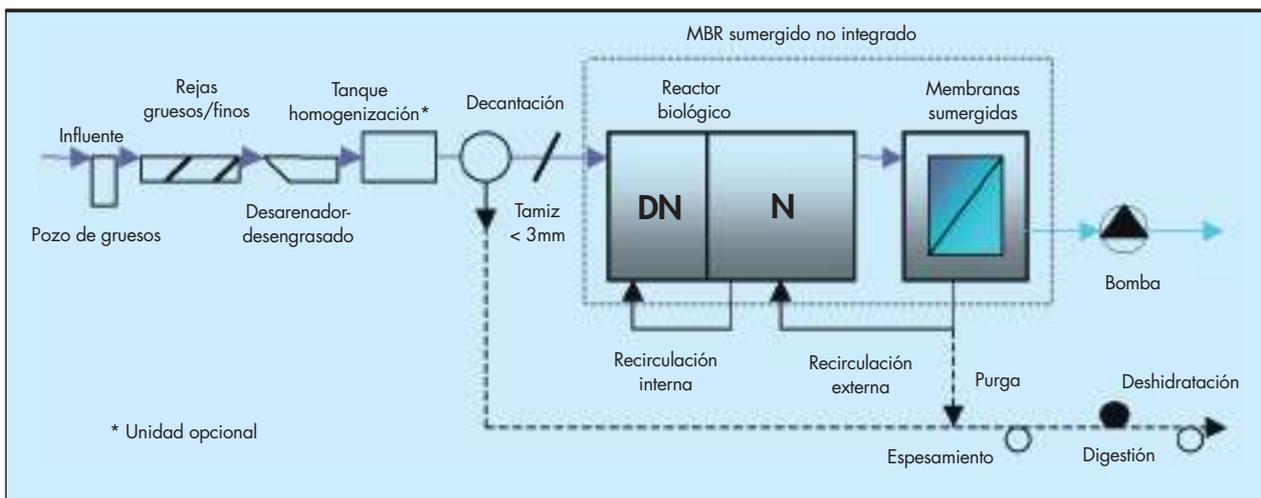


FIGURA 2. Diagrama de flujo de un MBR sumergido no integrado y con eliminación biológica de nitrógeno (N-DN).

En estos momentos la optimización del proceso respecto al consumo energético y al control del ensuciamiento de las membranas constituyen las principales líneas de desarrollo e investigación. En los últimos años han salido al mercado modelos que cuentan con materiales más resistentes y menos vulnerables al ensuciamiento, sistemas de limpieza que permiten aireación intermitente e incluso mecánica, o diseños que ofrecen flujos más elevados y mejoras en la estabilidad mecánica del sistema.

2. EVOLUCIÓN DE LOS MBR EN ESPAÑA

En España el uso de MBR para el tratamiento de aguas residuales urbanas se ha extendido significativamente en los últimos cinco años.

Este tipo de instalaciones se han implantado en la mayoría de los casos para verter en zonas de elevada sensibilidad ambiental (cerca de captaciones de agua potable, ríos con alto valor ecológico o recuperación de acuíferos), depuración en áreas

con grandes limitaciones de espacio o por la posibilidad de reutilizar el efluente en zonas con escasos recursos hídricos.

Los MBR permiten además ampliar la capacidad de tratamiento de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) que, con el tiempo, no dan los estándares de calidad requeridos para vertido. Este hecho ha sido valorado en algunos casos frente a otros sistemas como los lechos móviles (MBBR) o los biofiltros que también permiten hacer este tipo de remodelaciones en espacios reducidos pero que no proporcionan un efluente de tanta calidad.

En 2011 había 45 MBR en funcionamiento con una capacidad total de tratamiento de $64,6 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, tal y como muestra la Figura 3. La primera instalación española de MBR se realizó en Lanzarote en el 2002, y desde entonces hay unas 55 plantas, entre proyectadas, construidas y en funcionamiento, que proporcionarán una capacidad total de tratamiento de unos $90 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ en 2014, distribuidas principalmente en el arco mediterráneo y el archipiélago canario.

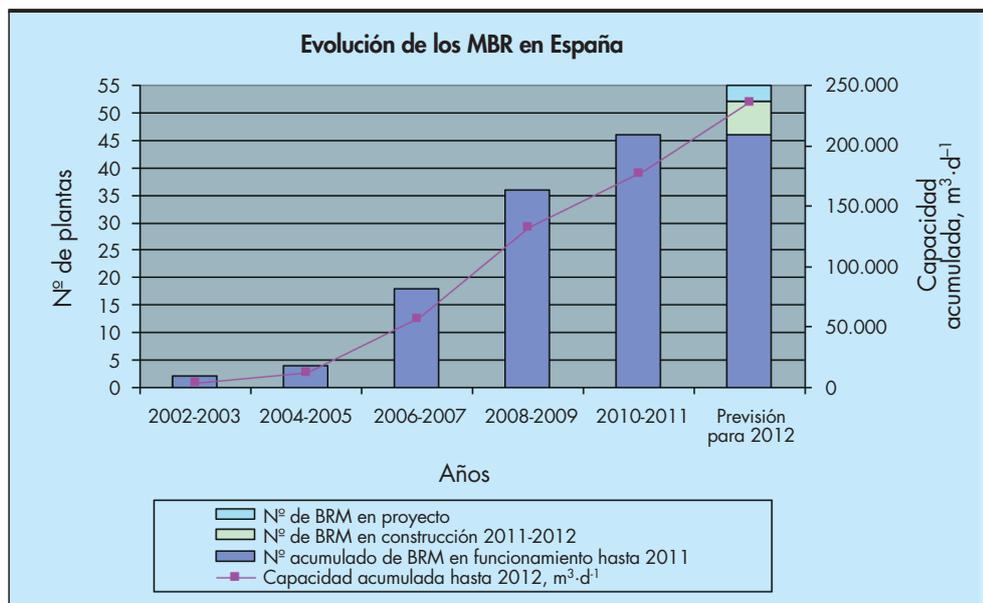


FIGURA 3. Evolución de los MBR en España: número de plantas y capacidad.

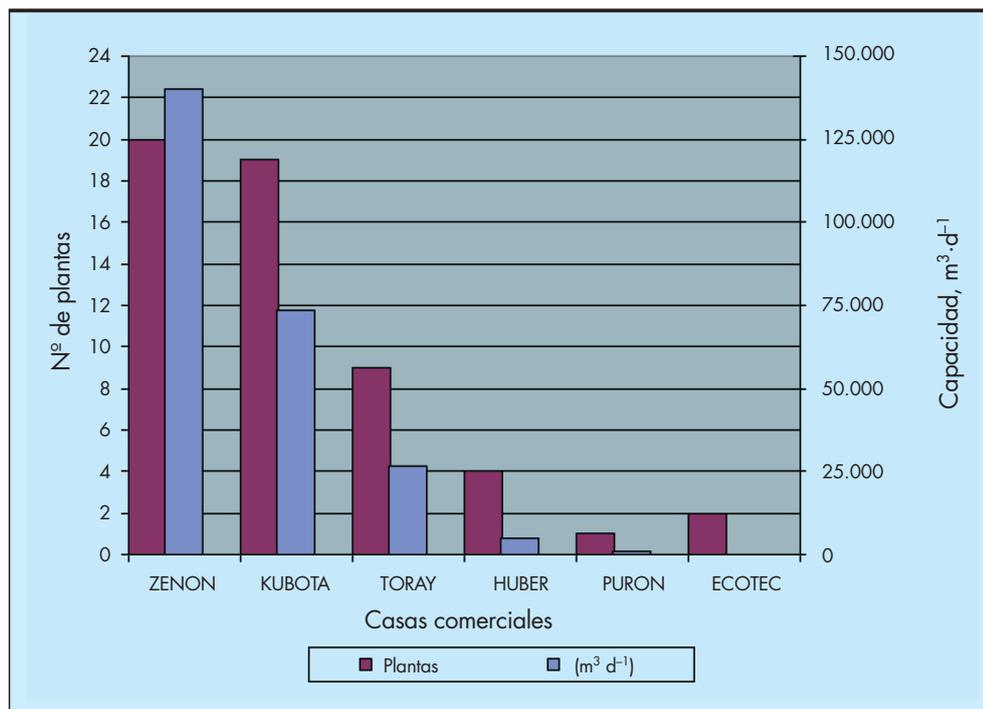


FIGURA 4. Capacidad y nº de instalaciones de MBR por casas comerciales en España. Fuente: Elaboración propia, CEDEX 2012.

En el 2006 los MBR españoles tenían un tamaño medio por debajo de los $5.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ mientras que en 2012 se cuenta con plantas por encima de los $20.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

El incremento producido, tanto de la capacidad de tratamiento como del número de instalaciones, se justifica por el aumento de la confianza en esta tecnología, el abaratamiento de las membranas y los menores gastos energéticos, debido a la mejora de los diseños de los sistemas de membrana y a la optimización del proceso.

Las casas comerciales con mayor número de instalaciones en España son GE Zenon con membrana de FH y Kubota de PP, que supone el 70% del total de las instalaciones. Les siguen otras compañías como Toray, Huber, Ecotec y Koch-Puron que también cuentan con instalaciones en funcionamiento (Figura 4), y otras empresas como Siemens o Alfa Laval que empiezan a estar presentes en los proyectos de licitación.

A continuación se resumen algunos avances significativos en la operación y en el diseño de los MBR. Dichos avances están siendo recogidos en una Guía para la implantación de MBR cuyos trabajos previos constituyen la base de este artículo.

3. DIEZ AÑOS DE EXPERIENCIA EN LA OPERACION DE MBR

En 2012 se cumplen diez años de la primera instalación de MBR en España, y desde entonces, los gestores y operadores han acumulado una valiosa experiencia en la operación de este tipo de instalaciones, consiguiendo optimizar el proceso aún estando en muchas ocasiones fuera de los rangos de funcionamiento previstos en el diseño.

El desconocimiento inicial en determinados aspectos de la operación, la falta de apoyo en algunas ocasiones por parte de las casas comerciales, así como problemas con el diseño de algunos elementos, llevaron a una gran desconfianza inicial respecto a las potencialidades de este sistema de depuración. Esta desconfianza se ha ido diluyendo con el paso de los años y actualmente es considerado como un sistema de depuración más con ciertas particularidades en la operación y el control.

Los gestores y operadores de MBR españoles han tenido un papel fundamental en las mejoras que las distintas casas comerciales han ido incorporando tanto en el diseño de sus módulos como en los modos de operar con los mismos.

En este apartado se recogen algunos de los avances conseguidos en la operación de MBR en base a la experiencia de los autores de este artículo, centrándose principalmente en instalaciones con membranas de las casas comerciales Zenon y Kubota, aunque muchas de las recomendaciones que aquí se presentan son de aplicación a otros sistemas de membranas tanto de FH como de PP.

3.1. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA DE ENTRADA

En cualquier instalación de depuración es importante que el influente sea adecuado para ser tratado por la EDAR. Esto si cabe es más importante en los MBR puesto que comporta los mismos problemas que un FAC sobre tóxicos e inhibidores en el proceso biológico, pero además, hay ciertos productos que son dañinos para las membranas, como los hidrocarburos, acetonas o disolventes.

La tipología exacta y la concentración de los compuestos que pueden ser perjudiciales para las membranas no siempre es conocida, y las casas comerciales no dan información detallada al respecto, por lo que es importante llevar a cabo una analítica previa del tipo de compuestos que contiene el agua residual a tratar, realizar controles frecuentes e incluso prever depósitos para derivar algún vertido puntual. Este aspecto es fundamental y puede limitar el uso de esta tecnología.

3.2. ESTRATEGIAS DE OPERACIÓN HIDRÁULICA

Para definir la estrategia de operación se debe elegir la variable que regulará el funcionamiento de la bomba de permeado, determinando el caudal a aspirar y el modo de funcionamiento. Los sistemas que suelen utilizarse son: 1) trabajar a flujo constante, 2) a PTM constante, 3) en función del caudal de llegada a planta y 4) para instalaciones pequeñas, trabajar como si la cuba de filtración fuera un bombeo.

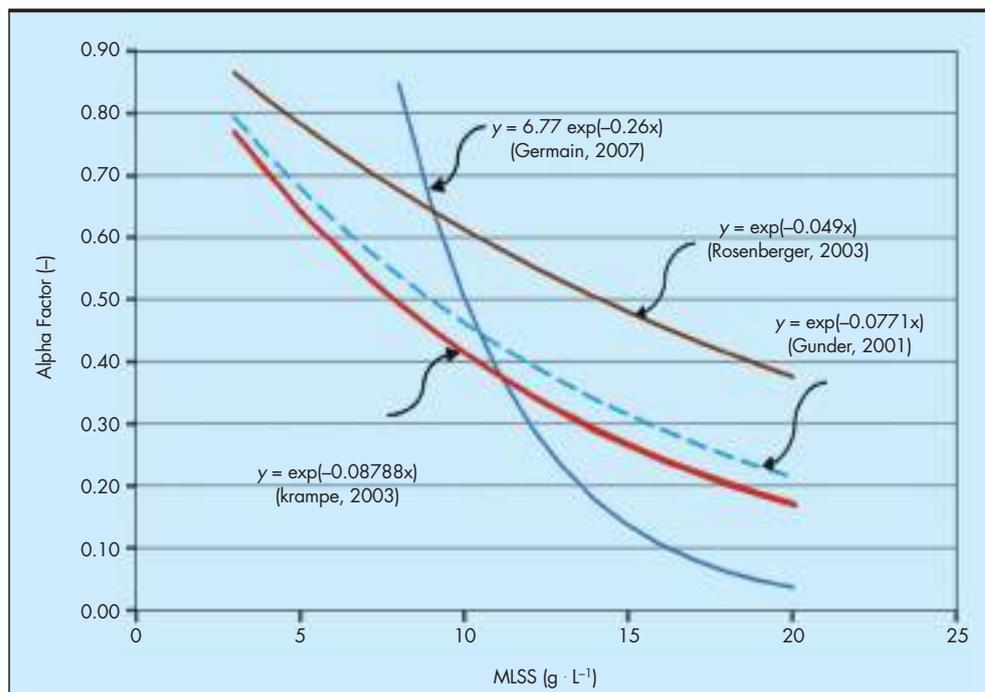


FIGURA 5. Influencia de los MLSS en el factor alfa. Fuente: www.onlinembr.info.

La determinación del flujo de trabajo es una decisión clave dentro de la operación de los MBR. Esta elección va a afectar directamente a la vida útil de las membranas, ya que a mayor flujo mayor será el ensuciamiento, y por tanto, será necesario aumentar el número de limpiezas químicas y los caudales de aireación de la limpieza física con el consiguiente aumento del gasto energético.

Lo recomendable sería trabajar con la mínima superficie de membrana posible y a un flujo próximo al de diseño (habitualmente unos 25 L h⁻¹ m⁻²). Para conseguir este equilibrio entre eficiencia energética del proceso y el ensuciamiento de las membranas, hay que tener una planta que permita el reparto de caudales diarios y estacionales entre las distintas líneas donde se ubican las membranas, ajustando convenientemente la parada y entrada en funcionamiento de las distintas unidades funcionales o bastidores de membranas que componen estas líneas.

3.3. PARÁMETROS DEL PROCESO

Trabajar con concentraciones de MLSS elevadas en el reactor biológico penaliza significativamente el factor alfa y por tanto la transferencia de oxígeno lo que se traduce en un aumento del consumo energético del proceso. Esta tendencia se muestra en la Figura 5, donde se recogen los estudios realizados por diferentes autores sobre la influencia de los MLSS en el factor alfa. Es por este motivo que el rango de concentraciones de MLSS en el reactor biológico se ha situado entre 6 y 8 g L⁻¹ con recirculaciones desde el tanque de membranas de 3 a 5 veces el caudal medio de entrada

En general lo recomendado sería trabajar al mínimo de MLSS que el sistema admitiera, en función de la carga contaminante de entrada y la edad de fango adoptada para obtener el rendimiento de depuración deseado, con objeto de evitar concentraciones elevadas en el tanque de membranas y de prevenir una disminución de la permeabilidad tal y como muestra la Figura 6.

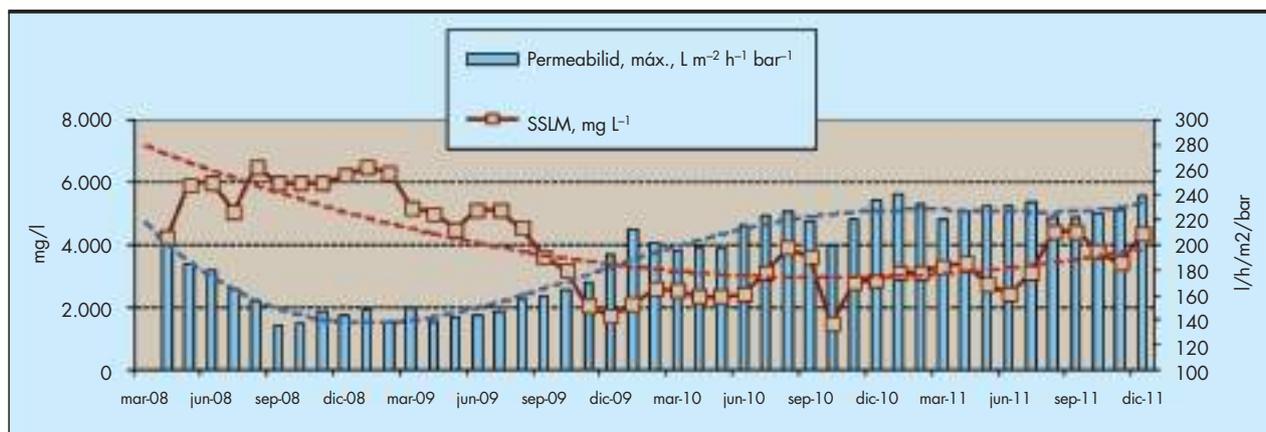


FIGURA 6. Influencia de los MLSS en la permeabilidad de las membranas (ESAMUR, 2011).



FIGURA 7. Tamices rotativos de malla de 2 mm en EDAR de Sabadell-Riu Sec, Cataluña.

Con los actuales rangos de funcionamiento de las plantas españolas, se consiguen efluentes con calidades similares a las indicadas por las casas comerciales (Tabla 1), así como producciones de fangos parecidas a un proceso de fangos activos en las mismas condiciones de trabajo. Además, la durabilidad de las membranas está siendo mayor a lo indicado por las casas comerciales, con plantas que superan los 8 años de funcionamiento sin haber tenido que sustituir las membranas por envejecimiento.

3.4. ENSUCIAMIENTO Y CONTROL DEL PROCESO

El ensuciamiento de las membranas se puede definir como la deposición de microorganismos, coloides, precipitados orgánicos (“fouling” orgánico) e inorgánicos (“scaling”) fundamentalmente por carbonato de calcio y sulfato de magnesio.

La primera medida para controlar el ensuciamiento de las membranas es instalar un tamizado previo al MBR de al menos 1 mm de paso para FH y 2 mm para PP (Figura 7).

En segundo lugar, para evitar que las membranas lleguen a alcanzar un ensuciamiento permanente, se deben seguir unos protocolos de limpieza, marcados por los fabricantes, y mantener caudales adecuados de aireación en función del flujo de operación. Además, dentro del ciclo de filtración las membranas de FH disponen de contralavado y las de PP de ciclos de re-

lajación donde no se filtra agua pero se mantiene la aireación. En función de la carga y el caudal a tratar hay plantas trabajando a 10 minutos de filtración y 30 segundos de contralavado, y otras con 16 minutos de filtración y 2 minutos de contralavado. El caudal de contralavado suele oscilar entre el caudal habitual de permeado y hasta un 150% de dicho valor.

En la Figura 8 se clasifican los principales puntos de control del proceso de filtración de un MBR (Ferrero et al, 2012).

En general las plantas españolas siguen los protocolos de limpieza química con frecuencias parecidas a las indicadas por los fabricantes, y en los últimos años han conseguido disminuir el caudal de aireación de las membranas de FH al funcionar con ciclos de aireación en discontinuo y periodos de parada de la aireación cada vez más dilatados en función de la concentración de MLSS que se tenga en el tanque de membranas.

Los sistemas de control existentes en MBR a escala real son muy sencillos y poco flexibles. Existe, sin embargo, un número significativo de patentes de las principales casa comerciales de membranas (Siemens, GE, IIT, Eimco, Polymem, Zenon, Kruger, Degremont), así como artículos de investigación que detallan distintas propuestas de control, principalmente encaminadas a reducir el consumo energético del proceso. Aunque la tendencia de futuro es la de integrar biología y filtración (Monclús, 2011), todavía se controla de un modo independiente ambos procesos.

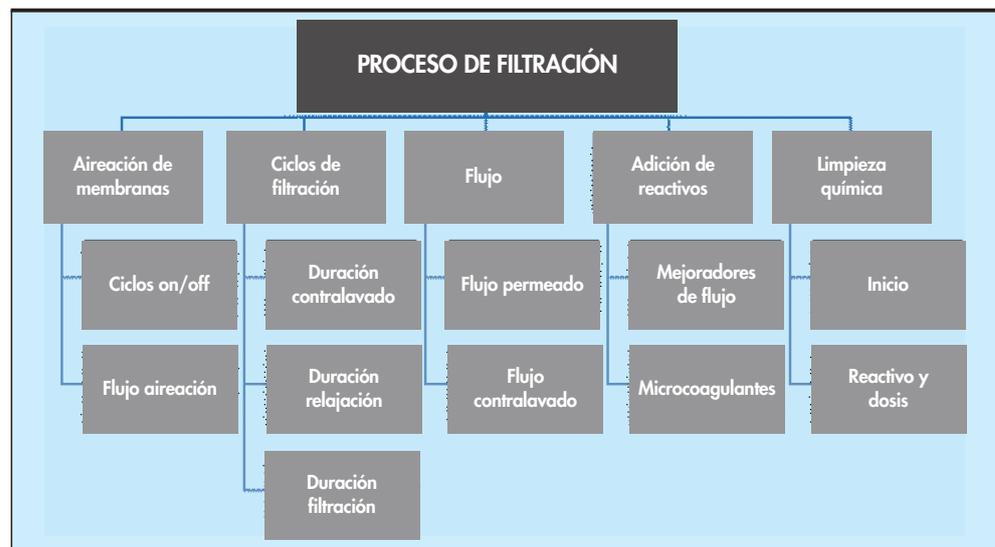


FIGURA 8. Puntos de control del proceso de filtración de un MBR (Ferrero et al, 2012).

	Fibra Hueca			Placa Plana		
	San Pedro	Calasparra	Vallvidrera	Mar Menor	Hacienda Riquelme	Riells i Viabrea
Caudal diseño (m ³ ·d ⁻¹)	20.000	2.000	1.100	1.880	1.575	2.160
Caudal real (m ³ ·d ⁻¹)	8.500	1.793	850	700	279	1.116
Nº de líneas	4	1	2	2	2	2
MLSS biológico (g·L ⁻¹)	3,25	5,43	7,3	10	9,85	8,8
% Recirculación	300	400	300	90	180	140
Edad fango (días)	43	38	16	40	> 50	13
CONSUMO TOTAL EDAR (kWh·kg DBO eliminado ⁻¹)	3,9	1,7	7,05	12,7	16,4	5,9
CONSUMO TOTAL EDAR (kWh·m ³)	0,75	0,98	1,13	1,27	1,64	0,69

TABLA 2. Parámetros de funcionamiento y consumos energéticos de MBR españoles, 2011.

3.5. AVANCES EN LA EFICIENCIA ENERGÉTICA DEL PROCESO

El consumo energético de un MBR es 1,5-2 veces superior a un proceso de fangos activos en aireación prolongada lo que supone una de las principales barreras a la hora de implantar este tipo de tecnología.

En la Tabla 2 se exponen los consumos de algunos MBR españoles con sistemas de membranas tanto de FH y PP en unas determinadas condiciones de funcionamiento.

La variabilidad de los datos se debe en primer lugar al tipo de membrana utilizada y en segundo lugar a los rangos de funcionamiento respecto a PTM, Qr, F, y sobre todo en MLSS tanto en el tanque de membranas como en el reactor biológico de cada una de las EDARs, lo que sin duda afecta al consumo energético, aparte de estar algunas plantas tratando caudales muy por debajo del de diseño. A estas circunstancias habría que añadir además la carga contaminante que reciben, el diseño de la planta (poca flexibilidad, soplantes sobredimensionadas, diferencias de cotas, etc.) y plantas con una línea en paralelo o parte de las instalaciones compartidas con otra tecnología de proceso.

Se observa que el elemento con más influencia energética son las soplantes de aireación de las membranas, que junto a la aireación necesaria para el proceso biológico supone más del 60% de la energía consumida por la totalidad de la EDAR.

En general todas estas plantas han ido reduciendo sus consumos energéticos por medio de alguna de las siguientes estrategias:

- Trabajar con concentraciones de MLSS lo más bajas posibles. Repartir la masa de sólidos necesarios en el sistema en varios reactores biológicos.
- Bajar el caudal de recirculación teniendo precaución de no alcanzar valores límite de concentración máxima de MLSS en el tanque de membranas.
- Trabajar con flujos lo más elevados posibles para poder parar alguno de los bastidores o líneas de filtración, siempre que exista posibilidad de regulación del aporte del aire de membrana y de aspiración del permeado. En caso de no existir esta posibilidad reducir el flujo en las líneas en funcionamiento.
- Ajustar los ciclos de aireación de las membranas, bajando el caudal en continuo cuando las cargas y la con-

centración de MLSS así lo permitan, o incluso haciendo ciclos discontinuos en membranas de FH.

- Funcionar por gravedad cuando la cota así lo permita. Aprovechar el desnivel entre la lámina de agua en la cuba de filtración y el punto de salida del agua permeada, regulando el caudal filtrado mediante una válvula automatizada. Esta posibilidad es factible aunque el control es más complicado.
- Evitar sobrepresiones por acumulación de aire en tuberías de permeado incorporando sistemas de extracción de aire.
- Aprovechar la sobresaturación de oxígeno del tanque de filtración descargando este caudal al principio de la zona óxica del reactor biológico.

3.6. PROBLEMAS DETECTADOS EN LA OPERACIÓN

Los problemas detectados en los MBR españoles tienen más que ver con fallos mecánicos en bombas, desajustes de válvu-



FIGURA 9. Rotura de membranas de FH.

Problemas	Consecuencias	Posibles soluciones
Acumulación de espumas.	<ul style="list-style-type: none"> - Desbordamiento del tanque. - Pérdida de sólidos. - Errores en medidas de MLSS. 	<ul style="list-style-type: none"> - Instalación de una bomba de extracción de fangos en exceso en la cuba de filtración y a media altura. - Variar la edad del fango θ_c. - Uso de antiespumantes sin base de silicona.
Contaminación bacteriológica del depósito de permeado	<ul style="list-style-type: none"> - Incumplimientos con la calidad establecida para el reuso. 	<ul style="list-style-type: none"> - Dosificación de hipoclorito en el depósito de permeado.
Entrada de oxígeno en la recirculación interna.	<ul style="list-style-type: none"> - Bajos rendimientos en la desnitrificación. 	<ul style="list-style-type: none"> - Instalar una doble recirculación: una externa desde tanque membranas a reactor óxico y otra desde éste al reactor anóxico.
Rotura de membranas (Figura 9).	<ul style="list-style-type: none"> - Pérdida de capacidad de filtración y calidad del efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> - Habilitar grúas y espacios acondicionados para una ocasional limpieza manual (Figura 10). - Controlar las presiones durante los contralavados y limpiezas químicas. - Cubiertas para proteger el tanque de membranas y reactor biológico.
Fallos en el equipamiento de control.	<ul style="list-style-type: none"> - Parada de la planta por alarma. 	<ul style="list-style-type: none"> - Permitir el control manual. - Programación accesible para usuario. - Flexibilidad en el diseño para poder operar con distintas líneas. - Duplicidad del sistema de control.
Acortamiento de fibras.	<ul style="list-style-type: none"> - Ensuciamiento de la membrana al reducirse la movilidad necesaria para su limpieza física. - Rotura de las fibras. 	<ul style="list-style-type: none"> - Control del acortamiento mediante dispositivos que permitan el acercamiento de los cabezales de anclaje cuando sea necesario.

TABLA 3. Problemas detectados en MBR españoles, consecuencias y posibles soluciones.



FIGURA 10. Izquierda: Ensuciamiento de membranas de FH; Derecha: Limpieza manual de membranas de FH.

las, fallos en el equipamiento de control e instrumentación, falta de duplicidad de equipos básicos, como compresores o bombas de vacío, etc., que con problemas de ensuciamiento de las membranas o de rotura de las mismas.

En la Tabla 3 se resumen algunos problemas específicos encontrados en MBR operados en España, las consecuencias que produjeron y la solución adoptada o que podría realizarse en plantas en circunstancias similares.

4. BUENAS PRÁCTICAS DE DISEÑO EN FUNCIÓN DE LA EXPERIENCIA ACUMULADA

En general el diseño de los MBR ha venido determinado por las casas comerciales que suministran los sistemas de filtración. Existen algunos manuales de diseño como el elaborado por la Water Environmental Federation (WEF, 2011), los publicados por S. Judd (2006 y 2011) o C. Brepols (2011) que dan los pasos básicos a seguir a la hora de plantearse el diseño de un MBR y que a continuación se exponen de forma resumida:

- Determinación de la configuración elegida para la eliminación simultánea de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno y fósforo).
- Cálculo del balance de materia para la eliminación de nutrientes, las recirculaciones y las fracciones de las zonas anóxicas y anaerobias.
- Determinación de la edad del fango de diseño, del caudal de purga y de la concentración de MLSS.
- Determinación de la máxima concentración de MLSS permitida en el tanque de membranas y del caudal de la recirculación externa.
- Cálculo de la concentración de MLSS en las diferentes zonas del biorreactor.
- Dimensionamiento de los respectivos volúmenes de los tanques.
- Verificación de las condiciones de proceso considerando los volúmenes reales, las capacidades de aireación, alcalinidad, etc.
- Dimensionamiento de la filtración con membranas y de los equipos periféricos (especialmente soplantes y equipos de limpieza).

Al margen de este dimensionamiento básico, que erróneamente muchas veces aún se realiza de un modo independiente entre el proceso biológico y la unidad de filtración, hay una serie de consideraciones generales producto de la experiencia de la operación de esta tecnología que deben tenerse en cuenta en esta fase inicial de diseño. A continuación se exponen de un modo sintético algunas de estas consideraciones:

4.1. INTEGRACIÓN DEL MBR CON LAS OTRAS UNIDADES DE LA EDAR

El diseño del MBR se debe llevar a cabo de un modo integrado con otras operaciones unitarias de la EDAR como son el pretratamiento, la decantación primaria, y el tratamiento posterior de lodos.

Los pretratamientos mecánicos necesarios para evitar problemas de ensuciamiento de las membranas por material fi-

broso tienden a ser cada vez más exigentes siendo en estos momentos lo recomendado una luz de paso de los tamices, entre 0,5 y 1 mm para membranas de FH y de 2 a 3 mm para membranas de PP. Asimismo, se considera muy importante poder disponer de un desarenador-desengrasador eficiente para evitar la posible rotura, la colmatación y el ensuciamiento excesivo de las membranas.

La presencia de decantación primaria tiene un impacto significativo sobre el diseño y la operación de los MBR. Aparte de las ventajas análogas a los sistemas convencionales de lodos activos (disminución de la carga orgánica, reducción de los costes de aireación y del volumen del tanque biológico, optimización de la producción de metano por digestión anaerobia), la decantación primaria evita la colmatación del microtamiz con sólidos en suspensión sedimentables. Como principales contrapartidas debemos considerar el espacio ocupado, la posible generación de olores, sus costes de construcción y la posible falta de materia orgánica para garantizar la posterior desnitrificación. Remarcar que los costes debidos a la aireación y la disminución de la carga repercutiría solamente sobre la aireación de la zona aerobia, ya que el aire requerido para la limpieza mecánica de las membranas seguiría siendo el mismo.

La literatura reporta ciertas particularidades de los lodos de un MBR respecto a los de sistemas de lodos activos convencionales, como serían su mayor concentración y viscosidad, la mayor presencia de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) o el menor tamaño medio de sus flóculos, y alerta del posible impacto en las unidades posteriores de tratamiento de lodos. No obstante, la experiencia existente en España no permite identificar impacto significativo alguno en el espesamiento de los mismos, ni en su digestión anaeróbica, ni en el consumo de reactivos para su deshidratación, por lo que el diseño de la línea de fangos de un MBR tendrá que tener las mismas consideraciones que para un FAC.

4.2. GESTIÓN HIDRAULICA

Otro aspecto básico a considerar durante la fase de diseño es el de garantizar la gestión óptima del caudal a tratar. Las membranas están diseñadas para trabajar a un flujo determinado de diseño, y alejarse del mismo provoca problemas de ensuciamiento, por ejemplo cuando se fuerza para absorber picos o periodos de lluvias, o unos costes excesivos cuando el ratio kW h m^{-3} se ve penalizado si la membrana trabaja a flujos menores al de diseño. Para evitar dicho problema el diseño de la EDAR debe permitir una cierta laminación del caudal que facilite el trabajo a flujo constante, bien sea mediante un tanque de laminación (Figura 12) o modificando el volumen del tanque biológico, aunque esta segunda opción puede repercutir sobre el rendimiento del sistema de aporte de oxígeno.



FIGURA 11. Vista general de la EDAR de San Pedro del Pinatar, Murcia.



FIGURA 12. Tanque de laminación de La Bisbal, Cataluña.

Por otro lado, a la hora de gestionar la EDAR es importante poder disponer de una cierta flexibilidad del sistema. Esto se puede lograr mediante la instalación de varias líneas de membranas diferenciadas, en el que se prevea la aspiración de agua tratada independiente y el dimensionamiento de la necesidad de aire a regular para una sola línea. De esta manera, se podrían parar o poner en marcha en función del caudal a tratar.

Una última tendencia para poder trabajar en el MBR con un flujo constante y cercano al de diseño es el de combinarlo con otras tecnologías que traten el agua en paralelo (FAC, decantación secundaria, IFAS, etc.) y que permitan una mayor flexibilidad del caudal a tratar. De este modo se puede derivar el agua del MBR a la otra línea en función de las necesidades globales de la EDAR. Este tipo de instalaciones se denominan plantas de configuración dual, y son habituales en el rediseño de plantas de gran capacidad.

4.3. EQUIPOS PERIFÉRICOS

El diseño de los equipos periféricos también presenta algunas particularidades que se deben tener en cuenta. Por ejemplo, configuraciones innovadoras utilizan bombas sumergibles de baja carga con el fin de minimizar los requerimientos energéticos de la recirculación de nutrientes. El permeado puede ser extraído a través de las membranas con bombas o por gravedad. La mejor configuración de cara al ahorro energético es la extracción por gravedad, pero para garantizar un correcto funcionamiento se necesita una concentración de licor mezcla suficientemente elevada para balancear posibles variaciones de caudal o el ensuciamiento biológico de las membranas.

Por otro lado, el diseño de los sistemas de aireación de los MBR es uno de los principales desafíos técnicos. El caudal de aire debe ser uniforme entre boquillas de modo que las membranas por encima de las toberas estén uniformemente aireadas. Por contra, se produce un ensuciamiento localizado de la membrana cuando el aire no es suficiente. Las áreas afectadas por la colmatación van aumentando ya que el flujo en las zonas que no están colmatadas debe aumentar para compensar la pérdida en el área de filtración. Dado que las tasas de ensuciamiento de la membrana son exponencialmente proporcionales al flujo, el ensuciamiento de la membrana se puede propagar rápidamente a toda la superficie de la membrana. Por lo tanto, mantener una aireación uniforme debajo de los módulos de membrana es crucial para la filtración de membrana estable.

Finalmente persisten problemas relacionados con la precisión con la cual se puede predecir la transferencia de oxígeno, para calcular el aire necesario para el proceso, ya que varía notablemente dependiendo de la disposición de los difusores, en base al flujo específico de aire por difusor, a la biología del fango, a la carga orgánica, etc. A su vez, la demanda bioquímica de oxígeno incluye un nivel significativo

de incertidumbre. Las ingenierías a menudo intentan obviar este problema combinando su know-how basado en sus experiencias a largo plazo. En casos prácticos, las incertidumbres en el cálculo de la demanda de oxígeno se cubren mediante varios factores de multiplicación y la redundancia de los equipos de aireación.

Con el objetivo buscar la mayor eficiencia energética en la futura planta, es importante flexibilizar y no sobredimensionar, que es una de las prácticas habituales que nos encontramos en las plantas actuales.

4.4. OTRAS CONSIDERACIONES

Resulta de suma importancia la instalación de deflectores (Figura 13) en la entrada a las líneas de membranas para evitar que se dañen los módulos instalados justo delante de la entrada.

Aunque la tecnología MBR se caracteriza por ocupar un espacio muy reducido, es recomendable disponer de una pequeña zona anexa al MBR para poder realizar pruebas externas o inspecciones visuales de los tanques y/o de los módulos. Otra consideración necesaria a la hora de instalar los tanques de membranas es la de facilitar la extracción de los módulos. Por este motivo se recomienda que el tanque de membranas se pueda destapar fácilmente y permita extraer fácilmente los casetes garantizando la seguridad de los operarios. Asimismo, se aconseja disponer de un puente grúa que permita levantar los bastidores de membranas con facilidad.

Finalmente, el sistema de membranas se debería diseñar con una superficie de membranas suficiente para acomodar el caudal punta diario con una línea de membranas no en uso. Además, el sistema de membranas debería tener un 10% de espacio adicional en cada uno de las líneas para poder instalar membranas en caso de que se necesitara un incremento de la superficie de filtración, en caso de aumento de caudal o en episodios de colmatación de las membranas.

5. OBSERVACIONES FINALES

Las estrategias llevadas a cabo para el control del ensuciamiento de las membranas a través de mejores diseños de los sistemas de membranas en cuanto a materiales, disposición de los módulos dentro del bastidor y sobre todo, en el tipo de aireación y frecuencia de la misma, han supuesto alcanzar consumos más competitivos frente a otros sistemas de tratamiento más habituales.

Los principales objetivos a conseguir, a corto o medio plazo, para mejorar la valoración de esta tecnología como alternativa a otros procesos de tratamiento convencionales son:

- Aumentar el grado de fiabilidad de las membranas. Al ser un sistema que basa la separación sólido-líquido en una barrera física (membranas) hay que tener en cuenta el riesgo que existe si esa barrera falla por mala operación, por deterioro, por colapso, etc.



FIGURA 13. Tanque de membranas EDAR Illescas, Toledo.

- Disminuir los costes de inversión y operación a través del abaratamiento de las membranas y mejora de la eficiencia energética del proceso.
- Aumentar la flexibilidad de los MBR para adaptarse mejor a los cambios de caudal.
- Diseños integrados donde se tengan en cuenta la influencia del proceso biológico sobre el sistema de membranas.
- Controles inteligentes que permitan ajustarse en tiempo real a las necesidades de caudal de aireación de las membranas, ajustar los parámetros de funcionamiento en función de la carga o los ciclos de operación (duración fija o en base a otros parámetros de los periodos de filtración, de contralavado y/o relajación).
- Establecer protocolos más específicos de las limpiezas químicas (periodos, dosis y reactivos) y de la adición de aditivos para la mejora de la filtrabilidad de los lodos y/o la disminución del ensuciamiento.

Los MBR son una alternativa frente a tratamientos de depuración convencionales cuando no se dispone de espacio y se tiene previsto reutilizar en usos recreativos, agrícolas o medioambientales. Esta tecnología ya empieza a mostrarse competitiva energéticamente respecto a un tratamiento compuesto por una EDAR convencional más un tratamiento de regeneración que incluya un tratamiento físico-químico, una filtración y una desinfección.

Los avances en la operación y el diseño de estos sistemas, algunos de los cuales han sido introducidos en este artículo, están siendo recogidos en una Guía para la implantación de MBR

coordinada por el CEDEX en la que participan los principales gestores y operadores de este tipo de sistemas en España.

6. BIBLIOGRAFÍA

Brepols C. (2011). Operating large scale membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. IWA publishing. CWA 15897:2008 (2008). Submerged membrane bioreactor (MBR) technology, CEN.

Ferrero G., Rodríguez-Roda I., Comas J. (2012). Automatic control systems for submerged membrane bioreactors: a state-of-the-art review. *Water Research*, 46 (11), 3421-3433.

ESAMUR, 2011. Estudio sobre influencia de los MLSS en la permeabilidad de las membranas.

Judd, S. (2006). *The MBR Book, Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*, Elsevier, Oxford, UK.

Judd, S. (2011). *The MBR Book, Second Edition: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*

Monclús, H. (2011). Development of a decision support system for the integrated control of membrane bioreactors. Tesis doctoral, Universidad de Girona (www.colmatar.es).

Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

WEF, 2001. *Membrane Bioreactors Manual of Practice N36*. Water Environmental Federation.

www.onlinembr.info. Fecha de consulta: Noviembre 2012.

APORTAMOS PUREZA A TODO LO QUE HACE

En los últimos 50 años, la filtración con membranas ha surgido como la tecnología líder para todo tipo de tratamiento de aguas. Koch Membrane Systems (KMS) ha estado al frente del desarrollo.

Nuestros ingenieros pueden ayudarle a diseñar soluciones que le permitan obtener los requerimientos, ya sea para la ampliación de una planta existente o un proyecto nuevo.

- » Membranas **PURON®** para MBR y aplicaciones con alto contenido en sólidos.
- » Cartuchos de membrana de fibra hueca **TARGA™ II** para aguas limpias y seguras.
- » OI de **FLUID SYSTEMS TFC™** para membranas espirales de aguas de mar y salobre.

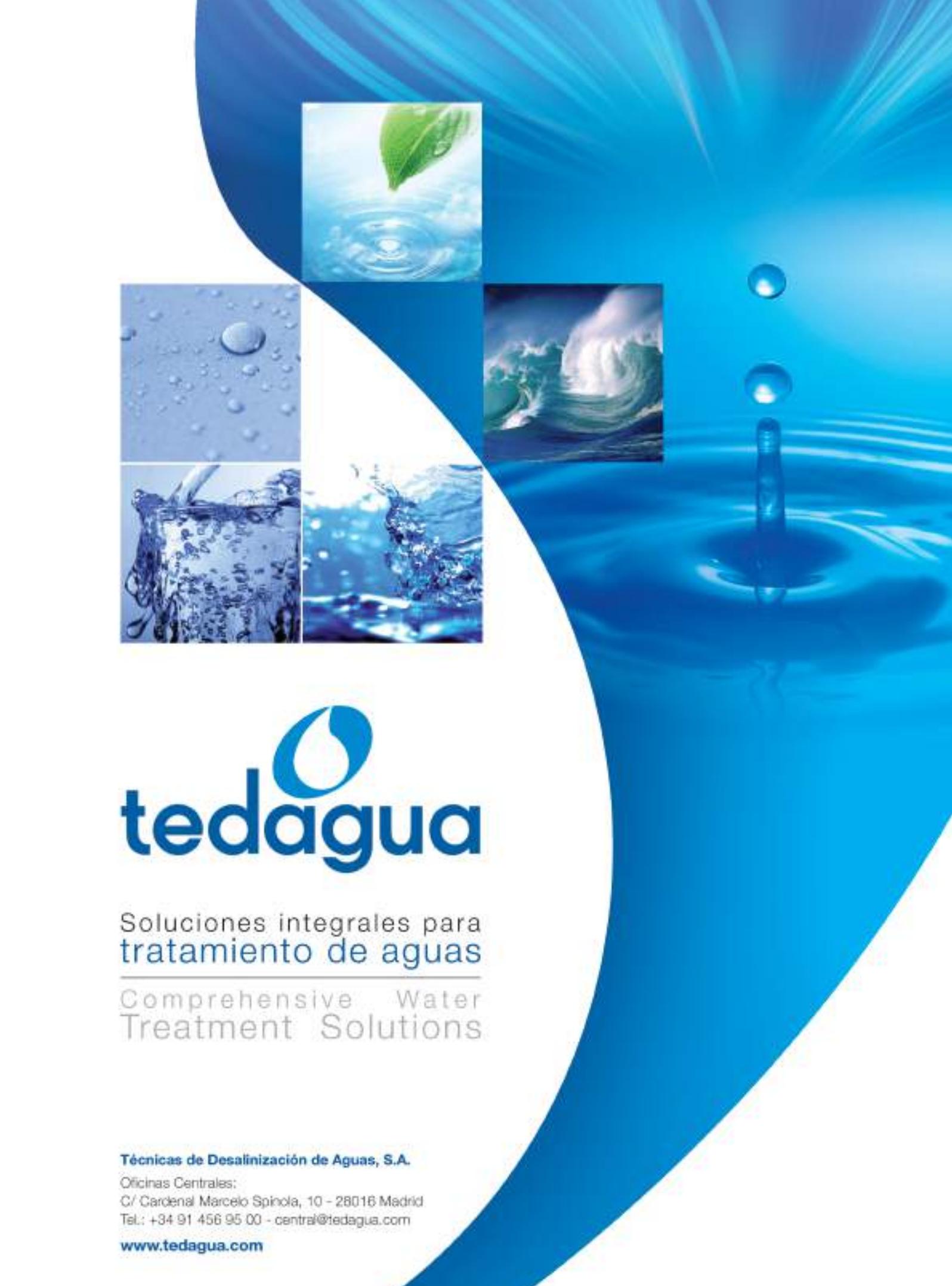


Su línea directa con KMS en España



Matias Amor
Regional Sales Manager Iberia
Water & Wastewater
Tel.: +34 91 7454386
AmorM@kochmembrane.com

www.kochmembrane.com



tedagua

Soluciones integrales para
tratamiento de aguas

Comprehensive Water
Treatment Solutions

Técnicas de Desalinización de Aguas, S.A.

Oficinas Centrales:

C/ Cardenal Marcelo Spinola, 10 - 28016 Madrid

Tel.: +34 91 456 95 00 - central@tedagua.com

www.tedagua.com

Implicaciones sobre la estación depuradora de la gestión de aguas pluviales en los sistemas de saneamiento unitario: estrategias de integración y afecciones sobre los procesos

JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ (*), ALFREDO JÁCOME BURGOS (**), JOSÉ ANTA ÁLVAREZ (***),
JEAN-PIERRE BLANCO MENÉNDEZ (****), DAVID HERNÁEZ OUBIÑA (*****) y HÉCTOR DEL RÍO CAMBESES (*****)

RESUMEN Los nuevos diseños y estrategias de gestión de las aguas pluviales en los sistemas de saneamiento unitario, que tienen como objetivo final minimizar los impactos sobre las masas de agua, implican el tratamiento y depuración de importantes volúmenes de agua procedentes de las escorrentías urbanas.

Los flujos generados por las aguas pluviales una vez introducidos en la red de saneamiento unitaria se caracterizan por tener una componente dinámica-transitoria tanto en lo que se refiere a los caudales como a la contaminación. Con estrategias tradicionales de diseño los desbordamientos de los sistemas unitarios (DSU) en tiempo de lluvia envían a los medios acuáticos receptores importantes puntas de contaminación. Hoy en día estos DSU se han minimizado dotando de capacidad de almacenamiento al sistema (bien en la red, con depósitos-aliviadero de todo tipo, bien en la EDAR), pero los volúmenes retenidos, con toda la contaminación, deben ser tratados. Los flujos que llegan a la EDAR durante los periodos de lluvia quedan condicionados por toda la estrategia de gestión de pluviales y ésta puede verse superada si se gestiona con estrategias de tiempo seco. Con el fin de optimizar los rendimientos, y realmente evitar que la contaminación llegue al medio acuático, la EDAR debe participar de forma integrada en todo el sistema; es un elemento clave.

En este artículo se presenta, en primer lugar, la importancia de la contaminación de las DSU y cómo se han desarrollado nuevas estrategias de gestión de las aguas pluviales en los sistemas de saneamiento unitarios. Los depósitos-aliviadero, situados en la red de saneamiento, han sido una de las soluciones más frecuentes, pero también hay experiencias que han focalizado la gestión de los flujos de tiempo de lluvia en la EDAR; se revisan, de forma general, estas estrategias. Una vez se conoce la función de la EDAR en los nuevos sistemas de saneamiento se procede a hacer una revisión de la problemática que generan las sobrecargas hidráulicas y las fuertes variaciones de las características de la contaminación sobre las distintas etapas de la línea de agua. Se hace especial incidencia en los problemas que se generan sobre los secundarios basados en procesos con biomasa en suspensión. A la vez que se analizan los problemas se proponen algunas estrategias que pueden contribuir a su atenuación.

STORMWATER MANAGEMENT IMPLICATIONS ON WWTPS IN COMBINED SEWER SYSTEMS: INTEGRATION STRATEGIES AND PROCESS CONDITIONS

ABSTRACT *New designs and strategies to manage wet weather flows in combined sewer systems, which main objective is to minimize environmental impacts on water bodies, require the treatment of large volumes of stormwater.*

Wet weather flows introduced into combined sewer show dynamic-transient behavior both in terms of flow discharges and pollution. With traditional design strategies, large pollution peaks are spilled during rain events into water receiving bodies by combined sewer overflows (CSOs). Nowadays, CSOs have been reduced providing some storage capacity into the combined sewer systems (either in network, by means stormwater tanks, or in WWTP). The stored stormwater and its associated pollution should be treated. WWTP inflows during rainy events are conditioned by the local stormwater management strategy. The WWTP can be overcome if it is managed using traditional dry weather strategies. In order to optimize the treatment performance and to assure that urban pollution do not reach aquatic environment, the WWTP must participate in the system in an integrated manner. This is a key element.

(continua)...

(*) Dr. Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Profesor Titular de Tecnologías del medio Ambiente. Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA); Centro de Innovación en Edificación e Ingeniería Civil (CITEEC); Universidade da Coruña. E-mail: jsuarez@udc.es

(**) Dr. Ingeniero Industrial. Profesor Titular de Tecnologías del medio Ambiente. Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA); Centro de Innovación en Edificación e Ingeniería Civil (CITEEC); Universidade da Coruña. E-mail: ajacome@udc.es

(***) Dr. Ingeniero de Caminos, canales y Puertos. Profesor Contratado Doctor. Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA); Centro de Innovación en Edificación e Ingeniería Civil (CITEEC); Universidade da Coruña. E-mail: jose.anta@udc.es

(****) Ingeniero Industrial. Jefe de Sección Industrial. Aguas de Galicia; Xunta de Galicia E-mail: jean.pierre.blanco.menendez@xunta.es

(*****) Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Jefe del Departamento de Obras del EPE. Aguas de Galicia; Xunta de Galicia. E-mail: david.hernaez.oubina@xunta.es

(***** Dr. Ingeniero Químico. Investigador Contratado. Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA); Centro de Innovación en Edificación e Ingeniería Civil (CITEEC); Universidade da Coruña. E-mail: hrio@udc.es

This paper shows firstly the importance of CSO pollution and the development of new strategies for stormwater management in combined sewer systems. Stormwater tanks, located in the sewerage system, have been one of the most common solutions adopted but there are some experiences of wet weather flow management at the WWTP. All these strategies are revised in the paper. Once the role of the WWTP in the new combined sewer systems is known, the article presents a review about the problems generated by the hydraulics overloads and the large variations of the pollution characteristics on different stages of the water line. Special emphasis is made on the problems generated in secondary processes based on activated sludge. These problems are analyzed in detail and some mitigation strategies are proposed.

Palabras clave: Sistemas de saneamiento unitario, Tiempo de lluvia, DSU, Depósitos de tormenta, Depuradora de aguas residuales urbanas, Sobrecarga hidráulica, Interacciones entre EDAR y red de saneamiento.

Keywords: Combined sewer systems, Wet-weather, CSO, Stormwater tanks, Municipal wastewater treatment plants, Hydraulic overload, Interactions between sewers and the WWTP.

1. ANTECEDENTES Y CONTEXTO

Una visión integral en el diseño y explotación de un sistema de saneamiento unitario que minimice los impactos sobre los ecosistemas acuáticos, y que permita alcanzar los cada vez más exigentes objetivos ambientales en el estado de las masas de agua receptoras, obliga a desarrollar nuevas estrategias tanto para tiempo seco como para tiempo de lluvia. Estas nuevas estrategias deben aprovechar al máximo todo el potencial de todos los elementos del sistema: cuenca drenante, red de saneamiento y sus infraestructuras complementarias (bombeos, depósitos reguladores, depósitos de detención-aliviadero, ...), estación depuradora de aguas residuales (EDAR) y medio receptor.

Como es sabido, en la actualidad, la herramienta básica y fundamental que establece el camino a seguir para recuperar nuestros sistemas acuáticos continentales es la Directiva Marco del Agua (DMA). Ambiciosa en sus metas y objetivos, fija como año de referencia para "cumplir" el 2015, ha supuesto un reajuste de las políticas del agua en toda Europa.

El desarrollo de la DMA implica una mayor protección de la calidad del agua ya que no sólo consolida las obligaciones ya existentes de control de la contaminación puntual y difusa sino que amplía dicha protección, estableciendo un objetivo ambiental relativo al "estado ecológico" de las aguas superficiales. De hecho establece la obligatoriedad de alcanzar el "buen estado ecológico" de los sistemas acuáticos.

Para conseguir el "buen estado ecológico" la DMA establece la necesidad de identificar y valorar las presiones e impactos que sufren nuestros medios acuáticos. Este análisis de presiones e impactos ha puesto de manifiesto en la última década las elevadas cargas contaminantes movilizadas y las elevadas concentraciones que se generan en los sistemas de saneamiento unitario en tiempo de lluvia, así como de los importantes impactos que se estaban generando sobre los medios acuáticos receptores en tiempo de lluvia (Puertas *et al.*, 2008).

Hoy en día, cuando se analiza la problemática de presiones, y posibles impactos, de un sistema de saneamiento o drenaje sobre un medio acuático se deben diferenciar, y valorar, tres tipos de fenómenos de contaminación asociados con las aguas pluviales:

- El primero es el generado por las aguas de escorrentía contaminada que llega a los sistemas acuáticos de forma directa a través de las redes de aguas pluviales de los sistemas separativos. Son aguas que, en zonas urbanas, han lavado las calles, los tejados, etc., y que pueden transportar contaminantes de todo tipo. Nutrientes, metales pesados e hidrocarburos son frecuentes en estas

aguas, pero su presencia depende enormemente del tipo de usos y actividades de la cuenca drenada.

- El segundo tipo de fenómeno de contaminación es el generado por los Desbordamientos de los Sistemas Unitarios, DSU (CSO, "Combined Sewer Overflow" en inglés), con aguas que son mezcla de aguas pluviales (más o menos contaminadas) y aguas residuales urbanas convencionales, las circulantes en tiempo seco.
- El tercer problema de contaminación asociado a las aguas pluviales es el generado en las depuradoras. La punta de caudal que asume la red y las fuertes oscilaciones de concentraciones acaban llegando a la depuradora y, si supera su capacidad de tratamiento, también se produce un vertido en tal punto. Además, si se procesa un caudal más elevado que el de diseño de la planta se producirán desajustes en el funcionamiento y bajarán los rendimientos. Algunas de las etapas de la EDAR regresarán a valores normales una vez haya pasado el estrés hidráulico pero los procesos biológicos pueden quedar fuertemente alterados, provocando una bajada de rendimientos que puede llegar a durar semanas, que acabará afectando finalmente a la calidad de las aguas en el medio receptor.

Las características de los flujos en tiempo de lluvia en un sistema unitario, que condicionan tanto las características de los posibles desbordamientos (DSU) como los flujos que son enviados a la EDAR, están fuertemente determinadas por las aguas residuales urbanas de tiempo seco, por los usos o actividades que se realizan en la superficie de las cuencas urbanas que son lavadas por las aguas de pluviales, y por el arrastre de materiales y sedimentos depositados en las conducciones y elementos auxiliares de la red de alcantarillado durante períodos secos.

Los impactos de los DSU pueden ser muy negativos. Determinan una pérdida muy importante de la eficacia del sistema, cuyo fin es la protección del medio acuático receptor. La incorporación de sistemas de control y tratamiento de estos desbordamientos, tales como los conocidos depósitos de tormenta, determina una nueva relación entre las fuentes de contaminación y caudales, los sistemas de transporte, la EDAR y el medio receptor. El conjunto de estas infraestructuras y aliviaderos, situados aguas arriba de la EDAR, determinan las cargas hidráulicas y de contaminación que llega a la depuradora y el impacto sobre el medio receptor.

La importancia de los vertidos en tiempo de lluvia desde de los sistemas de saneamiento unitario han adquirido protagonismo recientemente con la publicación del Real Decreto

1290/2012, de 7 de septiembre, por el que se modifican el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH), aprobado por el Real Decreto 849/1986 y el Real Decreto 509/1996, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Gran parte de las modificaciones introducidas por el RD 1290/2012 se centran en caracterizar mejor y controlar los DSU. Este Real Decreto, que establece un primer marco de actuación que permite limitar la contaminación producida por los desbordamientos de los sistemas de saneamiento en episodios de lluvia, no deja de tener en cuenta que, en la práctica, no es posible construir los sistemas colectores y las instalaciones de tratamiento de manera que se puedan someter a tratamiento la totalidad de las aguas residuales mixtas en circunstancias tales como lluvias torrenciales inusuales.

Si bien en los últimos años se han diseñado y construido nuevas infraestructuras para el control de los vertidos en tiempo de lluvia desde las redes de saneamiento, fundamentalmente depósitos de detención-aliviadero, la incidencia de la gestión de las aguas pluviales en la red de saneamiento sobre la estación depuradora se ha estudiado poco. Una tendencia clara en todos los sistemas de saneamiento unitario que han puesto en marcha estrategias de gestión de aguas pluviales es que a la EDAR se le va a exigir que asuma más flujo tanto en tiempo de lluvia como en los periodos de tiempo posterior; la EDAR no debe ser ajena a la estrategia general y debe participar, debe integrarse, de forma correcta. El objetivo de este artículo es realizar una primera aproximación técnico-descriptiva a este problema.

2. FLUJOS HACIA LA EDAR EN TIEMPO DE LLUVIA

2.1. LA CONTAMINACIÓN DE LOS DSU

En el diseño tradicional de los sistemas unitarios los elementos reguladores, o limitadores, del caudal que se permitía ir hacia la depuradora en tiempo de lluvia eran los aliviaderos. El criterio que se seguía para su diseño se basaba en la dilución; la hipótesis básica de este método era que las aguas de escorrentía superficial procedentes de la cuenca estaban limpias (aguas blancas) y que, en el momento en que se iniciaba el vertido tanto el caudal que se enviaba aguas abajo por el alcantarillado como el vertido al medio receptor presentaban la misma dilución, que era la de diseño. Una dilución de cua-

tro veces, por ejemplo, significaba que en el reboso, o desbordamiento, estaban presentes una parte de agua residual y tres partes de agua de lluvia. Dependiendo de la bibliografía que se consultase el valor de la dilución de diseño variaba notablemente; las cifras habituales oscilaban entre 3 y 6; Paz Maroto, en 1959, proponía un valor fijo de 5; Camp, en 1959, mencionaba valores que iban de 2 a 5 (Temprano, 1997).

Hoy en día es bien sabido que las aguas “blancas” no son tales ya que la contaminación movilizada en las mismas puede ser muy importante y que los vertidos en tiempo de lluvia desde los sistemas unitarios aportan a los sistemas acuáticos cargas muy importantes de contaminación.

En España se han realizado diversos estudios para caracterizar los vertidos que se producen desde los aliviaderos. El más importante fue el promovido por el entonces Ministerio de Medio Ambiente denominado “Programa Nacional de Medición de Descargas de Sistemas Unitarios”, PROMEDSU (MMA, 2002). En el PROMEDSU participó de forma muy activa el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA) de la Universidad de Coruña. Este grupo continuó con este tipo de estudios (se puede destacar el SOSTAQUA, 2009) y actualmente dispone de la base de datos más amplia que existe en España de caracterización de flujos en sistemas unitarios en tiempo de lluvia (Base GEAMA); se han caracterizado y parametrizado más de 75 sucesos, o flujos, en tiempo de lluvia.

Algunos ejemplos de sucesos caracterizados se presentan en las Figuras 1 a 4 mientras que los datos globales obtenidos a lo largo de todos los estudios realizados se pueden resumir en la Tabla 1.

Los datos que forman la Base GEAMA proceden de cuencas con características muy diversas. Los datos presentados en la Tabla 1, obtenidos después de integrar los datos de esta base de datos y aplicarles un tratamiento estadístico de los mismos, ponen de manifiesto que las aguas que se verterían por un aliviadero tradicional de un sistema de saneamiento unitario en un suceso de lluvia tendrían, de manera general, las características de un agua residual urbana (ARU) de concentración media, y que los picos de concentración que se enviarían al medio natural de forma habitual serían del orden del doble de un agua residual. Los valores ponen de manifiesto, en una interpretación general (hay que recordar que se trata de fenómenos transitorios), que no hay “dilución” y que estos flujos intermitentes suponen una presión significativa para cualquier masa de agua.



FIGURA 1. Sección de control (izq.) e instrumentación instalada en el colector (dcha.).

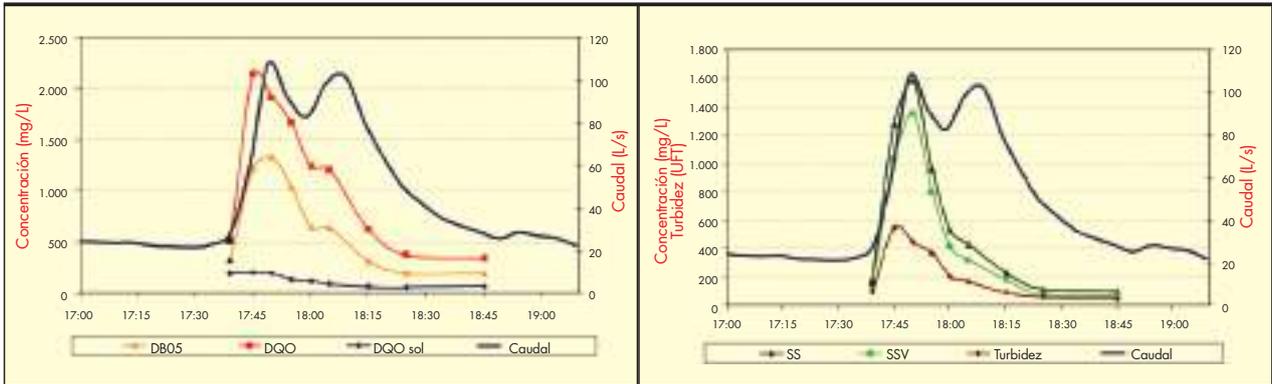


FIGURA 2. Suceso ENSANCHE-250409 (7 días de tiempo seco precedente) (SOSTAQUA, 2009).

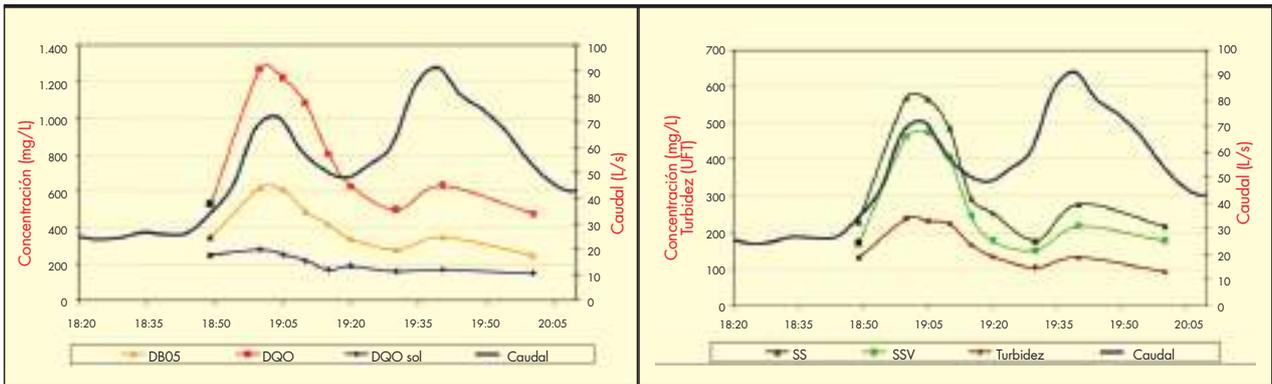


FIGURA 3. Suceso ENSANCHE-100509 (0,2 días de tiempo seco precedente) (SOSTAQUA, 2009).

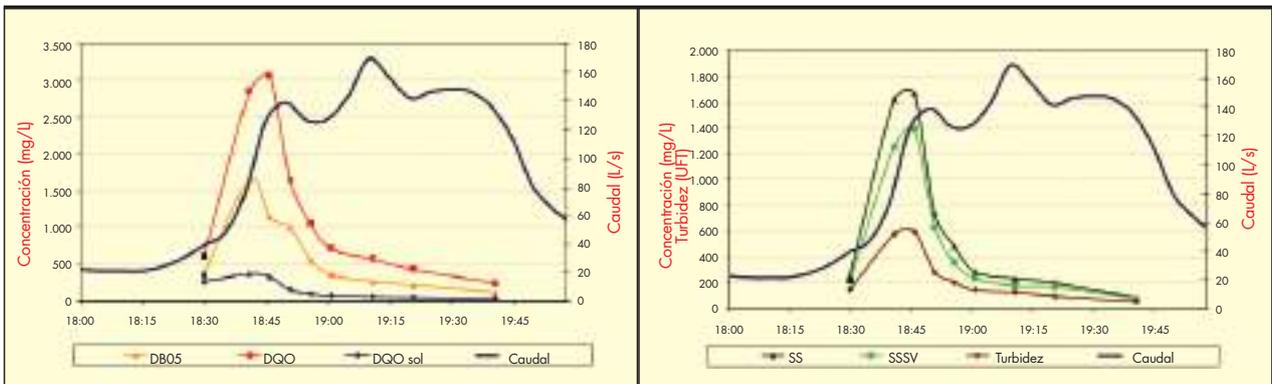


FIGURA 4. Suceso ENSANCHE-230509 (6,3 días de tiempo seco precedente) (SOSTAQUA, 2009).

	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	SS (mg/L)
MEDIANAS DE LAS «CONCENTRACIONES MEDIAS DE SUCESO» - CMS	508	235	488
MEDIANAS DE LAS «CONCENTRACIONES MÁXIMAS DE SUCESO» - Cmax	1177	531	1131

TABLA 1. Concentraciones medias de suceso (CMS) y concentraciones máximas de suceso (Cmax) que se obtienen a partir de los datos de la Base GEAMA.

2.2. LOS SISTEMAS DE CONTROL Y TRATAMIENTO DE LOS DSU

Como ya se ha comentado, los depósitos, o “tanques de tormenta”, son sistemas que se emplean tanto para regular los caudales circulantes por la red durante los episodios de lluvia, como para el control y tratamiento de desbordamientos en los sistemas de saneamiento unitario. Los depósitos forman parte, en definitiva, de las Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible. En concreto se trata de “técnicas estructurales de control aguas abajo” en los sistemas unitarios.

Si bien los depósitos no son precisamente la solución óptima dentro de un futuro escenario sostenible de gestión de las aguas pluviales (que debe ser implementado fundamentalmente con técnicas de drenaje urbano en origen, en la superficie de la cuenca) son una solución paliativa y eficiente con la actual configuración de los sistemas unitarios de saneamiento.

Actualmente, los depósitos de aguas pluviales en sistemas unitarios se están diseñando con dos posibles objetivos: reducir la cantidad de contaminación enviada hacia el medio receptor o reducir el riesgo de inundación aguas abajo (CEDEX, 2007). Siguiendo esta filosofía, los depósitos en redes unitarias se han denominado, en ocasiones, de forma más específica como “depósitos anti-DSU”, o depósitos para el control de la contaminación, y “depósitos anti-inundación”, o depósitos laminadores.

Los depósitos laminadores se diseñan a partir de criterios «hidrológico-hidráulicos» y deben tener la capacidad de reducir los caudales máximos de circulación de la red de alcantarillado con el objetivo de evitar inundaciones; por el contrario, los depósitos para el control de la contaminación se diseñan a partir de criterios «ambientales», con un doble objetivo:

- Regular el régimen de caudales y contaminación que se deriva hacia la EDAR, con objeto de limitar los valores máximos permisibles para el correcto funcionamiento de la misma.
- Minimizar la contaminación vertida a las masas acuáticas receptoras, a través de, por ejemplo, la captura del primer lavado, de la reducción del número de descargas del sistema unitario y/o proporcionando algún tipo de tratamiento a los DSU con la mejor tecnología disponible, de manera que se cumpla la normativa ambiental vigente.

El antagonismo de estos dos objetivos obliga a buscar un compromiso entre la sobrecarga de caudal y contaminación admisible en la EDAR, y el flujo contaminante (analizado en términos de dosis, duración y frecuencia) que el medio receptor puede aceptar sin que se produzcan impactos significativos. Por tanto, los depósitos para el control de la contaminación tienen una doble función: regular los caudales que circulan por la red de alcantarillado en tiempo de lluvia y retener la materia contaminante.

Lo cierto es que esta clasificación, depósitos anti-DSU y laminadores, no refleja una realidad compleja: en el fondo, todos los depósitos cumplen ambas funciones en mayor o menor medida, si bien las dimensiones de los mismos, o su ubicación, hacen que los resultados obtenidos sean más bien de uno u otro tipo.

El caudal máximo de aguas residuales que finalmente se envía hacia la estación depuradora debe ser coherente tanto con la estrategia definida de depósitos y colectores interceptores como con los objetivos de vertido establecidos para todos los puntos de descarga del sistema. La configuración final del sistema debe garantizar que las presiones que recibe el medio receptor a través de todos los puntos de vertido sean asumibles y permitan mantener los objetivos establecidos en el estado de las masas de agua.

Con el fin de presentar de forma breve las estrategias de configuración de los volúmenes de almacenamiento y su relación con la EDAR se pueden describir lo que serían dos estrategias opuestas conceptualmente: la denominada “estrategia alemana” y la denominada “estrategia británica”.

La “estrategia alemana” hace referencia a la metodología propuesta en la norma ATV A-128, «Standards for the Dimensioning and Design of Stormwater Structures in Combined Sewers», de aplicación a estructuras con aliviadero de sistemas de alcantarillado unitario que dirigen sus aguas hacia una EDAR. La norma se fija como objetivos, por un lado, conseguir una protección efectiva del medio receptor y, por otro, proteger a la EDAR frente a puntas de caudal y cargas contaminantes. La filosofía que aplica se basa en dos ideas básicas:

- El caudal máximo que se envía desde la red de alcantarillado hacia la EDAR debe ser menor o igual al caudal máximo que la estación es capaz de tratar en todos sus procesos.

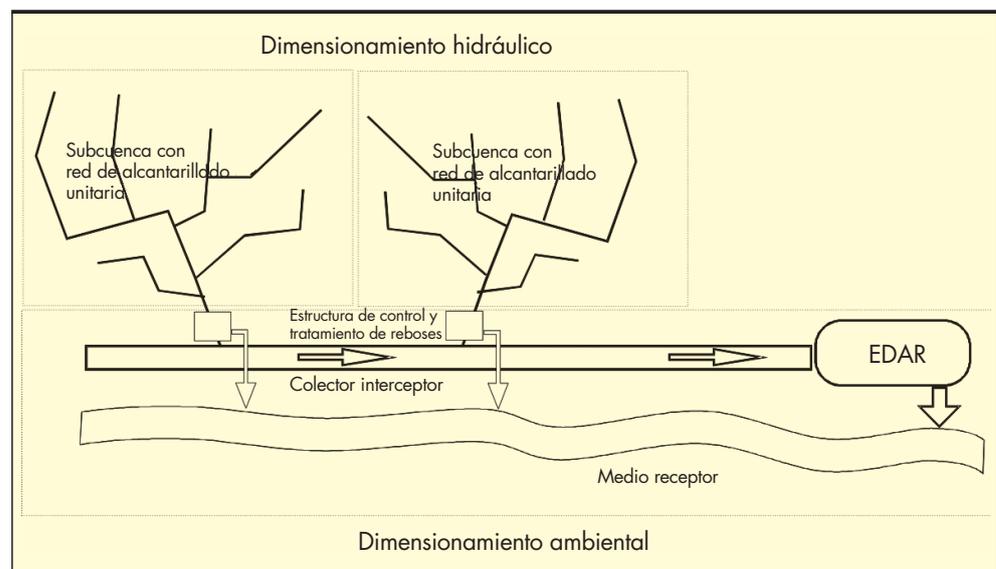


FIGURA 5. Depósitos de aguas pluviales para el control de la contaminación.

- La contaminación total movilizada hacia el medio receptor por los DSU y por la EDAR en tiempo de lluvia no debe ser superior a la que se hubiese vertido si el sistema fuese separativo.

Esto implica, en primer lugar, limitar el caudal dirigido hacia EDAR a un valor que oscila, en general, entre 2 y 3 veces el caudal medio de aguas residuales urbanas de tiempo seco con tratamientos biológicos convencionales (citar, no obstante, que la nueva ATV-DVWK-A 198E, de 2003, revisa estos valores y propone enviar mayores caudales hacia el biológico de las depuradoras).

Como consecuencia de los criterios adoptados la solución a construir incorpora interceptores generales con poca capacidad de transporte y muchos depósitos de aguas pluviales localizados en la red de saneamiento para disponer de capacidad de almacenamiento.

La “estrategia británica” se recoge en la norma BS-8005, «Guide to new sewerage construction» (BS, 1987). Si bien ya está siendo superada por una nueva metodología, es interesante su análisis porque se decide por enviar más agua a la EDAR en tiempo de lluvia que la alemana.

Esta norma señala que la misión de los aliviaderos es limitar la cantidad de agua que se conduce a la EDAR permitiendo las descargas de agua residual diluida al medio receptor, sin causar una contaminación excesiva a los cursos acuáticos. La instrucción indica que el medio receptor debe proveer una dilución suficiente a los DSU de modo que se cumplan los estándares de calidad del mismo. El matiz de interés es que esta instrucción promociona la gestión de las aguas pluviales en la EDAR, permitiendo enviar un caudal máximo hacia la misma en el entorno de 6 a 7 veces el caudal medio de tiempo seco (utiliza la denominada *fórmula A o fórmula de Liverpool* que permite conducir hacia EDAR unos 20 L/s por cada 1000 habitantes, lo que supone una dilución en los DSU del orden de 1:6 a 1:7). Con esta medida, en realidad, lo que se está fijando es la dilución admisible de los reboses. Además, fija igualmente un límite máximo de desbordamientos (DSU) al año para acotar la masa total de contaminación enviada al medio receptor.

Estas imposiciones obligan a disponer de un volumen de almacenamiento mínimo en el sistema de saneamiento y conductos muy grandes en los colectores interceptores. El volumen total de almacenamiento del sistema contabiliza como suma del disponible en las conducciones de la red y de un volumen adicional que debe disponerse en forma de depósitos de detención en la EDAR. En definitiva, se apunta hacia una solución de almacenamiento y tratamiento de final de red, en vez de un reparto a lo largo de la misma como hace la normativa alemana. En todo caso, la norma británica también permite que el comportamiento hidráulico y de retención de los aliviaderos tradicionales de red sea mejorado dotándolos de una cierta capacidad de almacenamiento convirtiéndolos en depósitos-aliviadero; de hecho contempla dos tipos de depósitos-aliviadero: los de primer lavado y los de sedimentación.

En la actualidad en el Reino Unido el análisis de los impactos sobre las masas receptoras se realiza aplicando la metodología “Urban Pollution Management 2 y 3” (FWR, 1998 y 2012). En esta metodología se fijan unos estándares intermitentes de calidad del agua en el medio receptor para el oxígeno disuelto y el nitrógeno amoniacal que deben cumplirse en las masas receptoras según establece la “National Rivers Authority” (NRA, 1995), el equivalente a la agencia de protección ambiental de Inglaterra y Gales.

Entre las dos estrategias presentadas en los párrafos anteriores se encuentran numerosas soluciones intermedias que, en

definitiva, tratan de limitar el vertido de aguas sin tratar. Un ejemplo de este tipo de soluciones intermedias fue la desarrollada por la antigua Confederación Hidrográfica del Norte (CHN, 1995), plasmada en sus «Especificaciones técnicas básicas para el proyecto de conducciones generales de saneamiento».

La estrategia de reparto del almacenamiento se puede decir que es de tipo mixto, imponiendo el caudal derivado hacia EDAR con conceptos de dilución (apoyando la ya presentada fórmula de Liverpool) y calculando el volumen del tanque a partir de una lluvia crítica (apoyándose en el criterio de la ATV). Como resultado se llega a enviar hacia la EDAR hasta 20 L/s por cada 1000 habitantes (6-7 veces el caudal medio de tiempo seco), lo que obliga a generar almacenamiento en la EDAR. Este almacenamiento se resuelve con el sobredimensionamiento del pretratamiento y con la construcción de decantadores primarios específicos para tiempo de lluvia. Como orden de magnitud proponía utilizar volúmenes de almacenamiento de 4 m³/ha neta en zonas de población densa, y de 9 m³/ha neta en zonas de población dispersa. En la actualidad estos valores de almacenamiento específico se consideran bajos si se pretenden minimizar los impactos en el medio receptor.

Una revisión de más metodologías o estrategias de diseño, y de explotación de sistemas de saneamiento unitario, permite hacer el siguiente resumen de criterios utilizados y objetivos buscados:

- Dilución. Se define un caudal, en general múltiplo del caudal medio en tiempo seco, a partir del cual se admite la DSU.
- Porcentaje de captura seguido de tratamiento: control de masa de un contaminante. Se fija un porcentaje de un contaminante concreto que debería capturarse y tratarse. El balance podría hacerse en base a un suceso o a un año «medio».
- Porcentaje de captura seguido de tratamiento: control del volumen de agua de escorrentía. Se fija un porcentaje de volumen de escorrentía que se capturará (actualmente en el Norte-Noroeste de España algunos sistemas de saneamiento unitario logran gestionar del orden del 80-90% de la escorrentía generada) y que, por lo tanto, se tratará más o menos. Habitualmente se suele asociar al porcentaje de captura de agua un porcentaje de captura de contaminación.
- Frecuencia de vertidos. Consiste en definir una estrategia de regulación de caudales en la red y en la EDAR y fijar un número de DSU al año. Es habitual encontrar estrategias que limitan el número de DSU desde depósitos-aliviadero a 15-25 al año (por ejemplo ITOHG, 2008).
- Captura de una lluvia de diseño o lluvia crítica. Se define una lluvia de diseño y ésta se debe capturar completamente en las estructuras de almacenamiento.
- Nivel de tratamiento. Se especifica el rendimiento de eliminación de un contaminante en los DSU, en general establecido como el equivalente a un tratamiento primario.
- Captura del primer lavado. Se busca capturar y/o tratar la parte del hidrograma que contiene la mayor fracción de contaminación, para posteriormente enviarla hacia la EDAR.

Estos criterios buscan proteger el medio natural limitando la masa de contaminación movilizada o las concentraciones, máximas o medias, durante las descargas de los sistemas uni-

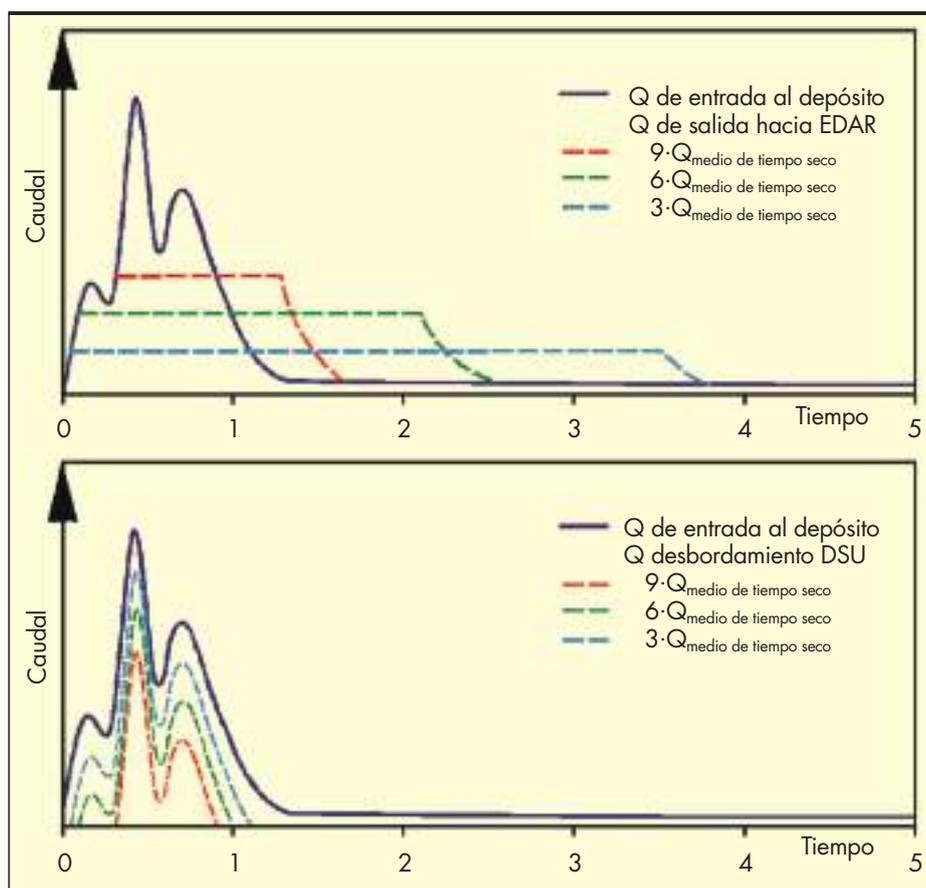


FIGURA 6. Hidrogramas de referencia en el análisis del comportamiento de un depósito de detección-aliviadero en función del caudal máximo enviado hacia la EDAR.

tarios, habitualmente durante un año. Es evidente que conseguir un desbordamiento o vertido cero en tiempo de lluvia desde un saneamiento unitario no va a ser una opción socioeconómicamente asumible.

2.3. DISEÑO DE LA EDAR

Toda la estrategia de gestión de aguas pluviales que se realice en la red de saneamiento va a incidir sobre la EDAR. La depuradora es la principal interfaz entre la red de saneamiento (y su cuenca) y la masa de agua receptora. El funcionamiento y explotación de la planta durante el período de tiempo seco se ve alterado por los nuevos caudales generados por las lluvias y las variaciones en las características, en las cargas y en las concentraciones de los contaminantes.

Minimizar las presiones sobre los medios acuáticos implica la integración eficiente de la EDAR con el resto del sistema de saneamiento existente aguas arriba. Para conseguir la eficiencia deseada es necesario considerar nuevas alternativas de configuración de las líneas de proceso de la EDAR, así como modificar las prácticas de explotación y mantenimiento. Las soluciones pueden pasar, por ejemplo, por cambios en las técnicas de explotación, por adicionar elementos complementarios a las líneas de tiempo seco (por ejemplo depósitos de regulación) o por modificar los diseños de algunas etapas para que la planta trate en su línea principal las sobrecargas (sobredimensionamiento de etapas) dentro de lo posible.

Los criterios para el diseño de estaciones depuradoras, en cierta medida, han tenido un desarrollo bastante similar en todos los países. Los criterios de diseño se basan en la «mejor tecnología disponible» y en los tradicionales 30/30 ó 25/35

mg/L de DBO_5 y de SS en el efluente de un sistema con fangos activos, o valores muy próximos. Las normas de diseño son conceptualmente similares de un país a otro; en algunos la administración, o los organismos competentes, han elaborado códigos o normas, mientras que en otros el diseño se basa en la experiencia profesional. Para condiciones de tiempo seco el diseño y explotación de las EDAR se conocen bastante bien; también las características del efluente que se obtendrá.

También, tradicionalmente, el diseño siempre ha sido realizado para condiciones de estado estacionario y, normalmente, teniendo en cuenta la carga diaria de funcionamiento. Se consideraba que las variaciones diarias no afectaban a los rendimientos, o lo hacían de forma poco significativa.

La Unión Europea, mediante la Directiva 91/271, reguló el tratamiento de las aguas residuales urbanas, fijando los valores a obtener de calidad de los efluentes o de rendimientos a alcanzar por las EDAR de forma estadística, obligando a considerar en el diseño y funcionamiento de las EDAR, en cierta forma, los momentos de lluvia y posteriores, aunque no los sucesos extraordinarios de lluvia, que se dejan sin definir. La Directiva obliga al cumplimiento de valores de contaminación en el efluente en un intervalo que varía entre el 75% y el 93% del número de muestras, que depende del tamaño de la aglomeración. Además, en DBO_5 , DQO los valores que incumplan no deben desviarse en más del 100% del valor límite de emisión, y en el caso de los sólidos en suspensión se acepta una desviación de hasta el 150%.

En los EE.UU. un estudio realizado por la *Water Environment Federation* (US-WEF, 1992) sobre 1000 plantas depuradoras de todos los tamaños llegó a la conclusión que la causa más

frecuente de problemas severos de explotación y mantenimiento de las mismas era la incorporación de aguas pluviales y de infiltración en la red, seguido de las situaciones de altas (sobrecargas) y bajas cargas hidráulicas. De la misma manera, en otro estudio realizado por la Agencia de Protección Ambiental norteamericana (US-EPA) sobre 150 plantas depuradoras pequeñas, la incorporación de aguas pluviales e infiltraciones volvió a aparecer como causa más frecuente de fallo de funcionamiento, excepción hecha de factores inherentes a la pequeña escala de gestión de dichos sistemas de saneamiento.

El exceso de caudal que es capaz de soportar una depuradora es pequeño comparado con el caudal total que se genera en la red de saneamiento unitario en tiempo de lluvia. Intensidades de lluvia 1-2 L/(s·ha) y de duración mayor al tiempo de concentración de la cuenca causan sobrecarga hidráulica en la mayoría de las plantas diseñadas de forma convencional.

En los nuevos diseños de los sistemas unitarios que incorporan la gestión de pluviales los volúmenes de almacenamiento en red (depósitos de detención-aliviadero en la mayoría de las ocasiones), o en la propia EDAR, condicionan también las estrategias de explotación. En el caso de gran capacidad de almacenamiento en red y con gran tiempo de concentración la planta queda sometida a altas cargas hidráulicas durante algunas horas, incluso días, después de que la lluvia ha pasado, mientras continúa el vaciado del agua detenida. Pero, por otra parte, si se redujese el almacenamiento en la red aumentaría el volumen de las descargas a través de aliviaderos, intensificando las presiones sobre el medio receptor.

El caudal verdaderamente limitante en la EDAR es el que se deja pasar al tratamiento secundario, que queda condicionado fundamentalmente por el reactor biológico. El pretratamiento y el primario, si existe, se pueden dimensionar para el caudal máximo que se desee, y su funcionamiento permite que ciertas unidades estén paradas en tiempo seco y que se pongan en marcha, con funcionamiento adecuado, inmediatamente a la llegada de flujos de aguas pluviales. No obstante, estos tratamientos no garantizan efluentes con la calidad de salida de un biológico.

Las reacciones biológicas son sensibles a las fluctuaciones de concentración, de temperatura y de pH, y después de un suceso transitorio de sobrecarga pueden necesitar un

cierto tiempo de recuperación para llegar a alcanzar las condiciones de funcionamiento deseables.

Una primera aproximación al análisis de alternativas de control de flujos en tiempo de lluvia sería la siguiente:

- A) Sobrecarga y/o by-pass de los procesos de la EDAR: Partiendo de una depuradora diseñada tradicionalmente se puede estudiar la máxima capacidad de depuración de cada etapa y, en función de ésta admitir en cada proceso el máximo caudal permisible. Los flujos que exceden la capacidad de un proceso pueden ser derivados mediante by-pass parcial del proceso a un proceso posterior o al medio receptor (Figura 7).
- B) Diseño de sistemas, o etapas, específicos para la gestión de los flujos que superen la capacidad de determinadas etapas de la EDAR. Las soluciones pueden contemplar depósitos en línea, depósitos fuera de línea, tratamiento de los flujos mediante procesos específicos, como por ejemplo decantadores, tratamiento físico-químicos, sistemas basados en vórtices, etc.
- C) Diseño específico de cada etapa contemplando las características del mismo, la variabilidad y características de caudales y cargas afluentes como consecuencia del tiempo de lluvia, los tratamientos y procesos previos a los que se ha sometido al agua residual/pluvial, y las exigencias del vertido en cada momento, que pueden ser variables como consecuencia de la aplicación de criterios dinámicos de calidad de las aguas receptoras (por ejemplo temporada de baño o no). El problema en este caso puede ser el desequilibrio existente entre los grandes caudales de tiempo de lluvia y los bajos caudales de tiempo seco del año de diseño.

En los croquis de las Tablas 2 y 3 se presentan diferentes configuraciones de línea de agua de EDAR que integran la gestión de flujos extraordinarios en tiempo de lluvia.

En las configuraciones de EDAR presentadas los mejores rendimientos se obtienen de los efluentes que han sido sometidos a un tratamiento secundario (o al posible terciario), pero un buen diseño de la línea de agua para tiempo de lluvia permite alcanzar rendimientos similares a los de tiempo seco.

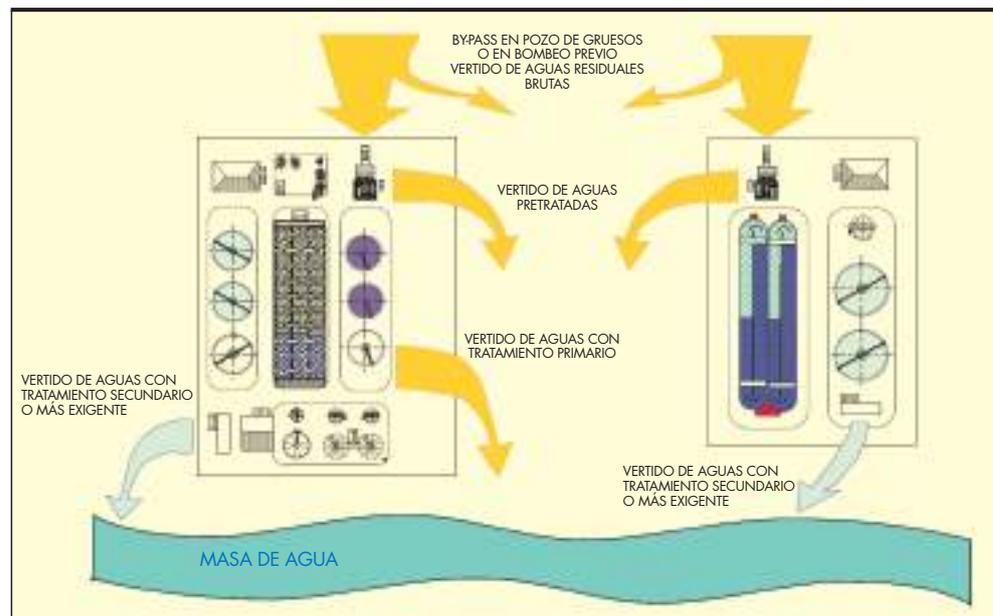
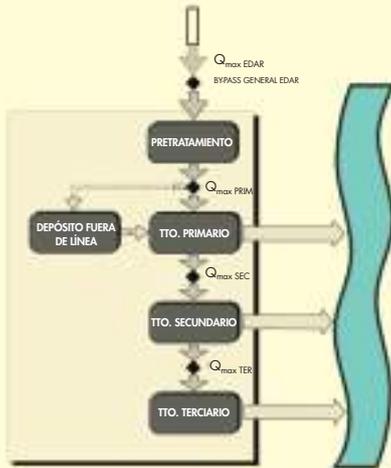


FIGURA 7. Efluentes final y parciales que se pueden producir en una depuradora en tiempo de lluvia con configuración convencional.

Configuración 1

Croquis

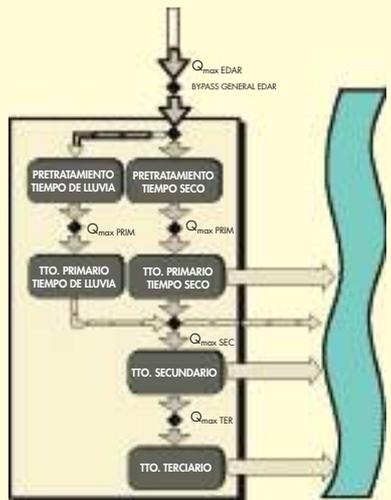


Descripción:

- Línea principal convencional, con pretratamiento, primario, secundario y posible terciario.
- Se sobredimensiona el pretratamiento para flujos en tiempo de lluvia. Primario y secundario dimensionados con caudales máximos de tiempo seco.
- Se incorpora un depósito fuera de línea que permite regular agua pretratada.
- El agua debe mantenerse agitada y aireada en el depósito.
- Se incorporará progresivamente (por bombeo o por gravedad, si es posible) a decantación primaria cuando exista capacidad.
- Si se llena el depósito se vierte flujo en exceso desde decantación primaria.

Configuración 2

Croquis

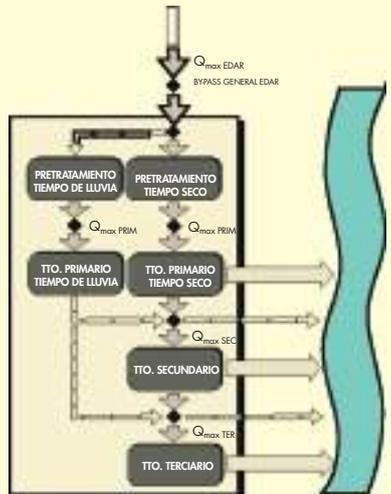


Descripción:

- Línea principal convencional, con pretratamiento, primario, secundario y posible terciario.
- Se sobredimensiona el pretratamiento y el primario para flujos en tiempo de lluvia. Secundario dimensionado con caudales máximos de tiempo seco.
- El sobredimensionamiento de pretratamiento y primario se realiza con unidades gemelas a las de tiempo seco.
- Las unidades extra permanecen vacías en tiempo seco. Comienzan su funcionamiento cuando llegan a la EDAR flujos en tiempo de lluvia. Empiezan a trabajar progresivamente.
- Si se supera la capacidad de regulación de los depósitos primarios se vierte agua con tratamiento primario.
- Una vez los flujos de tiempo de lluvia han cesado se vacían las unidades extra hacia el secundario. Es importante cuidar la retirada de fangos de los fondos de los primarios.

Configuración 3

Croquis



Descripción:

- Línea principal convencional, con pretratamiento, primario, secundario y posible terciario.
- Se sobredimensiona el pretratamiento y el primario para flujos en tiempo de lluvia. Secundario dimensionado con caudales máximos de tiempo seco.
- El sobredimensionamiento de pretratamiento y primario se realiza con unidades gemelas a las de tiempo seco.
- Configuración similar a la anterior pero con el fin de obtener mejores rendimiento en los posibles vertidos de flujos que hayan sido sometidos solo a decantación primaria, se refuerza la línea de tiempo de lluvia con unas cámaras de coagulación-floculación.
- El tratamiento físico-químico permitiría someter a desinfección UV el flujo decantado.

TABLA 2. Configuraciones de línea de agua que incorporan sistemas fuera de línea o líneas en paralelo para tiempo de lluvia.

Configuración 4	
<p>Croquis</p>	<p>Descripción:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Línea principal con pretratamiento, secundario y posible terciario. • Los flujos de agua bruta son conducidos a un depósito regulador, con salida controlada. Se podría considerar un "falso primario". • Interesa un vaciado por gravedad. Si la cota de llegada del colector ya exige un bombeo el depósito podría vaciarse por bombeo. • El depósito se configura como "depósito-aliviadero" de red. Podrían utilizarse sistemas de limitación de caudal o sistemas de limpieza similares a los de red. • Pretratamiento, secundario y posible terciario se dimensionan para caudales máximos de tiempo seco. Estos caudales deben tener en cuenta cierta capacidad extra para facilitar el vaciado del depósito durante caudales horarios punta. • Se debe controlar la oxigenación del depósito si el vaciado previsto dura muchas horas.
Configuración 5	
<p>Croquis</p>	<p>Descripción:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Línea principal con pretratamiento, secundario y posible terciario. • Esta configuración es similar a la anterior pero el depósito regulador se sitúa después del pretratamiento, que se sobredimensiona para caudales máximos en tiempo de lluvia. • El depósito se configura como "depósito-aliviadero" de red. Podrían utilizarse sistemas de limitación de caudal o sistemas de limpieza similares a los de red. • Su funcionamiento debe estar coordinado con la regulación y bombes de la red. • En la configuración del depósito se debe tener en cuenta si el flujo llega a la planta por bombeo o por gravedad. • El vaciado del depósito puede ser por gravedad o por bombeo. Puede integrarse con el bombeo de cabecera de planta. • El secundario y posible terciario se dimensionan para caudales máximos de tiempo seco. Estos caudales deben tener en cuenta cierta capacidad extra para facilitar el vaciado del depósito incluso durante caudales horario punta. • Se debe controlar la oxigenación del depósito si el vaciado previsto dura muchas horas.

TABLA 3. Configuraciones de línea de agua que incorporan sistemas fuera de línea o líneas en paralelo para tiempo de lluvia.

Cuando en la misma EDAR aparecen efluentes con diferentes grados de tratamiento puede ser de interés valorar la concentración final después de mezclar unos con otros. Esta opción puede ser válida para cumplir, por ejemplo, en DBO, pero es totalmente inútil cuando el parámetro limitante es la bacteriología y, por ejemplo, uno de los flujos no ha sido desinfectado.

3. PROBLEMAS Y ESTRATEGIAS GENERALES DE EXPLOTACIÓN EN LA EDAR EN TIEMPO DE LLUVIA

3.1. EL CONTROL DE CAUDALES

Muchas de las estrategias y configuraciones presentadas en el apartado anterior implican la puesta en marcha de unidades o procesos que estaban parados durante los periodos de tiempo seco. En general, no resulta sencilla la puesta en marcha de estas instalaciones o equipos: puede que las compuertas de derivación de flujos, que apenas son utilizadas, no estén operativas; puede que el equipamiento que precise

de alguna reparación no esté disponible,... Realizando un correcto mantenimiento de los equipos en todo momento se podrán llevar a cabo mejoras en los rendimientos en tiempo de lluvia al poder emplear al máximo las unidades de proceso disponibles.

Un by-pass controlado va a ser necesario de forma previa a cada etapa de proceso para poder controlar el rendimiento. Un canal de desbaste puede verse afectado por sobrecarga hidráulica, sin embargo, una compuerta de by-pass para derivar el exceso de flujo puede prevenir el daño que se causaría y permitir que las rejillas admitan un mayor caudal, pero controlado. Los decantadores y reactores de fangos activos pueden experimentar pérdida de sólidos debido a la superación de un cierto caudal límite, en ese caso también podría considerarse disponer de un sistema de by-pass. El seguimiento de los procesos en tiempo de lluvia, ayuda a determinar los caudales límites de los procesos, que sirven de consigna para poner en marcha los by-pass de forma controlada.

En algunos casos, pequeñas modificaciones en la EDAR mejorarán la capacidad de gestión de los caudales en tiempo de lluvia. Las compuertas que requieran de mucho esfuerzo y tiempo para ser manipuladas pueden motorizarse. En aquellos tanques difíciles de limpiar tras su uso durante un suceso de lluvia se puede mejorar la pendiente, así como proveerlos de puntos para conectar mangueras o de un sistema permanente de limpieza o lavado.

El reparto irregular del caudal es un problema común en las EDAR. Cuando una unidad recibe mayor caudal que otras similares el rendimiento global del proceso se verá afectado. En unas plantas el reparto del caudal es bastante equitativo a caudales normales o bajos. En tales casos, ligeras diferencias entre dos unidades idénticas puede que no se detecten porque el rendimiento global es satisfactorio. Sin embargo, a caudales altos, como en tiempo de lluvia, la diferencia de caudales entre unidades paralelas puede ser significativa. De modo que, si un decantador recibe un caudal mayor que sus pares, puede producir altas cargas de SS en el efluente antes que los demás.

La mejor solución para una buena distribución del caudal es la realización de un buen diseño de los elementos de reparto. Se puede conseguir equi-reparto de caudales empleando vertederos idénticos dispuestos simétricamente en torno a un conducto central de alimentación en una estructura de distribución. En las arquetas de reparto el nivel de agua debe ser equivalente en todos los vertederos. Se deben nivelar y ajustar los vertederos para mejorar la distribución. Los decantadores primarios y secundarios emplean habitualmente vertederos en V para la salida del efluente, que también deben estar perfectamente nivelados.

Los decantadores secundarios son un elemento clave en el rendimiento de una EDAR en tiempo de lluvia. Son en la mayoría de los casos la última línea de defensa, por así decirlo, antes de que el agua abandone la planta. En su caso, capturan y devuelven el lodo que sostiene el proceso de fangos activos. Si los caudales provocan un arrastre incontrolado de sólidos de los decantadores secundarios se pueden producir incumplimientos de vertido y el rendimiento del proceso de biomasa en suspensión puede verse afectado incluso de forma posterior al suceso de lluvia.

Numerosos estudios han demostrado que los flujos preferenciales pueden afectar al óptimo comportamiento del decantador. Estas corrientes pueden arrastrar sólidos hacia el efluente. En decantadores circulares de alimentación central los flujos preferenciales tienden a discurrir sobre la superficie del manto de fangos hacia el muro exterior del tanque y hacia el vertedero efluente. En tanques rectangulares se han observado corrientes que circulan a varias alturas en el interior del tanque, produciendo la misma tendencia de arrastre de un exceso de sólidos en las zonas de mayor velocidad. Los deflectores para corrientes preferenciales periféricas, llamados deflectores Crosby, se han convertido en elementos convencionales de los decantadores circulares. El objetivo de estos deflectores es dirigir las corrientes que arrastran sólidos de vuelta hacia el interior del tanque, lejos del vertedero efluente. Los deflectores pueden ser también beneficiosos en los decantadores rectangulares. La inclusión de deflectores en pleno corazón del tanque ayuda a dispersar o romper los flujos preferenciales en diferentes direcciones. La inclusión de varios deflectores se ha mostrado más efectiva que la de un único deflector.

3.2. CARACTERÍSTICAS DE LOS FLUJOS TRANSITORIOS EN TIEMPO DE LLUVIA

En el diseño de los procesos biológicos para hacer frente a la situación transitoria creada por los sucesos de lluvia hay que considerar las características específicas de cada uno de ellos.

En principio, se debe tener en cuenta que los tiempos de reacción de los procesos frente a variaciones de caudal y cargas de contaminación están relacionados con los tiempos de retención hidráulica y con los tiempos de retención celular. Si el tiempo que dura una perturbación es inferior al tiempo de respuesta del proceso el efluente del mismo puede no llegar a afectarse de forma sustancial.

El equilibrio (estado estacionario) en sentido amplio, representa la tolerancia intrínseca de los procesos de tratamiento a las cargas de contaminación aplicadas. En un sistema de mezcla completa de biomasa en suspensión (p.e. fangos activos), si se producen cambios en las condiciones de entrada o en la estrategia de explotación, el equilibrio se va recuperando poco a poco. Así, para recuperar el 65% de las condiciones en estado de equilibrio (o estacionario), una vez ha pasado el estímulo, hace falta que transcurra 1 vez el tiempo de retención; el 90% de recuperación se logra después de 2,2 tiempos de retención; el 99% del equilibrio se recupera luego de 4,4 tiempos de retención (WEF-ASCE, 1998) (Figura 7).

En una depuradora integrada en un sistema unitario, además de la variación hidráulica inherente a sucesos de lluvia, hay que tener muy en cuenta que durante los mismos, y durante el posible vaciado de los depósitos existentes aguas arriba, los contaminantes llegarán a la EDAR con composición diferente a la de tiempo seco y que esto también va a tener un efecto significativo sobre los rendimientos de un biológico.

En el caso de la materia orgánica esto se refleja en que las fracciones fácil y difícilmente biodegradable varían, por lo que el equilibrio del proceso se puede ver seriamente alterado. Es normal observar que relaciones DQO/DBO₅ tienden a aumentar en tiempo de lluvia, por lo que el afluente a tratar será menos biodegradable. En términos de DQO se puede decir que aumenta la contaminación inerte en suspensión durante un suceso de lluvia, que si el tratamiento primario está sobrecargado hidráulicamente, pasará con más facilidad hasta el biológico y hará que los procesos de biodegradación se ralenticen.

Las proporciones de los compuestos del nitrógeno también varían. Es común que las aguas residuales en tiempo de lluvia transporten una punta significativa de amonio. También se han observado cambios en las proporciones de nitrógeno orgánico soluble y en forma particulada. Además, podrían aparecer nitritos y nitratos, probablemente debido a una mayor aireación en la red por las concentraciones de oxígeno disuelto que puede aportar el agua lluvia.

Normalmente las plantas operan por debajo de su capacidad de oxidación de materia orgánica y/o amonio, por lo que tienen suficiente capacidad de aireación para amortiguar la probable sobrecarga de contaminación ocasionada por los sucesos de lluvia, pero, de todas formas, deben hacerse comprobaciones al respecto.

Además, las aguas llegan a la EDAR con niveles de oxígeno disuelto más elevados al incorporar el aportado por las aguas de lluvia, aunque el consumo durante el transporte puede haber sido intenso y la reaeración en los conductos normalmente es muy baja. La llegada de aguas más oxigenadas y con cargas orgánicas más bajas, en determinados momentos, puede hacer inviable la generación de zonas anóxicas y anular la desnitrificación en ciertos tipos de procesos biológicos.

Un problema contrario lo representan las aguas totalmente sépticas que llegan a la EDAR procedentes del vaciado de depósitos en los que el agua ha estado retenida. Esta agua ha podido estar almacenada durante días, ya ha agotado todo el oxígeno y se han puesto en marcha cinéticas anaerobias.

3.3. LOS TRATAMIENTOS SECUNDARIOS Y LOS FLUJOS TRANSITORIOS

Así como un mayor TRH en las etapas de la línea de agua favorece la recuperación del estado estacionario de una EDAR y de sus procesos, en el caso del proceso biológico el tiempo de retención celular, TRC, es una variable relacionada con la tolerancia o la capacidad de recuperación de estos procesos ante vertidos o descargas inesperadas y de cierta entidad.

Los procesos con mayor TRC ofrecen una mayor elasticidad y capacidad de amortiguamiento. En un sistema con bajo TRC un sustrato orgánico de difícil biodegradación, o incluso un sustrato muy biodegradable pero extraño al proceso, pasará a través del reactor. La capacidad teórica de un tratamiento biológico para responder a un nuevo sustrato dependerá solamente de la intensidad de la exposición inmediata del organismo (carga de choque) y de su historia de exposición a ese sustrato. Sobrecargas repentinas de un único sustrato pueden pasar por el reactor sin que se entere el proceso, a pesar de ser un cultivo aclimatado si éste fue aclimatado a bajas concentraciones de sustrato.

Así, por ejemplo, en el caso de un proceso de fangos activos convencional (media carga) se puede hablar de tiempos de 12 a 24 horas para recuperar el 90% del equilibrio frente a variaciones de caudal y de 15 a 30 días para alcanzar el 90% del equilibrio de la biomasa frente a variaciones de carga contaminante.

Por otra parte, el tratamiento biológico podría verse sometido a sobrecarga hidráulica. Esta sobrecarga se produciría bien porque se diseñó para un caudal máximo superior al caudal punta de tiempo seco (se trataría de una sobrecarga "controlada"), o porque en una determinada EDAR fallasen los sistemas de regulación de caudal. En todo caso es necesario diferenciar los posibles efectos de una sobrecarga hidráulica teniendo en cuenta el tipo de proceso biológico.

Al aumentar el caudal en un proceso de biomasa en suspensión disminuye el tiempo de retención hidráulica del reactor y se puede provocar que la biomasa sea arrastrada fuera del reactor (lavado del reactor) hacia el decantador secundario. Si este lavado llegara a ocurrir, una vez se haya vuelto a situación de tiempo seco, e incluso durante el propio suceso de lluvia, podría aumentar la relación alimento a microorganismos, o carga másica. Un aumento significativo de la carga másica implica una pérdida de rendimiento del reactor. Por otra parte, el mantenimiento de una concentración de SSLM más elevada de lo necesario para el correcto funcionamiento del proceso incrementará el potencial de pérdida de biomasa durante la sobrecarga hidráulica (US-EPA, 2004), lo cual tampoco es interesante respecto a los rendimientos. La sobrecarga hidráulica en el reactor se traslada al decantador secundario y se puede producir un escape de sólidos en el efluente, con lo que la DQO o DBO asociada de estos sólidos deteriorará el rendimiento produciendo un efluente de peor calidad.

En general, los procesos de fangos activos que mejor respuesta tienen frente a las situaciones de lluvia son los de baja carga másica, pues se diseñan con elevada capacidad de oxigenación y elevados tiempos de retención hidráulica y celular. Así se mitiga la posible pérdida o lavado de biomasa. La variante de alimentación escalonada se suele usar para afrontar incrementos de la carga orgánica, pero principalmente proporciona más capacidad para manipular excesos de caudal.

El óptimo diseño y explotación de los decantadores secundarios es clave para el rendimiento de los procesos de biomasa en suspensión. Un aumento, por ejemplo, de la velocidad ascensional al doble puede multiplicar por cuatro la concentración de sólidos suspendidos en el efluente del decantador (Lijklema y Tyson, 1993).

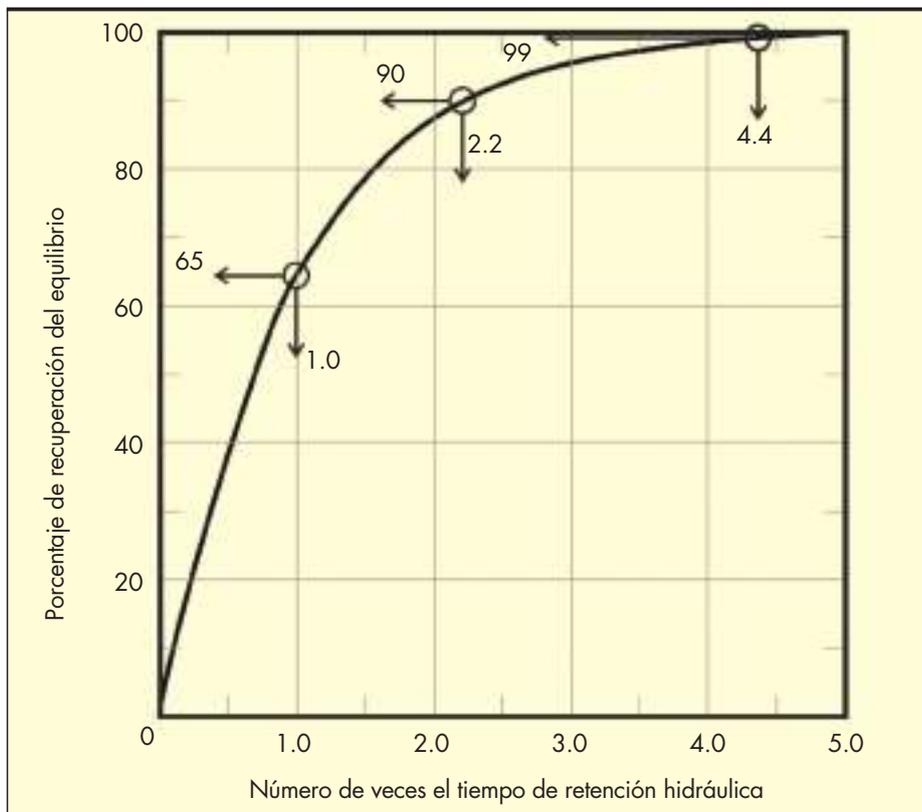


FIGURA 8. Respuesta de los sistemas de mezcla completa ante cambios en las concentraciones del afluente (WEF-ASCE, 1998).

Es muy significativa la influencia de una sobrecarga hidráulica sobre la decantación secundaria. Con la llegada de la punta de caudal el nivel del manto de fangos puede comenzar a elevarse y se empieza a perder sólidos en el efluente, sobre todo en decantadores poco profundos. El ascenso del manto de fangos se produce tanto por la perturbación hidráulica, que puede expandir el lecho, bajando su concentración, como por la mayor carga de sólidos que debe manejar. Particularmente en procesos de baja carga másica, que tienen un flóculo más ligero, se empieza a perder biomasa al no ser retenida en el decantador secundario, disminuyendo al mismo tiempo la calidad del efluente.

Además, la "pérdida" de flóculos en el efluente del decantador repercute sobre el funcionamiento del reactor ya que modificará la edad del fango. Si la edad del fango disminuye (salen más kg de sólidos con el efluente del decantador) el rendimiento del proceso biológico disminuye.

Al mismo tiempo que consigue la clarificación del agua, el decantador secundario debe lograr un cierto espesamiento del fango, necesario para la operación de recirculación de fangos al reactor. El mayor contenido de partículas inorgánicas en las aguas de lluvia puede favorecer el espesamiento del fango en el decantador secundario. Si se consiguiera un cierto almacenamiento de fangos (manto de fangos en el decantador secundario) se podría aumentar la recirculación real al reactor para mantener una concentración de SSLM adecuada, incluso con caudales afluentes al proceso elevados. Hay que destacar que la tasa de recirculación de fangos secundarios es objeto de permanentes ajustes durante la explotación de un proceso de biomasa en suspensión, ya que debe estar en concordancia con las características del agua residual, la sedimentabilidad del fango, y la cinética de la biomasa. Por lo tanto, tener claro cuándo hay que aumentar o reducir el caudal de recirculación de fangos puede ayudar a maximizar la capacidad del tratamiento secundario durante los periodos de sobrecarga hidráulica en tiempo de lluvia.

El diseño de los decantadores y la estrategia de explotación de la recirculación es muy importante para evitar el lavado y arrastre del fango. Las puntas de caudal se pueden alargar, como ya se ha comentado, por el vaciado de los depósitos de tormenta aguas arriba, agravando los problemas ahora citados. La mejora obtenida por el almacenamiento aguas arriba se puede ver anulada o disminuida al perder eficiencia la EDAR.

Como prevención se tiende al diseño de decantadores secundarios más profundos (5 a 6 metros de calado efectivo) para evitar que el manto de fangos se vea perturbado. En Alemania los decantadores secundarios se diseñan para caudal máximo de tratamiento en tiempo de lluvia teniendo en cuenta el IVF (índice volumétrico de fangos) y el tiempo de compresión del fango. Con velocidades ascensionales menores de 0.5 m/h las concentraciones de SS en el efluente no deberían superar los 20 mg/L.

En los procesos de eliminación biológica de nitrógeno (nitrificación y desnitrificación) y fósforo basados en biomasa en suspensión son aplicables las consideraciones hechas anteriormente para el tratamiento secundario por fangos activos.

En los procesos de nitrificación el parámetro fundamental es la edad del fango aerobio. Para la desnitrificación se utilizan tasas de reacción para calcular el volumen del reactor. En el tanque de desnitrificación (pre o post nitrificación) la DBO disponible se debe compensar con los nitratos eliminados. Un diseño aconsejable es la colocación de turbinas de aireación en todos los tanques, tanto aerobios como anóxicos, porque hay una mayor flexibilidad de explotación frente a las variaciones de temperatura, optimizando el gasto de

energía, el mantenimiento de la biomasa nitrificante y los rendimientos del proceso.

Durante las puntas de caudal los procesos de nitrificación y desnitrificación se pueden ver muy alterados; en dichos momentos las cargas de nitrógeno amoniacal en redes unitarias se incrementan notablemente. Este fenómeno se puede acentuar si no hay suficiente capacidad de aireación en los reactores y si disminuye la biomasa disponible por arrastre. El vertido de nitrógeno amoniacal en el efluente del proceso depende, sobre todo, del tiempo de retención de sólidos del mismo (Kappeler y Gujer, 1993). El impacto sobre el proceso es mayor cuanto mayor es el caudal admitido en tiempo de lluvia; parece que los episodios lluviosos más frecuentes no afectan de forma duradera a la capacidad de nitrificación. De una a dos horas después del suceso de lluvia se vuelve a obtener los valores normales de concentración en el efluente para tiempo seco.

Una vez superadas las puntas de nitrógeno amoniacal de los primeros flujos es normal que las concentraciones de nitrógeno amoniacal descendan, por lo que en el efluente las concentraciones también disminuyen llegando a compensar la pérdida de eficacia en la nitrificación-desnitrificación. Cuando la capacidad de almacenamiento en red es importante las puntas de nitrógeno amoniacal quedan diluidas en los depósitos y a la EDAR llegan concentraciones muy bajas de nitrógeno amoniacal durante todo el vaciado. Cuando el vaciado dura días el nitrógeno orgánico particulado puede amonificarse.

Los procesos de eliminación de nutrientes se ven alterados también por la variación de otros parámetros tales como la temperatura, la alcalinidad, el pH o la conductividad. El agua de lluvia es frecuentemente más fría que el agua residual doméstica y la nitrificación es muy sensible a la temperatura. La temperatura del agua puede descender 1 ó 2 grados fácilmente. La evolución de la conductividad es típica de los sucesos de tormenta. Bertrand-Krajewski, et al. (1994), apuntan en sus estudios la aparición de rápidos descensos de los valores conductividad de tiempo seco, pasando de valores entre 0.5 y 1 mS/cm a valores por debajo de 0.3 mS/cm en sucesos de lluvia; de hecho utilizaron esta variación como sistema de detección de la llegada de puntas hidráulicas por lluvia. En muy raras circunstancias el pH/alcalinidad pueden generar niveles de daño graves. La nitrificación se inhibe para pH de 6.5 y se paraliza completamente para un pH de 5.7. Posibles vertidos industriales asociados a sucesos de lluvia podrían alterar el proceso biológico. Las alcalinidades altas podrían reducirse por precipitación del hierro y por la muy baja alcalinidad del agua de lluvia.

En el caso de la desnitrificación, la disminución del carbono orgánico fácilmente asimilable junto con la menor nitrificación obtenida en el proceso anterior y la disminución del tiempo de retención hidráulica en el reactor de desnitrificación (lo cual puede estar potenciado por el aumento de la recirculación para mantener una concentración adecuada de biomasa en los reactores) provocan una alteración del funcionamiento del proceso (produciendo un aumento de las concentraciones de nitratos en el efluente del proceso).

Los procesos de eliminación biológica del fósforo quedan afectados durante los sucesos de lluvia porque la mayor concentración de oxígeno disuelto entrante al reactor anaerobio, la mayor concentración de nitratos (al empeorar la desnitrificación) en el flujo de fangos recirculados al reactor anaerobio y la disminución del tiempo de retención hidráulica en dicho reactor, provocan una peor disolución del fósforo lo que produce una menor reabsorción en el reactor aerobio, disminuyendo así el rendimiento de eliminación de fósforo.

Los procesos biopelícula (biomasa fijada a un soporte o relleno del reactor), son menos sensibles a las sobrecargas | hidráulicas en tiempo de lluvia que los procesos de biomasa en suspensión, ya que no presentan los graves pro-

Proceso/ Operación	Problema	Estrategia
Rejas y tamicés	<p>Atascamiento por exceso de residuos. La producción de residuos se multiplica por 5 y hasta por 10. Puede provocar:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Activación de DSU aguas arriba por elevación de la lámina de agua. • Arrastre de residuos a su través por exceso de velocidad. • Activación de by-pass. • Rebose de contenedores de residuos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Poner todas las unidades en servicio: el rango de velocidades en canales de desbaste va de 0,3 a 0,9 m/s. Alguno(s) puede(n) quedar fuera de servicio en tiempo seco. • Limpieza periódica: mantener la máxima capacidad hidráulica de canales, sin arenas ni sedimentos. • Preparar contenedores: que estén vacíos, o incrementar el número si fuera necesario.
Desarenado	<p>La producción de arenas multiplica por 2 y hasta por 20:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sobrecarga e interrupción de los desarenadores. • Arrastre masivo de arena hacia etapas de proceso posteriores. • Obstrucción de canales y conductos. • Rebose de contenedores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción en origen: limpieza regular de la red de colectores y pozos. • Todas las líneas en servicio: puede haber más líneas de las necesarias (por velocidad ascensional). Se reduce la carga sobre los equipos de extracción de arena. • Control de la velocidad de paso: <ul style="list-style-type: none"> ◦ En aireados: reduciendo o parando la aireación. ◦ En dinámicos: ajuste de velocidad y del ángulo de las palas de rotor. Se puede incluir deflectores. ◦ Vertedero proporcional: rediseño del vertedero (si hubiera profundidad disponible). • Eliminar arena en continuo: los sistemas (bomba air-lift, tornillo, etc.) suelen funcionar temporizadamente. La acumulación puede ser excesiva, esto puede, por ejemplo, llenar la tolva y obturar el tubo de extracción. Esto se puede evitar poniendo el sistema de extracción y clasificación a funcionar en continuo. También, funcionamiento en continuo de hidrociclones. El desarenado hidrociclónico es más eficaz cuando la concentración de arenas es menor que 1%. • Preparar contenedores: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Tener los contenedores vacíos. ◦ Aumentar la frecuencia de vaciado. ◦ Instalar contenedores adicionales.

TABLA 4. Problemas y posibles estrategias de explotación del pretratamiento durante los sucesos de lluvia.

Proceso/ Operación	Problema	Estrategia
Decantación primaria	<ul style="list-style-type: none"> • Menor eliminación de SS (y DBO), por mayor velocidad ascensional. • Alta carga de sólidos de primer lavado: eleva el manto de lodos. • Arrastre de sólidos del manto: aumento de SS en el efluente. • Carga de arena y residuos por sobrecarga del pretratamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Puesta en marcha de todas las unidades: en caso de exceso de unidades en tiempo seco. Tener un tanque vacío para el primer lavado (fuera de línea o en línea). • Equi-reparto de caudal: buscando la misma eficiencia en cada unidad. Nivelar vertederos en las arquetas, colocar deflector (en su caso). • Instalación de deflectores: tipo Crosby para evitar arrastre de lodos por corrientes preferenciales (incluso ponerlos por defecto). • Modificaciones de vertederos: aumento de longitud para minimizar la carga hidráulica. Comprobar nivelación. • Alimentación discontinua de lodos secundarios. Parar esa recirculación en tiempo de lluvia. • Adición de reactivos (F-Q) para mejora de rendimientos: <ul style="list-style-type: none"> ◦ SS: de 50-70 a 80-90 % ◦ DBO: de 25-40 a 50-80 % ◦ Ensayos de Jar-test ◦ Podría aumentarse la velocidad ascensional: mayor capacidad hidráulica • Incorporar nuevos criterios de diseño: mayores calados, control del nivel del manto de lodos. • Modificación tecnológica: implantar decantadores de alta tasa, por ejemplo: lamelares, se reduce drásticamente la superficie ocupada (un 30 a 50 %).

TABLA 5. Problemas y posibles estrategias de explotación de la decantación primaria durante los sucesos de lluvia.

Proceso/Operación	Problema	Estrategia
Fangos activos	<ul style="list-style-type: none"> Lavado de biomasa de reactor y decantador. Sobrecarga del reactor por sedimentos y lodos primarios. Sobrecarga eléctrica de turbinas por mayor calado. Reducción del TRH: menor rendimiento DBO. 	<p>Para minimizar el lavado de SSLM:</p> <ul style="list-style-type: none"> Modificar el modo de funcionamiento: la aireación escalonada y el modo contacto-estabilización producen una menor carga de sólidos sobre el secundario y por lo tanto menos fuga de SS efluente. Ajuste de recirculación de lodos: <ul style="list-style-type: none"> Incrementar cuando: <ul style="list-style-type: none"> Bajo contenido de SSLM. Nivel elevado del manto de lodos en el decantador secundario. Parte de la aireación, de la zona más próxima a la salida del biológico, se interrumpe para almacenar lodos en el reactor. Reducir cuando: <ul style="list-style-type: none"> Bajo nivel de manto de lodos: se almacenan sólidos en el decantador. Carga de sólidos al máximo y manto de lodos con el nivel bajo-medio. Por defecto mantener baja la concentración de SSLM: <ul style="list-style-type: none"> El proceso de lodos activos no se debería utilizar para almacenar fangos en exceso, pues aumenta el riesgo de lavado de lodos viejos con mala sedimentabilidad y más susceptibles a ser arrastrados en el decantador. Control de filamentosas ("bulking"): <ul style="list-style-type: none"> Produce mala sedimentabilidad (IVF > 150-200 mL/g). Controlar OD; equilibrar nutrientes; reducir el TRC; de ser posible zona pre-anóxica; "in extremis" clorar la recirculación de lodos. Conservación biomasa (si lo anterior no fuera suficiente): <ul style="list-style-type: none"> Retener sólidos en la cuba, mediante control de la aireación (on+off). Detener turbinas próximas a la salida del efluente para acumular SS y reducir carga de sólidos a decantador. Supone una pérdida temporal de eficacia.
Reactores biopelícula	<ul style="list-style-type: none"> Reducción del TRH: menor rendimiento Elevación de la carga hidráulica: <ul style="list-style-type: none"> Mayor desprendimiento En lechos bacterianos: mayor rpm y menor SK, incremento del espesor de biopelícula, es decir, menor rendimiento. 	<ul style="list-style-type: none"> Minimizar o detener recirculación a lechos bacterianos o biodiscos. Ajustar velocidad de giro de brazos (lecho bacteriano): instalar más brazos, más orificios de descarga, motorizar los brazos de lechos bacterianos. Explotación en paralelo de lechos bacterianos que funcionen normalmente en serie.
Decantación secundaria	<ul style="list-style-type: none"> Sobrecargas: hidráulica y de sólidos. Elevación del manto de lodos. Arrastre de lodos por mayor carga hidráulica sobre vertederos. 	<ul style="list-style-type: none"> Puesta en marcha de todas las unidades: ídem a decantación primaria. Equi-reparto de caudales: ídem a decantación primaria. Instalar deflectores: ídem a decantación primaria. Cambios en vertederos: para reducir carga hidráulica. Adición de reactivos: polímeros. Otras tecnologías: lamelares para reactores biopelícula. Incorporar nuevos criterios de diseño: IVF, nivel del manto de lodos, calados, etc.

TABLA 6. Problemas y posibles estrategias de explotación del secundario durante los sucesos de lluvia.

blemas derivados del lavado de la biomasa del reactor como consecuencia de la sobrecarga hidráulica. No obstante, la sobrecarga hidráulica puede producir un cierto lavado debido al desprendimiento erosivo de biopelícula como consecuencia de los mayores esfuerzos hidrodinámicos a los que se ve sometida. De hecho, una estrategia clásica en la explotación de reactores biopelícula consiste en provocar desprendimientos erosivos intensos de biopelícula mediante la recirculación a elevada tasa del efluente clarificado.

En caso de que los reactores biopelícula estén muy ajustados de diseño en cuanto a tiempo de retención hidráulica los aumentos de caudal provocarían la disminución del rendimiento. Durante los excesos de caudal puede dejarse de recircular agua tratada para dar facilidades a la asimilación de la sobrecarga hidráulica.

Como soluciones de tratamiento secundario para hacer frente a las situaciones de lluvia se ha planteado la utilización de procesos extensivos, es decir, de gran ocupación de espacio (lagunas, humedales); procesos de baja carga; almacenamiento de biomasa en depósitos aireados o en el propio proceso; disposición de procesos en serie que pasan a funcionar en paralelo en tiempo de lluvia; etc. El mantenimiento de la biomasa activa y los problemas biológicos derivados de la carga variable sobre el proceso son importantes cuestiones a resolver para diseñar sistemas adaptados a las situaciones intermitentes de tiempo de lluvia / tiempo seco.

A modo de resumen, las Tablas 4 a 7 presentan una visión general de las potenciales estrategias de explotación para enfrentarse a determinados problemas en las EDAR durante los periodos de caudales altos provocados por las estrategias de gestión de aguas pluviales.

Proceso/Operación	Problema	Estrategia
Afina: filtración	<ul style="list-style-type: none"> • Lavado de lodos en exceso desde los decantadores secundarios: se reduce la carrera de filtración. • Sobrecarga hidráulica: aumenta la velocidad de pérdida de carga en el filtro por rozamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Puesta en marcha de todas las unidades. • Retrolavado previo a la llegada de la punta. • Reducción del tiempo de lavado. • Reducción del manto de lodos en el decantador secundario para minimizar la sobrecarga de sólidos al filtro.
Desinfección	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción del tiempo de contacto. • Aumento de los SS efluente del secundario (o de la filtración). 	<ul style="list-style-type: none"> • En caso de cloración: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Regular la dosis de cloro para tiempo de contacto menor de 15 minutos. ◦ Optimizar mezcla del cloro en el punto de aplicación. ◦ Aumentar relación largo/ancho del canal de cloración (10:1 a 40:1). • En caso de radiación UV: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Puesta en servicio de todas las unidades. ◦ Comprobar que funcionen balastos y lámparas. ◦ Limpieza de las lámparas previa a la tormenta.

TABLA 7. Problemas y posibles estrategias de explotación del terciario durante los sucesos de lluvia.

Proceso/Operación	Problema	Estrategia
Línea de lodos	<ul style="list-style-type: none"> • Exceso de lodos de primer lavado. • Reduce la eficacia de digestores y/o filtros. • Retornos con elevada concentración de SS. • Mala deshidratación en eras de secado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reducir lodo acumulado antes de la lluvia: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Aprovechar: digestores, tanques de almacenamiento de lodos, espesadores por gravedad, eras de secado y cualquier otro proceso donde se pueda evacuar lodos. ◦ Se tendrán menos retornos (p.e.: de digestores si se reduce el nivel) y menos cargados. • Métodos alternativos de eliminación de lodos: p.e.: contratar gestor para la época de lluvia.

TABLA 8. Problemas y posibles estrategias de explotación de la línea de lodos durante los sucesos de lluvia.

4. CONCLUSIONES

Las nuevas estrategias de gestión de las aguas pluviales en los sistemas de saneamiento unitario implican el tratamiento de mayores volúmenes de agua en la EDAR con flujos de contaminación asociados de características muy variables y carácter claramente transitorio. Estos flujos provocan en la EDAR perturbaciones muy importantes si no ha sido diseñada o adaptada para su gestión.

La integración del funcionamiento de la EDAR, con sus capacidades y limitaciones, debe ser tenida en cuenta cuando se diseña la estrategia de control y tratamiento de DSU en la red de saneamiento, y a la inversa.

Los procesos biológicos de depuración basados en biomasa en suspensión son los más susceptibles a sobrecargas hidráulicas, a las oscilaciones en los flujos máxicos y a las características y proporciones en que se presentan los contaminantes. Estas variaciones deberán ser tenidas en cuenta cuando se seleccione y dimensione el proceso. Adaptaciones relativamente sencillas y estrategias de gestión de la biomasa en suspensión adecuadas permiten que los reactores biológicos asuman puntas de caudal superiores a las habituales sin una merma significativa de los rendimientos.

La incorporación de líneas de proceso específicas para flujos en tiempo de lluvia también es una alternativa posible que permite cumplir objetivos de vertido a la depuradora.

Un aspecto no tratado en este artículo, pero no menos importante, y que por supuesto condicionará la bondad de la es-

trategia adecuada, es el análisis de costes de explotación y mantenimiento de las mismas, que deberá ser estudiado de forma detallada.

5. BIBLIOGRAFÍA

- A.T.V. 1992. Standards for the Dimensioning and Desing of Stormwater Structures in Combined Sewer. ATV-STANDARD A-128. Alemania.
- Bertrand-Krajewski, J.L.; Lefevre, M., et al.; 1994. Flow and pollutant measurements in a combined sewer system to operate a wastewater treatment plant and its storage tank during storm events. *Water Science & Technology*, Vol. 31, Nº 7, págs. 1-12.
- B.S. 1987. Guide to new sewerage construction. Part I. British Standard Sewerage 8005. British Standards. 57 págs.
- C.E.D.E.X. 2007, Guía técnica sobre redes de saneamiento y drenaje urbano. Serie Azul, Manuales y Recomendaciones, R17, 635 p., 3ª ed., ISBN: 978-84-7790-491-5, NIPO: 163-09-032-1.
- C.H.N. (1995). Especificaciones técnicas básicas para proyectos de conducciones generales de saneamiento. Dirección General de Obras Hidráulicas, MOPTMA. 33 págs.
- F.W.R. 1998. Urban Pollution Management (UPM2). A planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather. 2nd Ed. Foundation for Water Research. Londres.
- F.W.R. 2012. Urban Pollution Management (UPM). A planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather. 3rd Ed. Foundation for Water Research. Londres.

ges during wet weather. 3rd Ed. Foundation for Water Research. Londres.

I.T.O.H.G. 2008. Instrucciones Técnicas para Obras Hidráulicas en Galicia. Augas de Galicia.

Kappeler, J.; Gujer, W. 1993. Influence of operating problems in wastewater treatments plants on the interactions between sewers, treatment plant and receiving water; Wat. Sci. Tech.; Vol. 27, pp 199-203, IAWQ.

Lijklema, L., Tyson, J.M.; 1993. Urban water quality: interactions between sewers, treatment plants and receiving waters. Wat. Sci. Tech.; Vol 27; Nº 5-6; pp 29-33, IAWQ.

M.M.A. 2002. Asistencia técnica para la redacción de una experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta, en varios municipios españoles. Informe final. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Subdirección General de Tratamiento y Control de Calidad de las Aguas. Madrid. Desarrollado por Infraestructura y Ecología, S.L., y el GEAMA de la Universidade da Coruña.

N.R.A. 1995. Calculation of river needs consents. A guide and reference for setting discharge standards that aim to achieve river quality objectives. National Rivers Authority. Bristol

Puertas, J.; Suárez, J.; Anta, J. 2008. Gestión de las aguas pluviales: implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano. Editorial CEDEX, 600 págs. ISBN: 978-84-7790-475-5.

Ranchet, J.; Ruperd, Y. 1983. Moyens d'action pour limiter la pollution due aux eaux de ruissellement en système séparatif et unitaire. Synthèse bibliographique. Cuarta parte. Trib. Cebedeau. Nº 473, 36, págs.157-175.

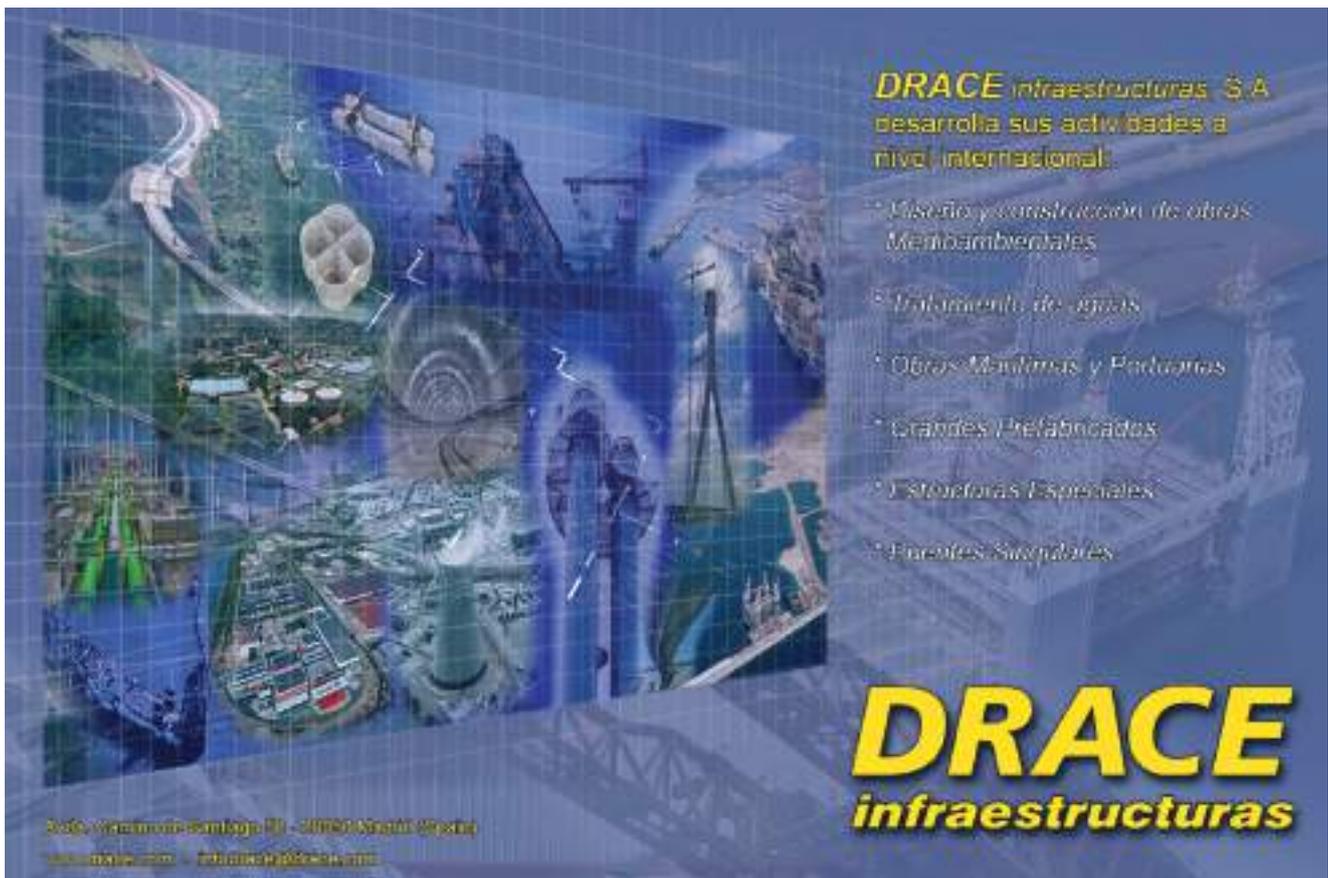
SOSTAQUA. 2009. Desarrollos tecnológicos para un ciclo urbano del agua autosostenible - Línea de trabajo: 3.- Valorización de aguas pluviales. Entidad financiadora: CDTI – Convocatoria Proyectos CÉNIT; Entidades participantes: CLABSA, AGBAR, EMUASA, Organismo de Investigación: Universidade da Coruña; duración 2007-2009.

Temprano, J.; Suárez, J.; Tejero, I. 1997. Contaminación en redes de alcantarillado urbano en tiempo de lluvia: control de vertidos. Revista de Obras Públicas, Nº 3361, págs. 47-57.

Torres, D.; Jácome, A.; Suárez, J. et al. 2011. Performance of wastewater treatment plants in small communities less than 1500 p-e. 3rd International Congress – Wastewater in Small Communities. Towards the Water Framework Directive (WFD) and The Millenium Development Goals (MDG); CENTA – Fundación Nuevas Tecnologías del Agua – Ministerio de Medio Ambiente – AECID; Sevilla (España).

US-EPA. 2004. Report to Congress: impacts and control of CSOs and SSOs. Appendix L Technology Descriptions. EPA 833-R-04-001. Washington, D.C.

WEF – ASCE. 1998. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, 4th ed., Vol. I, Water Environment Federation (Alexandria, VA) and the American Society of Civil Engineering (New York, NY).



DRACE Infraestructuras S.A
desarrolla sus actividades a
nivel internacional:

- Diseño y construcción de obras Medioambientales
- Tratamiento de aguas
- Obras Marítimas y Portuarias
- Grandes Prefabricados
- Estructuras Especiales
- Puentes Suspensos

DRACE
infraestructuras

Rufo, Valentín - Santiago 10 - 28002 Madrid España
www.drace.com - info@drace.com

PASADO PRESENTE Y FUTURO DEL AGUA



● Empresa de GS E&C especializada en las actividades de Medio Ambiente, asociadas al tratamiento del agua. Diseño, Tecnología, Construcción, Financiación, Operación y Mantenimiento.

● Uno de los líderes mundiales en concesión de agua de mar y agua residual

● Fuerte presencia y actividad internacional

Aguas residuales
Aguas potables
Aguas industriales
Aguas reutilizadas
Aguas de mar y salobres
Operación y Mantenimiento
Secado térmico de fangos

Innovación

Excelencia

Crecimiento



Paseo de la Castellana, 259 D, Torre Espacio, 28046 Madrid, Spain
tel: +34 913 484 900
<http://www.inima.es>

Digestión aerobia termófila autosostenida (ATAD) en dos escenarios con higienización y diferentes grados de estabilización

ANA MARTA LASHERAS AÑON (*), LUCÍA SOBRADOS BERNARDOS (**),
JUAN GARCÍA GANUZA (***) y JAIRO GÓMEZ MUÑOZ (****)

RESUMEN La U.S. EPA considera la digestión aerobia termófila autosostenida (ATAD) como un “tratamiento de fangos avanzado” cuando se opera bajo ciertas condiciones de alimentación y temperatura. Este trabajo presenta los resultados experimentales y las conclusiones obtenidas en un digestor ATAD a escala real, con un volumen útil de fango de 215 m³, situado en la EDAR de Tudela (Navarra). La operación del reactor se ha realizado en dos escenarios: a) 5 días de tiempo de retención como tratamiento para reducir patógenos, que podría necesitar una etapa de estabilización posterior; b) 10 días de tiempo de retención, condiciones en las que se obtiene además un grado de estabilización suficiente en el fango tratado, por lo que puede considerarse un tratamiento completo.

En cada uno de los escenarios se ha evaluado el grado de estabilización del fango (a través de la reducción de materia orgánica), la reducción de microorganismos patógenos y las características y biodegradabilidad de la parte filtrada para evaluar la repercusión de su retorno a la línea de aguas de la EDAR.

Durante todo el periodo experimental, el proceso ATAD ha demostrado una gran versatilidad para obtener diferentes grados de estabilización del fango manteniendo siempre una elevada reducción de microorganismos patógenos.

AUTOTHERMAL THERMOPHILIC AEROBIC DIGESTION (ATAD) IN TWO SCENARIOS WITH HYGIENISATION AND DIFFERENT STABILITY DEGREES

ABSTRACT ATAD is considered by the U.S. EPA as an “advanced sludge treatment”, which implies a hygienisation process when it is operated under certain feeding and temperature conditions. This paper shows the experimental results and conclusions obtained in a 215 m³ full-scale ATAD reactor while it was operated in two scenarios: as a hygienisation process (5 HRT) and as the single stage sludge treatment (10 d HRT). In both cases, the ATAD process has shown high versatility in obtaining different stability degrees of the treated sludge and a high reduction of pathogenic microorganisms.

Palabras clave: Digestión Aerobia Termófila Autosostenida (ATAD), Tratamiento de fangos, Estabilización de fangos, Higienización, Reducción de patógenos.

Keywords: Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion (ATAD), Sludge treatment, Sludge Stabilization, Hygienisation, Sewage Sludge Treatment, Pathogen Reduction.

Los resultados obtenidos han sido completados y validados en un trabajo experimental realizado en el marco de un convenio de colaboración establecido entre el Centro de Estudios Hidrográficos (C.E.H.) del CEDEX y Navarra de

Infraestructuras Locales S.A. (NILSA): “Estudio para el establecimiento de criterios de estabilización e higienización de fangos procedentes de una estación de aguas residuales”.

(*) Licenciada en Ciencias Químicas. Directora de Operación y Mantenimiento Zona II. Navarra de Infraestructuras Locales, S. A. (NILSA). Pamplona, Spain. E-mail: amlasheras@nilsa.com

(**) Dra. en CC. Químicas. Coordinador de Programa Técnico Científico. Área de Tecnología del Agua. Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Madrid. Spain. E-mail: lucia.sobrados@cedex.es

(***) Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Director Técnico. Navarra de Infraestructuras Locales, S. A. (NILSA). Pamplona, Spain. E-mail: jgarcia@nilsa.com

(****) Dr. Ingeniero Industrial. Técnico de Operación y Mantenimiento Zona II. Navarra de Infraestructuras Locales, S. A. (NILSA). Pamplona, Spain. E-mail: jgomez@nilsa.com

1. INTRODUCCIÓN

Una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) consta de dos líneas de tratamiento diferenciadas: la línea de agua y la línea de fangos. En general, la línea de agua está diseñada para eliminar una carga orgánica determinada, con el objetivo de conseguir una calidad en el efluente adecuada para el medio receptor. La línea de fangos debería seguir el mismo criterio y ser diseñada teniendo en cuenta las características del fango generado en los diferentes procesos de la línea de agua, el destino final del mismo y el impacto que sus retornos puedan tener en el tratamiento biológico de la línea de agua cuando estos son enviados a cabecera de planta.

En una EDAR, el costo del tratamiento del fango, incluyendo su destino final, puede llegar a alcanzar el 50% de los costes de operación totales de la planta. Así pues, una inapropiada elección de los procesos de tratamiento en la línea de fangos y/o una ineficiente operación de los mismos, puede poner en entredicho la sostenibilidad económica y medioambiental de la EDAR.

En este contexto, la digestión aerobia termófila autosostenida (ATAD) puede ser una buena opción para plantas de pequeño y mediano tamaño, en las que la cantidad de fango producido no es suficiente para implementar procesos con recuperación de energía (digestión anaerobia). Normalmente, cuando el fango generado en plantas pequeñas es tratado en otras de mayor tamaño, es necesario que tenga lugar un almacenamiento de dicho fango debido a la propia logística del transporte del mismo. Durante este almacenamiento tiene lugar una reducción de sólidos volátiles (SV), lo que conlleva una considerable disminución en la producción de gas cuando ese fango es tratado mediante un proceso de digestión anaerobia. No obstante, es necesario puntualizar que en cada caso particular debe realizarse un estudio técnico y económico para determinar la mejor opción.

Buscando la mejor solución, tanto técnica como económica, para el tratamiento del fango generado en la Comunidad Autónoma de Navarra, donde hay en operación más de 80 plantas con tamaños comprendidos entre 200 y 80.000 habitantes equivalentes, Navarra de Infraestructuras Locales S.A. (NILSA) llevó a cabo un estudio comparando diferentes configuraciones de la línea de tratamiento del fango. El proceso más ventajoso para NILSA resultó ser la implementación de reactores ATAD en las plantas de mayor tamaño, donde tratar también el fango producido en las de menor tamaños de los alrededores (García *et al.* 2007). Así, en la actualidad, hay operando 9 reactores ATAD en 6 plantas diferentes, donde el fango generado en las EDAR aledañas es tratado de forma centralizada.

Una de las ventajas del proceso ATAD estriba en que garantiza una calidad sanitaria del fango, ya que es capaz de

cumplir con los requisitos de reducción de patógenos descritos en la U.S. EPA (1992), dando lugar a un producto con suficiente grado de higienización cuando el proceso trabaja bajo ciertas condiciones de operación.

En este artículo se exponen los resultados experimentales y las conclusiones obtenidas en un reactor ATAD a escala real, con un volumen útil de 215 m³ de fango, trabajando bajo dos estrategias de operación diferentes: 5 días de tiempo de retención, con el objetivo de reducir los patógenos presentes en el fango (bajo esta condición el fango puede necesitar un tratamiento de estabilización posterior antes de su disposición final) y 10 días de tiempo de retención, tiempo con el que es posible alcanzar un nivel de estabilización suficiente (tratamiento único).

En ambos casos, se han analizado la reducción del contenido en materia orgánica del fango (como aproximación al grado de estabilidad), la reducción de microorganismos patógenos y las características de los retornos de deshidratación. Los resultados obtenidos han sido completados y validados en planta piloto durante un proyecto de investigación llevado a cabo entre el Centro de Estudios Hidrográficos (C.E.H.) del CEDEX y NILSA.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Reactor a escala real. Este estudio ha sido realizado en uno de los dos digestores a escala industrial diseñados por NILSA, que actualmente se encuentran en operación en la EDAR de Tudela (Navarra). El digestor es un depósito completamente agitado (CSTR), construido de hormigón y tiene un volumen efectivo de 350 m³, aunque durante este estudio se ha trabajado con 215 m³ de fango. La aireación del reactor se lleva a cabo mediante un jet, que toma tanto aire externo como aire de la cúpula (recirculado) y espumas de la parte superior del digestor (patente española P200500284) (Figura 1). La recirculación tiene dos objetivos: por un lado, la recirculación de aire aumenta la transferencia de oxígeno sin producir un enfriamiento del fango por evaporación y, por otro lado, se produce un control de la altura de la capa de espuma manteniéndola en niveles de operación apropiados. La altura de la capa de espuma, la temperatura del fango y el potencial Redox fueron monitorizados on-line. Para poder mantener ciclos de alimentación en *semibacth* (una carga cada 24 horas), se contó con un tanque de almacenamiento previo a la alimentación. La alimentación estaba automatizada y controlada por la duración del ciclo y una temperatura mínima en el digestor.

Planta piloto. En paralelo con el reactor anteriormente descrito, se operó una planta piloto de 5 m³, para comprobar y completar los resultados obtenidos con el reactor a escala real (Figura 2).



FIGURA 1. Digestor ATAD a escala industrial diseñado por NILSA.



FIGURA 2. Planta piloto utilizada durante la experimentación.

Condiciones experimentales. El reactor ATAD ha sido estudiado bajo 2 condiciones de operación diferentes: 5 días de tiempo de retención hidráulico (TRH) (o tiempo de retención de sólidos –TRS–, ya que es un reactor completamente agitado o CSTR), como un proceso para conseguir la higienización del fango (Messenger *et al.* 1993) y 10 días de TRH, con el reactor trabajando como un único proceso para higienizar y estabilizar el fango (Kelly *et al.*, 1995). En ambos casos, el digestor fue alimentado una vez al día y la temperatura se mantuvo dentro del rango termófilo sin aporte externo de calor.

Como fango de alimentación al digestor se ha empleado el generado en la EDAR de Tudela (Navarra). Se trata de un fango mixto, en el que el secundario procede de un proceso en dos etapas de lechos bacterianos. La proporción de fango primario y secundario varía a lo largo del año. Durante el estudio se realizaron diferentes perfiles de sólidos en el digestor para comprobar que éste estaba completamente agitado y no se producían decantaciones.

El proceso ATAD trabaja en ciclos de 24 horas divididos en 3 etapas (U.S. EPA, 1990). La primera es la “fase de descarga” y en ella se evacúa del reactor una fracción del volumen del fango tratado. En la segunda fase, el reactor es alimentado con fango fresco, el cual, al mezclarse con el ya presente en el reactor, produce una bajada de la temperatura (“fase de alimentación”). Ambas fases tienen una duración aproximada de 60 minutos. Por último, durante la “fase de calentamiento” el fango es mantenido durante 23 horas, sin carga ni descarga de fango del reactor, a una temperatura superior a 55°C. Este ciclo de operación mantiene el fango en condiciones de temperatura el tiempo suficiente para cumplir con las regulaciones de higienización de la U.S. EPA (1992).

Métodos analíticos. Semanalmente se tomaron y analizaron muestras del fango alimentación, efluente y del fango del digestor, justo después de tener lugar la alimentación del mismo. Los procedimientos analíticos seguidos fueron los descritos en Standard Methods (APHA, 1995). La demanda química de oxígeno (DQO) se determinó mediante el método de reflujo de dicromato y la DQO soluble se analizó después de filtrar la muestra con un filtro de 1,5 μm . Los sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV) se determinaron por sustracción de los sólidos disueltos totales y volátiles (SDT y SDV) de los sólidos totales y volátiles (ST y SV), respectiva-

mente. Se obtuvieron dos valores de alcalinidad: la alcalinidad parcial (o bicarbonato) mediante valoración hasta pH=5,75 y a alcalinidad intermedia por valoración de pH=5,75 a pH=4,3. Los ácidos grasos volátiles (AGV) se analizaron por CG en un cromatógrafo HP 6890 con detector FID.

La toma de muestras y el análisis de los microorganismos patógenos fueron llevados a cabo por un laboratorio acreditado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. ESCENARIO 1: ATAD OPERADO COMO UN PROCESO DE HIGIENIZACIÓN (5 D TRH)

En este escenario, el digestor ATAD trabajó como un proceso de higienización a 5 días de TRH durante 2 meses. Este artículo muestra los resultados del segundo mes, cuando el reactor se encontraba en condiciones estacionarias. En este caso, el principal objetivo del proceso es reducir los microorganismos patógenos presentes en el fango, sin perseguir una alta eliminación de materia orgánica en el proceso. Para ello, el reactor debe trabajar bajo condiciones en las que el oxígeno en el reactor está limitado y el sustrato se encuentra en exceso, lo que se consigue con un fango de alimentación con alta carga orgánica y bajos TRH. En estas condiciones, la velocidad de aumento de la temperatura está controlada por el caudal de aireación externa hasta llegar al valor máximo de OUR (Messenger *et al.*, 1990). La cantidad de aire introducida en el reactor fue fijada en un rango tal que permitiera mantener la temperatura del mismo entre 54 y 64°C.

Eliminación de materia orgánica y consumo de oxígeno. El reactor trabajó a TRS de 5 días, 34 kg SV/m³ de fango fresco y una carga orgánica (OLR) de 6,73 kg SV/(m³_{reactor}·d). La media de la carga orgánica eliminada durante la “fase de calentamiento” fue de 1,45 kg SV/(m³_{reactor}·d).

Para calcular la masa de materia orgánica eliminada se emplearon 2 métodos diferentes: 1) restar la masa del efluente de la del fango de alimentación y 2) restar la masa presente en el reactor después de la “fase de calentamiento” de la presente antes del inicio de dicha fase. Estos dos métodos sólo son equivalentes y dan el mismo resultado cuando el reactor trabaja en condiciones estacionarias, como era el caso de este estudio. Los resultados obtenidos se recogen en la Figura 3.

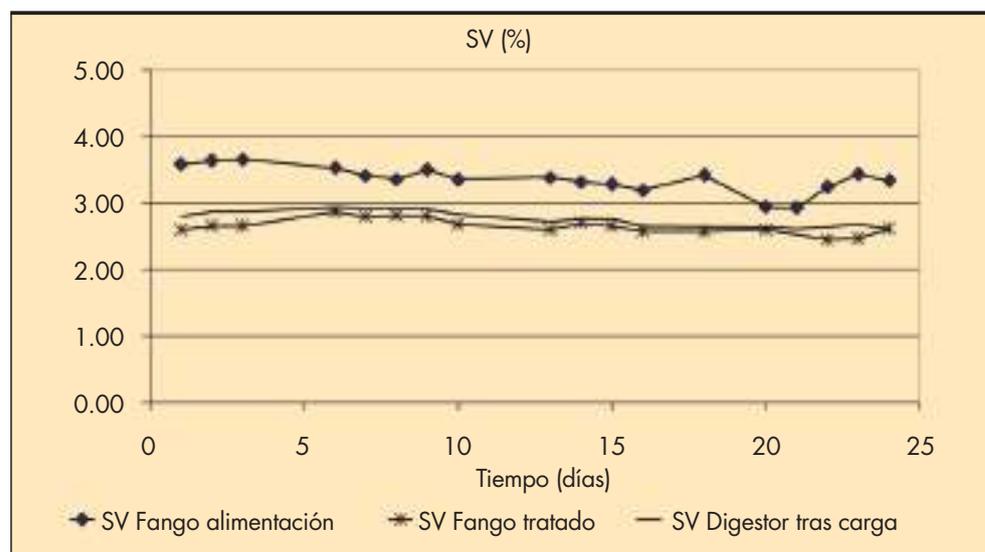


FIGURA 3. Evolución de la concentración de Sólidos Volátiles (%) durante el periodo experimental.

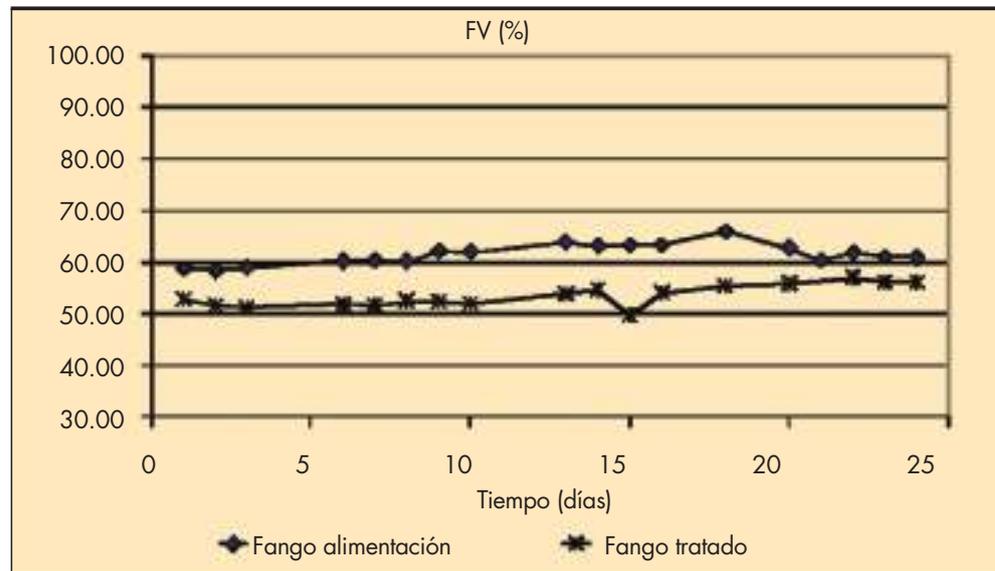


FIGURA 4. Evolución de la Fracción Volátil (%) durante el periodo experimental.

Las Figuras 3 y 4 muestran una ligera fluctuación de los SV y de la fracción volátil (FV) en el fango de alimentación a lo largo del periodo de experimentación.

La media en la eficiencia de eliminación de SV ($SV_{eliminado}/SV_{entrada}$) estuvo entorno al 20%. La carga orgánica eliminada está controlada por la cantidad de oxígeno (aire) que se aporta al proceso mientras que el reactor trabaje en condiciones de limitación de oxígeno. Bajo estas condiciones, la eficiencia en la eliminación de SV (%) depende de la carga orgánica. En este estudio, la concentración que presentaba el fango fresco era muy alta, por tanto la eficiencia eliminación de SV fue bastante baja. La eficiencia media de la transferencia de oxígeno fue del 35%, calculada como la relación entre el O_2 consumido (medido como DQO eliminada) y el oxígeno aportado al digestor.

Autocalentamiento del digestor. La Figura 5 muestra el perfil de temperatura durante algunos de los ciclos de trabajo del digestor, así como la evolución de la velocidad de calentamiento durante 25 días. Se observa que durante la “fase de calentamiento” la temperatura aumenta; durante la descarga del fango tratado la temperatura está en su valor máximo y

sufre una rápida caída cuando el reactor es alimentado. La velocidad de calentamiento media obtenida es de $0.43^\circ C/h$. Esta velocidad fue prácticamente constante a lo largo de las distintas fases de calentamiento, mientras el reactor estuvo trabajando bajo condiciones limitantes de oxígeno. Para comprobar que realmente el reactor se encontraba bajo condiciones limitantes de oxígeno, se midió el oxígeno disuelto (OD) y los AGV. Los resultados obtenidos revelaron que los niveles de OD fueron prácticamente de cero y los de acético se encontraban en torno a 1.300 mg/l. Esta producción de AGV, principalmente acético, a bajas concentraciones de oxígeno, puede atribuirse a la presencia de condiciones de micro-aireación en el reactor (Mavinic *et al.*, 2001).

El autocalentamiento del reactor fue obtenido con una aireación de $1,33 \text{ m}^3 \text{ aire}/(\text{m}^3 \text{ reactor} \cdot \text{h})$, que es el rango propuesto por Kelly and Warren (1995) para porcentajes de eliminación de materia orgánica similares a los obtenidos en este estudio.

Biodegradabilidad de la componente filtrada. La alta cinética de solubilización de la materia orgánica, junto con la ausencia del suficiente aporte de oxígeno necesaria para conseguir estabilizar la materia orgánica generada, da lugar

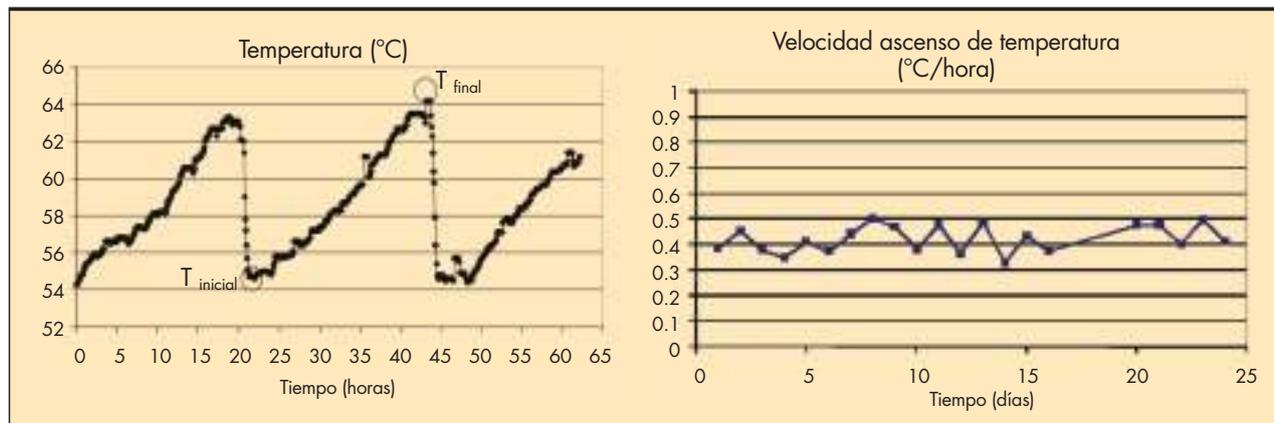


FIGURA 5. Ascenso de temperatura (°C) en el digestor ATAD.

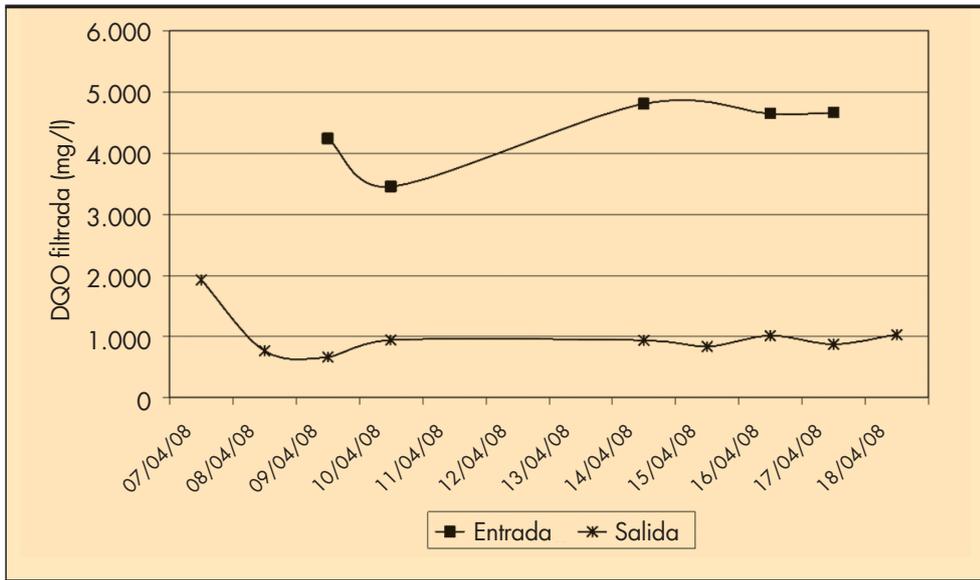


FIGURA 6. Evolución de la concentración de DQO filtrada (mg/l) durante el tratamiento aerobio del escurrido.

a valores de DQO filtrada muy elevados en estas condiciones: 4 - 9,2 kg/m³.

Dado que el escurrido de deshidratación habitualmente vuelve a cabecera de planta y que, bajo las condiciones de este estudio, este puede suponer una sobrecarga del 10% en concentración de DQO, se ha considerado necesario estudiar la biodegradabilidad aeróbica de dicho escurrido. Con este propósito, el escurrido fue tratado en un reactor piloto, en condiciones aerobias, a temperatura ambiente y 3 días de TRH. Este tratamiento se llevó a cabo sin clarificación ni recirculación de fangos y el reactor fue alimentado una vez al día para obtener perfiles diarios de los parámetros operacionales. La figura 6 muestra la evolución de la DQO filtrada de la entrada y la salida del reactor una vez que se alcanzó el estado estacionario. La eliminación media de la DQO filtrada estuvo en torno al 77%. Estos resultados muestran una alta fracción biodegradable del escurrido cuando es tratado en la línea de agua.

3.2. ESCENARIO 2: ATAD OPERADO COMO UN PROCESO DE ESTABILIZACIÓN (10 D TRH)

Durante el segundo escenario experimental el reactor fue operado como un proceso de estabilización del fango. En este caso el objetivo era tanto conseguir la higienización del fango, como obtener la estabilización del mismo. Así pues, el proceso se llevó a cabo a 10 días de TRH y baja carga orgánica. En estas condiciones, el digestor trabajó bajo condiciones en las que el sustrato estaba limitado.

Eliminación de materia orgánica y consumo de oxígeno. El reactor trabajó a 10 días de TRH, OLR de 1,3 a 2,8 kg SV/m³·d y caudal de aire constante.

En este caso, se detectó una gran variación en la concentración del contenido de SV en el fango fresco (Figura 7), lo que dificultó el cálculo de la eliminación de la materia orgánica. Esta dificultad es muy común cuando se trabaja con un reactor a escala industrial. Por esta razón, en este caso, se

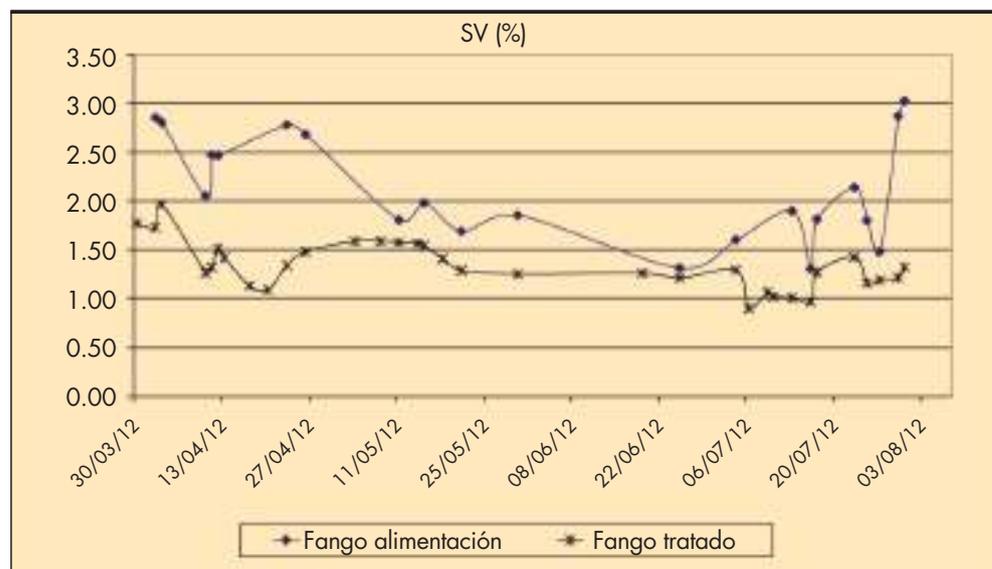


FIGURA 7. Evolución de la concentración de Sólidos Volátiles (%) durante el periodo experimental.

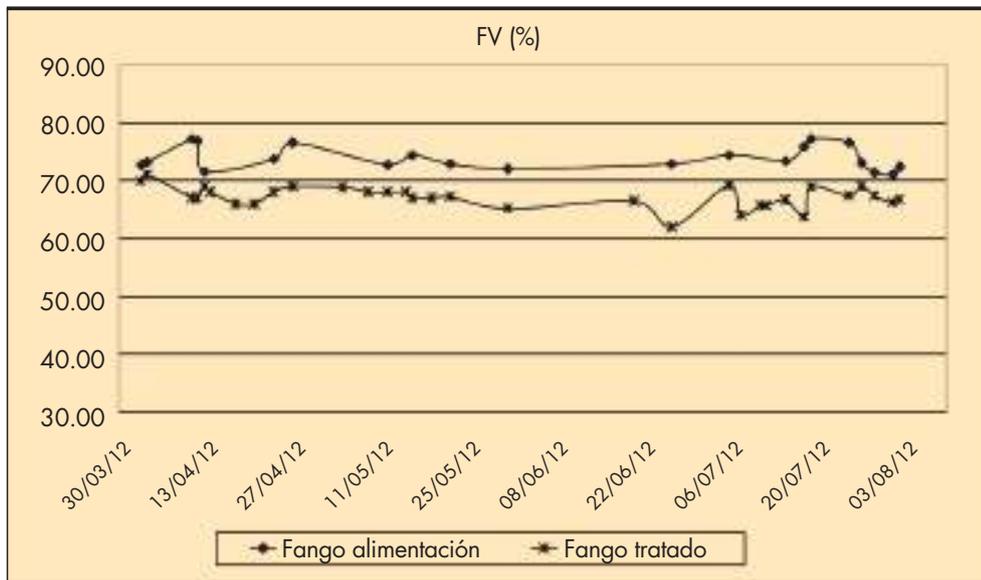


FIGURA 8. Evolución de la Fracción Volátil (%) durante el período experimental.

han empleado dos formas de calcular la materia orgánica eliminada: 1) la ecuación de Van Kleeck. Esta ecuación emplea datos de fracción volátil ($FV = SV/ST$) (Figura 8) y sólo da resultados fiables si no tiene lugar decantación del fango en el digestor.

$$VK(\%) = \frac{FV_{inicial} - FV_{final}}{FV_{inicial} - (FV_{inicial} \cdot FV_{final})}$$

Donde:

VK = reducción de SV

$FV_{inicial}$ = Fracción volátil del fango fresco

FV_{final} = Fracción volátil del fango tratado

2) Medida del aumento de temperatura a lo largo del ciclo, empleando una tasa específica de calentamiento biológico de 13,9 MJ·kg DQO eliminada (Gomez *et al.*, 2007). Este valor asume que el consumo de oxígeno que tiene lugar se debe a la oxidación de materia orgánica debido a la ausencia de nitrificación en rangos termófilos de temperatura.

La eliminación de SV calculada por ambos métodos muestra un valor medio de 32%, lo que indica un mayor grado de estabilización que el obtenido a 5 días de TRH.

Para comprobar si el fango estaba o no estabilizado, al final de la "fase de calentamiento" se tomó una alícuota de fango del digestor al final de la fase de calentamiento, que se trató en un reactor a escala de laboratorio durante 72 horas, a 55°C y en exceso de O₂. Después de 72 horas, no se detectó una significativa reducción ni de la FV, ni de la DQO filtrada. Por otro lado, TRH mayores tampoco conllevaron eliminaciones de la materia orgánica mayores con este tipo de fango de alimentación que las presentadas en este artículo.

La velocidad de eliminación de materia orgánica fue de alrededor de 1 kg SV/m³·d, en contraste con el valor de 1,45 kg SV/m³·d obtenido a 5 días de TRH. No obstante, el porcentaje de materia orgánica eliminada (%) es mayor a 10 d de TRH.

El caudal de aire aportado fue similar al del primer escenario, aunque, en este caso, la velocidad de consumo de oxígeno fue inferior, lo que permitió trabajar bajo condiciones totalmente aerobias.

Auto calentamiento del digestor. El reactor se ha mantenido en rango termófilo de temperatura si aporte externo de calor con un fango de alimentación que ha presentado una concentración de SV mínima de 13 g/l. Las Figuras 9 y 10 muestran el perfil de temperatura durante un ciclo de 24 h. En ellas se observa que, en este escenario, los valores de la temperatura inicial y final, el valor de la pendiente y la velocidad de calentamiento presentan valores diferentes que en el anteriormente expuesto. De esta forma, el incremento de temperatura (3 – 5,5°C/d) es menor que en el primer escenario.

En las figuras se observan dos valores de la pendiente de ascenso de temperatura bien diferenciadas. La primera parte de la curva tiene una pendiente constante, asociada a la limitación de oxígeno y exceso de sustrato, como ocurría en el escenario 1, donde la velocidad de calentamiento está gobernada por la transferencia de oxígeno. La longitud y la pendiente de esta primera parte de la curva tienen una relación directa con la concentración de los SV biodegradables en el fango de alimentación en cada ciclo, de tal forma que cuanto mayor es el OLR, mayor es el incremento de temperatura y la pendiente inicial.

La segunda parte de la curva presenta una pendiente decreciente con el tiempo. Dado que el aporte de aire permanece constante, esta disminución podría ser explicada por un descenso en el consumo de oxígeno debido a la disminución del sustrato soluble con el tiempo. El pequeño valor que presenta la pendiente en este escenario (0,24°C/h) es debido a las menores concentraciones de biomasa y OLR.

En las Figuras 9 y 10, en la primera parte de las curvas de temperatura, se observa un bajo porcentaje de oxígeno (16%) en el gas de salida del reactor. Este hecho indica un alto consumo de oxígeno y un pequeño valor de potencial Redox (-400 mV), como ocurre bajo condiciones anaerobias. Por otro lado, en la segunda parte de la curva, la proporción de oxígeno en el gas de salida fue mayor (18–19%), al igual que se observaron valores más altos de potencial Redox (-200 mV), lo que es indicativo de condiciones aerobias. La mayor proporción de oxígeno en el gas de salida, es consecuencia de un descenso en la demanda de oxígeno en el digestor debido a la carencia de sustrato, así el reactor está sobre-aireado

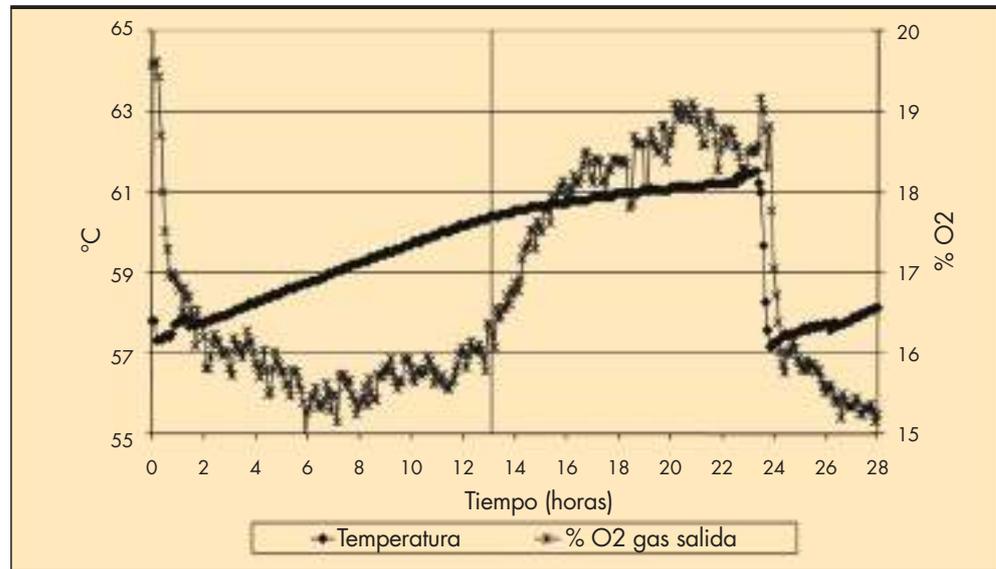


FIGURA 9. Temperatura del fango (°C) y Porcentaje de oxígeno (%) en los gases de salida durante un ciclo de operación del digestor.

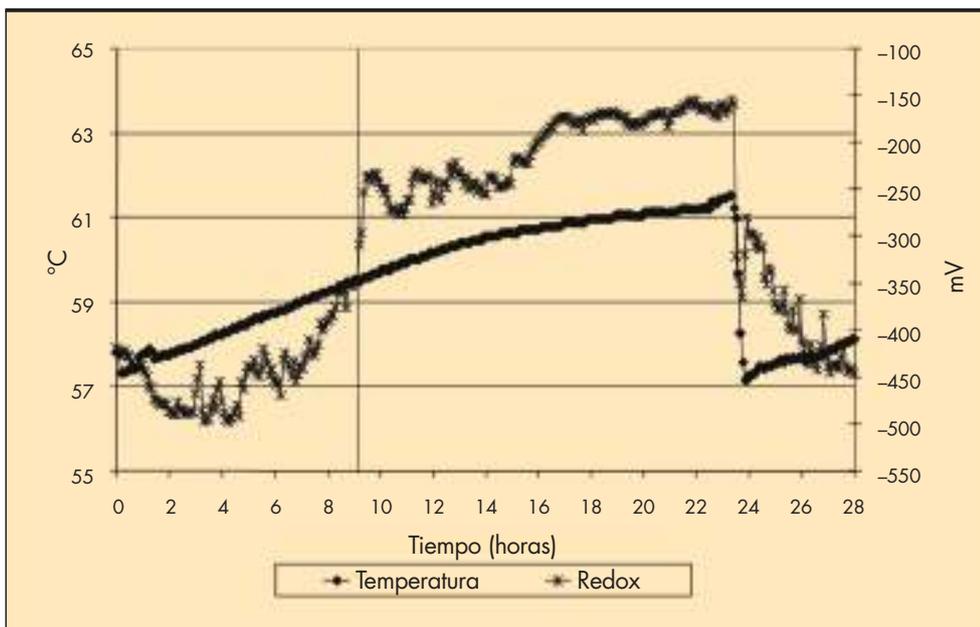


FIGURA 10. Temperatura (°C) y potencial Redox (mV) en el digestor durante un ciclo de operación.

con el consecuente costo innecesario así como el incremento en las pérdidas de calor por evaporación del agua. Consecuentemente, el aporte de aire durante la parte del ciclo al que corresponde la segunda parte de la curva debería ser controlada y el valor del potencial Redox podría ser un buen indicador de la demanda de oxígeno en el digestor (Staton *et al.*, 2001), ya que no puede ser medido de forma apropiada debido a la alta temperatura. Actualmente, está en estudio el control de la aireación basado en la derivada de la temperatura respecto del tiempo, lo que reduciría significativamente el consumo energético a TRH de 10 d.

Biodegradabilidad de la componente filtrada. La DQO filtrada ha presentado valores de entre 0,7 y 3,0 kg/m³, los cuales son muchos menores que los obtenidos en el escenario 1. Generalmente se asume que la materia orgánica filtrada es

mayoritariamente no biodegradable bajo condiciones aerobias termofilas.

En este caso, para comprobar la biodegradabilidad de la fracción filtrada del rebose, éste se trató a escala de laboratorio en *batch* (sin carga ni descarga de fango), durante 24 h a temperatura ambiente y se midió la evolución de la DQO filtrada y el OUR. La Figura 11 muestra un ejemplo de dichos resultados. En este caso, al menos el 50% del sustrato es biodegradable a 25°C.

La biodegradabilidad del rebose puede tener implicaciones en el dimensionamiento de la línea de agua, ya que podría representar sobrecargas del 5% en DQO cuando el fango es tratado a 10 días de TRH. En cualquier caso, es recomendable llevar a cabo un tratamiento del rebose para disminuir su contribución en cuanto a la carga orgánica y de nitrógeno en la línea de agua.

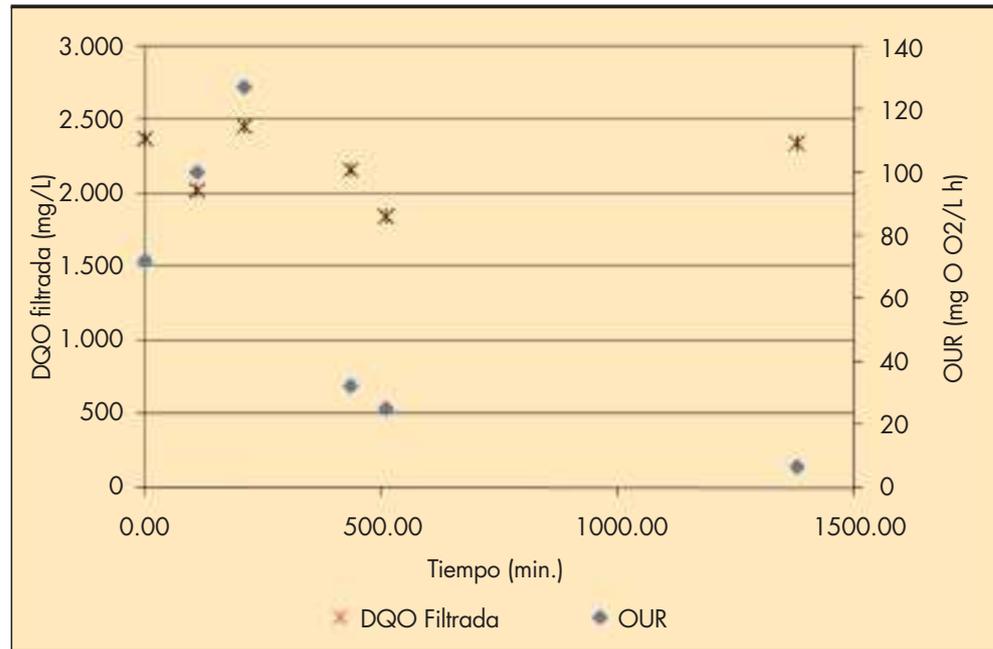


FIGURA 11. Ensayo de biodegradabilidad del efluente a 25°C.

3.3. REDUCCIÓN DE PATÓGENOS

Cuando un proceso opera bajo ciertas condiciones, bacterias, virus y huevos viables de helmintos quedan reducidos hasta niveles que se consideran no nocivos para la salud. La parte 503 considera que un proceso ATAD es “Process to Further Reduce Pathogens” (PFRP) (U.S. EPA, 2003) cuando “el fango es agitado con oxígeno o aire manteniendo condiciones aerobias y un tiempo de residencia del fango es 10 días consecutivos a 55 – 60°C y alimentado no más de una vez al día.”

La Tabla 1 muestra un ejemplo de los resultados obtenidos en el fango fresco y tratado a 5 y 10 días de tiempo de retención en los diferentes muestreos realizados.

Aunque el proceso trabajando a 5 días de TRH no puede ser considerado como un PFRP, la reducción obtenida tanto para la *E. Coli* como para la *Salmonella*, fue similar que la requerida para ser considerado un fango clase A. Esta reducción también tuvo lugar cuando el fango fue tratado a 10 días de tiempo de retención y, en este caso, se consiguen las condiciones para ser considerado PFRP.

En ninguno de los dos escenarios estudiados se ha observado una reducción significativa del *Clostridium Perfringens*, a pesar de que este microorganismo fue propuesto como parámetro de control en la higienización del fango por la EC (2003). La reducción del *Clostridium Perfringens* sólo se ha

observado en reactores trabajando a temperaturas superiores a 70°C (Sobrados *et al.*, 2010).

La importante reducción de patógenos (*E. Coli* y *Salmonella*) observada en los dos escenarios del estudio, asegura que el fango tratado mediante un proceso ATAD presenta garantías sanitarias para su manejo y transporte.

3.4. CONSUMO ENERGÉTICO

El digestor ATAD utilizado durante esta experimentación tiene una potencia instalada de 70 W/m³ reactor. El consumo de energía para realizar un tratamiento de higienización (5 días) es de 8.5 kW·h/m³ fango tratado. Si el tratamiento además obtiene la estabilización del fango (10 días), el consumo energético es de 17 kW·h/m³ fango tratado.

Para el caso de HRT=10 días, donde se realiza el tratamiento completo del fango, los valores obtenidos para los consumos de energía y la potencia instalada son bastante similares a los presentados en U. S. EPA (1990) para el caso de digestores ATAD en 2 etapas con tecnología Fusch®.

Se ha estimado un coste de 70 € por tonelada de materia seca tratada considerando un precio de la electricidad medio de 0.10 €/kW·h, y una reducción media de 8 kg/m³ a 10 días de TRH, que supone aproximadamente un 32% con la concentración del fango de alimentación empleado.

	5 d TRH (54°C–64°C)		10 d TRH (58°C–62°C)	
	F. fresco	F. tratado	F. fresco	F. tratado
E. Coli	6.4 x 10 ⁴ ufc	<1 x 10 ¹ ufc	8.3 x 10 ⁵ ufc	<1 x 10 ² ufc
Salmonella	presencia	ausencia	presencia	ausencia
Clostridium Perfringens	7.0 x 10 ⁴ ufc	6.0 x 10 ⁴ ufc	2.0 x 10 ³ ufc	1.0 x 10 ³ ufc

TABLA 1. Contenido en patógenos del fango fresco y fango tratado a 5 y 10 d de TRH.

4. CONCLUSIONES

Se ha estudiado un reactor ATAD a escala industrial (215 m³) trabajando bajo dos condiciones operacionales diferentes: como un proceso de higienización a 5 días de tiempo de retención y a 10 días de tiempo de retención, con el objetivo de obtener también un alto grado de estabilización. En ambos casos la alimentación se ha realizado en *semibatch* y la temperatura se ha mantenido en el rango termófilo. El proceso ATAD ha mostrado una gran versatilidad para obtener distintos grados de estabilización del fango tratado.

A 10 días de tiempo de retención, cuando el ATAD trabaja en condiciones de limitación de sustrato, la optimización del consumo de oxígeno es un tema de gran importancia. El desarrollo de un adecuado control de la aireación reduciría significativamente el consumo energético del digestor cuando trabaja a estos tiempos de retención. Se ha observado la utilidad del potencial Redox como un método indirecto para medir los requerimientos de oxígeno en el digestor.

La digestión termófila tiene como característica una alta concentración de la materia orgánica soluble. A 5 días de tiempo de retención, la concentración de la materia orgánica soluble es mayor que la obtenida a 10 días de TRH. La materia orgánica filtrada generada a 10 días de TRH es, mayoritariamente, no biodegradable en condiciones termófilas. No obstante, se han obtenido reducciones de la DQO filtrada superiores al 50% tras 24h de tratamiento a temperatura ambiente. En cualquier caso, es necesario tener en cuenta la carga adicional que retornará a cabecera de planta y es aconsejable tratar de forma separada el ecurrido de deshidratación para reducir la contribución del mismo al aumento de la carga orgánica y de nitrógeno en la línea de agua.

Tanto a 5 como 10 días de TRH se ha obtenido una reducción significativa de patógenos (*E. Coli* y *Salmonella*). Esta reducción asegura que el fango tratado mediante un proceso ATAD presenta garantías sanitarias para su manejo y transporte.

La reducción de patógenos obtenida, la simplicidad de operación, el bajo requerimiento de personal y el grado de automatización que puede presentar, hacen del proceso ATAD una solución aconsejable para plantas de pequeño y mediano tamaño.

5. REFERENCIAS

1. APHA-AWWA-WEF (1995) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1995). 19th Ed., American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation, Washington DC, U.S.A.
2. EC [European Commission], (2003). *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y el Consejo para la disposición de fangos en suelos*. Bruselas, April 30 (2003).
3. García J., Echeverría N., Lasheras A. M. (2008). *Sistema de control de espuma en el proceso de higienización de fangos*. Spanish Patent P200500284.
4. García J., Gomez J., Lasheras A. M., Huete E., Echeverría N., García-Heras J. L. (2007). Advancing with ATAD. *Wat. Env. Fed. Water Environment & Technology*, **10**, October, 48-55.
5. Gomez J., de Gracia M., Ayesa E., García-Heras J. L. (2007). Mathematical modelling of autothermal thermophilic aerobic digesters. *Water Research*, **41**, 959-968.
6. Kelly H. G., Warren R. (1995). What's in a name – Flexibility. *Wat. Env. Fed. Water Environment & Technology*, July.
7. Mavinic D. S., P. E., Mahendraker V., Sharma A. and Kelly H. G. (2001). Effect of Microaerophilic conditions on Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion process. *Journal of Environmental Engineering*, April, 311-316.
8. Messenger J. R., De Villiers H. A. and Ekama G. A. (1990). Oxygen utilization rate as a control parameter for the aerobic stage in Dual digestion. *Wat. Sci. Tech.*, **22**, No. 12, 217-227.
9. Messenger J. R., De Villiers H. A. and Ekama G.A. (1993). Evaluation of the Dual digestion system: Part 2: Operation and performance of the pure oxygen aerobic reactor. *Water S. A.*, **19**(3) 193-200.
10. Sobrados L., Gomez J., Lasheras A. M., García J. *Criterios para la Aplicación de Fangos de Depuradora en Suelos: Estabilidad e Higienización*. ISBN: 978-84-7790-517-2. C.E.H.-CEDEX. 2010.
11. Staton K., Pressley R., Eloff R., Alleman J. (2001). 2nd Generation Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion: Conceptual Issues and Process Advancements. In: *Joint Residuals and Biosolids Management Conference. Biosolids 2001: "Building public support"*.
12. U. S. EPA (1990). *Environmental Regulations and Technology: Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Municipal Wastewater sludge*. Risk Reduction Engineering Laboratory and the Center for Environmental Research Information U.S. Cincinnati, Ohio 45268. September.
13. U. S. EPA (1992). *Technical support document for Part 503 pathogen and vector attraction reduction requirements in sewage sludge*. NTIS No.:PB89-136618, VA: National Technical Information Service.
14. U. S. EPA (2003). *Environmental Regulations and Technology. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*. Under 40 CFR Part 503. EPA Report, Cincinnati, Ohio 45268.

Aplicación detección de vertidos en aliviaderos de tormentas

El control y vigilancia de redes de agua residual necesita la instalación de captadores para detectar los vertidos en el medio natural y evaluar los caudales. Los aliviaderos de tormentas llevan consigo limitaciones de instalación y de fiabilidad de la detección. Es por eso que Sofrel ha desarrollado una solución específica: el conjunto data logger LT + captador de desbordamiento CSV. Es una solución adaptada para vigilancia de los aliviaderos de tormenta ya que en las redes de saneamiento, los efluentes estropean rápidamente los captadores provocando medidas erróneas. El captador de desbordamiento CSV utiliza una técnica de detección innovadora, patentada, para garantizar la fiabilidad de la detección. Después LT archiva y transmite hacia una supervisión los datos almacenados: archivos de desbordamiento, tiempos y nº de vertidos,...

Los dataloggers LT son equipos autónomos especialmente diseñados para ser instalados en arquetas que pueden inundarse como los aliviaderos de tormentas. Su robusto diseño y su sistema de conexión de tipo "militar" garantizan una total estanqueidad (IP68). Alimentados por una pila de litio, ofrecen una gran autonomía de funcionamiento (de hasta 10 años)

Su software permite el archivo de los desbordamientos de vertidos; cuándo se inicia y calcular su duración, calcula los balances diarios de la cantidad y tiempos de desbordamientos. Además de pueden acelerar automáticamente los períodos de archivo para tener mayor información de lo ocurrido, en caso de desbordamiento...

Para medir el desbordamiento, el captador está dotado de una tecnología que le permite enviar una señal cuando realmente está sumergido, gracias a su forma hidrodinámica y al material del que está hecho (evita que los objetos se peguen). Toda la superficie del captador mide a diferencia del tipo de electrodos. Esto le permitirá que no tenga en cuenta pequeños objetos parásitos. La detección de un desbordamiento puede transmitirse al puesto central GPRS y/o por emisión de un SMS de alerta hacia un móvil. Además si el aliviadero de tormenta tiene que estar equipado con una medida del nivel de agua (evaluación de los caudales), se pueden conectar 1 o 2 captadores 4-20 mA al LT42.

Con el fin de optimizar la autonomía de la pila y el volumen de datos transmitidos al puesto central, LT42 podrá cambiar automáticamente la frecuencia de adquisición de los captadores de nivel, por ejemplo 1 medida cada 30 min sin desbordamiento y una medida cada minuto en desbordamiento.

TELEGESTIÓN de las redes de aguas residuales y pluviales



Aliviaderos de tormenta

- Autocontrol de la red
- Detección de desbordamientos
- Transmisión de los datos

Estaciones de bombeo

- Automatismo del bombeo
- Tratamiento del sobrecaudal
- Envío de alarmas



EDAR

- Solución integrada automatismo y telegestión
- Autocontrol de la red
- Facilidad de explotación



Sofrel
LACROIX

Avenida de la Industria, 4 Edificio 2, 3º C
28108 Alcobendas (Madrid)
Tel. : + 34 91 510 98 00
E-mail : sofrel.es@sofrel.com

www.sofrel.es

Tecnologías de biopelícula innovadoras para la depuración de aguas residuales: veinticinco años de investigación del Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria

JUAN IGNACIO TEJERO MONZÓN (*), ANA LORENA ESTEBAN-GARCÍA (**), LOREDANA DE FLORIO (***), RUBÉN DÍEZ MONTERO (****), AMAYA LOBO GARCÍA DE CORTÁZAR (*****) y LETICIA RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ (*****)

RESUMEN En los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales la biomasa, o conjunto de organismos que se encargan de llevar a cabo la eliminación de los contaminantes, puede encontrarse en suspensión en el seno del líquido (como en la tecnología de fangos activos) o fijada en un soporte (tecnología de biopelícula). A pesar de que históricamente la tecnología de biopelícula fue inicialmente la dominante, a partir de los años 50 del siglo XX la balanza se inclinó hacia los fangos activos, debido a su supuesta facilidad de operación y mejor calidad del efluente. En los últimos años nuevos avances han conseguido recuperar la popularidad de los procesos de biopelícula. En ese marco, el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria, desde su nacimiento hace más de dos décadas, ha trabajado en la investigación y desarrollo de tecnologías de depuración basadas en procesos de biopelícula. El presente artículo resume la experiencia del grupo en este ámbito, que incluye el desarrollo de reactores innovadores de lecho aireado sumergido con y sin membranas de (micro)filtración, procesos de biopelícula soportada y oxigenada por membranas y sistemas integrados, híbridos y combinados, para la eliminación de nutrientes. La tecnología de lecho aireado sumergido, especialmente en configuración híbrida, así como los lechos de fangos (combinados con procesos biopelícula) permiten incrementar la concentración de biomasa y proporcionan una solución atractiva para ampliación de plantas existentes. En combinación con membranas de filtración se consigue un efluente apto para la reutilización o para vertidos muy exigentes. Por otro lado, la posibilidad de airear directamente (por difusión) a través de membranas hidrófobas la biomasa adherida a ellas, constituye una ventaja energética revolucionaria. Se describen las tecnologías desarrolladas en este campo y los resultados de su evaluación, tanto experimental como por modelización, desde el trabajo con reactores de laboratorio y de bancada hasta plantas piloto tratando agua residual real.

LATEST DEVELOPMENTS IN BIOFILM TECHNOLOGIES FOR WASTEWATER TREATMENT: TWENTY FIVE YEARS OF RESEARCH OF THE ENVIRONMENTAL ENGINEERING GROUP (UNIVERSITY OF CANTABRIA, SPAIN)

ABSTRACT Biological wastewater treatments are based on the use of active biomass, or set of organisms, in charge of carrying out the removal of contaminants. The biomass can be dispersed in suspension within the bulk liquid (activated sludge processes) or attached to a support media (biofilm processes). Biofilm technology was historically the first to be spread and applied. Nevertheless, since the 1950s, activated sludge technology gained more and more popularity given the supposed operation simplicity and higher quality of the effluent. Recently, new developments pushed forward the biofilm technology again. In this context, the Environmental Engineering Group of the University of Cantabria, since its foundation more than 2 decades ago, has been working on research and development of innovative wastewater treatment technologies based on biofilm. In this article, the know-how of the Group is illustrated, including the development of innovative submerged fixed bed reactors with and without (micro)filtration membranes, processes of biofilm supported by and aerated through membranes, as well as integrated systems (hybrid or combined) aimed at nutrient removal. Submerged aerated fixed film technologies, especially in hybrid configuration, as much as sludge blanket reactors (combined with biofilm processes) allow for increasing biomass concentration and may provide an attractive solution to upgrade existing WWTP. In combination with membrane filtration, they produce an effluent suitable for reuse or discharge in sensitive areas. On the other hand, the possibility of aerating (diffusing the gas) directly through the membrane lumen into the biomass thereby grown, without need of oxygenating the whole wastewater flow to be treated, may be a real energetic paradigm shift. The developed technologies are here described alongside their experimental and modeling assessment, ranging from laboratory and bench scale up to pilot scale systems treating real municipal wastewater.

(*) Dr. Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. Catedrático de Ingeniería Ambiental. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. E-mail: juan.tejero@unican.es

(**) Dra. Ingeniera de Caminos, Canales y Puertos. Profesora del Área de Tecnologías del Medio Ambiente. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. E-mail: analorena.esteban@unican.es

(***) Dra. en Ingeniería Ambiental. Investigadora Contratada Post-doctoral. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. E-mail: loredana.deflorio@unican.es

(****) Ingeniero Industrial. Máster en Ingeniería Ambiental. Investigador Contratado Pre-doctoral. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. E-mail: ruben.diezmontero@unican.es

(*****) Dra. Ingeniera de Caminos, Canales y Puertos. Profesora del Área de Tecnologías del Medio Ambiente. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. E-mail: amaya.lobo@unican.es

(***** Licenciada en Ciencias Ambientales. Máster en Ingeniería Ambiental. Investigadora Contratada Pre-doctoral. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. E-mail: leticia.rodriguez@unican.es

Palabras clave: Aguas residuales, Depuración, Biopelícula, Lechos sumergidos, Membranas de filtración, Membranas permeables a gases, Procesos biológicos híbridos, Tecnología innovadora.

Keywords: Wastewater, Wastewater treatment, Biofilm, Submerged bed bioreactor, Membrane filtration, Gas permeable membranes, Hybrid biological processes, Innovative technology.

BECAS, AYUDAS, SOPORTE FINANCIERO PARA EL TRABAJO

Los trabajos descritos aquí son el fruto de varios proyectos de investigación, entre ellos los proyectos AMB96-0549 "Proceso biopelícula de lecho aireable sumergido de soporte fijo (rígido y de membrana permeable a gases) BLASF para la eliminación de carbono, nitrógeno y fósforo: desarrollo de nuevos procesos optimizados", CTM2004-03348/TECNO "RBpM, Reactores Biopelícula con Membranas: Tecnología avanzada de depuración para la regeneración de aguas residuales para su reutilización" y el proyecto Consolider CSD2007-00055 NOVEDAR ("Conception of the sewage treatment plant of the XXI century: development, implementation and evaluation of technologies for the treatment and resources recovery from wastewaters") financiados por el Ministerio de Educación y Ciencia; el proyecto SOE1/P2/F236 "Water and Territories-WAT", financiado por el programa Interreg-SUDOE de la Comunidad Europea y los proyectos CTM2008-06877-C02-01/TECNO "Procesos híbridos para la ampliación de EDAR existentes para la eliminación de nutrientes: lecho fijo y membranas de fibra hueca (HIBREDAR)" e IPT-2011-1383-060000 "Desarrollo de un sistema de recirculación para plantas de acuicultura de gran tonelaje (SRA)", financiados por el Ministerio de Ciencia e Innovación.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. PROCESOS DE BIOPELÍCULA VERSUS PROCESOS DE FANGOS ACTIVOS

La depuración biológica de las aguas residuales consiste en la eliminación de la contaminación biodegradable por una biocenosis o comunidad de organismos vivos (generalmente microorganismos), que es mantenida en un ambiente técnicamente controlado (reactor biológico). Esta biocenosis o biomasa puede encontrarse en forma de cultivo en suspensión en el seno del agua o bien adherida a diferentes materiales o soportes. El proceso más representativo de los de cultivo en suspensión es el de fangos activos. Los procesos de biomasa adherida se denominan de película fija, de película biológica o procesos de biopelícula.

Los procesos metabólicos básicos de los sistemas de fangos activos y los de biopelícula son los mismos. Las principales diferencias se basan en la forma de retener la biomasa en los reactores y en los fenómenos de transporte de los sustratos.

En los sistemas de fangos activos es preciso separar la biomasa en suspensión del agua efluente y devolverla al reactor para mantener en él una determinada concentración. Por el contrario, en los reactores de biopelícula no se requiere un decantador para retener la biomasa, ya que ésta no es arrastrada por el paso del agua.

Los cultivos en suspensión están compuestos por flóculos biológicos, de un tamaño tan reducido que en teoría los sustratos disueltos (oxígeno, carbono, amonio, etc.) están disponibles para todas las células. Por ello, las cinéticas de los procesos de fangos activos están en general caracterizadas por las concentraciones en el seno del líquido. En los procesos de biopelícula los sustratos deben atravesar la capa líquida estanca junto a la superficie de la biopelícula y luego transportarse a través de

ella, fundamentalmente por difusión, hasta la zona en que son consumidos. Asimismo, los productos de las reacciones biológicas se difunden en sentido contrario. Por lo tanto, las tasas globales de eliminación de sustrato en un proceso de biopelícula dependen de las velocidades de transferencia de masa y las concentraciones de sustrato en los diferentes puntos de la biopelícula. La otra consecuencia de estos fenómenos de transporte es que dentro de una misma biopelícula pueden coexistir distintos ambientes (aerobio, anóxico o anaerobio) lo que puede aprovecharse, por ejemplo, para conseguir nitrificación y desnitrificación simultáneas.

Existe una amplia variedad de tecnologías basadas en procesos de biopelícula, cada una con sus características específicas. En general (WEF 2010) se pueden incluir, entre sus ventajas frente a los procesos de fangos activos convencionales, unos costes de operación y energéticos reducidos, volúmenes menores de los reactores, necesidades mínimas de capacidad de decantación y simplicidad de operación. Entre los inconvenientes figuran la posibilidad de atascamiento del sistema, bien debido a un pretratamiento insuficiente o a un exceso de crecimiento de la biopelícula, más dificultad para conseguir una mezcla homogénea del seno del líquido y mayor complejidad para la modelización, y por tanto el control, del proceso.

1.2. EVOLUCIÓN DE LOS PROCESOS DE BIOPELÍCULA Y TECNOLOGÍAS INNOVADORAS

La historia del tratamiento biológico de las aguas residuales se inicia a finales del siglo XIX precisamente con un proceso de biopelícula, un filtro biológico (Peters and Alleman 1982). Durante la primera mitad del siglo XX los sistemas de tratamiento basados en biopelícula, como los lechos bacterianos (filtros percoladores) dominaron la tecnología del tratamiento de aguas. Posteriormente, los sistemas de fangos activos, una vez caducada la vigencia de su patente, desplazaron en preferencia a los de biopelícula, en gran parte debido a un conocimiento más amplio de su funcionamiento y a un estancamiento en el desarrollo de la tecnología de biopelícula. En las últimas décadas, una serie de factores como el incremento en el volumen de agua residual, la limitación de espacio disponible y la promulgación de normativas ambientales cada vez más exigentes han promovido el desarrollo de nuevas tecnologías (Lazarova and Manem 2000).

1.3. TIPOS DE REACTORES DE BIOPELÍCULA

Existen varios criterios de clasificación de los reactores de biopelícula, por ejemplo, según el tipo de soporte (soporte fijo, giratorio o móvil) o su combinación con fangos activos (reactores híbridos) o no (reactores de biopelícula puros). Atendiendo al grado de saturación del medio, y considerando sólo los reactores aerobios, se obtiene la tipología incluida en la Tabla 1.

Entre las soluciones innovadoras basadas en procesos de biopelícula destacan los biofiltros y los reactores de lecho móvil (ver ejemplos de aplicaciones a escala industrial en Tabla 2), así como los reactores híbridos.

El concepto básico del biofiltro es utilizar soportes de pequeño tamaño con una alta superficie específica, de forma que se produce tanto biodegradación (en condiciones aerobias, anóxicas o anaerobias) como retención de sólidos.

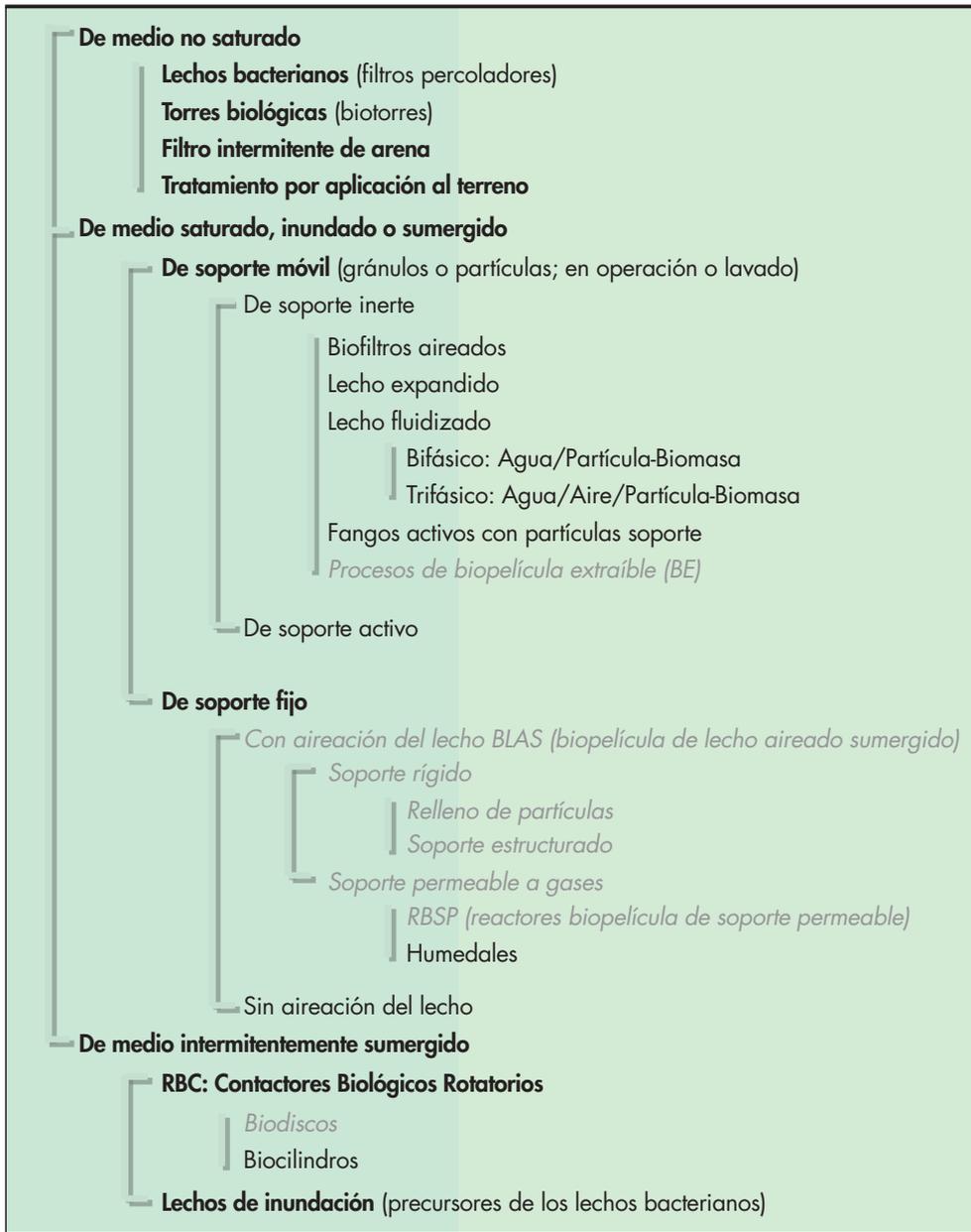


TABLA 1. Tipos de reactores de biopelícula aerobios. Nota: En gris y cursiva, procesos en los que ha investigado el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria.

En los lechos móviles (agitados, expandidos, fluidizados, turbulentos o circulantes) el soporte de la biopelícula se mantiene en constante movimiento. El objetivo es controlar así el espesor de la biopelícula, evitar los problemas de atascamientos de los lechos fijos y mejorar los procesos de transferencia de masa.

El término híbrido se emplea generalmente para describir los procesos que combinan en un mismo reactor biomasa en suspensión y biopelícula en soportes fijos o móviles. La idea es incrementar la cantidad de biomasa disponible por unidad de volumen, lo que permite diseñar reactores biológicos más pequeños o bien conseguir que un reactor dado tenga mayor capacidad de depuración, por lo que han encontrado un importante campo de aplicación cuando es preciso adaptar depuradoras existentes para soportar mayores cargas o eliminar nutrientes.

Ejemplos de tecnologías emergentes, todavía no contrastadas suficientemente a escala industrial, son los reactores de

fango o lodo granular, los reactores de biopelícula anammox y los reactores de biopelícula sobre membranas (WEF 2010).

Los gránulos de fango o lodo son en realidad flocúlos de biomasa grandes en cuyo interior se producen precipitaciones que hacen que su densidad aumente mucho. Por ello puede considerarse que el gránulo es una partícula (soporte) cubierta con biopelícula en la cual, debido a su espesor, también tienen gran importancia los fenómenos de transporte de sustratos. Su comportamiento es similar al de las biopelículas de lecho móvil.

Las bacterias anammox utilizan amonio y nitrito para producir nitrógeno gas, lo que reduce la necesidad de aportar oxígeno y carbono para la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales. Al ser de crecimiento lento, resulta apropiada su inmovilización en forma de biopelícula.

Los reactores de biopelícula sobre membranas utilizan este material, además de como soporte de la biopelícula, para proveer un gas (p.ej. oxígeno o hidrógeno) a la biomasa.

Tipo		Proceso	Fabricante	Soporte	Aplicaciones
Lecho fijo	Biofiltros con soportes pesados	Biofor	Degrémont	Biolite (arcilla expandida)	ARU; C,NF,postDN
		Biocarbone	OTV-Veolia	Biodamine (arcilla expandida)	ARU; ARI; C,NF
		B2A	OTV-Veolia	3 capas de distintos medios	ARU; C, NF, NF/DN
		Nitrazur	Degrémont	Biolite (arcilla expandida)	AP; DN
		Biodenit		Biodagene	AP; DN
	Biofiltros con lavados continuos	DynaSand	Parkinson CO	Arena	ARU; postDN, NF
			SOGEA	Arena	ARU; postDN
	Biofiltros con medio flotante	Biostyr	OTV-Veolia	PS expandido	ARU; C, NF/DN
		Denitropur	Sulzer	Plásticos Mellapak	AP; DN
		Denipor	Preussag AG	PS expandido	AP; DN
Biobead		Brightwater Eng.	PE o PP	ARU; NF	
Lecho móvil	Lecho fluidizado aerobio	Sistema Oxitron	Dorr-Oliver/Ecolotrol	Arena/CAG	ARU; NF
		Rex	Envirex/Ecolotrol	Arena	ARU, ARI; NF
	Lecho fluidizado anaerobio o anóxico	Sistema Anitron	Dorr-Oliver/Ecolotrol	Arena/CAG	ARU-DN; ARI-C
		Rex	Envirex/Ecolotrol	Arena	ARU-DN; ARI-C-DN
		Anaflux	Degrémont	Biolite (arcilla expandida)	ARI; C
		Biobed	Gist-Brocades	Arena	ARU; C
	Lechos móviles y turbulentos	Linpor	Linde AG	Cubos de PU	ARU-C/NF; ARI-C
		Captor	Simon-Hart., Ltd.	Cubos de PU	ARU; C, NF
		MBBR	Kaldnes-Veolia	PE	ARU-NF/DN;ARI-C
		Pegasus/Pegasur	Hitachi/Degrémont	Pellets de PEG	ARU; NF
	Air-lifts y lechos circulantes	Circox/BAS	Pacques/Gist-Brocades	Basalto	ARU-C/NF; ARI-C
		Turbo N	Degrémont	Gránulos de PE	ARU; NF
		Mixazur	Degrémont	Arcilla	ARU; DN

ARU: agua residual urbana; ARI: agua residual industrial; AP: potabilización de aguas. C: eliminación de carbono; NF: nitrificación; DN: desnitrificación; postDN: post-desnitrificación; PS: poliestireno; PE: polietileno; PP: polipropileno; PU: poliuretano; PEG: polietilén glicol; CAG: carbón activado granular.

TABLA 2. Resumen de algunos procesos innovadores de biopelícula desarrollados a escala industrial (adaptado de Lazarova and Manem 2000).

2. EL GIA Y LA INVESTIGACIÓN EN BIOPELÍCULAS

Desde su creación, a finales de los años ochenta del siglo pasado, el Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria (GIA) apostó por la investigación en procesos de biopelícula. En un momento de plena hegemonía de los procesos de fangos activos, el grupo considera que las biopelículas pueden aportar importantes innovaciones en el campo de la depuración de aguas. Pero para ello es preciso profundizar en sus mecanismos de funcionamiento, más complejos que los de los cultivos en suspensión, y proponer nuevas tecnologías y estrategias de operación.

Los siguientes apartados describen con mayor detalle el enfoque y los resultados de las líneas de investigación desarrolladas dentro del Grupo de Biopelícula del GIA. Se incluye aquí una breve reseña sobre la evolución de los trabajos en este ámbito.

En 1987, coincidiendo con la primera promoción del Máster en Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad de

Cantabria, se inicia el trabajo con biopelículas en el GIA, con el estudio del funcionamiento de sistemas como los contactores biológicos rotatorios (RBC) ante diferentes cargas orgánicas y salinidades y diferentes estrategias de explotación. Asimismo se desarrolla y patenta (Tejero y Amieva 1993) el concepto de reactor de “biopelícula extraíble” (BE). El objetivo es conseguir que el reactor trabaje en régimen transitorio de crecimiento de masa mediante la extracción directa de soporte del reactor y su posterior secado. Así se consigue un mejor control de la biopelícula y la simplificación del proceso de separación sólido-líquido posterior a los reactores biopelícula.

También se estudia la potencialidad del uso de nuevos soportes para la biopelícula, lo que abre dos líneas de trabajo diferenciadas. La primera línea de investigación (1988) se basa en el desarrollo de reactores de biopelícula con un soporte muy innovador. El GIA se convierte en uno de los primeros grupos a nivel internacional que investiga sobre los

procesos en los que la biopelícula está adherida a un soporte permeable a gases, generalmente una membrana. El oxígeno se aporta a esta biomasa sin necesidad de disolverlo en el seno del líquido, directamente por difusión a través de la cara opuesta de la membrana. A este reactor lo denominamos RBSP (reactor de biopelícula con soporte permeable) o, posteriormente, RBSOM (reactor de biopelícula con soporte y oxigenación a través de membranas), dando lugar a diferentes patentes (Tejero y Eguía 1991; Tejero, Osa y Gómez 1997; Tejero y Castillo 1998).

En la otra línea de investigación se desarrolla el BLAS (1991), un soporte de diseño específico, de tipo reticular, que permite una mínima utilización de material, el incremento de la superficie de biopelícula a medida que ésta crece y una alta transferencia de oxígeno. Este soporte puede utilizarse para diferentes configuraciones de procesos de biopelícula (lechos aireados sumergidos, lechos bacterianos, biodiscos), pero los esfuerzos del grupo se centran en los reactores de Biopelícula de Lecho Aireado Sumergido de soporte Fijo, denominados reactores BLASF. El principal objetivo es desarrollar un proceso de soporte fijo que obtenga mejoras respecto a los biofiltros aireados. El sistema quedó patentado (Tejero y Santamaría 1996).

A partir del año 2000 se incorpora al GIA el estudio de los reactores de biopelícula con membranas, especialmente en su aplicación a la regeneración de aguas. Se trata de una variante de los reactores biológicos de membrana (RBM) en los que la biomasa en vez de encontrarse en suspensión está en forma de biopelícula. Así, se desarrolla y patenta (Tejero y Cuevas 2002) el RBpM, reactor de biopelícula con membranas.

En 2008 el grupo consigue financiación para investigar diversos procesos integrados (híbridos y combinados) para la eliminación de nutrientes, en los que coexisten biomasas suspendidas y fijas en soportes, tanto convencionales como permeables a gases. Como resultado se desarrolla y patenta (Tejero *et al.* 2010) un reactor de lecho de fangos perturbado anóxico – anaerobio al que denominamos AnoxAn.

Las líneas de trabajo más recientes incluyen el desarrollo de procesos integrados para la eliminación de carbono y nutrientes (en los que reactores de biopelícula, tanto BLASF como RBSOM, complementan a un reactor tipo lecho de fangos) y la evaluación de una nueva tecnología de biopelícula para reutilización de aguas en acuicultura.

3. TECNOLOGÍAS DE LECHO SUMERGIDO

3.1. INTERÉS DEL PROCESO

La mayor innovación del GIA en el desarrollo de tecnologías de lecho fijo es el diseño del soporte BLASF, constituido por mallas planas o retículas separadas entre ellas una distancia igual o mayor que la luz mínima de la malla. Las retículas se solapan una sobre otra de manera ordenada hasta completar el volumen del lecho de relleno dentro del reactor biológico. La invención es aplicable tanto para el tratamiento de aguas residuales urbanas como industriales, sin requerir ningún dispositivo electromecánico.

El objetivo principal de la geometría del soporte BLASF es proporcionar una elevada superficie para el crecimiento de la biopelícula sin generar excesiva pérdida de carga ni dar lugar a atascamiento. Por ello la luz mínima de la malla tiene que ser mayor del doble del espesor de la biopelícula para la que está diseñada la aplicación. De esta forma se consigue también maximizar la superficie específica de la biopelícula y no la del soporte: frente a superficies específicas nominales muy elevadas de otros materiales soporte, en el BLASF la superficie real en contacto con el agua a depurar aumenta con el crecimiento de la biopelícula, llegando a valores de superficie específica mucho mayores que la nominal.

Además, gracias a la geometría específica y a la manera en que se solapan las mallas dentro del reactor, se consigue que los nudos de una malla coincidan con los huecos de la malla inferior y superior (Figura 1). Así se dificulta la circulación ascendente de las burbujas de aire proporcionadas por el difu-



FIGURA 1. Medio Soporte BLAS: detalle del solapamiento entre mallas y montaje en prototipo a escalas de bancada (60 l) y piloto (1 m³). [Las fotografías tienen distintas escalas].

sor colocado debajo del relleno y se optimiza la utilización del oxígeno. El lecho obliga a un recorrido tortuoso y aumenta el contacto entre las burbujas y la biopelícula, permitiendo una mayor captación del oxígeno necesario para la actividad biológica. Al contrario que en los soportes móviles, el choque de las burbujas de aire no mueve el soporte BLASF por lo que éstas están obligadas a atravesarlo. Esto también evita el escape del soporte del reactor en caso de rebose.

Con este soporte, el GIA desarrolló la tecnología específica de reactores BLASF, Biopelícula de Lecho Aireado Sumergido Fijo, conocido en la literatura científica internacional como SFFBR (submerged fixed-film bioreactor). Como alternativa a los biofiltros, los reactores BLASF no precisan un tratamiento primario aunque sí han de ir acompañados de un decantador secundario. Además, el exceso de biomasa se desprende mediante un lavado diario con aire, sin necesidad de interrumpir la operación como en el caso general de los biofiltros aireados.

3.2. TECNOLOGÍAS DESARROLLADAS

Este tipo de reactores ha sido objeto de diversas investigaciones, que estudian sus rendimientos de depuración tanto con agua residual sintética como real, en diferentes configuraciones, cargas y estrategias de aireación, para eliminar carbono y/o nitrógeno, o bien como reactor de prefermentación. También se han caracterizado sus pérdidas de carga, así como la actividad y microfauna de la biopelícula.

El funcionamiento se ha investigado en prototipos a distintas escalas. El primer modelo del soporte BLASF fue realizado en retículas de polietileno (20 x 20 cm) con barras de sección circular, luz de malla de 11 mm y separación entre mallas de 10 mm (mediante separadores de acero), llegando a una superficie específica de 76 m²/m³. Este soporte fue utilizado en reactores BLASF de laboratorio a escala de bancada (60 L), que reunían un conjunto de 58 mallas ensambladas horizontalmente en un lecho de 80 cm de alto de sección cuadrada de 20 cm de lado. Los reactores se alimentaron con agua residual a muy alta carga para evaluar su capacidad de eliminar materia orgánica y su comportamiento hidráulico (pérdidas de carga a través del lecho) en estas condiciones (Santamaría 1998 y Mihovilovic 2010).

Posteriormente se construyó otro prototipo, también en polietileno, de aproximadamente las mismas dimensiones (19,8 x 19,8 cm con luz de malla de 10 mm) pero con barras de sección cuadrada y dotado de un marco perimetral que proporciona la separación entre mallas de 10 mm. Este soporte ofrece una superficie específica nominal de 122 m²/m³, y fue diseñado con la finalidad de reducir los costes de inversión (producción del material de soporte) y optimizar la geometría y el sistema de montaje dentro del reactor. La mejora de la transferencia de oxígeno producida por este soporte se evaluó en ensayos de caracterización física (a diferente velocidad de aireación) a escala de bancada con los reactores vacíos, con relleno y con relleno colonizado por la biopelícula. Los ensayos demostraron que aumenta la capacidad de transferencia de oxígeno en agua limpia hasta 2,5 veces respecto al reactor sin soporte, y llega a incrementarla hasta 12 veces en presencia de biopelícula (Gómez 2010). Comprobadas sus ventajas, el medio soporte se ha mantenido en otras tecnologías desarrolladas por el grupo posteriormente, en combinación con membranas de filtración, en procesos híbridos y combinados (ver apartados siguientes).

Por otro lado se han realizado varias experimentaciones del proceso BLASF a escala bancada con agua residual urbana, tanto para eliminación de materia orgánica trabajando en alta carga (Gómez 1999), como para eliminación de materia orgánica y nitrógeno en media carga (Gómez 2010). A esta escala y

sin decantación primaria, se comprobó un funcionamiento adecuado, sin problemas de atascamiento incluso trabajando a cargas orgánicas elevadas. Con cargas orgánicas entre 5 y 14 kgDQO/m³·d (y tiempos de retención hidráulico muy reducidos, entre 42 y 110 min) se alcanzaron rendimientos de eliminación de DQO entre 49 y 58%, con suministro específico de aire de tan sólo 12 m³aire/kgDQO_{aplicado}. Operando a media carga (1,2–2,8 kgDQO/m³·d) se alcanzó una eliminación de DQO entre 78 y 96% y de nitrógeno total entre 70 y 76%.

En todo caso, incluso con cargas elevadas, el exceso de biomasa fue eliminado mediante un lavado diario con aire, sin necesidad de interrumpir la operación del sistema. Este mismo resultado se ha obtenido trabajando a escala piloto (con sección transversal al flujo de 60 x 60 cm y 1 m³ de volumen total).

4. TECNOLOGÍAS DE BIOPELÍCULA CON MEMBRANAS

4.1. INTERÉS DEL PROCESO

Los reactores biológicos con membranas convencionales (RBM) consisten en un proceso de fangos activos en el cual la decantación secundaria es sustituida por un módulo de membranas de filtración. Una innovación de los RBM, que reduce considerablemente la concentración de biomasa suspendida en el sistema sin afectar al tiempo de retención celular, es la introducción de soportes de biopelícula en el reactor, lo que denominamos RBpM (reactor de biopelícula con membranas). Algunos desarrollos de este proceso los realizaron Garrido *et al.* (2002), Tejero y Cuevas (2002) y Leiknes and Odegaard (2007). Dentro del reactor RBpM coexisten dos biomosas, una adherida al medio soporte y otra en suspensión, de concentración controlable mediante purga del reactor. Con esta tecnología se pretende reducir los problemas de taponamiento y crecimiento del “biofouling” en la membrana, para conseguir una menor frecuencia de limpieza de la misma y un aumento del flujo transmembrana, en comparación con los RBM convencionales. Asimismo, debido a los altos tiempos de retención de sólidos que permite la biopelícula, se pueden desarrollar microorganismos de lento crecimiento específicos para el tipo de agua residual a tratar y reducirse la producción de lodos. Por otra parte, la presencia de la biopelícula favorece la creación de ambientes anóxicos y anaerobios en el mismo reactor, lo que posibilita la desnitrificación simultánea con procesos de nitrificación, a pesar de que el ambiente general tenga concentraciones apreciables de oxígeno disuelto. La coexistencia de estos ambientes puede también facilitar la degradación de ciertos contaminantes orgánicos.

Los tiempos de retención celular de las biomosas coexistentes son independientes. En función de la purga del fango en suspensión del sistema, se puede llegar a un proceso biológico con mayor incidencia de los fenómenos biopelícula o con mayor participación de ambas poblaciones, biopelícula y en suspensión, obteniendo un proceso híbrido. La tecnología RBpM puede ser utilizada para la degradación de compuestos orgánicos, nitrificación y desnitrificación simultáneas, eliminación de sólidos y desinfección del efluente, así como acumulación y digestión de sólidos. Por tanto, consigue una baja producción de lodos y un efluente de alta calidad óptimo para su reutilización.

4.2. TECNOLOGÍAS DESARROLLADAS

El GIA comenzó sus desarrollos de este tipo de tecnologías con un reactor aerobio de lecho sumergido fijo y membranas de microfiltración (RBLSFyMM) alimentado con agua residual proveniente de un prefermentador (Cuevas 2003). La unidad expe-

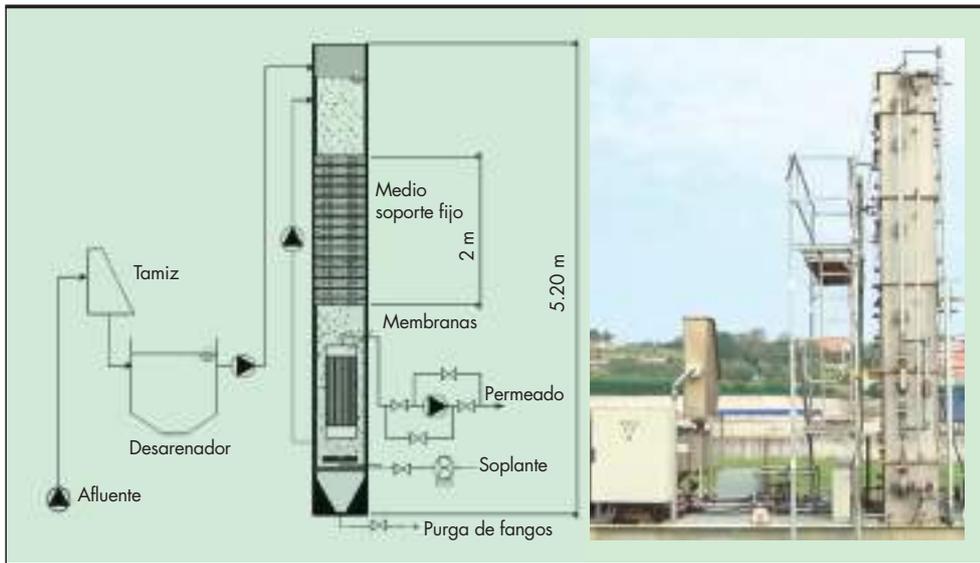


FIGURA 2. Prototipo RBpM a escala piloto: esquema y fotografía de la planta.

rimental, de 70 L, estaba formada por cinco partes principales: medio soporte fijo, módulo de membranas, sistema de aireación, electronivel y tolva de fangos. Posteriormente, también a escala de bancada, se desarrolló otro prototipo con medio soporte de partículas flexibles formando un lecho fijo y membranas comerciales de microfiltración. En este caso, la unidad experimental fue ensayada con agua residual urbana pretratada (tamizada y desarenada) (Rodríguez-Hernández *et al.* 2012a).

Con el fin de transferir esta nueva tecnología a la industria, el prototipo RBpM se escaló a una planta piloto demostrativa de volumen total 1,8 m³, con BLASF como medio soporte (Rodríguez-Hernández *et al.* 2012b). Esta planta (Figura 2) se utilizó para una evaluación comparativa con un reactor biológico con membranas (RBM) de dimensiones similares, bajo condiciones equivalentes de alimentación con agua residual real pretratada y funcionamiento en paralelo.

Las investigaciones realizadas con estos prototipos a diferentes escalas muestran que el sistema RBpM es capaz de tratar agua residual real pretratada a diferentes cargas orgánicas, sin decantación previa, con una fácil puesta en marcha y sin producirse fenómenos de sobrecarga. Las campañas experimentales mostraron un funcionamiento óptimo en rangos de carga orgánica entre 0,9 y 2,7 kg DQO/m³.d, obteniendo rendimientos superiores al 84% y 95% en términos de DQO y DBO, respectivamente.

Se ha comprobado que, frente a los objetivos alcanzables por un RBM (calidad del efluente para reutilizar), el RBpM permite además la eliminación de nitrógeno por nitrificación – desnitrificación simultánea, sin incorporar reactores anóxicos previos, alcanzando rendimientos del 97% y 76% en términos de amonio y eliminación de nitrógeno total. Por otro lado se consigue mantener una concentración de MLSS en la zona de membranas entre 1000 y 3000 mg/L, lo que se traduce en un menor ensuciamiento potencial de la membrana, con el consiguiente menor consumo de reactivos y de energía.

El sistema se caracteriza por su compacidad y elevada eficiencia energética, gracias a la transferencia de oxígeno mejorada con el soporte. Además la presencia del lecho fijo disminuye la producción de lodos y también mejora sus características, tales como el índice volumétrico del lodo (se han obtenido valores del índice volumétrico de fangos IVF por debajo de 50) y su filtrabilidad.

5. TECNOLOGÍAS DE BIOPELÍCULA SOPORTADA Y OXIGENADA POR MEMBRANAS

5.1. INTERÉS DEL PROCESO

Existen desde hace tiempo numerosas aplicaciones de membranas para separaciones fluido/fluido en campos tales como la medicina, hidrometalurgia y el tratamiento de aguas. Sin embargo, hasta finales de los años 1980 (Timberlake *et al.* 1988, Eguía 1991) no se desarrolló el concepto de emplear membranas para transferir un gas a una biopelícula adherida en la otra cara de la misma. En tratamientos aerobios el objetivo es aportar aire u oxígeno a la membrana, dando lugar a los reactores de biopelícula soportada y oxigenada mediante membranas, RBSOM (Esteban y Tejero 2007).

En las investigaciones sobre RBSOM se han utilizado distintos tipos de configuraciones respecto al tipo de membrana, su geometría, la tipología del módulo de membranas, el tamaño del reactor, el tipo de gas de alimentación, el modo de suministro del gas, el tipo de contaminante objetivo, etc.

El uso de membranas como medio de transferir oxígeno a los microorganismos y la forma en que los diferentes sustratos penetran en la biopelícula configuran las dos principales singularidades de un RBSOM: una estratificación especial de la biomasa y características excepcionales de transferencia de oxígeno (Esteban *et al.* 2012).

El comportamiento de los perfiles de oxígeno y sustratos dentro de la biopelícula determina la existencia de varias capas con ambientes distintos, en las que se producen por ende distintos tipos de reacciones (Figura 3). En una biopelícula sobre soporte permeable, los microorganismos nitrificantes tienden a crecer junto a la membrana, donde la concentración de oxígeno es alta, la concentración de material carbonoso baja (porque se habrá ido consumiendo en las capas externas) y el nitrógeno amoniacal puede estar disponible. En la zona inmediata aún penetrada por el oxígeno, los heterótrofos pueden consumir el carbono transferido desde el líquido. Si el oxígeno es consumido antes de alcanzar la interfase biopelícula-agua, se desarrolla una zona con suministro de nitratos desde el interior de la biopelícula y carbono desde el exterior, y por tanto las condiciones ideales para producirse la desnitrificación. Finalmente, si el espesor

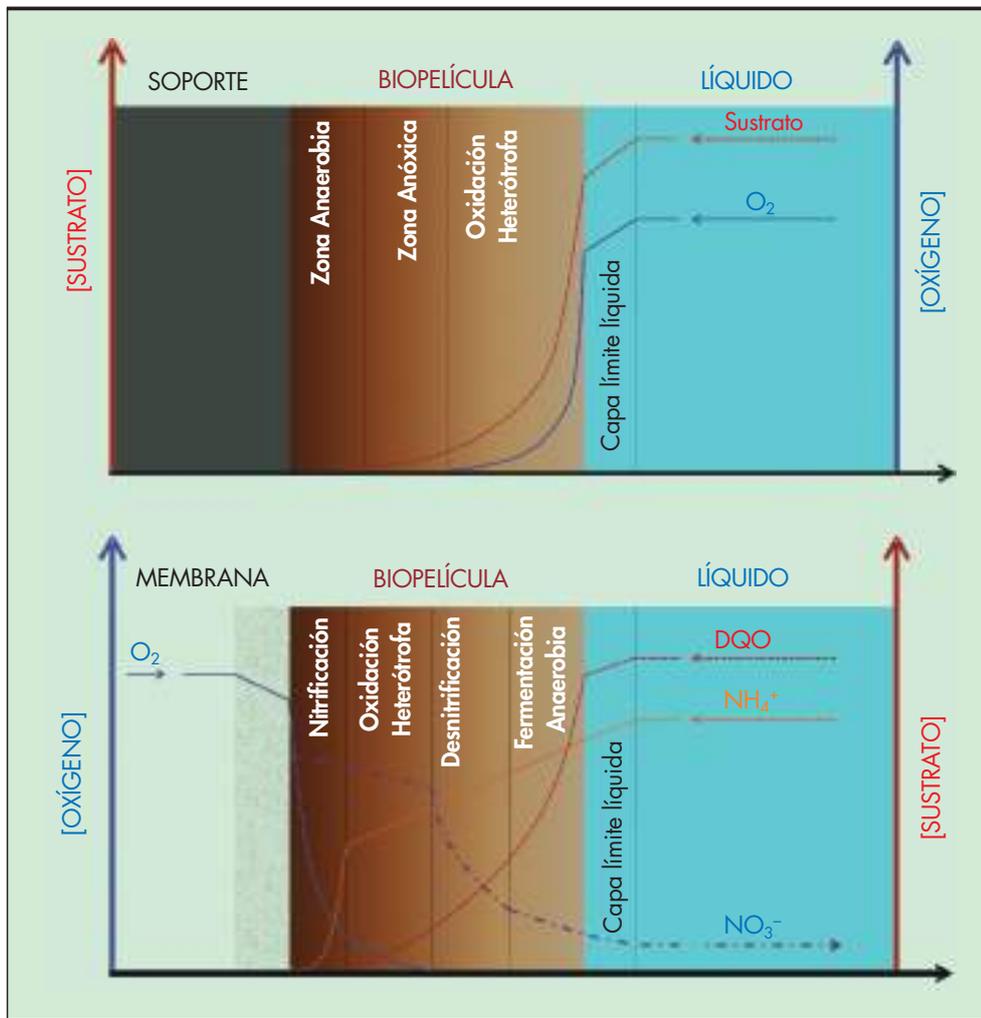


FIGURA 3. Zonificación de una biopelícula gruesa sobre a) soporte convencional b) membrana permeable a gases.

de la biopelícula lo permite y el seno del líquido es anóxico, en la capa más externa pueden darse condiciones para el desarrollo de bacterias anaeróbicas. Por lo tanto, en este tipo de biopelícula es posible la eliminación de carbono, nitrificación y desnitrificación de forma simultánea.

La otra característica sustancial de los RBSOM es la posibilidad de reducir de forma importante los gastos energéticos asociados a la aireación. En este tipo de reactores el aire u oxígeno es suministrado a un extremo de la membrana, pudiendo controlar el volumen de gas que sale por el otro extremo. Esto permite que se alcancen muy altas eficiencias en la utilización del oxígeno, hasta del 100% en configuraciones cerradas. Otra forma de ahorrar energía es la reducción de las pérdidas de carga. En la aireación convencional con burbujas, los compresores deben superar las pérdidas de rozamiento en las tuberías, la presión hidrostática del agua en función de su profundidad y las pérdidas de carga en el difusor. En un RBSOM, las únicas pérdidas de presión son debidas a la resistencia friccional del aire al circular en el interior de las membranas. Algunas estimaciones indican que el consumo de energía podría ser entre cuatro y cincuenta veces inferior que en un sistema de fangos activos convencional (Semmens 2005, Lackner 2009). Además, al realizar la aireación sin burbujas, se minimiza la formación de espumas y la emisión de volátiles y olores.

El principal inconveniente de los RBSOM es el crecimiento excesivo de una biopelícula de elevada densidad, lo cual puede reducir el rendimiento del sistema debido al incremento de la resistencia difusional, como el GIA ha observado en experimentaciones específicas (Osa *et al.* 1997).

5.2. TECNOLOGÍAS DESARROLLADAS

El GIA inició sus investigaciones con varios reactores a escala de laboratorio empleando diferentes tipos de membrana y configuraciones plana, tubular y de fibra hueca (Figura. 4). Los principales resultados fueron los siguientes (Osa *et al.* 1997): a) al aumentar el espesor de la biopelícula disminuye su capacidad de depuración, b) la capacidad de oxigenación del sistema, con biopelícula, es mucho mayor que la medida sin biopelícula (esto se atribuye al fenómeno de la “transferencia biológica de oxígeno”), c) en las condiciones estudiadas, estas biopelículas tienen mayor concentración de sólidos que las convencionales, disminuyendo además la producción de fangos debido a la digestión simultánea aerobia-anaerobia de la propia matriz de la biopelícula y d) la eliminación de carbono es mayor alimentando con oxígeno puro en vez de con aire, mientras que la eliminación de nitrógeno es mejor con aire, debido a una posible inhibición de los organismos nitrificantes con altas concentraciones de oxígeno.



FIGURA 4. Plantas piloto para el estudio de RBSOM con membranas planas (a), tubulares (b) y de fibra hueca (c).

En un estudio posterior (Jácome *et al.* 2006) se evaluó la capacidad para eliminar carbono y nitrógeno en una configuración autoaireada. En este reactor los extremos de las membranas quedan expuestos a la atmósfera, de donde toman directamente el oxígeno. Se demostró que la transferencia de oxígeno una vez desarrollada la biopelícula es 7 veces superior a la medida con las membranas limpias. Los rendimientos son menores que con aireación forzada, pero a cambio el coste de la oxigenación es nulo.

En un RBSOM también es factible eliminar fósforo y materia orgánica carbonosa, consiguiendo además nitrificación y desnitrificación simultáneas. En este proceso la alternancia entre condiciones aerobias y anaerobias se consigue alimentando o no las membranas con oxígeno (Tejero y Castillo 1998).

Otro campo de aplicación de los RBSOM es el tratamiento de compuestos tóxicos, debido a la capacidad de estos reactores para mantener y proteger junto a la membrana a las bacterias de lento crecimiento capaces de degradar xenobióticos. En el GIA se aplicó a la depuración de PCBs, obteniéndose, tras un pretratamiento de aminación, rendimientos globales del 85% (Hernández 1998).

Por otro lado, el mismo principio de una biomasa fija sobre un soporte permeable puede aplicarse al desarrollo de un dispositivo para realizar medidas respirométricas de líquidos conteniendo materia orgánica. Esta idea fue desarrollada en la patente de Tejero *et al.* (1997).

El GIA siempre ha apostado por la elaboración y uso de modelos matemáticos como fuente de conocimiento y complemento de la investigación en laboratorio y plantas piloto. Y también ha trabajado en este ámbito en relación a los RBSOM (Jácome 1999, Esteban 2009). Una de las áreas en las que se precisa profundizar para el desarrollo de la tecnología basada en RBSOM es la dinámica de la fase gaseosa en el sistema, y el efecto de las diferentes estrategias de oxigenación (membrana cerrada o semiabierta, caudal de gas de paso, empleo de aire u oxígeno) sobre el comportamiento del reactor. Los modelos desarrollados, por ejemplo, han permitido detectar errores cometidos por la comunidad científica a la hora de caracterizar las propiedades de oxigenación de las membranas. También ayudan a seleccionar las mejores estrategias para la ventilación de las membranas, de forma que se maximice su capacidad de oxigenación manteniendo a la vez altas eficiencias en la transferencia de oxígeno.

6. TECNOLOGÍAS INTEGRADAS PARA LA ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

6.1. INTERÉS DEL PROCESO

Frente a la aplicación individual de procesos de biomasa única (fango activo o biopelícula), se ha planteado históricamente la utilización de procesos combinados en que se disponen en serie procesos de uno u otro tipo, o bien procesos híbridos que utilizan conjuntamente ambos tipos de biomazas en un mismo reactor. Al conjunto de ambos tipos de procesos (combinados e híbridos) se les ha denominado procesos biológicos integrados.

Uno de los principales retos de la depuración de aguas residuales a corto y medio plazo es la necesidad de incorporar la eliminación de nutrientes (N y P) en un gran número de estaciones depuradoras con vertido a zonas sensibles. Se hace necesario plantear soluciones que consigan este objetivo, bien para el diseño de nuevas depuradoras o en su caso aprovechando al máximo las instalaciones existentes y el espacio disponible.

Una alternativa para alcanzar tal propósito es la utilización de procesos híbridos, en que las distintas biomazas que intervienen en la depuración pueden estar en suspensión y en biopelícula en diferentes proporciones. Para ello se puede introducir algún tipo de soporte para biopelícula en los tanques de fango activo, permitiendo la coexistencia entre biopelícula y fango en suspensión. Por lo tanto, las ventajas de los reactores híbridos se basan en el incremento de la biomasa disponible y en la interacción y diferenciación entre ambas biomazas.

En los últimos tiempos se ha desarrollado el empleo de procesos híbridos orientados tanto a la eliminación de materia orgánica como de nutrientes. Los procesos biológicos para eliminación de nitrógeno operan normalmente con un elevado tiempo de retención de sólidos (TRS) requerido para la nitrificación, mientras que la eliminación biológica de fósforo precisa un menor TRS. Esto supone una dificultad para los procesos de eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo, que se trata de resolver con un control minucioso del TRS de operación. Los procesos híbridos permiten desvincular el TRS de la biomasa en biopelícula y en suspensión, favoreciendo las condiciones óptimas para la eliminación conjunta de ambos nutrientes. En estos procesos la introducción del soporte permite especializar la biomasa adherida a la biopelícula como nitrifi-

cante, ya que el TRS de dicha biomasa puede crecer sin incrementar el tiempo de retención hidráulico en el reactor. La eliminación de fósforo es realizada principalmente por la biomasa en suspensión. Particularmente innovador es el empleo de reactores híbridos en condiciones anóxicas, en los que se lleva a cabo la desnitrificación bien en suspensión o bien en biopelícula.

Otra alternativa para conseguir configuraciones compactas para la eliminación de nutrientes es unificar las zonas anaerobia y anóxica, ambas en suspensión, dentro un único reactor de lecho de fango (patente de Tejero *et al.* 2010) seguido por un reactor biopelícula aerobio nitrificante. Se trata de un proceso integrado que combina las ventajas de ambos sistemas, fango activo y biopelícula, en reactores en serie (proceso combinado), en vez de en un único reactor (proceso híbrido).

6.2. TECNOLOGÍAS DESARROLLADAS

El GIA ha desarrollado varias experiencias a escala de banda de procesos integrados, híbridos y combinados. Algunas de ellas siguen en desarrollo.

En concreto se ha estudiado la configuración P-HD-HN, tipo UCT híbrido modificado, compuesta por tres reactores en serie anaerobio (P) de 40 L, anóxico (HD) de 80 L y aerobio (HN) de 180 L, seguido por un decantador secundario (Figura 5), tratando agua residual urbana pretratada, sin decantación primaria (Presmanes *et al.* 2012). Tanto el reactor anóxico (HD) como el aerobio (HN) son híbridos, rellenos con soporte fijo BLASF en un 50 y 62% de su volumen total, respectivamente. Ambos reactores disponen de sistemas de aireación para el lavado diario de la biomasa en exceso. En el reactor HN el sistema de aireación además proporciona la mezcla y agitación y el oxígeno requerido por la actividad biológica, mientras que para mezclar y agitar el reactor HD manteniendo condiciones anóxicas se utiliza aireación intermitente.

Este sistema se operó con un tiempo de retención hidráulico híbrido de 9,4 horas, estableciendo, mediante purga, un TRS en suspensión bajo, de 5 días, con la finalidad de evitar

el desarrollo de biomasa nitrificante en suspensión. La carga orgánica aplicada media fue de 0,43 kgDBO₅/m³.d y la carga de nitrógeno de 72,5 gNT/m³.d en los reactores híbridos. La carga aplicada de fósforo fue de 8,3 gPT/m³.d respecto del volumen total. Con una temperatura media del agua de 16°C se obtuvieron unos rendimientos de eliminación de DBO₅, NH₄, NT y PT de 95%, 97%, 65% y 77%, respectivamente. Las buenas eficiencias de eliminación se consiguieron a pesar de la baja concentración de sólidos en suspensión (aproximadamente 1100 mgSST/L) mostrando además una muy buena sedimentabilidad (IVF 53 mL/g). Para conocer el “grado de hibridez” del proceso (contribución de cada tipo de biomasa, fija o en suspensión, a la degradación), se determinaron las tasas de consumo de amonio y la distribución de la biomasa nitrificante mediante ensayos de actividad biológica de cada biomasa por separado. El resultado mostró que un 82% de la nitrificación se lleva a cabo en la biopelícula.

Por otro lado se ha estudiado un prototipo integrado compuesto por el reactor anóxico-anaerobio AnoxAn, de 49 L de volumen, seguido de un reactor aerobio híbrido con membranas de filtración, RBpM, de 69 L (Figura 6) (Díez *et al.* 2012). AnoxAn es un reactor de lecho de fango y flujo ascendente que unifica en un único reactor las zonas anaerobia y anóxica de una configuración convencional para eliminación biológica de nutrientes. El agua residual es alimentada por la zona inferior del reactor, donde se encuentra el lecho de fango anaerobio y circula ascendentemente hacia el lecho anóxico, que recibe la recirculación rica en nitratos procedente del reactor aerobio. El RBpM está relleno en un 45% de su volumen con cubos de esponja como soporte para la biopelícula. Por debajo de la biopelícula se dispone un módulo de membranas de fibra hueca de microfiltración.

Esta configuración fue alimentada con agua residual urbana, con un TRH total de 10 h. Las cargas medias fueron de 0,58 kgDBO₅/m³.d, 79,9 gNT/m³.d y 9,8 gPT/m³.d respecto del volumen total. En estas condiciones se obtuvieron unos rendimientos de eliminación de DBO₅, NH₄, NT y PT del 98%, 99%, 74% y 88%, respectivamente.

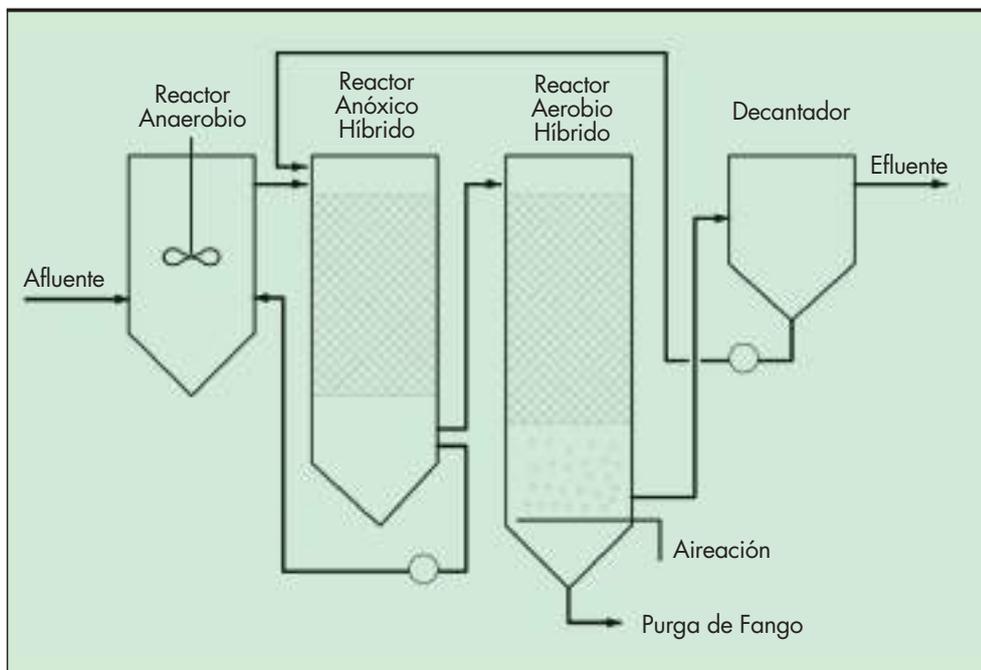


FIGURA 5. Esquema de la tecnología híbrida P-HD-HN.

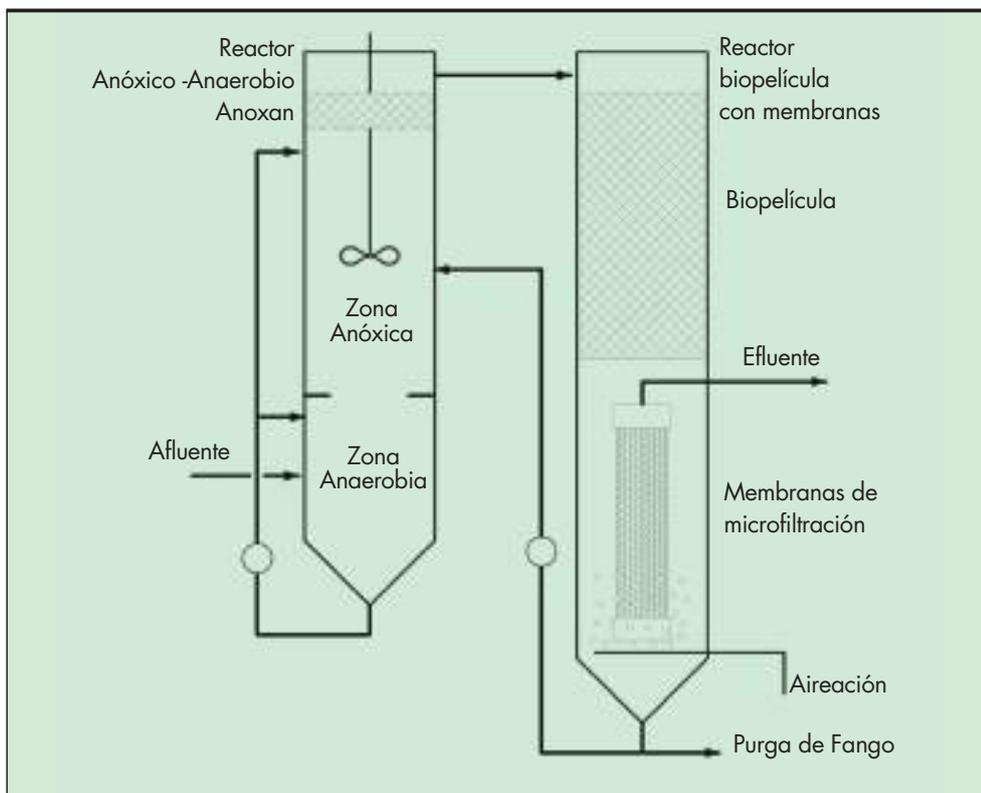


FIGURA 6. Esquema de la tecnología integrada AnoxAn+RBpM.

En estas experimentaciones, las tecnologías integradas desarrolladas, tanto la híbrida como la combinada, han demostrado ser efectivas para obtener un efluente apto para vertido a zona sensible, de acuerdo a la Directiva 91/271.

7. CONSIDERACIONES FINALES Y PROYECCIÓN FUTURA

Como se resume en los apartados anteriores, a lo largo de este cuarto de siglo el GIA ha ido desarrollando y contrastando ideas en busca de la mejora continua de los procesos biológicos de depuración: aumentar la concentración de biomasa, mejorar su sedimentabilidad, reducir la sensibilidad a fluctuaciones de caudal y carga, incrementar la eficiencia energética del sistema o disminuir los costes de inversión. Así, se han ido creando tecnologías innovadoras, algunas ya disponibles como solución transferible: desde tecnologías blandas de gran eficiencia energética para su aplicación en pequeñas poblaciones (reactores BLASF), hasta soluciones optimizadas para la adaptación de procesos existentes a las nuevas necesidades de caudal de tratamiento como los procesos híbridos y de nivel de depuración como el RBpM.

En la actualidad continúa la evaluación experimental de los nuevos procesos integrados, híbridos y combinados, para profundizar en su conocimiento y optimizar el sistema con dos objetivos diferenciados: como proceso de nueva implantación y para ampliación de plantas existentes.

Por otro lado hemos comprobado que el empleo de membranas para transferir sustancias gaseosas (como el oxígeno) ofrece importantes ventajas en relación a otros procesos biopelícula, pero aún quedan por resolver cuestiones para el escalado de la tecnología, como las derivadas de un adecuado control del espesor de la biopelícula y del comportamiento, costes y esperanza de vida de las membranas. Por eso el GIA continúa con su investigación sobre los RBSOM a través de

dos proyectos. El objetivo del primero es analizar el comportamiento de reactores híbridos, en los cuales la biopelícula crece sobre membranas coexistiendo con biomasa en suspensión (Figura 7). En el otro se estudiará el comportamiento de un RBSOM sólo nitrificante, complementario de otro reactor de lecho “perturbado” encargado de la desnitrificación y de la eliminación de carbono y fósforo. Así, en enero de 2013 el GIA inicia el proyecto PBi², Procesos Biológicos integrados innovadores para la eliminación de nutrientes (Tejero *et al.* 2012).

8. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la contribución de todos los investigadores que participaron en los trabajos descritos y de las entidades que los financiaron.

9. REFERENCIAS

- Cuevas, G. 2003. Prefermentación y depuración de aguas residuales domésticas en reactores mixtos con biopelícula y membranas de separación. Tesis doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.
- Díez, R., De Florio, L., Moreno-Ventas, X., Herrero, M., Pérez, P., Cantera, S. and Tejero, I. 2012. Biological nutrient removal in a novel anoxic-anaerobic reactor followed by a membrane biofilm reactor. *In* Proceedings of the IWA Nutrient Removal and Recovery 2012: Trends in NRR (Book of abstracts), Harbin, China, September 23-25, pp. 206-207.
- Eguía, E. 1991. Desarrollo de la biopelícula en medio soporte permeable. Tesis doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.
- Esteban, A.L. 2009. Modelización de reactores de biopelícula soportada y oxigenada por membranas (RBSOM) para la de-



FIGURA 7. Módulo RBSOM para la investigación de configuraciones híbridas.

puración de aguas residuales. Tesis doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.

Esteban, A.L. y Tejero, I. 2007. Una revisión de las investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales con RBSOM (reactores de biopelícula que emplean membranas como material soporte y medio de oxigenación). *Tecnología del Agua*, **281**: 44-57.

Esteban, A.L., Díez, R., Rodríguez, L., Lobo, A., de Florio, L., Pérez, P. and Tejero, I. 2012. Processes based on the growth of biofilms on gas permeable membranes: Biomembrane reactors. *In Innovative Technologies for Urban Wastewater Treatment Plants (2nd Edition)*. Edited by F. Omil and S. Suárez, pp. 117-145.

Garrido, J., Méndez, R. y Oyanedel, V. 2002. Reactor biológico híbrido de membranas para tratamiento de aguas residuales industriales y urbanas. Patente: 200200244 de 01.02.02. ES 2 190 895 B2. EP 1 484 287 B1 de 05.04.2006.

Gómez, C. 2010. Desarrollo y modelización de un sistema biopelícula para la eliminación de materia orgánica y nitrógeno. Tesis doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.

Gómez, L.A. 1999. Optimización del proceso Blas II aplicando altas cargas orgánicas con agua residual urbana. Tesis Docto-

ral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.

Hernández, D. 1998. Degradación de Bifenilos Policlorados por Métodos Químicos y Microbiológicos en Aceites Dieléctricos Industriales. Tesis doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.

Jácome, A. 1999. Modelación y cinética de oxidación de materia orgánica y nitrificación simultáneas en biopelículas autoaeradas. Tesis doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.

Jácome, A., Molina, J., Suárez, J. and Tejero, I. 2006. Simultaneous removal of organic matter and nitrogen compounds in autoaerated biofilms. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, **132**(10), pp. 1255-1263.

Lackner, S. 2009. Towards rational design of redox-stratified biofilms: a novel approach for developing robust biotechnologies for nutrient removal from wastewaters. Ph.D. Thesis, Technical University of Denmark, Copenhagen, Denmark.

Lazarova, V. and Manem, J. 2000. Innovative biofilm treatment technologies for water and wastewater treatment. *In*

Biofilms II: Process analysis and applications. Edited by James D. Bryers. Wiley series in ecological and applied microbiology, USA, pp. 159-206.

Leiknes, T. and Odegaard, H. 2007. The development of a bio-film membrane bioreactor. *Desalination*, **202** (1-3): 135-143.

Mihovilovic, B. 2010. Optimización del proceso BLASF® en alta carga: Modelización del atascamiento. Tesis doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.

Osa, J.J., Eguía, E., Vidart, T., Jácome, A., Lorda, I., Amieva, J.J. and Tejero, I. 1997. Wastewater treatment with biofilm membrane reactors. *In Advanced Wastewater Treatment Processes*. Edited by J. Nigel and Horan J. University of Leeds, pp. 11-17.

Peters, R.W. and Alleman, J.E. 1982. The history of fixed-film wastewater treatment systems. *In Proceedings of the First International Conference on Fixed-Film Biological Processes*, Kings Island, Ohio, 20-23 April 1982, Volume I, pp. 80-108.

Presmanes, D., Gutiérrez-Prada, I., González-Viar, M., De Florio, L. y Tejero, I. 2012. Proceso híbrido P-HD-HN para eliminación de nutrientes con lecho fijo. *En Libro de Resúmenes de X Reunión de la Mesa Española de Tratamiento de Aguas*, Almería, 4-6 octubre 2012, pp. 5-8.

Rodríguez-Hernández, L., Esteban-García, A.L., Lobo, A., Temprano, J., Álvaro, C., Mariel, A. and Tejero, I. 2012a. Evaluation of a hybrid vertical membrane bioreactor (HVMBR) for wastewater treatment, *Water Science and Technology*, **65** (6): 1109-1115.

Rodríguez-Hernández, L., González-Viar, M., De Florio, L. and Tejero, I. 2012b. Hybrid membrane bioreactor application for decentralized treatment and reuse, *Desalination and Water Treatment*, (en prensa).

Santamaría, C. 1998. Desarrollo de un reactor biopelícula de lecho aireado y sumergido, con soporte fijo (BLAS II) para la eliminación de carbono orgánico. Tesis Doctoral, Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander.

Semmens, M.J. 2005. Membrane technology: pilot studies of membrane-aerated bioreactors. *Water Environment Research Foundation Report 00-CTS-11*.

Tejero, I. y Amieva, J. J. 1993. Sistema de depuración de aguas residuales y de los fangos producidos mediante procesos de biopelícula extraíble. Patente de invención ES 2 071 593.

Tejero, I. y Castillo, P. 1998. Proceso de depuración biológica conjunta de fósforo y materia orgánica carbonosa, empleando biopelícula fija sobre soporte hidrófobo y permeable al flujo de gases, y con alimentación de gases de oxigenación a través del soporte. Patente de invención ES 2 145 686.

Tejero, I. y Cuevas, G. 2002. Sistema mixto para la depuración biológica de aguas residuales combinando biopelículas y membranas de filtración. Patente de invención ES 2213461B2.

Tejero, I. y Eguía, E. 1991. Proceso de tratamiento biológico de aguas residuales basado en biopelícula desarrollada sobre un soporte permeable a gases. Patente de invención ES 2 038 556.

Tejero, I. y Santamaría, C. 1996. Proceso de tratamiento biológico de aguas basado en biopelícula sobre soporte de diseño específico. Patente de invención ES 2 128 962.

Tejero, I., Collado, R., Moreno-Ventas, X., Esteban, A., Díez, R. y Pérez, C. 2012. Procesos Biológicos integrados innovadores para la eliminación de nutrientes PBi². Ministerio de Economía e Innovación. Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica (preconcedido).

Tejero, I., Díez, R., Esteban, A.L., Lobo, A., Temprano, J. y Rodríguez, L. 2010. Reactor biológico anóxico-anaerobio para la eliminación de nutrientes de aguas residuales. Patente de invención ES 2 338 979.

Tejero, I., Osa, J.J. y Gómez, C. 1997. Respirómetro con biomasa fija sobre soporte permeable a gases, pero no al agua, con alimentación de oxígeno a través del soporte y medida del oxígeno que se transfiere a través del mismo. Patente de invención ES 2 157 135.

Timberlake, D.L., Strand, S.E. and Williamson, K.J. 1988. Combined aerobic heterotrophic oxidation, nitrification and denitrification in a permeable support biofilm. *Water Research*, **22** (12): 1513-1517.

Water Environment Federation (WEF) 2010. *Biofilm Reactors*. WEF Manual of Practice No. 35. WEF Press, Alexandria, Virginia.

NOMENCLATURA

AnoxAn	Reactor de lecho perturbado de fangos Anóxico-Anaerobio.	RBC	Contactores Biológicos Rotatorios (en inglés).
BE	Biopelícula Extraíble.	RBLSFyMM	Reactor de Biopelícula de Lecho Sumergido Fijo y Membranas de Microfiltración.
BLAS	Biopelícula de Lecho Aireado Sumergido.	RBM	Reactor Biológico de Membranas.
BLASF	Biopelícula de Lecho Aireado Sumergido Fijo.	RBpM	Reactor de Biopelícula con Membranas.
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días.	RBSOM	Reactor de Biopelícula con Soporte y Oxigenación mediante Membranas.
DQO	Demanda Química de Oxígeno.	RBSP	Reactor de Biopelícula con Soporte Permeable.
GIA	Grupo de Ingeniería Ambiental.	RPLSF	Reactor de Prefermentación con Lecho Sumergido Fijo.
IVF	Índice Volumétrico del Fango.	SST	Sólidos en Suspensión Totales.
N	Nitrógeno.	TRH	Tiempo de Retención Hidráulico.
NH ₄	Amonio.	TRS	Tiempo de Retención de Sólidos.
NT	Nitrógeno Total.	UCT	University of Cape Town (tipo de proceso biológico de eliminación de nutrientes en aguas residuales).
P	Fósforo.		
PCBs	Bifenilos PoliClorados (en inglés).		
PT	Fósforo Total.		

EDICIONES DEL CEDEX



Nº de páginas: 170
Año de edición: 2011
P.V.P.: 25€

El análisis de la seguridad hidrológica es una cuestión central en la ingeniería de presas. El fallo de las presas puede causar importantes daños materiales, además de poner en riesgo vidas humanas. A pesar de la trascendencia que tiene, los métodos de análisis de la seguridad hidrológica de las presas (tanto en fase de proyecto como en fase de explotación) han cambiado relativamente poco en las últimas décadas. En este texto se realiza una contribución metodológica al problema de la evaluación de la seguridad hidrológica de una presa, analizando el efecto laminador del embalse bajo un enfoque probabilístico. La metodología permite tener en cuenta la variabilidad de factores que intervienen tanto en la génesis de la avenida como en su laminación en el embalse. Adicionalmente, y como resultado de la aplicación de esta metodología, se han desarro-

llado modelos simplificados para evaluar el efecto de la laminación de las presas y embalses ante solicitaciones hidrológicas extremas, tal que permitan orientar al proyectista en las fases previas del diseño.



Nº de páginas: 246
Año de edición: 2011
P.V.P.: 12€

El objeto de esta Monografía es contribuir a garantizar una mayor eficacia en el procedimiento de evaluación de impacto ambiental de los proyectos de estaciones desaladoras de agua de mar. Se recomiendan los criterios para facilitar la redacción y supervisión del documento inicial o ambiental y del estudio de impacto ambiental de los proyectos de estas infraestructuras. Se incide en el diseño y seguimiento de las medidas preventivas y correctoras y del Programa de vigilancia ambiental. Como posible metodología para comprobar los aspectos formales y de contenido de esta documentación se propone utilizar las listas de chequeo.



Nº de páginas: 296
Año de edición: 2011
P.V.P.: 24,04€

Las cimentaciones especiales hormigonadas in situ, objeto de La presente publicación, están constituidas por pilotes de desplazamiento y extracción, muros pantalla y pantallas de pilotes. La designación de estas cimentaciones proviene de sus condiciones especiales de puesta en obra de hormigón, generalmente con perforaciones profundas, bajo agua o fluido estabilizado, y con cuantías de armadura importantes; que obligan a exigir al hormigón una serie de características específicas. Si bien estos elementos están incluidos en la normativa española de aplicación a las estructuras de hormigón (EHE, Código Técnico y PG-3), al tratarse éstos de tratados generales, no se cubren muchos de los aspectos particulares en cuanto a las características que debería tener el hormigón y las precauciones que deberían tomarse durante la ejecución de este tipo de estructuras. Por ello y de forma complementaria, se ha desarrollado normativa europea de aplicación a los hormigones de cimentaciones especiales: la UNE-EN 1536 (Ejecución de trabajos especiales de geotecnia. Pilotes perforados) y la UNE-EN 1538 (Ejecución de trabajos especiales de geotecnia. Muros pantalla), ambas publicadas por AENOR en el año 2000. En este trabajo se recoge el Estado del Arte sobre el hormigonado de cimentaciones especiales, incluyendo su puesta en obra. En el texto redactado se detallan los requisitos incluidos en la normativa de aplicación (tanto la española y europea antes mencionadas como otras normativas internacionales específicas consultadas), justificando y explicando su importancia y necesidad. También se incluyen otros aspectos que pueden contribuir a mejorar la calidad del hormigón de estas obras que, aunque no incluidos en la normativa, aparecen descritos en la bibliografía especializada o bien han sido extraídos de la experiencia práctica. El documento está dividido en diez capítulos, que cubren los materiales componentes del hormigón y su dosificación, puesta en obra, propiedades del hormigón fresco y endurecido, durabilidad, control de calidad y un último capítulo referente al hormigón autocompactante. El Estado del Arte redactado contiene un gran volumen de información, por lo que a efectos prácticos se ha puesto especial énfasis en el capítulo 10 resumen y conclusiones que de forma sintética recopila los aspectos fundamentales que deben tenerse en cuenta. Cualquier información incluida en este apartado puede ser ampliada y justificada en el capítulo correspondiente del Estado del Arte. Por último, el Anejo recoge los datos de mayor interés en relación con el hormigón utilizado en obras singulares de pantallas y pilotes "in situ" realizadas en España.



Nº de páginas: 118
Año de edición: 2010
P.V.P.: 10€

Esta publicación recoge el proyecto de recuperación del jardín histórico y la reordenación de su entorno, realizado por el arquitecto Gerhard Loch, y promovido por el CEDEX-CEHOPU con la colaboración de la Universidad Politécnica de Madrid. Las obras se iniciaron en 2008 y el jardín se abrió de nuevo al público en septiembre de 2009.



Nº de páginas: 294
Año de edición: 2011
P.V.P.: 30€

La restauración fluvial constituye un proceso encaminado a la recuperación de la integridad ecológica del medio fluvial, en términos de biodiversidad y funciones y procesos ecológicos. Este Manual examina las técnicas más destacadas para la consecución de estos fines, diferenciando entre aquellas dirigidas a la restauración de los ecosistemas acuáticos y ribereños, y las que tienen por objeto la integración de las actividades humanas en la protección y mejora de los medios fluviales. Se presta especial atención a las técnicas de ampliación y mejora de las formaciones vegetales de ribera, bioingeniería e incremento de la biodiversidad florística y faunística. Finalmente, se dedica un capítulo específico a los procedimientos que deben guiar los programas y proyectos de restauración fluvial.

Pedidos

Para realizar un pedido de publicaciones puede hacerlo por teléfono, fax o correo a:
CEDEX Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
 c/ Alfonso XII, 3 - 28014 Madrid

Teléfono: (+34) 91 335 72 95 • Fax: (+34) 91 335 72 49 • E-mail: publicaciones@cedex.es

Olores en aguas residuales: ¿Cómo controlarlos de manera eficiente por el gestor?

EDUARDO ZARCA DÍAZ DE LA ESPINA (*) y CLEMENTE PALACIOS MORENO (**)

RESUMEN Descripción, análisis y recomendaciones fruto de la investigación y experiencia de los autores en la Empresa Municipal. Con el formato “10 reglas básicas” se hace un repaso de los distintos aspectos, desde una perspectiva teórica y práctica, a considerar en la gestión de los olores de una EDAR.

ODORS IN WASTEWATER: HOW TO CONTROL THEM EFFICIENTLY BY THE MANAGER?

ABSTRACT Description, analysis and recommendations based on experience and research of the authors in the Municipal Water Utility. With “10 rules” gives an overview of the different aspects, theoretical and practical, to be considered in the management of odors in wastewater treatment.

Palabras clave: Control de olores, Tratamiento de agua residual, H₂S, Sulfhídrico, Olfatometría.

Keywords: Odour control, Waste water, Sewage treatment, H₂S, Hydrogen sulphide, Olfactometry.

1. LOS 10 MANDAMIENTOS DEL GESTOR

La puesta en marcha de la EDAR Guadalhorce en Málaga, hace ahora más de 12 años, generó un grave impacto por olor en el entorno. En ésta primera etapa se juntaron los problemas propios de la puesta en marcha de una infraestructura de estas características con otros externos como son, la elevada temperatura del agua (hasta 29°C en verano), las amplias redes de saneamiento y estaciones de bombeo, y la propia climatología que favorece los fenómenos de inversión térmica que limitan los mecanismos de dispersión de los compuestos malolientes. Una vez resueltos los aspectos técnicos propios de la planta, evitando la acumulación de fangos en el sistema, arrancando la digestión, se seguía generando una molestia importante. En aquel tiempo la presión vecinal y de los medios de comunicación era permanente.

Por este motivo se decidió hacer un esfuerzo especial para estudiar pormenorizadamente los mecanismos que intervenían, buscar las estrategias adecuadas e implementar las medidas necesarias y los métodos de gestión para minimizar el mal olor.

En nuestro caso la solución ha pasado por un acondicionamiento del agua residual y la implementación de procedi-

mientos que controlan el nivel de sulfuros en el agua, la emisión de los sistemas de desodorización, y la inmisión en distintos puntos de la planta y su entorno.

En este artículo pretendemos trasladar, sin entrar en muchas particularidades, en las reflexiones que consideramos más interesantes a tener en cuenta para enfrentarse a este problema.

1.1. LO QUE NO SE MIDE NO SE PUEDE CONTROLAR Y MEJORAR; LA MEDIDA ES COMPLICADA PERO POSIBLE

Esta forma de trabajar ha ido evolucionando desde su aplicación meramente como herramienta de calidad a incluirse dentro de los valores clave de las empresas, como parte de su filosofía de actuación. Como si de una cuestión abstracta se tratara, es esencial plantearse las siguientes cuestiones en orden: ¿Qué?, ¿Por qué? y ¿Cómo?. Tomarse el tiempo necesario para analizar no es un tiempo perdido nunca. El problema bien analizado es ya un problema medio resuelto.

En las EDAR se puede distinguir claramente tres tipos de fuentes: conducidas, superficies (calma y aireadas), y difusas (edificios y fugitivas). Según el objeto pueden ser mediciones de emisiones y de inmisiones. Atendiendo a la duración del muestreo podemos considerar la medida como puntual, promediada, o continua.

En estas medidas es necesario verificar el estado del muestreador y la elección correcta del equipo de medida en cada fuente de emisión. Los fabricantes proporcionan instrucciones para el mantenimiento que deben seguirse (los sensores tienen una vida limitada y deben calibrarse con asiduidad).

(*) Dr. Ingeniero Industrial. Responsable Gestión de Riesgos. Empresa Municipal Aguas de Málaga (EMASA). E-mail: ezde@emasa.es

(**) Ingeniero Químico e Ingeniero Técnico Industrial. Director Depuración. Empresa Municipal Aguas de Málaga (EMASA). E-mail: cpm@emasa.es

El valor a medir siempre está afectado por un error. El error general de origen técnico está asociado a todo el instrumental utilizado, el método de medida, e incluso el software. La forma de cuantificarlo es mediante la estimación de un límite de confianza que es el intervalo entre el que se encuentra con una probabilidad elevada la medida (generalmente 95%). En la fase de toma de muestras en fuentes superficiales y volumétricas es muy difícil su cuantificación pues no está normalizado ni existe proyecto de hacerlo.

1.2. LA MEDICIÓN DEL H₂S ES LA FORMA MAS EFICIENTE DE TENER BAJO SUPERVISIÓN EL PROBLEMA

Se puede medir antes, durante y después.

A la hora de elegir la medida de gases malolientes se puede hacer de la concentración de los compuestos químicos o de la medición sensorial olfativa que producen estos. Nuestra recomendación de medición química del H₂S si bien no es excluyente, está basada en los siguientes argumentos:

- Presenta un valor de reconocimiento muy bajo. El límite de detección del H₂S es cercano a 0,5 ppb.
- Es generalmente el predominante en el agua residual y presente en la mayoría de los casos durante todo el proceso de tratamiento, en mayor o menor medida.

- La concentración de gas puede relacionarse con la del líquido mediante modelos matemáticos.
- Puede ser medido sin dificultad con monitores de continuo a un coste cada vez más bajo.
- Es fácil de correlacionar con la medida de olor. (Gostelow, P. *et. al.* 2001).
- Da permanentemente otros problemas que son muy importantes: corrosión, seguridad personal y proceso.

En la sensorial, el método normalizado es la olfatometría de dilución dinámica (ODD). Una muestra de gas maloliente es cogida y llevada a un ambiente controlado, donde mezclándola con aire libre de olor se produce una corriente diluida. Ésta es presentada a un panel de “catadores”, de forma que no lleguen a detectarlo, midiendo las diluciones que han sido necesarias. Comparativamente, los análisis con monitores de continuo de H₂S pueden realizarse incluso en alta resolución (ppb), frente a la falta de repetibilidad (especialmente en bajas concentraciones) y altos costes que conlleva realizar olfatometrías.

La técnica de muestreo del gas para su captura y posterior traslado a un laboratorio es compleja. Esto conlleva diferentes procedimientos según sea el foco (por ejemplo, no es lo mismo la zona aireada de un desarenador que el resto del tanque en calma), lo que determinará el caudal en µg/m² que se emite. Deben ser fijadas las condiciones de trabajo, equipo de muestreo...

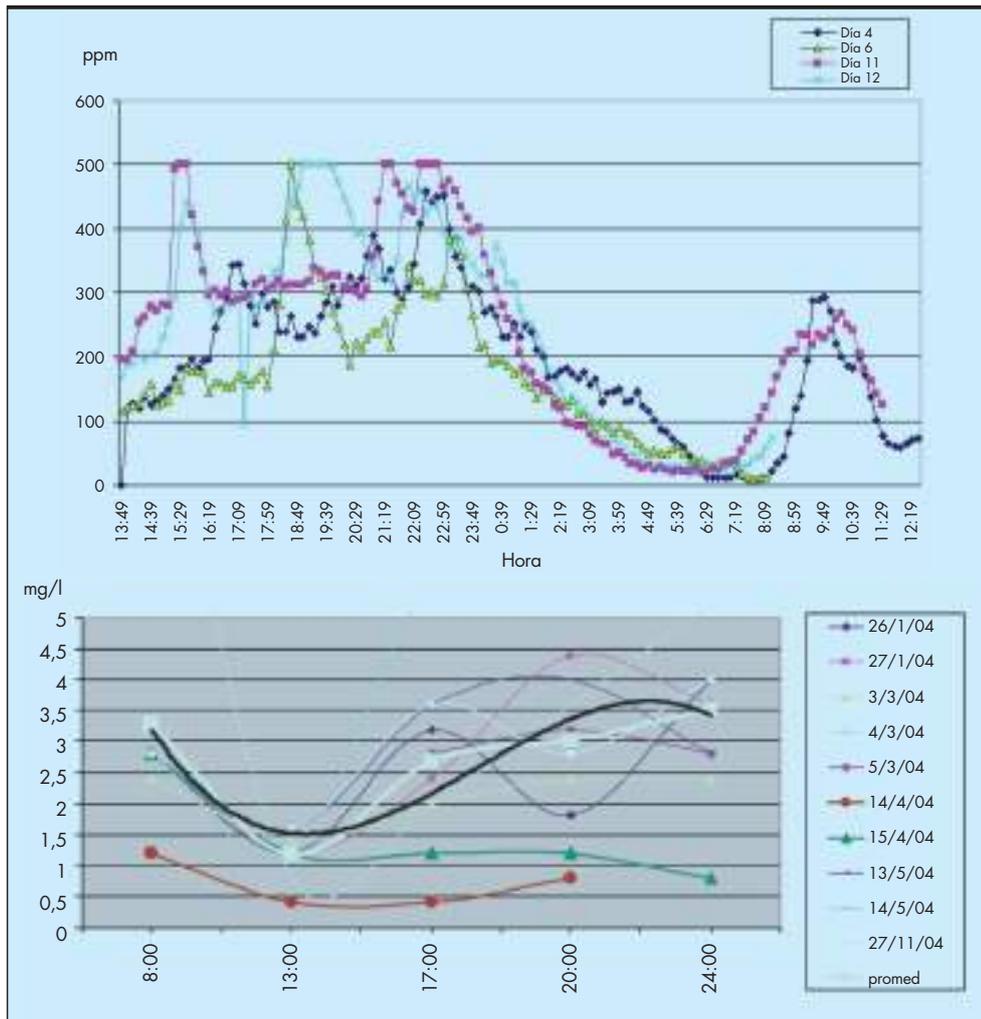


FIGURA 1. Variabilidad en días del compuesto H₂S en emisiones y en estado líquido.

treo, bolsa de muestreo, implementación de la toma de muestra, predilución, tiempo de muestreo, el número de muestras, su almacenamiento y el transporte hasta el lugar de análisis (proyecto VDI 3880).

Conocido el valor según foco en g/s de H_2S o en UO_p/s , se introducen junto a otros datos en un modelo matemático de dispersión. Algunos dan imprecisiones al considerar que el ratio de emisión es constante en una hora o, asumir que el viento tiene una dirección constante o poco variable en una hora. Para bajas velocidades del aire ($<0,5$ m/s) es menos exacto el modelo gaussiano frente a los de Lagrange (puff), aunque éstos requieren más y mejores datos. En general la modelización genera sobrestimación por lo que es más interesante para conocer los impactos máximos que para la gestión ordinaria de la planta.

En el año 2004 se adquirió un medidor de sulfhídrico de alta sensibilidad (ppb) con el que se estudió las distintas fuentes de emisión y se hicieron mapas de isoconcentración que ponían de manifiesto claramente los focos más importantes de una forma cuantitativa. La ventaja de hacerlo así fue la repetibilidad de las mediciones en las distintas condiciones, posibilitando hacer seguimientos para evaluar la bondad de las acciones tomadas.

Dentro del plan de análisis anual de las EDAR está incluida la medición diaria de los sulfuros disueltos en las distintas fuentes de alimentación, de cara a identificar los problemas de acondicionamiento del agua residual.

1.3. EL PROBLEMA NO PUEDE SER TRATADO DE FORMA ESTÁTICA

Las emisiones están sometidas a la variabilidad de las condiciones internas y de contorno. En general. Las emisiones poseen una variabilidad en el tiempo (Figura 1) que es constante en largos periodos y variable en un día con un perfil determinado. Además, las condiciones meteorológicas están en continuo cambio, jugando un papel predominante en la molestia generada.

El método de medida de gases mediante instrumentos directos tiene ventajas frente al de toma de muestras, análisis y modelización, principalmente por la rapidez de las determinaciones y la economía de la medición. Lo ideal es tener una vigilancia en continuo de la emisión e inmisión, o al menos rea-

lizar mapas de medidas de ésta última de forma periódica (existe el proyecto de norma europea CEN/TC 264/WG 27, basada en la norma VDI 3940 sobre evaluación de la inmisión de olor a través de inspecciones de campo, lo que podría también utilizarse para compuestos químicos). Las medidas directas también sirven para calibrar los modelos de dispersión, utilizándose por tanto para realizar simulaciones del impacto en el entorno a los cambios en planta que se quieran efectuar.

Dentro de nuestro sistema de gestión tenemos incorporado:

- Medición diaria de sulfuros disueltos de las distintas aportaciones incorporadas a la planta. Las condiciones de operación y temperatura varían y por ello hay que tener un seguimiento combinado con estos parámetros.
- “Instrucciones de Calidad y Medioambiente” para el seguimiento de los sistemas de depuración de la emisión, en los que utilizamos un medidor de sulfhídrico portátil de sensibilidad 0,1 ppm, suficiente para estas fuentes.
- “Instrucción de Calidad y Medioambiente” para el control de la inmisión en distintos puntos definidos en el interior y entorno de la EDAR. Para esto, se emplea un olfatómetro de campo. El equipo permite crear una serie calibrada de diluciones discretas mediante la mezcla de aire con olor ambiental y aire libre de olor (que se ha hecho pasar por un filtro), que pueden ser evaluadas por un operador “calibrado” (Figura 2).

Esto se complementa con mediciones específicas del medidor de alta resolución de sulfhídrico para la identificación de problemas que se detecten en la medición de inmisión.

1.4. HAY ASPECTOS INCONTROLABLES O LIMITANTES, COMO SON LAS CONDICIONES AMBIENTALES O LOS LÍMITES PREVENTIVOS

Otros no, es por tanto necesario una vez asumida la emisión, captar, tratar y dispersar el aire depurado.

En España disfrutamos de un clima de elevadas temperaturas durante gran parte del año. Las depuradoras generalmente se sitúan alejadas de los núcleos urbanos, donde los terrenos son más baratos y se evitan las molestias a la población. Los sistemas de saneamiento han de sobredimensionarse para la capacidad punta de la población estacio-



FIGURA 2. Mediciones de inmisiones en EDAR Guadalhorce.

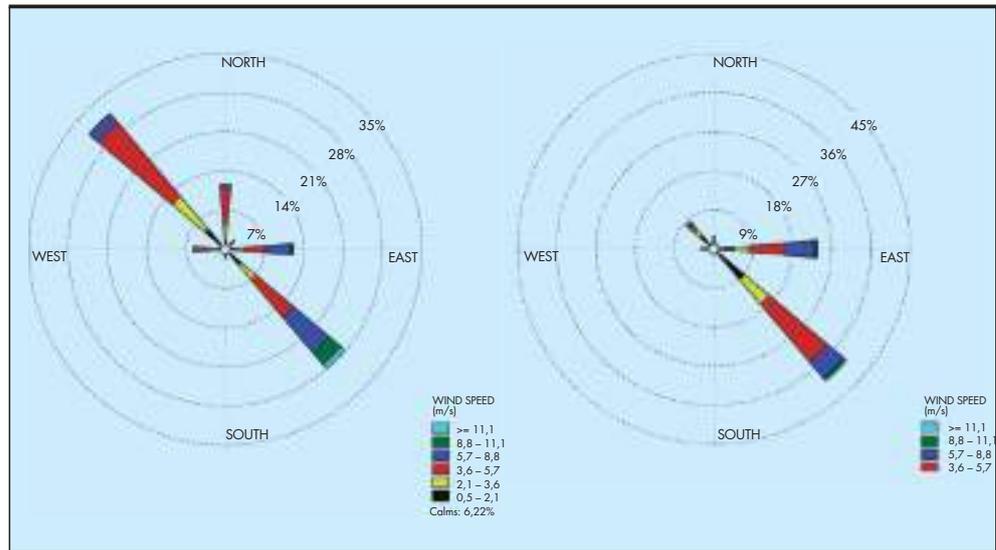


FIGURA 3. Rosa de los vientos predominantes EDAR Guadalhorce día/noche.

nal que nos visita en verano y los colectores han de encadenar sucesivos bombeos para llevar el agua residual a su tratamiento, después de un largo tiempo de recorrido. El calor y el tiempo de retención, crean las condiciones idóneas para que se generen los compuestos malolientes.

Las medidas de prevención tienen sus limitaciones en la fase líquida, siendo difícil lograr efectos de reducción del orden de 2 mg/l de H₂S con eficiencia (función/coste) en la actualidad por un único sistema de dosificación.

Las condiciones ambientales son clave para la detección de la molestia ocasionada. Por un lado, las temperaturas bajas de la noche estratifican el aire contaminado por la inversión de temperatura a poca altura del suelo (“cubierta atmosférica”). En la mezcla de olores, al diluirse debido a la dispersión atmosférica, los olores fuertes decrecen y aparecen otros.

En el año 2010 hicimos un estudio (Kiyota, Erika 2010) sobre estabilidad atmosférica en el entorno de la EDAR Guadalhorce, en el que obtuvimos datos muy significativos. La atmósfera es muy estable (lo que dificulta la dispersión de contaminantes) por la noche, con más del 80% de las noches del mes de Agosto en estabilidad F según la clasificación Pasquill-Gifford. Con objeto de cuantificar la incidencia de dicha estabilidad según simulador, la concentración de contaminantes a una distancia de 1000m de la EDAR puede ser 15 veces superior en el caso de una dispersión F (estable) frente a una estabilidad A (muy inestable) para una misma dirección de viento (Figura 3).

1.5. LAS EXIGENCIAS EXTERNAS SE HACEN CADA VEZ MÁS RESTRICTIVAS

Legales de medio ambiente, de seguridad e higiene, internas, de ahorro energético, etc.

Dos nuevas normas se suman este año a las ya existentes en la materia. Los nuevos límites TLV TWA/STEL adoptados por el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT) para el H₂S en el año 2012, valor límite umbral de media ponderada (8/40 horas semana laboral) en el tiempo y de límite de exposición de corta duración (en 15 minutos), que han disminuido 5ppm pasando a 5 y 10ppm respectivamente. En Andalucía, el Reglamento de Calidad del Medio Ambiente Atmosférico (Decreto 239/2011) que considera a los malos olores como un agente de contaminación atmosférica (Anexo III). Establece como método de referencia para estas emisiones la

norma UNE-EN 13725 (olfatometría dinámica), no fija valores límite de emisión ni de inmisión, ni tampoco relaciona las actividades susceptibles de generar contaminación por olores. Afecta a las EDARs con tratamiento de residuos no peligrosos de capacidad superior a 50 t/día (reglamento IPPC). Es habitual establecer un Valor Límite en Inmisión (VLI) de olores, siendo el habitual de 3-5 UO_E más de 175 horas al año. En el resto de los casos las limitaciones vienen dadas por los valores de emisión e inmisión para el H₂S y NH₃ que determine la legislación vigente en cada momento.

EMASA en la actualidad incorpora impulsiones de aire limpio a las zonas de trabajo dentro de salas, en la observancia de ser la mejor forma de garantizar las condiciones de concentración, dado que el aire impulsado tiene un efecto de barrido amplio ya que mantiene la velocidad, a diferencia de los sistemas de aspiración en la que ésta cae drásticamente a muy poca distancia del punto de aspiración.

1.6. LA PREVENCIÓN ES LO PRIMERO

El tratamiento previo en la red de colectores, las buenas prácticas del ciudadano y el entorno industrial.

Se pueden tomar medidas de prevención. La adición de dosificantes es la de mayor repercusión. Se pueden aportar fuentes de oxígeno (oxígeno puro o nitratos), sales metálicas, principalmente de hierro, agentes oxidantes fuertes y ataques biológicos. Existe un sinfín de productos patentados con este objeto, sin embargo en la mayoría de los casos presentan limitaciones que vienen dadas por la seguridad personal, de las instalaciones o del proceso.

Existen datos teóricos conocidos de eficiencia mg/l de dosificante por mg/l de H₂S eliminado o prevenido. Se pueden hacer cálculos para conocer el H₂S generado (Pomeroy and Boon 1992). De tablas se obtiene una demanda media de oxígeno (respiración) (13-15 mg/l/h del agua y 700-780 mg/m²/h de capa biofilm). Esta cantidad, contrastable mediante ensayos de respirometría en el laboratorio (Robert P. G. et. al. 1985), sirve para conocer inicialmente las necesidades de este dosificante en colector forzado: $\text{demanda O}_2 \text{ (mg/h)} = \text{RatioO}_2\text{Agua} \left[\left(\frac{D2}{4} \right) L + \left[\right] D L \text{ RatioO}_2\text{Biofilm} \right]$

La estrategia actual en EMASA es la adición de nitrato cálcico en las Estaciones de Bombeo y de sales de hierro a la entrada de la EDAR. Anteriormente estuvimos dosificando oxígeno puro en la impulsión del bombeo situado a 8 Km de la

planta, pero la acumulación de bolsas de gas en la conducción dificultaba la operación desde un punto de vista hidráulico.

Nuestra recomendación general es estudiar las condiciones particulares en cada caso para buscar la solución óptima.

1.7. EL DISEÑO, LA INTEGRACIÓN Y LA REINGENIERÍA ES FUNDAMENTAL PARA LOGRAR LA MÁXIMA EFICIENCIA DEL CONTROL

Las adiciones de dosificantes se calculan para la generación de H₂S en el colector forzado. Sin embargo a éste llega y vierten en su tanque de entrada del bombeo otras aguas que suponen un determinado nivel a la entrada de planta. Se eliminará con una aportación adicional o combinada, se hará previamente, o se asumirá cierto nivel de H₂S en la entrada a planta que tiene que ser tratado o asumido.

Con independencia de la posibilidad de regular en continuo las dosificaciones, se realizan controles avanzados basados en sistemas expertos, utilizando tablas generadas de históricos o programas de muestreos previos. Se puede conseguir una amplia variabilidad de casos de diferentes set-point para cada día.

Asumida la presencia de estos compuestos en el agua, el diseño de las plantas e instalaciones, y la captación y tratamiento que se le dé al gas, son claves en la minimización del impacto. Los aspectos más importantes a la hora del diseño de la ventilación serán: determinar el caudal de dilución teniendo en cuenta los flujos de emisión y los caudales internos o externos aportados al sistema, conseguir circulaciones de aire unidireccionales que eviten concentraciones estancas (la velocidad de atracción decrece inversamente proporcional al cuadrado distancia y el alcance de impulsión es 30 veces el de extracción), y mantener en los recintos presión negativa, evitando que se produzca una salida incontrolada por rendijas, puertas y paredes.

Lo aconsejable es disponer de una estrategia de movimiento del aire para el caso de tener que ventilar una nave o en general una zona cubierta. Se pueden plantear cuatro: pistón, estratificación, zonificación y mezcla. La solución de cubrimiento idónea es la creación de doble confinamientos, generando depresiones y llevando el aire a tratamiento. Los pequeños caudales de gran concentración a sistemas de tratamiento eficientes como los biofiltros percolador, y el de la nave, de mayor caudal y menor concentración, a un físico químico, carbón activado, combinación de ambos o incluso vertiendo directamente a la atmósfera.

En tecnología de tratamiento se están planteando ya con regularidad y eficacia soluciones de tratamiento mixtas, como varios scrubber o bioscrubber seguidos por etapas de purificación de filtro biológico o carbono activo. Se puede asimismo, encontrar estas etapas combinadas o multicapa en un solo tanque de forma que se reduzca al máximo el espacio a ocupar. Estos sistemas suponen en la mayoría de los casos mayor inversión, pero menor mantenimiento.

En la actualidad la dosificación del nitrato cálcico la hacemos basada en el caudal y la temperatura. En el caso de bombeos que no dispongan de caudalímetro estimamos por el número de bombas puestas en marcha.

Como estrategia general en nuevas instalaciones se plantea una configuración de confinamiento a primer nivel en tanques y equipos dispuestos con su sistema de extracción, albergados en una sala que disponga de zonas de aire limpio impulsado en las zonas de paso y trabajo y una extracción general que garantice la depresión de la sala respecto al entorno. Todo ello debe dotarse de los sistemas de control adecuados para minimizar el consumo energético para los sistemas de aire limpio y ventilación de sala: medidores de vacío, medidores de velocidad en tubería, medidores de sulfhídrico en sala, temporizaciones o sistemas de detección de personas.

1.8. SIEMPRE LA MENTE ABIERTA AL ESTUDIO, LA DOCUMENTACIÓN, LA FORMACIÓN, LA INICIATIVA Y LA INNOVACIÓN

Esta es la filosofía de trabajo moderna que permite a la empresa alcanzar cualquier objetivo que se proponga.

En la materia existen en la actualidad 4 laboratorios acreditados por ENAC para olfatometría, el portal olores.org, un grupo de consultoras en materia de olor, empresas comercializadoras de equipos de medición, dosificación, ventilación, higiene industrial, depuración de gas, etc. El CEDEX organiza este año la trigésima edición del Curso sobre Tratamientos de Aguas Residuales y Depuración donde la materia de olor tiene una importante dedicación. Existen interesantes fuentes de información tecnológicas en la materia, como los organismos de gestión de patentes americanas (USPTO) y europeas (ESPAENET), congresos sobre olores, y alguno dedicado al sector como el americano WEF.

Como línea de trabajo actual, al margen de las posibilidades de mejora en los sistemas de control de los sistemas de desodorización, que cada vez suponen un consumo energético mayor, cabe la posibilidad de transformar filtros de carbón activo o scrubbers de humidificación de biofiltros en bioscrubbers con pequeñas modificaciones. Recientemente hemos actuado reconvirtiendo un filtro de carbón en un bioscrubber con óptimos resultados

1.9. EL GESTOR TOMARÁ EN CONSIDERACIÓN ESTA MATERIA COMO UNA MÁS DENTRO DE SU PROGRAMA DE GESTIÓN MEDIOAMBIENTAL

La medida y modelización de emisión de olor es lo mejor para caracterizar una instalación compleja y delimitar el impacto que ocasiona, pero al final el gestor necesita actuar de forma rápida y a un coste razonable. Por esta razón lo ideal es llevar un programa de monitorización no basado en la medición de emisiones, sino en la de inmisiones y medidas de control.

El programa medioambiental requiere prácticas que incluyan la monitorización continua, la optimización de las instalaciones y las buenas prácticas. Las operaciones de mantenimiento deben incluir esta materia como una más, inspeccionando visualmente y midiendo de forma periódica las inmisiones. Se debe realizar un análisis de potenciales problemas y de las medidas a adoptar para mitigar el mal olor.

Es interesante la recogida de señales en los sistemas SCADA de medidas como depresiones de sistemas de colectores, medidas ambientales en baja (interior nave y alcantarillas) y alta resolución de H₂S (exterior planta), medidas de monitorización de dosificación, caudales de aire, meteorológicas, etc.

Disponemos de distintas tecnologías de desodorización: sistemas químicos de doble etapa, biofiltros de distintos tipos, bioscrubber y filtros de carbón activo.

En el marco del sistema de calidad y medioambiente integrado ISO 9000-14000 se han incorporado las siguientes instrucciones:

- I-7-08-01 Control de Olores Línea Agua EDAR Guadalhorce.
- I-7-08-02 Control de Olores Línea Fangos EDAR Guadalhorce.
- I-7-08-03 Control de Olores Secado Térmico EDAR Guadalhorce.
- I-7-08-04 Control de Olores EDAR Peñón del Cuervo.
- I-7-08-06 Control de Inmisión de Olores Mediante Olfatometría en las Instalaciones de Depuración.



FIGURA 4. Análisis y mejora del sistema de gestión.

Básicamente se controlan los rendimientos de los distintos sistemas de desodorización y los parámetros más importantes, en función de las características tecnológicas de cada uno y sus particularidades. Se anotan los datos obtenidos en registros como seguimiento que nos permite observar las tendencias, lo que da lugar a actuaciones prematuras y a la detección de problemas existentes (Figura 4).

1.10. LA BUENA PRÁCTICA DE GESTIÓN SE RESUME EN APLICAR EL SENTIDO COMÚN CONOCIENDO LA BASE CIENTÍFICA DE LA GENERACIÓN DE OLORES

En el agua residual, los compuestos causantes del mal olor son producidos durante su transporte y tratamiento. Al objeto de soportar energéticamente a los microorganismos existentes (bacterias), se produce la degradación de la materia orgánica por oxidación (“respiración”), además de otras reacciones de fermentación. El oxígeno, los nitratos y en último término los sulfatos van aceptando electrones sucesivamente, para generar este último H₂S de forma predominante, así como en menor medida otros compuestos reducidos de azufre y, aminoras, aldehídos y ácidos orgánicos grasos entre otros gases.

De todos los factores que pueden influir en la molestia, se pueden destacar tres principalmente, temperatura, energía y mezcla. La temperatura, es el factor principal en la generación del H₂S en la fase líquida. Se estima que puede doblarse el ratio de producción cada 10°C. La agitación y la turbulencia del agua, consideradas como una pérdida de energía en la fase líquida, facilitan mucho la emisión de los compuestos volátiles como el H₂S. El conocimiento de las condiciones meteorológicas y del entorno determinará también el modo de actuar en cada caso.

Es evidente que no existe una receta universal y que en cada caso hay que estudiar la problemática que afecta a una instalación o sistema. Desde las características del agua potable, la temperatura del agua, las condiciones de la red de colectores, la industrial conectada, la composición del agua residual, las condiciones climáticas y el régimen de estabilidad atmosférica, el diseño de los bombeos y las EDAR, la presión del entorno, etc. condicionaran las posibilidades de resolver el problema.

Un amplio conocimiento de los mecanismos y condiciones de producción de los compuestos malolientes y de las solucio-

nes técnicas para combatirlos tanto en fase acuosa como en gaseosa, así como la incorporación en la gestión diaria de los parámetros más importantes que afectan a la generación de compuestos malolientes nos permite una minimización de dicho impacto diseñando una estrategia adecuada para cada caso.

2. BIBLIOGRAFÍA

City and County of San Francisco. 2009. TASK 600 Technical Memorandum No. 05 Odor control for treatment facilities. San Francisco Public Utilities Commission. Disponible en [pw://Carollo/Documents/Client/CA/SFPUC/7240A00/Final Draft PM-TM/600 System Configurations/Task600TM605_OdorControl-TreatmentPlants \(1\) \(Final Draft\)](http://www.sfpuc.org/Carollo/Documents/Client/CA/SFPUC/7240A00/Final%20Draft%20PM-TM/600%20System%20Configurations/Task600TM605_OdorControl-TreatmentPlants%20(1)%20(Final%20Draft).pdf) [accedido 4 septiembre 2012].

Gostelow P., Parsons S.A. y Stuetz R.M. (2001). Odour measurements for sewage treatment works. *Water Research*. Vol 35 (3), pp 579-597.

Kiyota Beltrán, Erika. 2010. Estudio de la estabilidad atmosférica en el entorno de la EDAR de Guadalhorce (Málaga) y su influencia en la dispersión de olores. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga (inédito).

LAI-Schriftenreihe. TA. 2003. Determination and assessment of odour in ambient air (Guideline on odour in ambient air / GOAA) - 13th May, 1998, issued 7th May, 1999 and Translation March 2003. Comité de Control de Inmisión de los Länder (LAI). <http://www.lanuv.nrw.de/luft/gerueche/pdf/GOAA10Sept08.pdf> [accedido 4 septiembre 2012].

Pomeroy and Boon 1992. The problem of hydrogen sulphide in sewers. Disponible http://www.mullalyengineering.com.au/images/product/file/Problem_of_Hydrogen_Sulphide_in_Sewers.pdf [accedido 4 septiembre 2012].

Robert P. G. et. al. 1985. Design manual: odor and corrosion in sanitary sewerage systems and treatment plants. USA EPA. Disponible: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=300045C6.txt> [accedido 4 septiembre 2012].

Zarca Díaz de la Espina, Eduardo. 2013. Control de olores en depuración de aguas residuales. Ediciones Díaz de Santos (en prensa).

Pasado, presente y futuro de tecnologías para la eliminación de nutrientes en EDAR

LUIS LARREA URCOLA (*)

RESUMEN En las pasadas décadas, la eliminación de nitrógeno y fósforo (nutrientes) de aguas residuales urbanas se ha llevado a cabo en todo el mundo empleando fundamentalmente diferentes configuraciones de reactores con el proceso de fangos activos, tales como, A²O, UCT, etc. Desde el año 2000 se han introducido, en plantas nuevas y existentes, tres tecnologías innovadoras que palián las limitaciones del proceso de fangos activos ya que operan con altas concentraciones de biomasa y apenas presentan bulking filamentoso. Una tecnología es el biorreactor de membrana en la que se aplican configuraciones similares al proceso de fangos activos, pero el decantador secundario se reemplaza por un tanque de membranas. Las otras dos tecnologías están basadas en procesos biopelícula: una es el biofiltro granular sumergido en el que un lecho fijo de pequeños soportes granulares de 3–8 mm produce los fenómenos de biodegradación y filtración, no requiriéndose así un decantador secundario. La segunda es el proceso híbrido IFAS en el que un soporte plástico móvil promueve la nitrificación en biopelícula, mientras que la desnitrificación y eliminación de fósforo ocurre en la biomasa en suspensión. Para cumplir las crecientes exigencias de nitrógeno efluente, actualmente se propone la eliminación de nitrógeno en el agua de retorno a cabecera de planta desde la línea de fangos, que presenta altas concentraciones en nitrógeno. Las tecnologías más innovadoras están basadas en las reacciones de nitrificación parcial y anammox, empleando biomasa en suspensión, en biopelícula y en gránulos.

Con un horizonte de aplicación en el medio plazo, se están desarrollando tecnologías emergentes como los procesos granulares, diferentes combinaciones biopelícula-membrana y recuperación de nutrientes en un contexto de la EDAR como fuente de recursos.

PAST, PRESENT AND FUTURE OF TECHNOLOGIES FOR NUTRIENT REMOVAL IN WWTP

ABSTRACT *In the past decades, nitrogen and phosphorous (nutrient) removal from urban wastewater has been carried out throughout the world mainly using different reactor configurations of activated sludge processes, like A²O, UCT, etc. Since 2000, three innovative technologies that mitigate activated sludge processes limitations have been introduced in new and existing plants as they operate with high biomass concentration and without filamentous bulking. One technology is the membrane bioreactor where similar configurations to activated sludge processes are applied, but the secondary settler is replaced by a membrane tank. The two other technologies are based on biofilm processes: One is the submerged granular biofilter where a fixed bed of small supports of 3–8 mm causes biodegradation and filtration phenomena, thus not requiring a secondary settler. The second one is the IFAS hybrid process where moving plastic supports promotes nitrification in the biofilm, while denitrification and phosphorous removal take place in suspension.*

In order to meet stricter effluent nitrogen requirements, currently nitrogen removal from the water in the sludge line that returns to the head of the plant, is proposed. Innovative technologies are based on partial nitrification and anammox, using biomass in suspension, in biofilm and in granules.

With a horizon application in the medium term, emergent technologies are being developed, like granular processes, combination of membrane and biofilm systems and the recovery of nutrients in the context of the WWTP as a facility of resources.

Palabras clave: Eliminación de nitrógeno y fósforo, Biorreactores de membrana, Biofiltros, Lechos móviles, Nitrificación, Anammox.

Keywords: Nitrogen and phosphorous removal, Membrane bioreactors, Biofilters, Moving beds, Nitrification, Anammox.

(*) Doctor Ingeniero Industrial. Investigador Principal del Área de Ingeniería Ambiental del CEIT (Centro de Estudios e Investigaciones Técnicas de Guipúzcoa) y Profesor de Tecnología del Medio Ambiente en TECNUN (Escuela Superior de Ingenieros de la Universidad de Navarra en San Sebastian). E-mail: llarrea@ceit.es

1. INTRODUCCIÓN

El cumplimiento de la Directiva Europea 271 de 1991 sobre las instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas ha conducido a la construcción y remodelación de una ingente cantidad de estaciones depuradoras (EDAR) tanto a nivel Europeo como especialmente a nivel nacional. Dentro del plan Nacional de Saneamiento y Depuración 1995-2005, se han construido más de 600 EDAR para núcleos urbanos de más de 15.000 habitantes equivalente (h-e) con una carga superior a 60 millones h-e. En torno al 10% de ellas estaban afectadas por la declaración de zonas sensibles a eutrofización disponiendo de procesos de fangos activos normalmente con eliminación biológica de nitrógeno y biológica y/o físico-química de fósforo. En algunos casos de zonas no afectadas también se han instalado EDARs con eliminación de nutrientes (N y P).

Dada la delicada situación de muchas aguas receptoras, el Ministerio de Medio Ambiente declaró en Julio de 2006 una notable ampliación de zonas sensibles que alcanza una carga de unos 25 millones h-e. Ello está teniendo en la actualidad una considerable repercusión en las tecnologías aplicadas en la construcción de nuevas plantas y especialmente en la remodelación de existentes. Se contemplan las siguientes opciones de actuación con diferentes horizontes de aplicación (Figura 1).

A corto plazo (0-5 años): Actuaciones en proceso biológico de la línea de aguas mediante aplicación de tecnologías ya muy consolidadas en el mercado: 1) Reformas en los propios procesos de fangos activos. 2) Incorporación de Tecnologías innovadoras.

A medio y largo plazo (2-15 años): Actuaciones tecnológicas externas al proceso biológico de la línea de aguas que pueden tener influencia en la planta global y que por tanto hay que analizarlas en el marco de una visión global de la EDAR la cual, además de cumplir con requerimientos de calidad crecientemente estrictos en cuanto a emisión de N y P, tiene que incorporar principios de optimización energética y sostenibilidad ambiental con minimización del impacto y reutilización de recursos líquidos y sólidos.

Con este nuevo reto están surgiendo novedosas tecnologías que aunque cuentan con pocas implantaciones poseen un fu-

turo muy prometedor. Así, se contemplan actuaciones en la línea de tratamiento de fangos incorporando tecnologías de eliminación de nitrógeno y de recuperación de fósforo en las aguas concentradas de retorno a cabeza de planta. También hay que tener en cuenta tecnologías emergentes que están todavía en fase de investigación o de prototipo industrial.

En este sentido, se resalta el proyecto de investigación NOVEDAR recientemente finalizado en el que han participado 9 grupos de investigación de España y 2 de Holanda, con el objetivo de desarrollar muy diversos procesos para la línea de aguas y de fangos y diversas técnicas de análisis económico, de soporte a la decisión y de simulación de planta global de cara al planteamiento de la EDAR del siglo XXI.

2. PROCESOS DE FANGOS ACTIVOS. LIMITACIONES Y POSIBLES ACTUACIONES EN LÍNEA DE AGUAS

En las pasadas décadas los procesos de fangos activos han sido los procesos biológicos que más ampliamente se han instalado para la eliminación de nitrógeno y fósforo en medianas y grandes aglomeraciones gracias a la sencillez de su diseño y operación.

Cómo se sabe, para la eliminación de nitrógeno, el proceso de referencia es el que emplea una zona de predesnitrificación con eliminación de los nitratos generados en una posterior zona de nitrificación del amonio del agua influente. Existen muy diversas configuraciones de zonas con y sin aireación tales como zonas separadas en serie, carrusel, secuencias temporales SBR, etc. En EDAR que disponen de digestión anaerobia, el tiempo de retención de sólidos (TRS) mínimo necesario para conseguir una nitrificación estable en la zona aerobia es del orden de 7-8 días a 12-14°C y el tiempo de retención hidráulico (TRH) de 6-8 horas. Para la zona de predesnitrificación, se emplea una fracción anóxica que puede variar entre el 20 y el 50% dependiendo de la relación DQO/NTK del agua influente y de los requerimientos de nitrógeno total en el efluente: 8-15 mgN/L. Como consecuencia el TRS y el TRH global se sitúan en 11-16 días y 10-15 horas respectivamente.

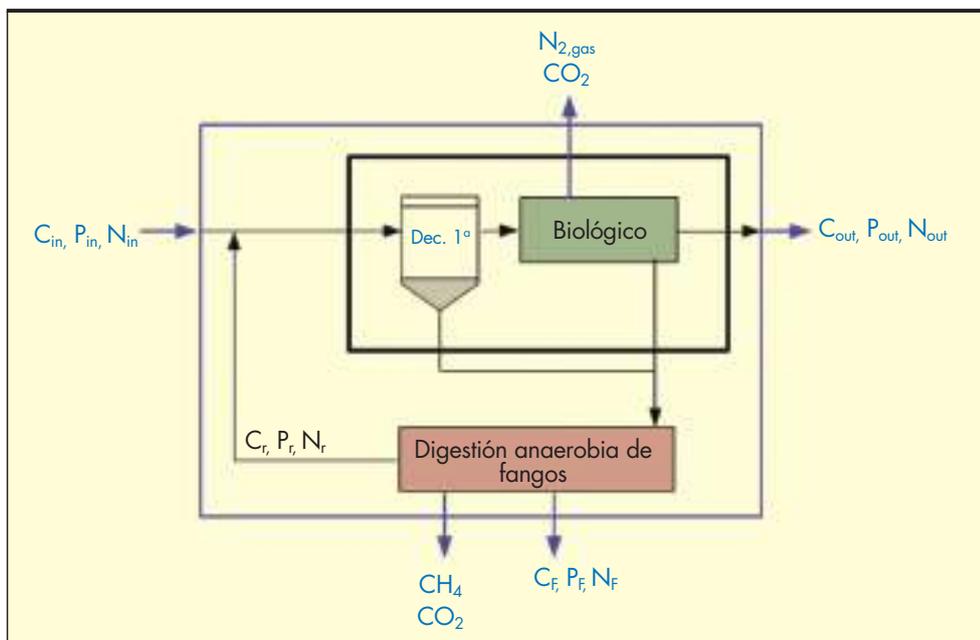


FIGURA 1. Esquema de una EDAR con digestión anaerobia.

Para la eliminación de fósforo se puede aplicar una coagulación con hierro o aluminio en tratamiento primario pero produce mucho fango y reduce la DQO biodegradable particulada muy útil para la desnitrificación biológica. También se puede acometer en un tratamiento terciario.

Sin embargo, la eliminación biológica de fósforo en combinación con la de nitrógeno, ya está muy extendida. Para ello se incorpora una zona anaerobia, pudiéndose aplicar muy diversas configuraciones en los conocidos procesos: A²O, UCT, Johannesburgo y también en proceso carrusel y SBR. La fracción anaerobia se sitúa entre el 15 y el 25% dependiendo de la concentración de DQO rápidamente biodegradable en el agua influente. Ello también afecta a la concentración de fosfato que se pueda alcanzar en el efluente, el cual sumado al fósforo orgánico de los sólidos suspendidos en el efluente, resulta en el fósforo total (P_T) que está limitado a 1–2 mg P/L. Los valores de TRS y TRH global mínimos se sitúan en 14–18 días y 12–17 horas respectivamente.

Sin embargo, en algunos casos estos procesos de fangos activos de eliminación de nutrientes presentan serias limitaciones de funcionamiento debido a la proliferación de bacterias filamentosas que dan lugar a un alto índice de volumen de fangos (IVF) y a las dificultades para cumplir los requerimientos de Nitrógeno y Fósforo total en el efluente, especialmente cuando se sitúa en 10 mg N/L y 1 mg P/L para grandes poblaciones. Ello puede ser debido a: 1) Diseño inadecuado de volúmenes de reactores y de caudales de recirculación. 2) Baja relación de los ratios DQO/NTK y DQO/P_T y baja concentración de DQO fácilmente biodegradable en el agua influente.

Para solventarlo, en primer término se puede recurrir a acometer reformas en los procesos de Fangos activos y/o a la adición de DQO biodegradable. En cuanto a las reformas, posibles acciones son:

- Mejora de EDAR existentes con eliminación de nitrógeno, mediante el cambio de configuración de reactores y flujos, empleando por ejemplo, zonas facultativas, alimentación escalonada, selectores o reactivos para evitar el bulking filamentosos.
- Ampliación a eliminación de fósforo (ΔP) de plantas que ya disponen de eliminación de nitrógeno con un TRH suficientemente alto, mediante la incorporación de zona anaerobia y/o la aplicación de tratamiento físico-químico.
- Implantación de sistemas de control automático apoyado en sensores on-line con el fin de optimizar la nitrificación y de minimizar costes de operación energéticos (Ayesa *et al.*, 2006).

En lo que se refiere al aporte de DQO biodegradable, posibles opciones son: 1) Adición de DQO soluble fácilmente biodegradable como: a) Metanol, etanol, etc. b) DQO de aguas industriales. c) Sobrenadante de un proceso de fermentación ácida de fango primario. 2) Adición de DQO particulada lentamente biodegradable, por ejemplo mediante el desvío al proceso biológico de una fracción de agua bruta.

En un segundo nivel de actuación, actualmente está en auge la incorporación de tecnologías innovadoras que se caracterizan por mantener una elevada concentración de biomasa, con lo que los volúmenes de reactores necesarios son menores y por minimizar la proliferación de bacterias filamentosas, cabiendo destacar las siguientes: 1) Procesos biorreactor de membrana (BRM) y 2) Procesos biopelícula avanzados, tales como los biofiltros granulares sumergidos y los procesos con soporte móvil.

Estos procesos se pueden aplicar tanto en EDAR nuevas como en la remodelación y/o ampliación de EDAR existentes. A continuación se describe la aplicación de estos nuevos procesos a la eliminación de nutrientes.

3. PROCESO BIORREACTOR DE MEMBRANA (BRM)

Como se sabe, el proceso biorreactor de membrana (BRM) puede definirse como una variante del proceso convencional de fangos activos donde la biomasa se encuentra en suspensión pero los decantadores son sustituidos por tanques de membrana, de modo que la separación sólido-líquido se realiza mediante filtración, lo que permite operar con mayor concentración de sólidos suspendidos (10–15 g/l) que en los fangos activos (3–4 g/l). Esto hace que el tiempo de retención hidráulico (TRH) de operación o el volumen necesario sea considerablemente menor. Dentro de la tecnología BRM con membranas sumergidas las membranas más competitivas en la actualidad son las membranas de fibra hueca y las membranas planas.

Una de las diferencias más significativas del proceso BRM frente al proceso de fangos activos es que el licor mezcla se concentra en el tanque que contiene la membrana. Por tanto, se requiere una recirculación elevada desde el reactor membrana (del 400%–500% respecto al caudal influente) para disminuir el gradiente de sólidos entre el tanque de membrana y el tanque de biorreactores.

3.1. APLICACIÓN HABITUAL A ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO

El análisis bibliográfico muestra que el proceso BRM se ha aplicado hasta el momento en general en plantas nuevas y en poblaciones relativamente pequeñas (<50.000 habitantes equivalente), aunque se está extendiendo su aplicación a mayores tamaños según incrementa su competitividad técnico-económica. La alimentación más empleada ha sido con agua bruta, debido principalmente a que los costes de inversión son menores.

La propia tecnología BRM conlleva, para su correcto funcionamiento, que tenga lugar la nitrificación y la desnitrificación ya que es necesario operar con un tiempo de retención de sólidos (TRS) suficientemente alto (superior al necesario para nitrificar) para minimizar el ensuciamiento de las membranas. En general se considera necesario desnitrificar con el fin de minimizar el consumo de oxígeno y alcalinidad. El módulo de membranas puede estar integrado en un tanque aerobio de nitrificación y en la actualidad generalmente se instala en un tanque específico, que hace requerir un reactor aerobio previo para satisfacer la nitrificación (Figura 2a). En dichas plantas pequeñas, el volumen del tanque de membranas depende del caudal que se desea tratar en tiempo húmedo. En este sentido, el volumen del tanque de membrana puede ser relativamente grande especialmente para membranas planas.

Cabe destacar que el TRS empleado habitualmente en procesos BRM es elevado (20–40 días) con el fin de llevar a cabo la estabilización de fangos y así evitar los costes del empleo de digestión separada. Dado que el TRS es mayor que el estrictamente necesario para eliminar nitrógeno (12–14 días a unos 12–14°C) el dimensionamiento de los zonas anóxicas y aerobias no requiere su optimización y para ello se emplean los métodos de fangos activos. Una consecuencia es que la mayor parte del nitrógeno se nitrifica en la zona aerobia previa al tanque de membrana y por consiguiente, el consumo de oxígeno (OUR) en un tanque de membrana separado es bajo, obteniendo como resultado concentraciones altas de oxígeno disuelto (4–6 mg/l), ya que el suministro de aire está condicionado por el estrictamente necesario para conseguir

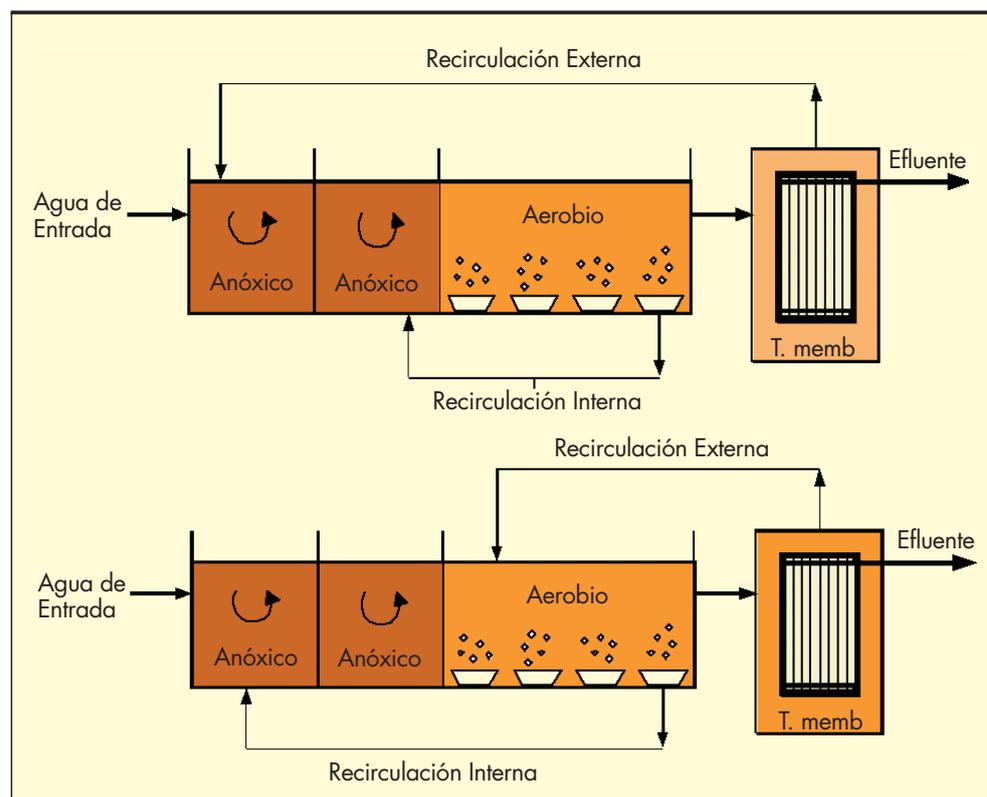


FIGURA 2a y 2b. Diferentes configuraciones de recirculaciones en proceso BRM.

una filtración correcta. Debido a los altos valores del caudal de recirculación y del oxígeno disuelto, el flujo másico de éste a la zona anóxica puede reducir sensiblemente la tasa de desnitrificación, por lo que en muchos casos la recirculación se envía al reactor aerobio que opera con un OD de unos 2 mg/l (menor que en el tanque membrana) y de éste se recircula de nuevo a la zona anóxica, generándose un gradiente de sólidos adicional (Figura 2b).

En los diseños actuales, con cualquiera de estas configuraciones, la eliminación de nitrógeno es en general eficiente. Por una parte, la nitrificación es satisfactoria por el elevado TRS empleado. Por otra parte, la desnitrificación también es satisfactoria ya que se alimenta con agua bruta que tiene una alta relación DQO/NTK y se emplea un alto TRS que favorece la desnitrificación terciaria. Como consecuencia el dimensionamiento de las zonas anóxica y aireadas y de las recirculaciones es muy diverso según las empresas (Van de Roest *et al.*, 2002), sin necesidad de optimización como ya se ha comentado.

3.2. PERSPECTIVAS DE APLICACIÓN DE BRM

El reto en el próximo futuro es la aplicación de procesos BRM a plantas mediana-grandes (entre 50.000–100.000 habitantes equivalentes) (Engelhardt N. and Lindner W. 2006) lo que parece viable económicamente ya que los costes de inversión y mantenimiento son cada vez menores. La problemática es que en el escenario de plantas medianas-grandes, los altos TRS hasta ahora empleados en procesos BRM, no parecen ser asumibles. En plantas nuevas la tendencia actual es emplear alimentación con agua bruta o decantada, aplicar el TRS mínimo para eliminación de nutrientes y digestión separada de fangos con el objetivo de minimizar costes de inversión y operación.

Para la ampliación de EDAR existentes mediano-grandes, una opción cada vez más atractiva es instalar un BRM adicional al proceso de fangos activos existente, operando en paralelo. El proceso BRM se diseña para operar con un caudal constante preestablecido, es tratado en el proceso de fangos activos convencional, que absorbe las variaciones de caudal existentes. En este sentido, cabe destacar las remodelaciones de las EDAR de Gava-Viladecans y Tarrasa.

En cuanto a la eliminación de nitrógeno y fósforo se están planteando procesos de fangos activos adaptados al proceso BRM, (Figura 3), (Varela *et al.*, 2008; Phagoo *et al.*, 2007). Como se observa la configuración de las zonas anaerobia, anóxica y aerobia son similares a fangos activos pero el tipo y magnitud de las recirculaciones son diferentes. Se aplican TRS cercanos al mínimo para eliminar nitrógeno y fósforo, del orden de 15 días y el TRH puede ser menor que 10h. Para la optimización del dimensionamiento se recomienda el empleo de simulaciones por ordenador (Caminos, 2010).

4. BIOFILTROS SUMERGIDOS GRANULARES

4.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES

Como se sabe, estas tecnologías se basan en el empleo de reactores (Figura 4) en los que el agua residual a tratar fluye verticalmente (actualmente hacia arriba) sobre un relleno granular sumergido en lugar de percolar libremente por efecto de la gravedad como en los lechos bacterianos o filtros percoladores.

El soporte granular es fino (3–8 mm) (Figura 5) y de elevada superficie específica, formando un lecho de unos 3 a 4 metros de altura. Sobre el soporte se crea una biopelícula de bacterias heterótrofas y/o nitrificantes que en su caso se mantiene aerobia gracias a operar con elevadas concentraciones

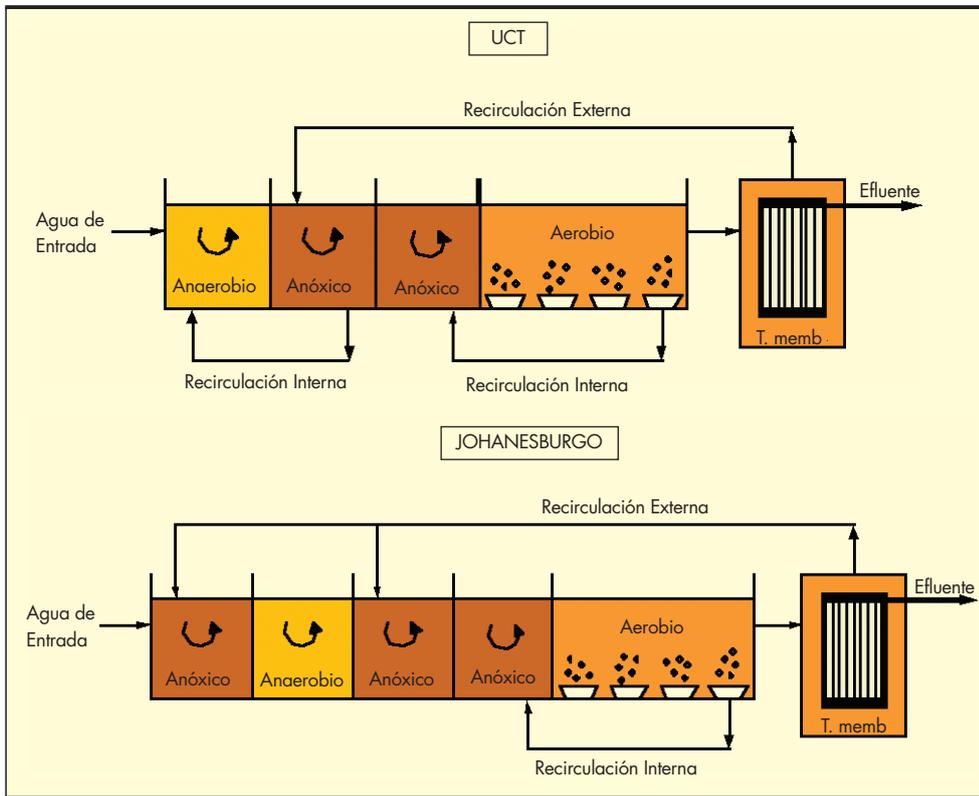


FIGURA 3. Procesos BRM para eliminación de nitrógeno y fósforo.

de oxígeno disuelto en el seno del líquido (4–5 mg/l) mediante la aireación del lecho con difusores. Dada la escasa porosidad del lecho, además de la biodegradación correspondiente se produce el fenómeno de filtración, por lo que no se requiere decantación secundaria. Como consecuencia, aumenta la pérdida de carga y es necesario lavarlo como un filtro de arena. De ahí que se diseñan y operan de forma modular, constituyendo una tecnología muy compacta, recomendable con carencia de espacio. Para evitar su rápida colmatación los biofiltros deben ir precedidos de una primera etapa de tratamiento que asegure una reducción razonable de la concentración de sólidos en suspensión, en muchos casos empleando tratamiento de coagulación-floculación y decantación lamelar.

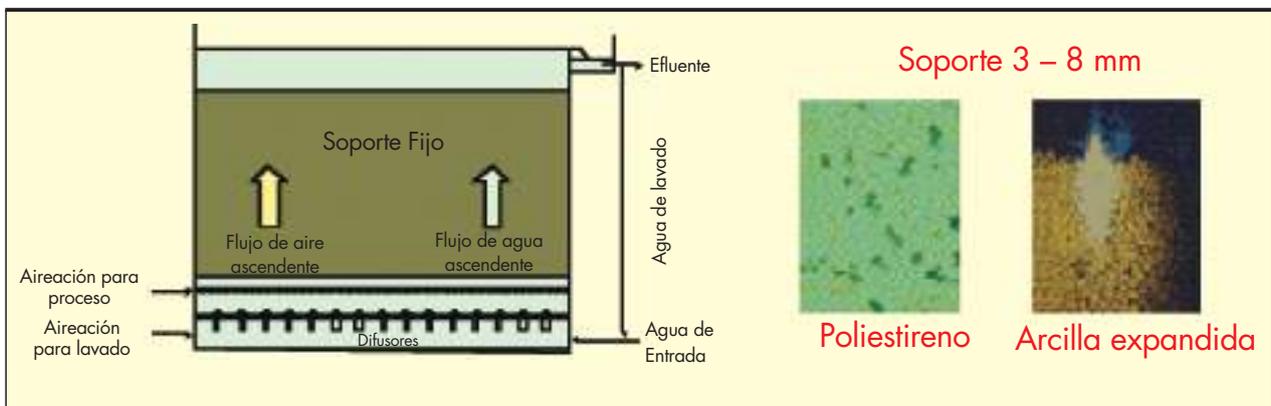
Para biodegradación de materia orgánica se diseñan con muy alta carga volumétrica de 8–12 KgDQO/m³.d. Ello signi-

fica que el volumen requerido es del orden de 4 veces menor que en un proceso de fangos activos convencional, gracias a la elevada concentración de biomasa que acumula el biofiltro por la alta superficie específica del soporte.

Para la eliminación de nitrógeno el primer paso fue la nitrificación terciaria tal y como se describe a continuación.

4.2. NITRIFICACIÓN TERCIARIA

Esta configuración ha sido empleada tanto para la construcción de nuevas instalaciones, después del Biofiltro de eliminación de materia orgánica (C), como para ampliar depuradoras ya existentes de fangos activos, por ejemplo en la planta de Budapest (Licsko *et al*, 2004). Dado que la materia orgánica soluble y particulada ha sido eliminada previamente, se em-



FIGURAS 4 y 5. Biofiltro de flujo ascendente y soportes granulares.

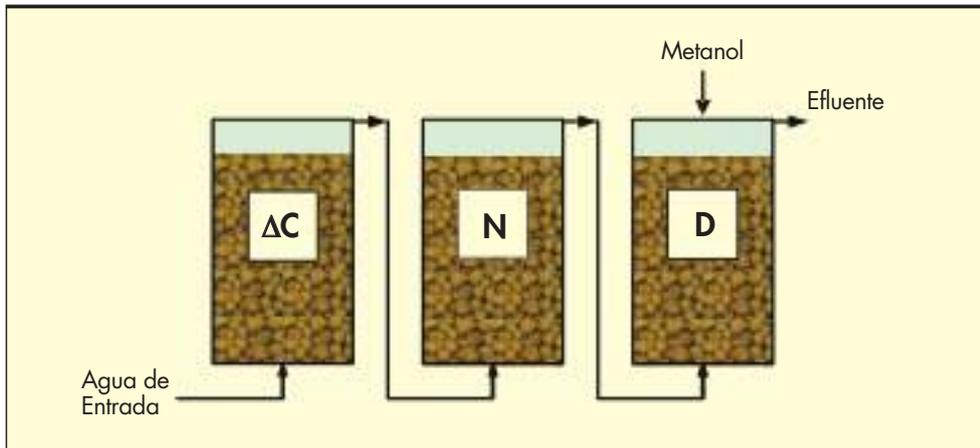


FIGURA 6. Configuración de biofiltros en serie para eliminación de nitrógeno: eliminación carbono (ΔC), nitrificación (N) y post-desnitrificación (D) con metanol.

plea una talla efectiva del gránulo pequeña de unos 3 mm. De este modo se puede aplicar una elevada carga volumétrica de amonio de en torno a $1000 \text{ gN-NH}_4/\text{m}^3\cdot\text{d}$ a $12\text{--}13^\circ\text{C}$.

4.3. ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO

4.3.1. Opción 1: Biofiltros en serie con nitrificación y postdesnitrificación

El sistema más simple y eficiente para eliminación de nitrógeno es añadir después de una nitrificación terciaria (N) un biofiltro desnitrificante al que se adiciona una fuente de carbono fácilmente biodegradable, generalmente metanol (Figura 6).

Esta opción es competitiva sobre todo en zonas en las que los requerimientos de nitrógeno en el efluente son muy bajos y donde la relación de carbono/nitrógeno del agua es también baja. Los biofiltros desnitrificantes emplean un material de relleno de mayor granulometría (4 a 8 mm) y alcanzan tasas de $3\text{--}4 \text{ Kg. N-NO}_3/\text{m}^3\cdot\text{día}$. Un ejemplo es la EDAR de Oslo (Sagberg *et al*, 2006)

4.3.2. Opción 2: Biofiltros de Predesnitrificación-nitrificación

El concepto es similar al aplicado en el proceso de fangos activos ya que el nitrato para predesnitrificar procede de una recirculación interna desde una nitrificación. En la Figura 7 se presenta la tecnología de biofiltros separados.

El biofiltro predesnitrificante recibe un efluente primario que contiene tanto DQO disuelta rápidamente biodegradable (S_S) como DQO particulada lentamente biodegradable (X_S).

Una elevada proporción de S_S se consume en condiciones aerobias debido a la alta carga de oxígeno disuelto transferida por la recirculación interna desde el biofiltro nitrificante que opera con $OD = 4\text{--}5 \text{ mg/l}$. El bajo contenido de X_S se retiene en el biofiltro y contribuye a la desnitrificación. Como resultado la tasa de desnitrificación es relativamente baja (en torno a $1 \text{ kg N-NO}_3\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$). El nitrato en el efluente se sitúa en valores de $8\text{--}12 \text{ mgN/l}$ y el nitrógeno total en torno a 15 mgN/l . Un ejemplo es la EDAR de Górliz en Vizcaya que emplea 3 módulos anóxicos y 4 aerobios. Para conseguir valores de nitrógeno total de $8\text{--}10 \text{ mgN/l}$, normalmente se requiere añadir un biofiltro de post-desnitrificación alimentado con metanol. (Rother *et al*, 2007).

El biofiltro nitrificante (N) recibe un líquido con alto caudal y que contiene una cierta concentración de DQO lentamente biodegradable que escapa del biofiltro desnitrificante (D). Esta DQO provoca el crecimiento de una cierta cantidad de heterótrofos en la parte más baja del biofiltro nitrificante, (Larrea *et al*, 2004) con lo que la tasa de nitrificación suele ser del orden de $500 \text{ g N}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ a $12\text{--}13^\circ\text{C}$, que es la mitad de la obtenida en la nitrificación terciaria.

Finalmente se resalta una tecnología más compacta que emplea un solo biofiltro, en el que la zona anóxica se sitúa en el fondo del lecho de soporte granular y a continuación una red de difusores de aire que lo transfiere a un lecho aerobio nitrificante situado en la parte superior del biofiltro, desde la que se efectúa la recirculación.

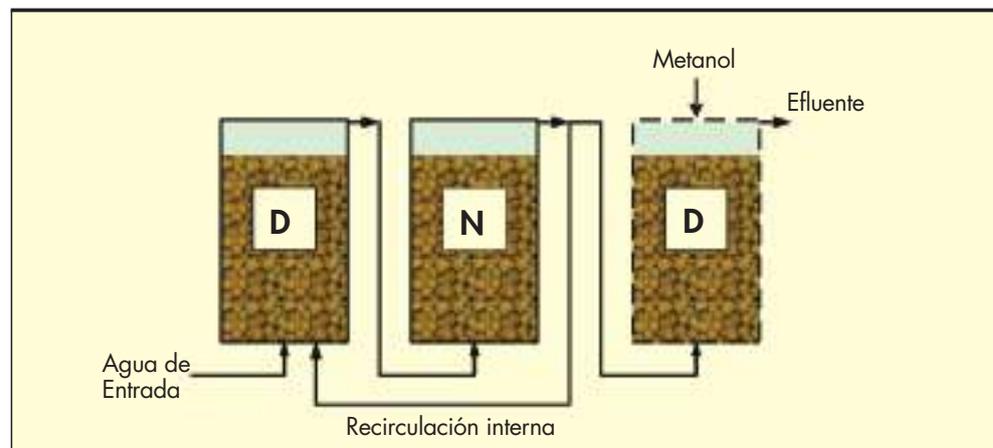


FIGURA 7. Configuración de biofiltros para eliminación de nitrógeno con pre-desnitrificación.



FIGURA 8. Soportes plásticos móviles.

5. PROCESOS CON SOPORTE MÓVIL

5.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES

Como se sabe, el principio básico de estas tecnologías es el crecimiento de biopelícula en soportes plásticos que se mueven en un tanque similar al de fango activo, mediante la agitación generada por sistemas de aireación de burbuja gruesa (reactores aerobios) o por sistemas mecánicos (reactores anóxicos). Los soportes plásticos tienen una densidad próxima a 1 g/cm^3 , una superficie específica entre 500 y $1.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (menor que los soportes granulares) (Figura 8) y pueden ocupar hasta el 50% del volumen del reactor.

El crecimiento de la biopelícula se ve contrarrestado por la erosión producida por el movimiento de los soportes en el tanque. Ello se traduce en un autolavado de los soportes con un desprendimiento de biomasa permanente desde la biopelícula. El flujo de sólidos saliente del reactor se conduce a un decantador secundario para su separación. La primera implantación en España se realizó en la EDAR de Tafalla-Olite en el año 2001 en un proceso de dos etapas A-B con el fin de aumentar su capacidad de tratamiento. Comparado con los biofiltros granulares es una tecnología caracterizada por su sencillez de diseño y operación, pero no es tan compacta y hay que tener en cuenta el coste de los soportes plásticos.

5.1.1. Aplicación a eliminación de nutrientes

La nitrificación terciaria apenas se ha aplicado, aunque cabe resaltar que la tasa de nitrificación puede ascender a unos $400 \text{ gN/m}^3\text{d}$ a $12\text{--}14^\circ\text{C}$ (menor que en biofiltros) para un soporte con una superficie específica de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ y un OD de 4 mg/l . Para la eliminación de nitrógeno, los procesos con soporte móvil se aplicaron inicialmente en plantas nuevas sin empleo de recirculación de fangos, con concentraciones de SST bajas ($300\text{--}500 \text{ mg/L}$) (Rusten *et al.*, 2000). El proceso básico (Figura 9) consiste de varios biorreactores en serie que incluyen zonas de desnitrificación y de nitrificación.

En la zona de pre-desnitrificación, una alta proporción de la DQO rápidamente biodegradable se consume en condiciones aerobias, como en los biofiltros. Por añadidura, la DQO particulada lentamente biodegradable (X_S) se adhiere solo en pequeñas cantidades en la biopelícula y contribuye muy poco a la desnitrificación, con lo que la tasa de desnitrificación es bastante baja ($200 \text{ gN/m}^3\text{d}$, Larrea *et al.*, 2007) y se requiere un biorreactor de post-desnitrificación alimentado con metanol.

La zona nitrificante recibe un alto caudal que contiene relativamente altas concentraciones (comparado con los biofiltros) de X_S y X_H en suspensión (300 mg VSS/l) que proceden del biorreactor de pre-desnitrificación. Esta DQO no queda retenida en los reactores nitrificantes, pero causa el crecimiento de una cierta cantidad de X_H y la reducción de la tasa de nitrificación a $200 \text{ gN/m}^3\text{d}$ a $12\text{--}14^\circ\text{C}$ (Larrea *et al.*, 2007) que es la mitad de la obtenida en nitrificación terciaria. En definitiva el TRH necesario para pre-desnitrificar y nitrificar se sitúa en 6–9 horas, que es menor que en fangos activos (10–14 horas) pero mayor que en biofiltros.

Actualmente los soportes móviles están encontrando una relevante aplicación en la remodelación y ampliación de plantas de fangos activos existentes, lo que se denomina proceso híbrido IFAS, (Figura 10), mediante la adición de soporte en la zona aerobia y manteniendo la recirculación de fangos y por tanto una concentración de SSLM de 3–4 g/L.

La tasa de nitrificación aumenta considerablemente y el volumen aerobio se puede reducir de modo que el resto de volumen disponible en la planta se puede emplear para desnitrificar e incluso eliminar fósforo con biomasa en suspensión. No se añade soporte en la zona anóxica ya que la desnitrificación se direcciona mayoritariamente a las heterótrofas en suspensión y muy poco a la biopelícula. La tasa de nitrificación en la biopelícula de la zona aerobia es mayor que en el proceso sin recirculación (Figura 9) ya que el crecimiento de heterótrofas tiene lugar preferentemente en suspensión, reduciendo

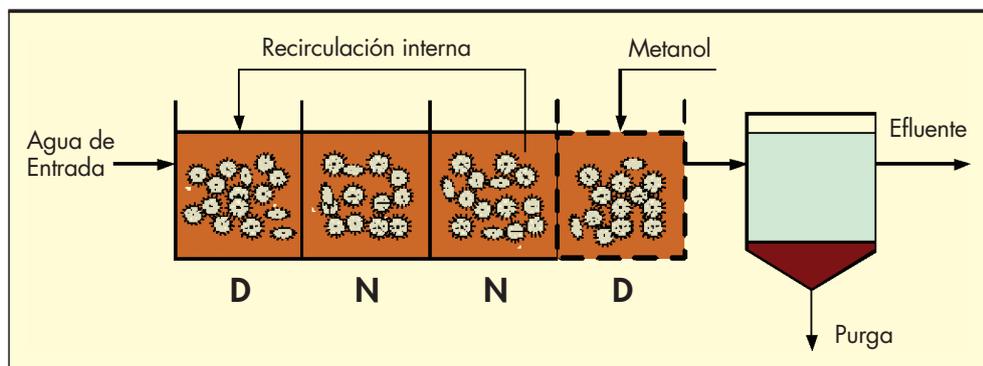


FIGURA 9. Proceso con soporte móvil sin recirculación de fangos para eliminación de nitrógeno.

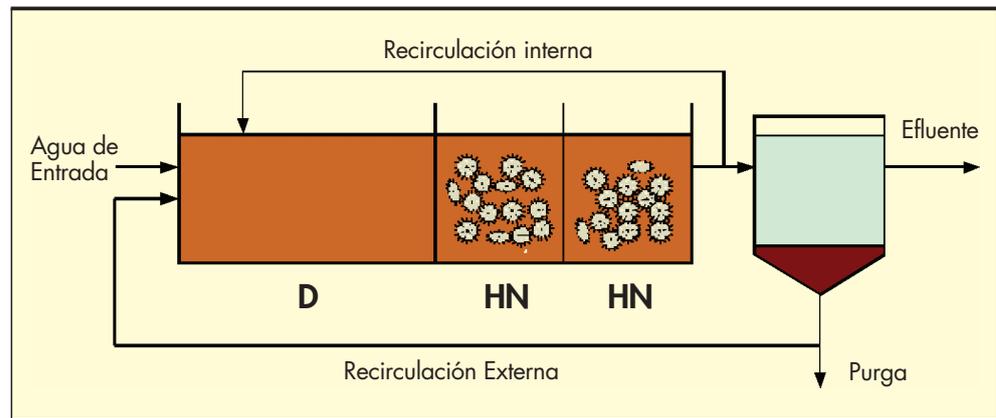


FIGURA 10. Proceso híbrido IFAS para eliminación de nitrógeno.

dose así la inhibición de la nitrificación en biopelícula comentada anteriormente (Albizuri, 2012).

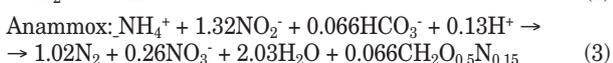
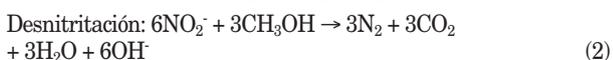
Al mismo tiempo las nitrificantes desprendidas de la biopelícula pueden crecer y acumularse en los sólidos suspendidos del sistema. De este modo la tasa de nitrificación en suspensión puede situarse en 10–30% de la tasa total. Como consecuencia de todo ello el TRS aerobio en un proceso IFAS puede variar de 2 a 4 horas dependiendo de la superficie específica de soporte. Ello permite que la eliminación de nitrógeno se pueda llevar a cabo con TRH de 4–6 horas (Albizuri 2010) y la de nitrógeno y fósforo con un TRH total de 6–10 horas. (Zalakain *et al.*, 2008; Albizuri 2012).

6. ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO EN RETORNOS DE LÍNEA DE FANGOS

6.1. INTRODUCCIÓN

En EDARs que incluyen digestión anaerobia de fangos, este proceso de estabilización conlleva una redisolución del nitrógeno contenido en las bacterias, con lo que la concentración de nitrógeno en el agua de retorno a cabeza de planta después de deshidratación se puede elevar a 700–1500 mgN/L que puede suponer del orden del 20–25% de la carga de nitrógeno que entra en la EDAR. En los casos que resulta difícil cumplir con el requerimiento de nitrógeno total N_T efluente, una de las soluciones más planteadas en la actualidad es (además de las actuaciones en el propio proceso biológico de la línea de las aguas) acometer la eliminación de nitrógeno en el agua de retorno.

Como se sabe, las altas concentraciones de amonio en el agua de retorno y su alta temperatura propicia llevar a cabo una eliminación de nitrógeno vía nitrito, en lugar de llegar hasta nitrato. De este modo la nitrificación se realiza de modo parcial hasta nitrito por bacterias amonioxidantes X_{NH} (nitrificación, ec.1) y el consumo de oxígeno es un 25% menor que en la reacción global a nitrato. La desnitrificación, por tanto, se realiza desde nitrito a nitrógeno gas (desnitrificación, ec.2) y se requiere una fuente de carbono externa ya que el agua de retorno apenas contiene DQO biodegradable. El consumo de metanol es un 40% menor que si se hiciera desde nitrato.



Actualmente, la propuesta más innovadora es llevar a cabo una nitrificación parcial (que resulta en amonio y nitrito) junto con el empleo de bacterias anammox (Jetten *et al.*, 1999), que tienen la capacidad de transformar el amonio en nitrógeno gas, empleando el nitrito como aceptor de electrones (ratio nitrito / amonio del orden de 1.3) y produciendo algo de nitrato (ec.3). De este modo, el consumo de oxígeno se reduce hasta un 60% y no se requiere metanol. A continuación se describen los procesos y tecnologías ya existentes en el mercado aunque existen muy pocas implantaciones.

6.2. PROCESOS TECNOLÓGICOS DE NITRITACIÓN Y DESNITRITACIÓN

Todas las tecnologías de nitrificación tienen como objeto fundamental inhibir (lo más posible) el crecimiento de bacterias nitrito-oxidantes (X_{NO}) que transforman el nitrito en nitrato, sin afectar a las bacterias amonioxidantes (X_{NH}) que generan el nitrito. Para ello, las tecnologías existentes se apoyan en el efecto que ejercen, el pH, la temperatura y el oxígeno disuelto (Van Hulle *et al.* 2010). Así, primeramente se descubrió que con un pH por encima de 7 el amonio residual propicia la presencia de amoniaco libre (NH_3) que inhibe el crecimiento de X_{NO} . Posteriormente, se encontró que a 30°C la tasa máxima de crecimiento de X_{NO} era menor que la de X_{NH} . En la última década, se ha encontrado que bajas concentraciones de oxígeno disuelto, inferiores a 2 mg/l, inhiben el crecimiento de X_{NO} en mayor grado que de X_{NH} .

6.2.1. Procesos Sharon y anammox

Este proceso se desarrolló en Holanda al final de la década de los 90, apoyándose en el efecto de la alta temperatura (30°C). Así, se propuso un proceso (Sharon) de biomasa en suspensión sin recirculación de fangos operado con un tiempo de retención hidráulico (TRH) (igual en este caso al de sólidos TRS) del orden de un día. Para la desnitrificación empleó primero condiciones de aireación intermitente y la adición de metanol en el mismo reactor de mezcla completa.

Actualmente, el proceso Sharon se diseña y opera para que obtenga un agua efluente con un ratio nitrito/amonio de 1.3 de cara a alimentar un posterior reactor Anammox que crece en forma de gránulos (Figura 11) y ello se consigue en un reactor tipo torre que funciona de modo secuencial y con elevada cizalladura por hidráulica (ver proceso granular). (Vazquez-Padín *et al.*, 2009; Van der Star, 2007).



FIGURA 11. Gránulo de anammox.

6.2.2. Procesos SBR y BRM

Con el fin de reducir el alto TRH de un día del proceso Sharon y propiciar tecnologías más compactas, se han desarrollado los procesos de biomasa en suspensión aplicando bien la configuración de tipo secuencial SBR o bien la de biorreactor de membrana BRM que operan con recirculación de fangos y altas concentraciones de sólidos suspendidos y altos TRS. Dado que ello favorece el crecimiento de X_{NO} , para conseguir su inhibición, se apoyan en el efecto del empleo de muy bajas concentraciones de oxígeno disuelto ($<1\text{mg/l}$). Por ello, se requiere un control automático muy preciso y delicado. Actualmente, el proceso SBR combina el crecimiento de X_{NH} y de Anammox empleando un hidrociclón para aumentar el tiempo de residencia de las anammox en el proceso (Wett B, 2007).

6.2.3. Procesos biopelícula

Los procesos biopelícula también se caracterizan por mantener altas concentraciones de las bacterias y altos tiempos de residencia. En este caso, no es necesario que la concentración de oxígeno disuelto sea tan baja, sino que se puede operar con OD en el seno del líquido del orden de 2 mg/l , ya que las bacterias X_{NH} (situadas en las capas externas de la biopelícula) consumen el oxígeno en la reacción de nitrificación y el oxígeno

disponible para X_{NO} (situada en las capas más internas) es muy bajo, con lo que se inhibe su crecimiento. Fundamentalmente se han desarrollado procesos biopelícula empleando soportes móviles de plástico. En algunos casos se realiza una predesnitrificación con metanol como el proceso ELFA (Hernandez *et al*, 2012). Actualmente se propone la desnitrificación empleando un reactor anammox operado también con soporte plástico móvil. En la nitrificación parcial se obtiene el ratio nitrato/amonio en el efluente de aproximadamente 1.3 y el reactor opera en condiciones anaerobias y TRH adecuados para que se produzca el crecimiento de anammox en la biopelícula de los soportes plásticos (Figura 12).

Otra propuesta más compacta (Cema *et al*, 2006) es el empleo de un solo reactor con soporte móvil en el que se lleva a cabo las dos biorreacciones de nitrificación parcial por X_{NH} y de anammox en la misma biopelícula tal y como muestra la Figura 13 aplicando un oxígeno disuelto adecuado en el seno del líquido. En las capas externas crece X_{NH} utilizando el oxígeno disuelto disponible y generando los nitritos necesarios para que crezca anammox en las capas internas.

Ayoyándose en los mismos conceptos se desarrolló el proceso CANON en el que no se utiliza soporte plástico, sino que ambas bacterias X_{NH} y anammox crecen en forma de gránulos en un reactor tipo torre.

7. ELIMINACIÓN DE FÓSFORO POR PRECIPITACIÓN

Como se sabe, en algunos casos de procesos de fangos activos de eliminación de nitrógeno y fósforo biológicamente, se requiere la adición de coagulantes en el licor mezcla con el fin de llevar a cabo una precipitación parcial del fosfato y así cumplir requerimientos de fosfato total en el efluente. En los procesos IFAS, se debe de proceder del mismo modo que en los procesos de fangos activos. También en los procesos BRM, pudiéndose alcanzar en este caso valores muy bajos de fósforo total (P_T) ya que los sólidos suspendidos en el efluente y el fósforo orgánico asociado son prácticamente nulos.

En los biofiltros granulares sumergidos, la eliminación biológica de fósforo es inviable y se debe acometer totalmente mediante precipitación con coagulante, normalmente en el tratamiento primario. Ello tiene la ventaja de que se minimiza el potencial de generarse estruvita en la línea de fangos, pero tiene el inconveniente de que aumenta la producción de fango primario y puede reducir excesivamente los sólidos suspendidos influentes al biofiltro anóxico predesnitrificante.



FIGURA 12. Anammox sobre soporte móvil.

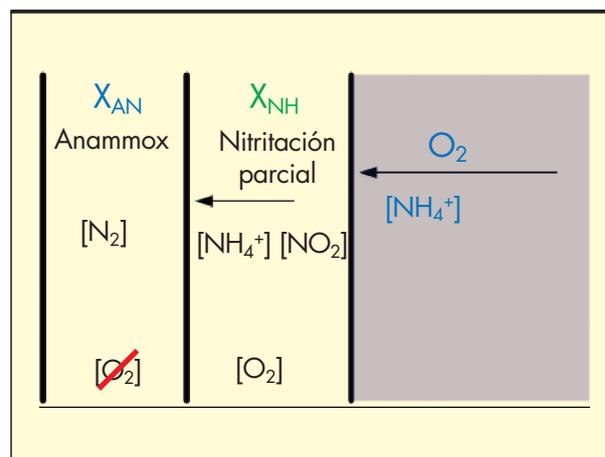


FIGURA 13. Nitrificación parcial y anammox en biopelícula.

En los últimos años una propuesta muy interesante de precipitación de fósforo ha sido la de abordar tecnológicamente la precipitación de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) cuando se trata la corriente de retornos de la línea de fangos que contiene una alta concentración de fosfato (300–500 mg/L) por resolubilización en la digestión anaerobia de un fango que proviene de una eliminación biológica de fósforo en la línea de aguas.

Con ello, no sólo se reduce del orden de un 20% de la carga aplicada de fósforo en la línea de aguas, sino que también se trata de reciclar la estruvita como fertilizante cumpliendo así, el objetivo de recuperación de recursos. Aunque su comercialización presenta dificultades, Benisch *et al.*, 2009 presentaron en el congreso de IWA de eliminación de nutrientes de Cracovia (2009) la puesta en marcha de la primera instalación en USA de una planta real y la comercialización de la estruvita. La planta consiste en tres reactores de lecho fluidizado donde se dosifica cloruro de magnesio y se consigue una eliminación del orden del 80% de fósforo.

8. PROCESOS EMERGENTES

Con esta denominación se trata de referirse a aquellos procesos-tecnologías de eliminación de nutrientes que en general están en fase de investigación y desarrollo y que todavía no cuentan con implantaciones reales. En algunos casos existen ya prototipos sobre los que se están evaluando su viabilidad técnico-económica (procesos granulares aerobios). En otros casos, se han efectuado avances a pequeña escala y se requiere todavía recorrer las etapas oportunas hasta su implantación. Muchas de ellas han sido estudiadas en el marco del proyecto NOVEDAR. A continuación se realiza una somera descripción de algunos procesos emergentes.

8.1. PROCESO DE GRANULACIÓN AEROBIA

Algunos tipos de bacterias tienen la tendencia a aglomerarse formando gránulos (de un diámetro de 1–3 mm) que poseen una muy elevada densidad con una alta velocidad de sedimentación. La formación de gránulos de bacterias es un hecho que primeramente se observó en reactores anaerobios UASB tratando la DQO biodegradable de aguas residuales industriales.

Se pensaba que la generación de gránulos en condiciones aerobias era muy complicada hasta que algunos investigadores lo consiguieron operando reactores de tipo torre en condiciones muy particulares tal y como se describe a continuación. El objetivo es seleccionar bacterias formadoras de flóculos (inhibiendo las filamentosas) ya que son las que permiten generar los gránulos compactos y densos. Para ello, se requieren las siguientes condiciones de diseño y operación: 1) Fuerzas de estrés que facilitan el desprendimiento de bacterias filamentosas y el posterior lavado con tiempos de sedimentación cortos, 2) Régimen de saciedad/hambriencia mediante tiempos de llenado cortos, en los que la biomasa acumula sustrato para consumirlo posteriormente, lo cual promueve la no aparición de filamentos y 3) Composición del agua con alto contenido en DQO rápidamente biodegradable ya que facilita la creación de flóculos densos.

De cara a la eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas urbanas, hay que tener en cuenta que estas estructuras granulares permiten la estratificación de las poblaciones microbianas a medida que se avanza hacia el interior del gránulo. Es decir, la estructura del gránulo es similar a la de una biopelícula adherida a un soporte. En el proceso granular no hay soporte externo y la biopelícula toma forma esférica. (Mosquera-Corral *et al.*, 2005).

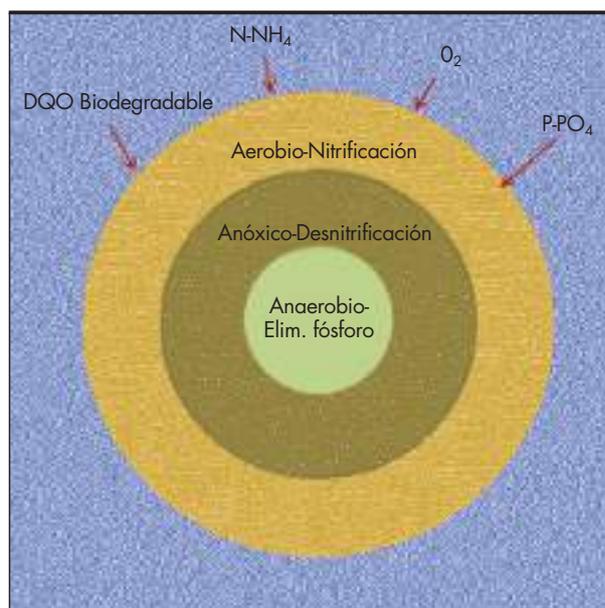


FIGURA 14. Estratificación de bacterias en gránulos.

Tal y como muestra la Figura 14 las capas más externas son aerobias, de modo que se produce la nitrificación y un alto consumo de oxígeno. Como consecuencia las capas intermedias son anóxicas donde tiene lugar la desnitrificación y el consumo de nitratos, de modo que las capas más internas son anaerobias, lo que facilita la eliminación de fósforo.

Por tanto, la eliminación de nitrógeno y fósforo, mediante un reactor SBR granular, ofrece un potencial de ventajas muy interesante ya que se trata de un proceso muy compacto que requiere un espacio muy reducido. No obstante, hasta la actualidad solo se dispone de estudios en planta piloto de tamaño industrial (De Kreuk *et al.*, 2007).

8.2. PROCESO BIOPELÍCULA SOBRE MEMBRANA

En este tipo de procesos emergentes, el soporte de la biopelícula es una membrana permeable a gases (Figura 15), de modo que la transferencia de oxígeno a la biopelícula se lleva a cabo desde el interior de la membrana insuflada con aire, en lugar de hacerlo desde el seno del líquido en el propio reactor como en el resto de procesos biológicos.

Ahora el seno del líquido solamente transfiere los sustratos a la biopelícula pudiéndose realizar la eliminación de nitrógeno y fósforo en diferentes capas (Esteban *et al.*, 2007) como en el proceso granular. En este caso la nitrificación tiene lugar en las capas más internas que reciben oxígeno transferido, mientras que las capas más externas están en condiciones anaerobias y se produce la eliminación de fósforo.

La manutención de la biopelícula en estas diferentes condiciones entraña serias dificultades, por lo que actualmente se están investigando procesos que combinan bacterias en la biopelícula de la membrana y bacterias en suspensión como en el proceso IFAS. En la biopelícula tiene lugar la nitrificación y la desnitrificación en la biomasa en suspensión en el mismo reactor, minimizando el crecimiento heterótrofo en la biopelícula.

Por otra parte, también cabe destacar otros procesos emergentes que combinan tanques con soportes móviles y tanques con membranas con el fin de aumentar la calidad del efluente (Artiga *et al.* 2005).

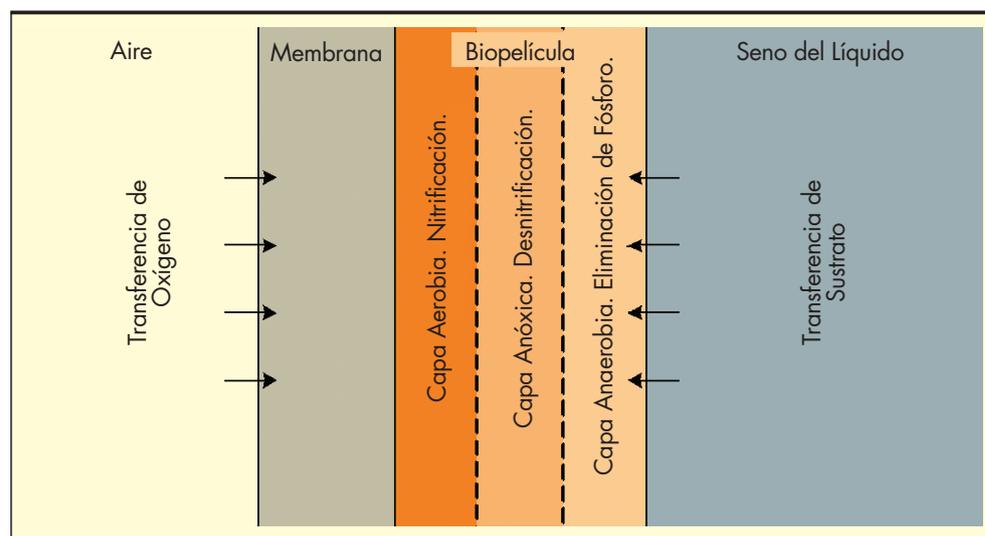


FIGURA 15. Eliminación de nitrógeno y fósforo en proceso biopelícula sobre membrana.

9. CONCLUSIONES

La creciente preocupación por la prevención de la eutrofización de sistemas de aguas receptores de efluentes de EDAR, ha hecho que la eliminación de nitrógeno y fósforo haya adquirido una enorme relevancia a nivel mundial, desarrollándose procedimientos específicos para la evaluación y toma de decisiones. Además de la construcción de nuevas EDAR, hay que tener en cuenta que en los países más avanzados, se requiere una remodelación y/o ampliación de EDAR existentes de tamaño mediano y grande con el fin de cumplir con requerimientos cada vez más estrictos. Para afrontar estos retos, se han desarrollado tecnologías innovadoras y emergentes que permiten superar las limitaciones que presentan los procesos de fangos activos extensamente aplicados.

Cada una de estas tecnologías tiene sus ventajas y sus inconvenientes, por lo que cada EDAR requiere un estudio muy particular donde se deben evaluar técnica y económicamente diferentes alternativas tecnológicas, pero no sólo para cumplir requerimientos de nitrógeno y fósforo sino también teniendo en cuenta las interacciones con el resto de procesos en la EDAR global, en lo que se refiere a los aspectos energéticos (generación de metano) y de sostenibilidad (reutilización de aguas y recuperación de recursos como el fósforo), apoyándose en el conocimiento de especialistas y en técnicas avanzadas de soporte a la decisión (Reif *et al* 2012) y de simulación. (Grau *et al*, 2007).

10. REFERENCIAS

- Albizuri, J., Santamaria, A. and Larrea, L., (2010) IFAS process for nitrogen removal with an HRT of 4 hours. *Proceedings WEF/IWA Biofilm Reactor Technology Conference. Portland (Oregon, USA)*. August 2010.
- Albizuri, J. (2012). Modelado y simulación de comportamientos de procesos con lecho móvil para la eliminación de nutrientes de aguas residuales urbanas. *Tesis Doctoral*.
- Artiga P., Oyanedel V., Garrido J.M. and Méndez R. (2005). An innovative biofilmsuspended biomass hybrid membrane bioreactor for wastewater treatment, *Desalination* 179, 171-179.
- Ayasa E., de la Sota A., Grau P., Sagarra J.M., Salterain A. and Suescun J. (2006). Supervisory control strategies for the

new WWTP of Galindo-Bilbao: The long run from the conceptual design to the full-scale experimental validation. *Water Science and Technology*, 53, 4-5, pp.193-201, 2006.

Benisch M *et al*, (2009). Utilizing phosphorous recovering for optimization of the biological nutrient removal process.

Caminos M., (2010). Diseño óptimo de procesos biorreactor de membrana para eliminación de nutrientes de aguas residuales urbanas.

Cema, G. Szatkowska, Beata; Plaza, Ela; Trela, J.; Surmacz-Górska, Joanna (2006). Nitrogen removal rates at a technical-scale pilot plant with the one-stage partial nitrification/Anammox process. *Water Science and Technology*, v 54, n 8, p 209-217.

De Kreuk M.K., Kishida N. and van Loosdrecht M.C.M. (2007). Aerobic granular sludge-state of the art. *Water Science and Technology*, 55 (8-9), pp. 75-81.

Engelhardt N. and Lindner W. (2006). Experiences with the World's Largest Municipal Waste Water Treatment Plant Using Membrane Technology. *Water Practice & Technology*. 4

Esteban, A.L. y Tejero, I. (2007) Una revisión de las investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales con RBSOM (reactores de biopelícula que emplean membranas como material soporte y medio de oxigenación). *Tecnología del agua*, No. 281, pp. 44-56.

Grau P., de Gracia M., Vanrolleghem P. and Ayasa E. (2007). A new Plant-wide modelling methodology for WWTPs. *Water Research*, Vol 41, No. 19, pp. 4357-4372, 2007.

Hernández C., Auset M., Rodríguez C., Malfeito J., Gonzalez E., Larrea L. Proceso ELFA®: Condiciones operacionales para nitrificación completa en soportes móviles plásticos. *Retama Enero-Febrero 2012*.

Larrea, L., Abad, A. and Gayarre, J. (2004). Improving nitrogen removal in predenitrification nitrification biofilters. *Water Science and Technology*. Vol. 48, 11-12.

Larrea, L., Albizuri, J., Abad, A., Larrea, A. and Zalakain, G. (2007). Optimizing and modelling nitrogen removal in a new configuration of the moving-bed biofilm reactor process. *Wat. Sci. and Tech.*, Vol. 55, No. 8-9, pp. 317-327.

Licsko, I., Szabo, G. Csanad, Melicz, Z. (2004). Experiences with a large-size WWTP based on activated sludge-biofiltration processes: 25 months of operation. *Wat. Sci. and Tech.*, Vol. 50, No.6, pp 285-293.

Mosquera-Corral A., de Kreuk M.K., Heijnen J.J and Van Loosdrecht M.C.M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in aerobic granular sludge reactor. *Water research*, 39(12), 2676-2686.

Phagoo D., Owerdieck C., Hribljan M. and Penny J. (2007). Enhanced BNR with MBR-two years of successful operation. Water Environment Federation.

Reif R., Manel Garrido-Baserba, Luis Larrea, Manel Poch (2012) New tool for the integrated Assessment and selection of Innovative Wastewater Treatment Technologies for Nutrient Removal. Pendiente de publicación.

Rother, E. and Cornel, P. (2007) Potentials and limits of a pre-denitrification/nitrification biofilter configuration for advanced municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 55 (8-9), pp. 115-123.

Rusten, B., Hellstrom, B.G., Hellstrom, F., Sehested, O., Skjelfoss, E. and Svendsen, B. (2000). Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. *Wat. Sci. and Tech.*, Vol. 41, No. 4, pp 13-20.

Sagberg, P., Ryrfors, P. and Berg K.G. (2006). BAF begins deep down: 10 years of large scale biofilm nutrient removal in Oslo. *Proceedings from Biofilm Systems VI*.

Van der Star, Wouter R.L., Abma, Wiebe R., Blommers, Dennis, Mulder, Jan-Willem, Tokutomi, Takaaki, Strous, Marc, Picioreanu, Cristian, van Loosdrecht, Mark C.M. (2007), Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Expe-

riences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam *Water Research*, v 41, n 18, p 4149-4163.

Van der Roest H.F., Lawrence D.P. and Van Bentem A.G.N. (2002). Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water and Wastewater Practitioner Series: STOWA Report, IWA*.

Varela C., B. Casares, M. Caminos and L. Larrea and E. de la Paz Cobos (2008). Eliminación del nitrógeno y fósforo en procesos BRM alimentado con agua decantada de EDAR de Valdebebas. *Tecnología del agua.*, 294, 38-45.

Van Hulle, Stijn W.H.; Vandeweyer, Helge J.P.; Meesschaert, Boudewijn D.; Vanrolleghem, Peter A.; Dejans, Pascal; Dumoulin, Ann, (2010) Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, v 162, n 1, p 1-20, August 2010.

Vazquez-Padín J.R., Fernandez I., Figueroa M., Mosquera-Corral A., Campos J.L. and Méndez R. (2009). Applications of anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room. *Bioresource technology*, 100(12), 2988-2994.

Wett B. (2007). Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Science and Technology*, 56(7), 81-88.

Zalakain, G., de la Sota, A., Larrea, A., Malfeito, J.J., Albizuri, J. and Larrea, L. (2008). Proceso híbrido aplicado a la remodelación de EDAR para la eliminación de nitrógeno y fósforo. *Tecnología del agua*. No 295. pp 60-69.

Ingeniería, ingenio y vanguardia

Sadyt

www.sadyt.com

Respetamos nuestro planeta y sus recursos.

Creemos en el desarrollo sostenible en cualquier región del mundo.

Una firme convicción que nos ha inspirado para concebir la más avanzada ingeniería.

La fuerza vital que nos mueve constantemente a aplicar nuestro ingenio, innovando e integrando nuevas soluciones.

Con una apuesta permanente en I+D+i, aportando el desarrollo más adecuado en cada proyecto de depuración, reutilización o desalación para distintos usos; así como en el control de canalizaciones y redes o en la gestión de explotaciones. Con el objetivo prioritario de reducción de los impactos ambientales, de consumo energético y de costes.

Ingeniería, técnica y vanguardia que se funden en Sadyt para afrontar nuestro compromiso con la conservación y explotación sostenible del agua.

Sadyt, ingeniería para el agua

Tratamiento y Distribución - Alcantarillado y Colectores - Reutilización - Depuración de agua residual - Ingeniería - Gestión Integral del ciclo integral del agua - Desalación y Potabilización - I+D+i

Sacyr

www.sacyr.com

Optimización energética en EDAR de la Región de Murcia

PEDRO SIMÓN ANDREU (*), CARLOS LARDÍN MIFSUT (**) y MANUEL ABELLÁN SOLER (***)

RESUMEN Entre las funciones de la Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR) se encuentra la gestión y mantenimiento de las instalaciones públicas de depuración, obteniendo calidades de agua compatibles con la normativa actual de reutilización de aguas residuales, y optimizando al mismo tiempo todos los procesos implicados en la depuración de las aguas. En este sentido, los costes de energía suponen aproximadamente un 35% de los costes totales de la explotación, por lo que se ha convertido en una de las prioridades de ESAMUR en estos años de gestión. Por un lado se ha constatado la necesidad de un adecuado diseño de las plantas para poder aspirar a conseguir unos ratios energéticos adecuados, y con respecto a la explotación se han modificado los criterios de funcionamiento de muchas EDAR, evaluando las necesidades de oxígeno del sistema, eficacias de transferencia de oxígeno desde la fase gaseosa a la fase líquida para minimizar las necesidades de aireación, presiones de suministro de aire, evitando sobreconsumos de energía para un mismo caudal de aire, sistemas de control de la aireación, implementando nuevos software de control del proceso, introduciendo equipos de mayor eficiencia, así como otras medidas de optimización de los procesos relacionados con la digestión anaerobia de los lodos y la producción de biogás, como la codigestión de sustratos y los pretratamientos para mejorar la fase de hidrólisis celular.

ENERGY OPTIMIZATION IN WWTP OF MURCIA REGION

ABSTRACT One of the main functions of Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR), is the management and maintenance of public wastewater treatment plants (WWTP) in order to obtain good quality water in accordance with wastewater reuse regulations, and at the same time, enhance each process related to wastewater treatment. The energy costs are almost 35% of the global costs in WWTP and a reduction in these costs has been a priority for ESAMUR during the last few years. We know that good design of WWTP is fundamental to obtain suitable energy ratios, and we are changing much of the operational criteria, evaluating the minimum amount of oxygen required by bacteria, studying the best ways of transferring oxygen from the gas to liquid phases in order to minimize aeration requirements, reducing the pressure losses, consuming the minimum energy for supplying an amount of air; testing control systems to manage air consumption, changing blowers for others more efficient, and improving the process of anaerobic fermentation of sludge, increasing the production of biogas by means of co-digestion processes and pre-treatments for improving the hydrolysis step.

Palabras clave: EDAR, Consumo energía, Ratios energéticos, Eficacias de aireación, Transferencia de oxígeno, Aireadores, Digestión anaerobia, Codigestión.

Keywords: WWTP, Power consumption, Energy ratios, Aeration efficiencies, Transfer of oxygen, Blowers, Anaerobic digestion, Co-digestion.

1. EVOLUCIÓN HISTÓRICA RECIENTE DE LOS CONSUMOS DE ENERGÍA EN LAS EDAR DE LA REGIÓN DE MURCIA

1.1. TIPOLOGÍA DE LAS EDAR Y RESULTADOS DE DEPURACIÓN

Antes del año 2000, la mayoría de las EDAR de la Región eran de tipo lagunaje o estaban obsoletas, es a partir de dicho año cuando comienza la ejecución del Plan Director de Saneamiento, que ha modificado totalmente la situación de la depuración en la Región.

En la actualidad se dispone de 90 depuradoras municipales que dan servicio a la totalidad de la Región, con un porcentaje superior al 97% en cuanto a población atendida. El caudal tratado es superior a los 110 Hm³ al año. En su mayor parte, el sistema de tratamiento es el de fangos activos en aireación prolongada, con eliminación de nitrógeno prácticamente en su totalidad. En la Figura 1 podemos ver la tipología de las EDAR en la Región.

Tipología de la depuración de aguas en Murcia	Nº de instalaciones
Depuración Biológica	37
Depuración Biológica con tratamiento terciario	52
Plantas de Lagunaje	1
Total EDAR	90

TABLA 1. Número y tipologías de EDAR en la Región de Murcia.

(*) Ingeniero Industrial. Director Técnico. Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR). C/ Madre Paula Gil Cano, nº 2. Edif. Torre Jemeca, 9º Planta. Email: pedro.simon@esamur.com.

(**) Licenciado en Biología. Responsable explotación Zona II. Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR). C/ Madre Paula Gil Cano, nº 2. Edif. Torre Jemeca, 9º Planta. Email: carlos.lardin@esamur.com.

(***) Ingeniero Agrónomo. Responsable explotación Zona I. Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR). C/ Madre Paula Gil Cano, nº 2. Edif. Torre Jemeca, 9º Planta. Email: manuel.abellan@esamur.com.

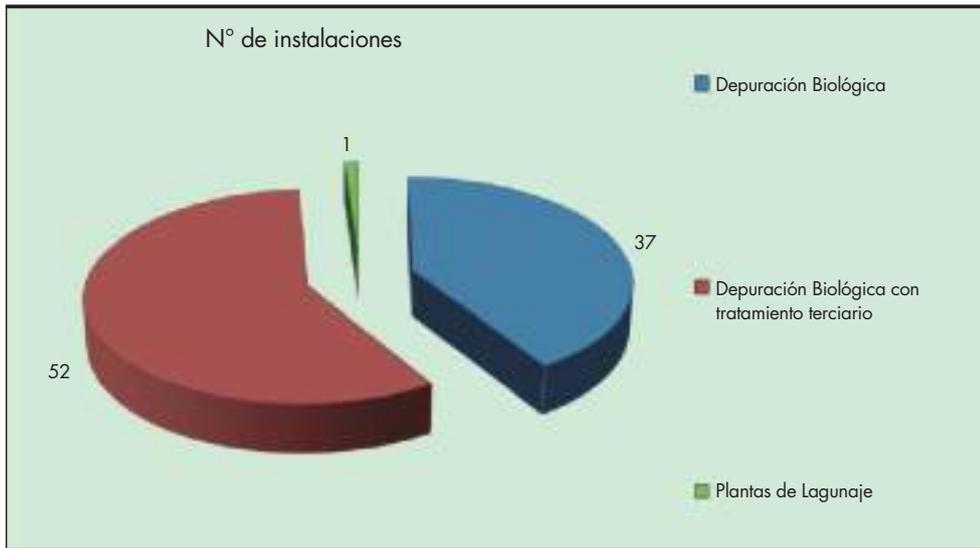


FIGURA 1. Tipología de EDAR en la Región de Murcia.

El sistema de depuración por aireación prolongada es un sistema que consigue excelentes rendimientos de depuración y que tiene una gran robustez en la operación, así como gran capacidad de respuesta ante vertidos industriales, lo que le confiere una gran fiabilidad, aspecto fundamental en una zona en que, debido a los bajos caudales circulantes cualquier posible fallo en una EDAR tendría repercusión inmediata y grave en el medio ambiente. Además, debido a la escasez de agua en la Región, es un aspecto primordial la reutilización en regadío del agua depurada, por lo que como se ve en la Figura 1, hasta 52 EDAR cuentan con tratamientos terciarios avanzados, y se sigue trabajando para llegar a la totalidad.

Los resultados medios de depuración de las EDAR de la Región son los mostrados en la Figura 2.

1.2. EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LOS CONSUMOS DE ENERGÍA

Los consumos totales eléctricos de las instalaciones de depuración presentes en cada uno de los años desde 2003 hasta 2011 se pueden ver en la Figura 3.

Con respecto a la evolución de los ratios, así como del valor de los mismos, podemos comentar que la progresiva puesta en servicio de nuevas EDAR, que sustitúan a EDAR de tecnologías blandas u obsoletas, ha hecho que fuera incrementándose el ratio eléctrico hasta llegar a 0,65 kWh/m³ en el año 2008. A partir de ese año, y pese a que ha entrado en servicio alguna planta nueva, y otras se han ido dotando de tratamientos terciarios, el ratio ha disminuido significativamente hasta llegar a un valor de 0,55 kWh/m³. Al considerar este ratio, hay que tener en cuenta que las plantas de aireación prolongada tienen consumos energéticos mayores significativamente que los sistemas de fangos activos convencionales, así como que la media de la DBO₅ de entrada a las plantas de la Región es de 372 mg/l. También hay que tener en cuenta que la mayoría de las plantas contemplan la eliminación de nitrógeno, lo que conlleva un consumo extra de energía, así como que en su mayor parte están dotadas de tratamiento terciario.

Por otra parte, se ha producido en los últimos años un incremento en los precios de la energía, lo cual ha supuesto una

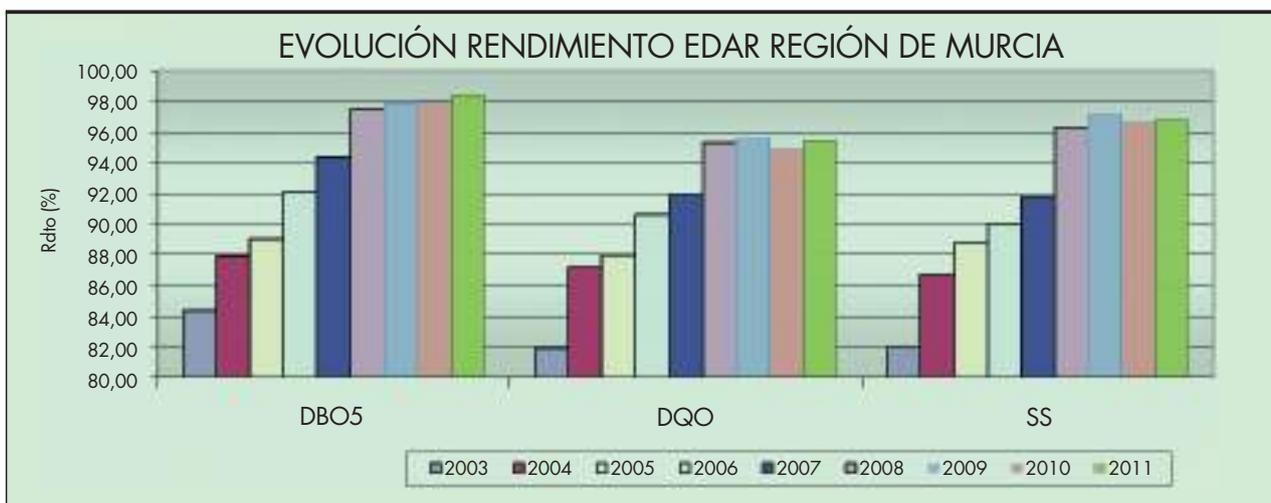


FIGURA 2. Histórico rendimientos SS, DBO₅, y DQO.

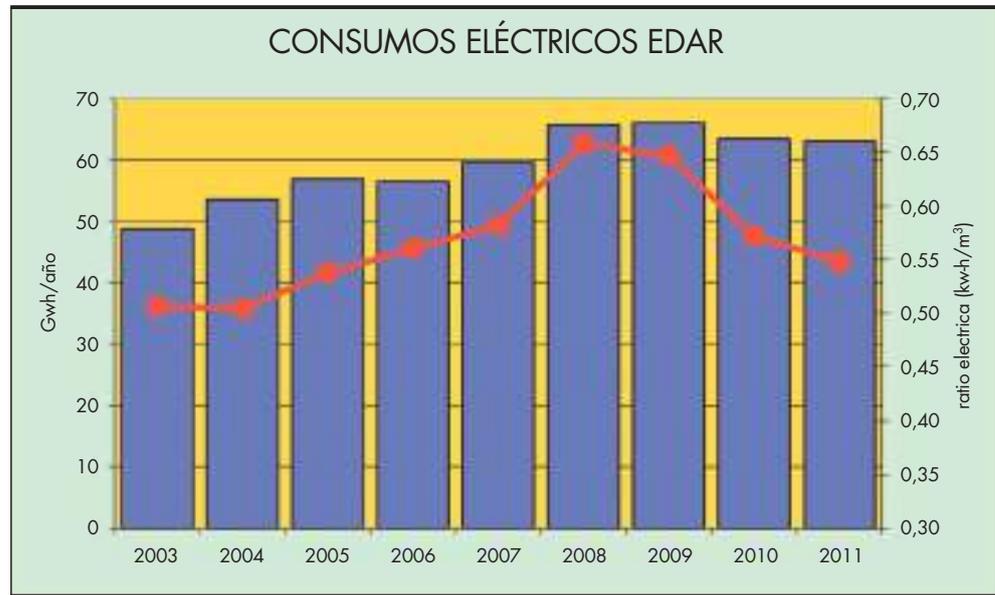


FIGURA 3. Consumos de energía.

subida importante de los costes de explotación. En la Figura 4 podemos ver la evolución del precio de la electricidad para consumidores industriales, según EUROSTAT, en los últimos años, tanto para España como para otros países del entorno.

Esto ha llevado a que, mientras que el consumo energético suponía un 21% de los costes de depuración en 2004, en el año de 2011 llega hasta el 29%. Dado que es una importante partida dentro de los costes de explotación y que, previsiblemente, van a seguir subiendo los costes de la energía, es del máximo interés optimizar los consumos, para lo cual pueden ser útiles las experiencias recogidas en los siguientes apartados.

2. PRINCIPALES VARIABLES QUE AFECTAN AL CONSUMO ENERGÉTICO

En términos globales se puede considerar que para un sistema de tratamiento determinado y una características del agua de entrada, la demanda de consumo de energía eléctrica es fija (energía mínima necesaria), no obstante existen otros condicionantes que gravan esta línea base de consumo energético,

como son: diseño de la instalación y sus equipos electromecánicos, el criterio de operación seleccionado por el explotador de la EDAR, el correcto mantenimiento de los equipos de la depuradora, y los sistemas de control implementados.

En este trabajo se realiza, en base a la experiencia adquirida en los 10 años de gestión de ESAMUR, una breve reseña de los puntos mencionados para que puedan ayudar a minimizar la discrepancia entre la demanda de energía necesaria para alcanzar los objetivos de calidad exigidos y el consumo real de energía, que debe de ser el objetivo para la correcta gestión de una instalación de depuración.

2.1. DISEÑO DE LAS INSTALACIONES DE DEPURACIÓN

El diseño de las instalaciones marca, desde la redacción del proyecto de construcción, la capacidad de optimización en la fase de operación ya que si bien es cierto que los cálculos de diseño deben recoger aspectos fundamentales como el crecimiento progresivo de la carga a tratar, o los coeficientes de seguridad necesarios para hacer frente a puntas de carga puntuales, el sobredimensionamiento existente en algunas EDAR

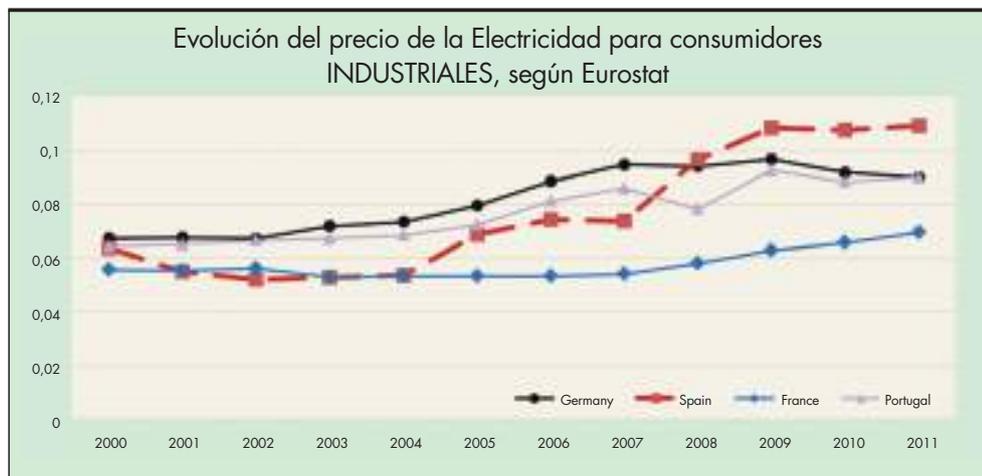


FIGURA 4. Evolución de precios industriales de la energía eléctrica, fuente Eurostat.

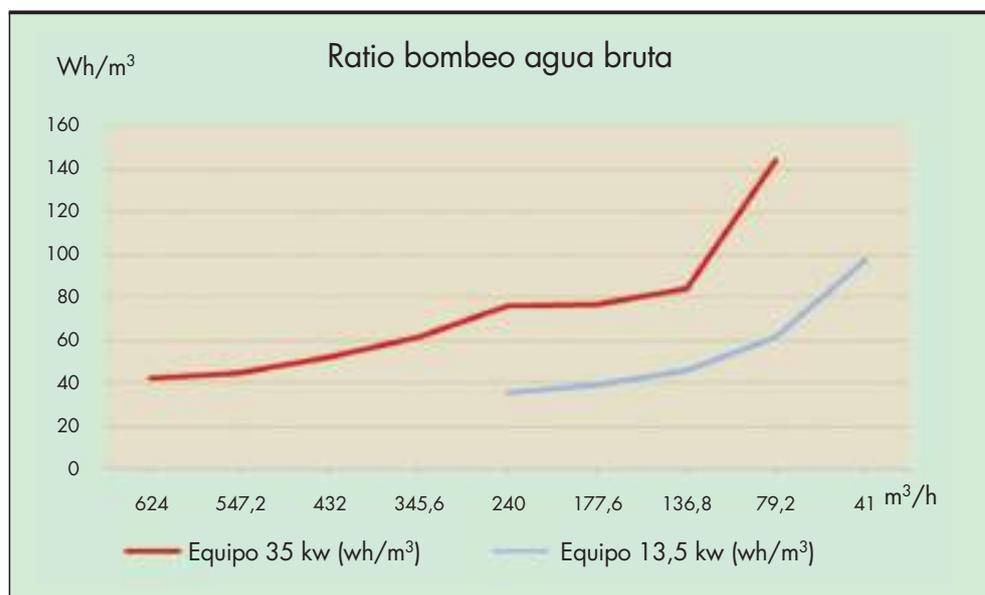


FIGURA 5. Rendimiento de dos bombas en función del caudal impulsado.

no permite alcanzar el mínimo consumo energético requerido. En este sentido, son varios los factores a tener en cuenta en la fase de diseño de la instalación:

- **Adecuación de la capacidad de los equipos a la demanda real del sistema**

Es habitual encontrarnos depuradoras cuyo caudal de diseño se encuentra por encima del caudal real por lo que los equipos que fueron implementados, tanto de trasiego del agua residual como de aireación, operan con unas cargas de trabajo inferiores a las de diseño, siendo su rendimiento menor en estos casos. Además, uno de los hitos asociados a la optimización de las instalaciones de depuración y que es difícil de conseguir con equipos sobredimensionados es la laminación de caudales, porque de esto dependerá el correcto funcionamiento de los procesos de una EDAR (pretratamiento, tratamiento biológico y aireación, decantación, filtración, desinfección,...). Sirva de ejemplo el caso que se muestra en la Figura 5, donde se representa el rendimiento de una bomba de agua bruta de una EDAR (35 Kw) y el de un equipo de menor potencia instalado posteriormente (13,5 Kw); nótese la diferencia de rendimiento entre ambos equipos en el rango de caudales seleccionado por la explotación (200-240 m³/h) para laminar el caudal y optimizar los procesos posteriores, lo que hace amortizable rápidamente el suministro del nuevo equipo de menor potencia.

Por lo expuesto, habría que considerar el diseño de las instalaciones de bombeo con equipos de potencia escalonada para abarcar los caudales punta esperados al mismo tiempo que conseguimos optimizar el consumo energético diario, por operar con equipos de menor potencia que trabajan en su punto óptimo de funcionamiento.

Cabe destacar como ejemplo también que la incorporación de equipos de aireación acordes a la demandas reales de algunas instalaciones han supuesto sustanciales ahorros energéticos, derivados de la mayor eficiencia a la hora de suministrar la cantidad de oxígeno necesario (Kg O₂) con un menor volumen de aire, ya que en contra de lo que cabría esperar las horas de funcionamiento de las soplantes no se han incrementado con respecto a los equipos anteriormente instalados.

La causa aparte de menores pérdidas de carga estaría relacionada con un mejor aprovechamiento del aire por las bacterias, al recibir este de manera más homogénea que en el caso de suministrarlo por picos de caudal como ocurre con los equipos de mayor potencia.

- **Modularidad de la instalación**

Aunque puede suponer un mayor coste en fase de construcción, y al igual que en el apartado anterior, es conveniente disponer de varios equipos de menor potencia que nos permita adecuarnos a la variabilidad de la carga de entrada, antes que tener un único equipo de mayor potencia cuya capacidad cubra las necesidades globales de la instalación, ya que durante la larga fase de explotación este "sobrecoste" va a ser ampliamente amortizado.

En este punto podemos destacar como ejemplo las instalaciones de desodorización, que si bien no son de los procesos de mayor consumo de la instalación si que hay que tenerlos en cuenta cuando evaluamos su coste de explotación anual. Por tanto, no sería recomendable la implantación de un único ventilador que abarque la extracción de aire de los edificios de pretratamiento, deshidratación, espesador de fangos y tolva de almacenamiento, sino disponer de un equipo de menor potencia para cada edificio, pudiendo conectarlos según la demanda del proceso.

Extrapolable es el ejemplo a las líneas de tratamiento biológico, siendo conveniente que el diseño contemple la construcción de varias líneas, incluso alguna de menor tamaño que el resto, para poder amoldar el número de las mismas, y los equipos electromecánicos, a las características de la carga de entrada.

- **Sistemas de distribución de aire en los procesos biológicos**

Para minimizar el caudal de aire que debemos aportar a un proceso biológico manteniendo la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos, nos fijaremos en el valor del SOTE (%) que relaciona para aguas limpias los kgO₂ que son transferidos a la masa de agua por kgO₂ que es alimentado a los difusores.

Dado que el valor del SOTE depende fundamentalmente del caudal de aire alimentado a cada difusor (Nm³/h) y que a

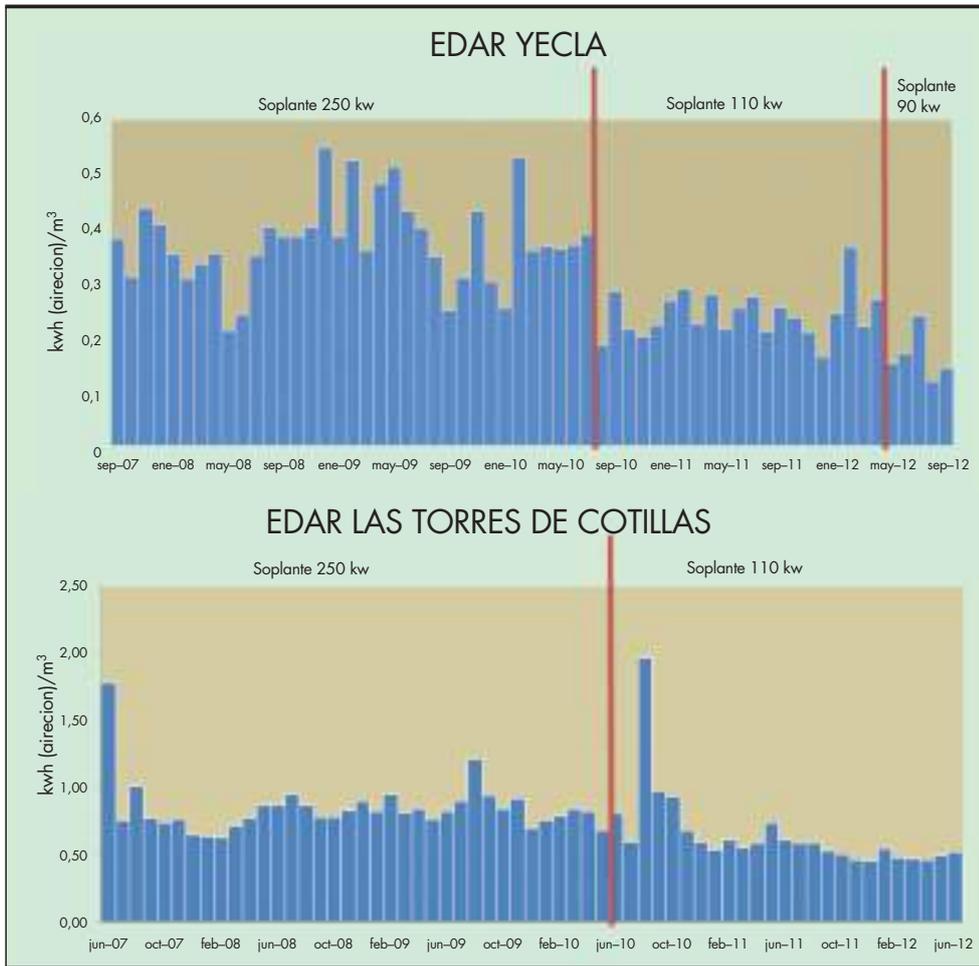


FIGURA 6. Sustitución equipos de aireación en dos EDAR.

medida que aumenta el caudal de aire alimentado a cada difusor disminuye el valor de la eficacia de transferencia (burbuja más gruesa y mayor pérdida de carga) nos interesa disponer de un amplio número de difusores en los reactores biológicos para operar en condiciones medias en torno a los 1,5-2 Nm³/h por difusor.

• **Selección de materiales**

Al igual que en cualquier proceso industrial es conveniente adecuar los materiales de los equipos a las condiciones ambientales y a las características del producto con el que se va a trabajar, más si cabe en el proceso de depuración donde la presencia de agua, terrenos y gases agresivos deterioran de



FIGURA 7. Detalle de: Varias líneas de tratamiento biológico (izq.); equipos de extracción de aire viciado de diversas potencias (drcha.)

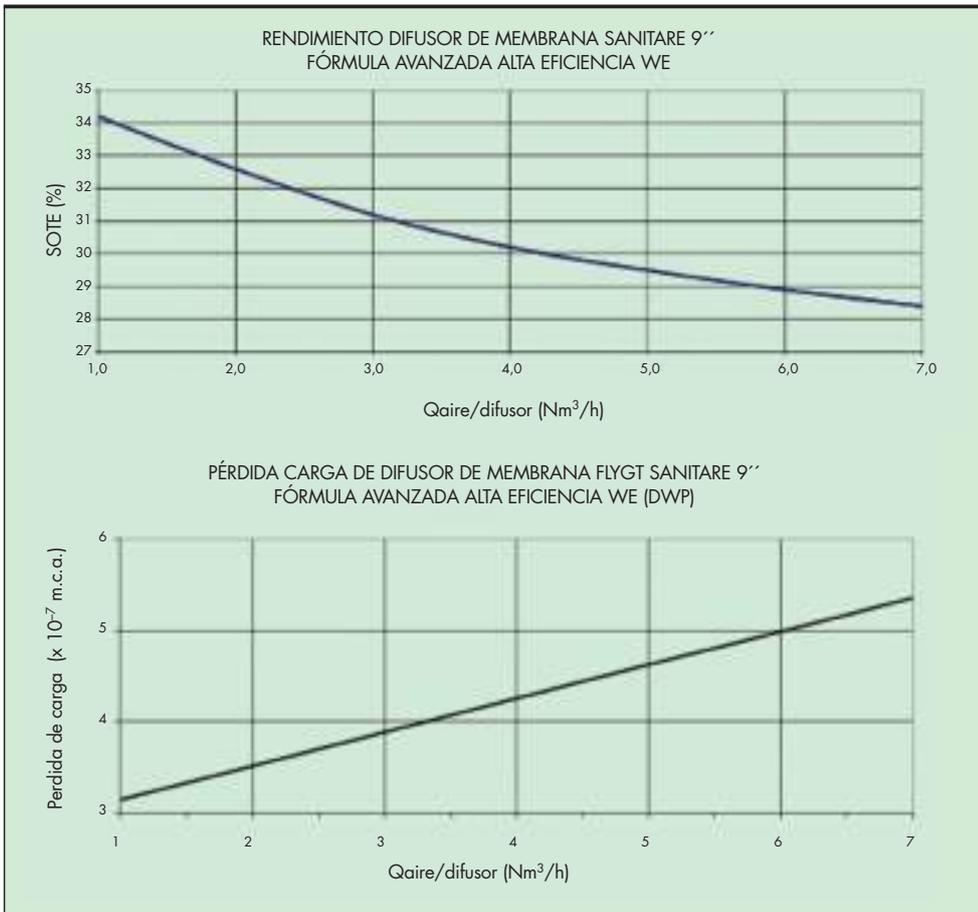


FIGURA 8. Variación del %SOTE en función del caudal de aire por difusor (arriba). Relación entre la pérdida de carga en difusores con respecto al caudal de aire por difusor (abajo).

forma prematura los equipos de la instalación, reduciendo su rendimiento y gravando el consumo energético de la instalación.

2.2. OPERACIÓN DE LA EDAR

El primer esfuerzo para optimizar la aireación de una EDAR debe ser, por ser éste el proceso con mayor demanda de energía eléctrica de una depuradora, la minimización de los re-

querimientos de oxígeno de los microorganismos. Cabe mencionar que los requerimientos de oxígeno por parte de los microorganismos son la suma de los requerimientos para los procesos de síntesis (función de la materia orgánica del agua residual), requerimientos de oxígeno para la eliminación de la materia nitrogenada (función de la concentración de nitrógeno del agua residual) y los requerimientos de oxígeno para los procesos de respiración endógena. Como los dos primeros factores



FIGURA 9. Detalle de conducciones dañadas. Disminución rendimiento hidráulico (izq.) y reducción eficiencia aireación (drcha.)

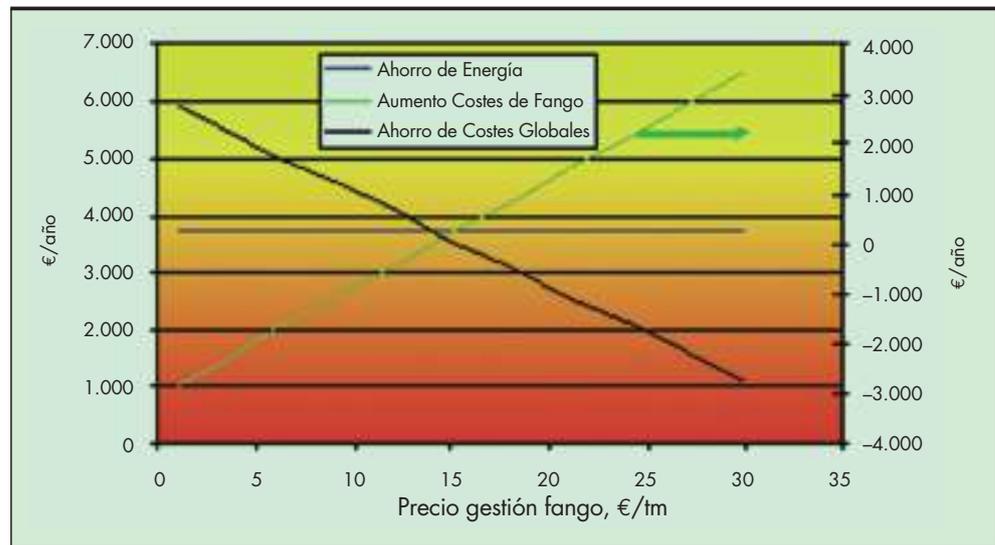


FIGURA 10. Efecto del precio de gestión de fangos sobre el ahorro de costes modulando la Edad del Fango en función de la Tª.

son consecuencia de las características del agua de entrada, sobre la cual el explotador no tiene capacidad de actuación, nos centraremos, a fin de minimizar los requerimientos de oxígeno, en los consumos de la respiración endógena, y esto se consigue modulando la Edad del Fango de trabajo, o lo que es lo mismo, la concentración de sólidos del reactor biológico.

• **Parámetros de operación (edad del fango)**

En algunas EDAR de aireación prolongada, donde se produce de forma simultánea la eliminación de materia carbonosa, nutrientes y la estabilización parcial de los lodos, los operadores fijan una concentración de fango activo y una edad del fango constante independientemente de la temperatura del reactor biológico. En otras instalaciones por el contrario se adecúa la biomasa en función de la temperatura, donde la concentración de sólidos en el interior del reactor biológico desciende a medida que aumenta la temperatura, reduciéndose los consumos de la respiración endógena y por ende los consumos globales de energía, e incrementándose obviamente la producción de fangos.

Por lo expuesto, la idoneidad de operar a una edad de fango fija o variable dependerá de cada instalación, y será función del coste de la energía eléctrica y la gestión de fangos. No obstante, y en base a nuestra experiencia y los estudios realizados, podemos determinar que siempre y cuando el precio de la gestión de fango sea inferior a unos 15 €/t será adecuado trabajar con una edad del fango función de la temperatura, en el caso contrario será conveniente trabajar con una concentración de fangos fija, independientemente de la temperatura (Figura 10).

• **Líneas en funcionamiento**

Tras la correcta gestión del proceso biológico de una EDAR y una vez se consigue minimizar los requerimientos de oxígeno para que los microorganismos depuren correctamente el agua residual y consigan la correcta estabilización del fango, el siguiente paso es minimizar el caudal de aire que hay que suministrar al sistema para que los microorganismos tengan accesible la cantidad de oxígeno requerida.

En caso de que haya varias líneas de tratamiento biológico disponibles, en muchas ocasiones es preferible utilizarlas

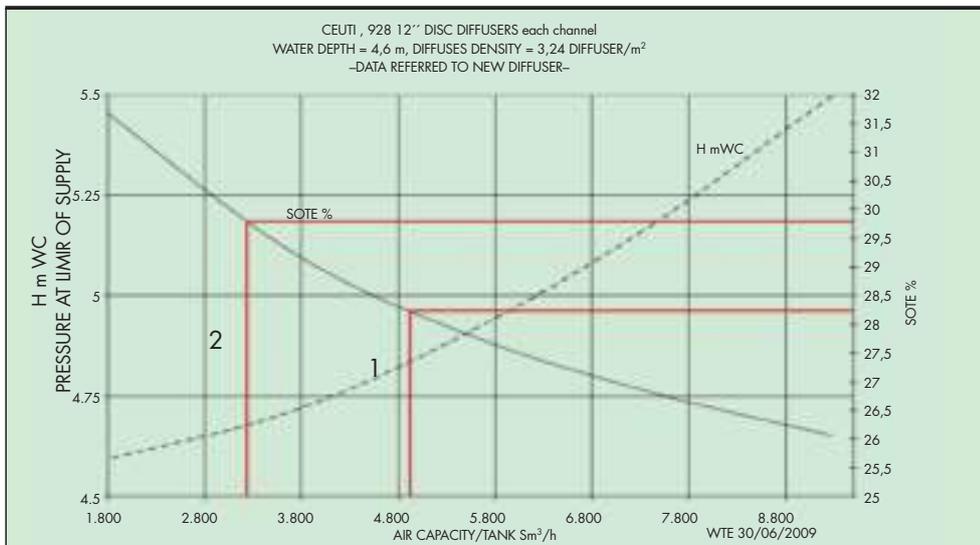


FIGURA 11. Variación del porcentaje de transferencia de oxígeno (%SOTE) con respecto al caudal de aire suministrado en EDAR Ceutif. 1:1 reactor biológico, soplante 50 Hz; 2:1 reactor biológico, soplante 33 Hz.

TABLA 2. Relación entre la concentración de SSLM y el factor alfa (α).

	Número de Reactores						
	2	3	4	5	6	7	8
SSLM (mg/l)	4.000,0	2.666,7	2.000,0	1.600,0	1.333,3	1.142,9	1.000,0
Factor alfa (α)	0,73	0,81	0,85	0,88	0,90	0,91	0,92

aunque no sea estrictamente necesario ya que, por una parte el empleo de mayor número de difusores así lo aconsejaría, y por otra la distribución de la biomasa (Kg. SSLM) requerida para llevar a cabo el proceso de depuración en varias líneas supondrá una menor concentración de bacterias (g/l SSLM) en cada reactor biológico, lo que influirá positivamente en el factor alfa (α), que relaciona la transferencia de oxígeno en el fango activado y la transferencia en agua destilada. En la tabla podemos apreciar este efecto.

No obstante, y desde un punto de vista de optimización energética, para evaluar la conveniencia de trabajar con más o menos líneas habrá que tener en cuenta el consumo de los aceleradores de corriente implicados en tal caso.

2.3. MANTENIMIENTO DE EQUIPOS E INSTALACIONES

A lo largo de su ciclo de vida útil el rendimiento de cualquier equipo o elemento de una depuradora se reduce debido a su deterioro por desgastes mecánicos, fenómenos de oxidación, incrustaciones inorgánicas y/u orgánicas, etc... En este apartado intentaremos plasmar la influencia tan determinante que el mantenimiento de los equipos e instalaciones tienen sobre el correcto funcionamiento de los procesos de la EDAR, y sobre su capacidad de optimización energética.

Como hemos comentado con anterioridad, los consumos energéticos más importantes de una depuradora provienen de la gestión del proceso biológico, suponiendo entre el 50–60% del consumo eléctrico total de la instalación, por ello es esencial que los equipos de suministro y los elementos de distribución de aire se encuentren perfectamente mantenidos, además, la mayor parte de los sistemas de aireación están compuestos por soplantes y difusores de membrana, siendo fundamental para este tipo de sistemas controlar adecuadamente la pérdida de carga de los difusores (ésta aumenta con el grado de ensuciamiento de los mismos) para que la pérdida de carga del sistema de aireación sea lo mínimo posible.

Por lo expuesto, exponemos los resultados de nuestra experiencia en la limpieza de los difusores de membrana por medio de un ácido débil y altamente biodegradable como es el ácido fórmico (5 g/difusor y aplicación), que denominaremos

limpieza química “in situ”, midiendo la variación de la presión en la línea, que es directamente proporcional al consumo específico de las soplantes si consideramos un caudal de aire constante.

Valorando el efecto de la limpieza química “in situ” de los difusores sobre el consumo energético del sistema de aireación, ésta se presenta como una excelente alternativa a la limpieza mecánica de los mismos, también desde un punto de vista puramente operacional, dada su mayor sencillez y rapidez.

Asimismo, evaluando la evolución de las presiones obtenidas tras las limpiezas químicas “in situ” podremos determinar la vida útil de las membranas y estudiar el momento óptimo para proceder a su renovación, sopesando el coste de instalar nuevas membranas con el ahorro energético que se obtendría.

Otro ejemplo en este sentido sería la limpieza de las camisas de cuarzo de las lámparas de desinfección U.V. El sistema de limpieza automático (limpieza mecánica y química) que presentan algunos equipos de desinfección debe ser imprescindible en cualquier equipo de estas características ya que además de optimizarse la dosis U.V., evitamos los riesgos derivados de la manipulación de unos equipos extremadamente frágiles.

Para finalizar este apartado no podemos obviar la gran importancia que un buen mantenimiento preventivo de los equipos electromecánicos tiene sobre el rendimiento de los mismos y por ende en el consumo energético de la instalación. Como se muestra en la Figura 12, una bomba de agua residual presenta una rápida pérdida de rendimiento (entre un 10–15%) debido a holguras y desgastes inherentes a su funcionamiento y al fluido que tiene que trasegar. La actuación sobre los elementos de desgaste puede ayudar a recuperar el rendimiento hidráulico de la bomba y al mismo tiempo mantener su disponibilidad, evitando averías que dejen fuera de servicio equipos críticos. Cabría pensar que estas actuaciones suponen un desembolso económico de forma periódica, sin embargo, a largo plazo, el importe derivado de actuaciones correctivas y la menor eficiencia del equipo hacen interesante mantener un esfuerzo preventivo sobre los equipos de bombeo.

Parámetro	EDAR 1	EDAR 2	EDAR 3	EDAR 4	EDAR 5
Perdida de carga Inicial, Bar	0,589	0,572	0,588	0,591	0,460
Perdida de carga Final, Bar	0,530	0,524	0,513	0,537	0,429
Reducción Pérdida de Carga, %	10,02	8,53	12,70	9,06	6,74
Consumo Inicial, kw	91,0	89,7	65,0	207,0	56,6
Consumo Final, kw	84,2	80,2	57,0	187,0	52,1
Reducción de consumo de Energía	7,47	10,59	12,31	9,66	7,95

TABLA 3. Efecto de la dosificación de ácido fórmico sobre el proceso de aireación.

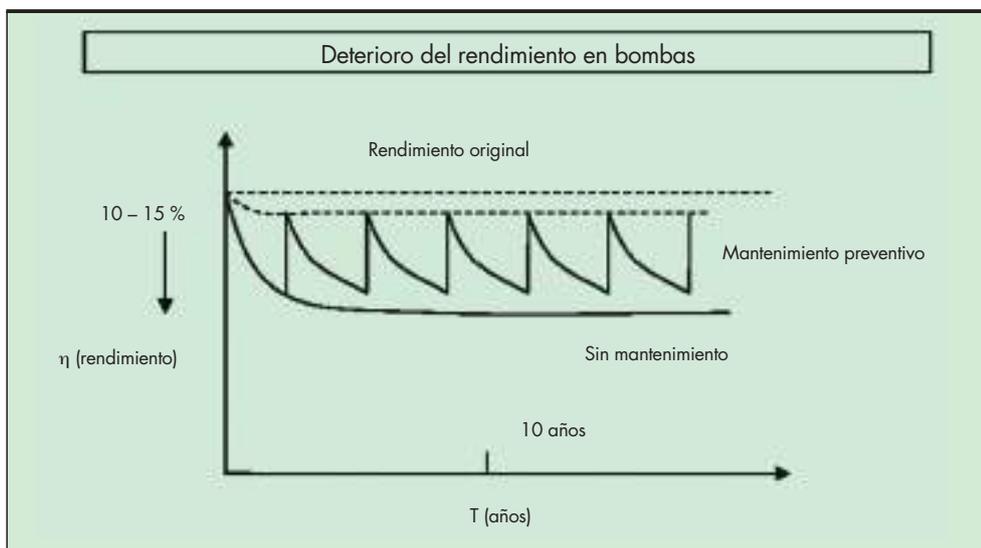


FIGURA 12. Efecto del mantenimiento preventivo sobre el rendimiento de los equipos.

2.4. NUEVOS SISTEMAS DE CONTROL

El sistema de control que se implante en una EDAR va a tener una influencia decisiva tanto en el aseguramiento de la calidad del agua obtenida como en la eficiencia energética, ya que una de sus funciones primordiales va a ser controlar cuando deben estar en marcha los equipos de aireación.

La evolución en el control de las EDAR de la Región de Murcia ha ido desde las primeras, que se basaban en temporizaciones de marcha y paro de los equipos, pasando por el control por oxígeno y posteriormente mediante redox, hasta la actualidad en que con las nuevas exigencias de calidad de agua (especialmente en eliminación de nutrientes) y la aparición de sondas fiables y a coste asequible de amonio, nitratos y fósforo, se han podido implantar sistemas mucho más complejos y potentes.

A continuación se van a describir brevemente estos nuevos sistemas de control, y algún caso concreto de resultados obtenidos, a título de ejemplo. No obstante estos resultados hay que tomarlos con precaución, dado que es muy difícil aislar el efecto únicamente de los sistemas de control en una disminución de ratio energético puesto que, además de que es difícil que no haya variaciones en caudal o carga contaminante en los períodos de comparación, pueden solaparse con mejoras llevadas a cabo en los modos de explotación, incorporación de nuevos equipos más eficientes, etc.

PLATAFORMA ATL_EDAR

Este sistema de control parte de una base sobre la que se pueden instalar diferentes módulos de control: módulo de control de la aireación para optimizar la eliminación de nutrientes, módulo de control de la edad de fango, módulo de control del funcionamiento y mantenimiento de los equipos, etc.

Los que tenemos operativos en la actualidad, llevan instalados 2 módulos; Nutrien y TRC, que controlan la aireación de la planta y la purga.

El módulo Nutrien arranca o para la aireación del biológico para mantener una concentración de $N-NH_4$, ya sea media diaria de $N-NH_4$ o por debajo del valor máximo de consigna, X mg/l. El sistema necesita de sonda de medición en continuo de amonio.

Además, este módulo, puede desplazar los ciclos de aireación dentro de las 24 horas del día para evitar, dentro de lo posible, airear en franja horaria donde el coste del kwh es ele-

vado, arrancando la soplante más tiempo en periodos de tarifa más económica, todo esto de forma automática.

Cuando se funciona por media diaria, si bien puntualmente la concentración de $N-NH_4$ puede superar los X mg/l consigna, la media diaria se mantiene por debajo de dicha consigna, no pudiendo superar nunca el límite diario máximo de otra consigna Y mg/l. La consigna X e Y pueden ser la misma.

Cuando está aireando, se regulan los hervidos de la soplante para mantener una concentración de oxígeno consigna, Z ppm.

Dispone de unos tiempos máximos y mínimos de nitrificación y desnitrificación que cumplen siempre, a no ser que el $N-NH_4$ se acerque a su consigna máxima.

El programa utiliza la sonda redox para añadir un tiempo de desfosfatación como porcentaje del tiempo total del ciclo de nitrificación-desnitrificación.

En la Gráfica 13 se pueden ver los ciclos que genera el sistema, así como los valores de los principales parámetros sobre los que toma decisiones, como son el $N-NH_4$, potencial redox, oxígeno disuelto, etc.

El módulo TRC es el que modifica la temporización de la purga que recoge del scada. Dispone de 2 opciones, consigna de TRC a mantener o consigna de SSLM a mantener. En ambos casos se introduce los resultados de los sólidos tanto del biológico como de la recirculación y la temperatura del biológico diariamente. Las modificaciones de la purga las hace normalmente cada 7 días (el programador se adapta al requerimiento del explotador). Sube o baja el caudal de excesos, en caso de que la media de los SSLM de los últimos 15 días sea mayor o menor del 10% de los SSLM consigna.

Como puede apreciarse en la Figura 14 de evolución mensual, la tendencia de los ratios eléctricos es descendente, así como, el consumo eléctrico. Ambas instalaciones están muy influenciadas por la recepción de vertidos industriales muy cargados, procedentes de la industria conservera, cuando suceden, aumentan considerablemente los consumos eléctricos y el ratio.

Como ejemplo, una de las instalaciones en que está implantado, la EDAR de Caravaca, que presenta una mayor estabilidad de carga de entrada, se ha conseguido mantener constante el ratio eléctrico entre 0,55-0,60 kwh/m³, además de reducir el importe de las facturas eléctricas al desplazar un porcentaje del consumo del periodo punta a periodos de tarificación más económica.



FIGURA 13. Gráficos de evolución de parámetros y ciclos del Sistema ATL.

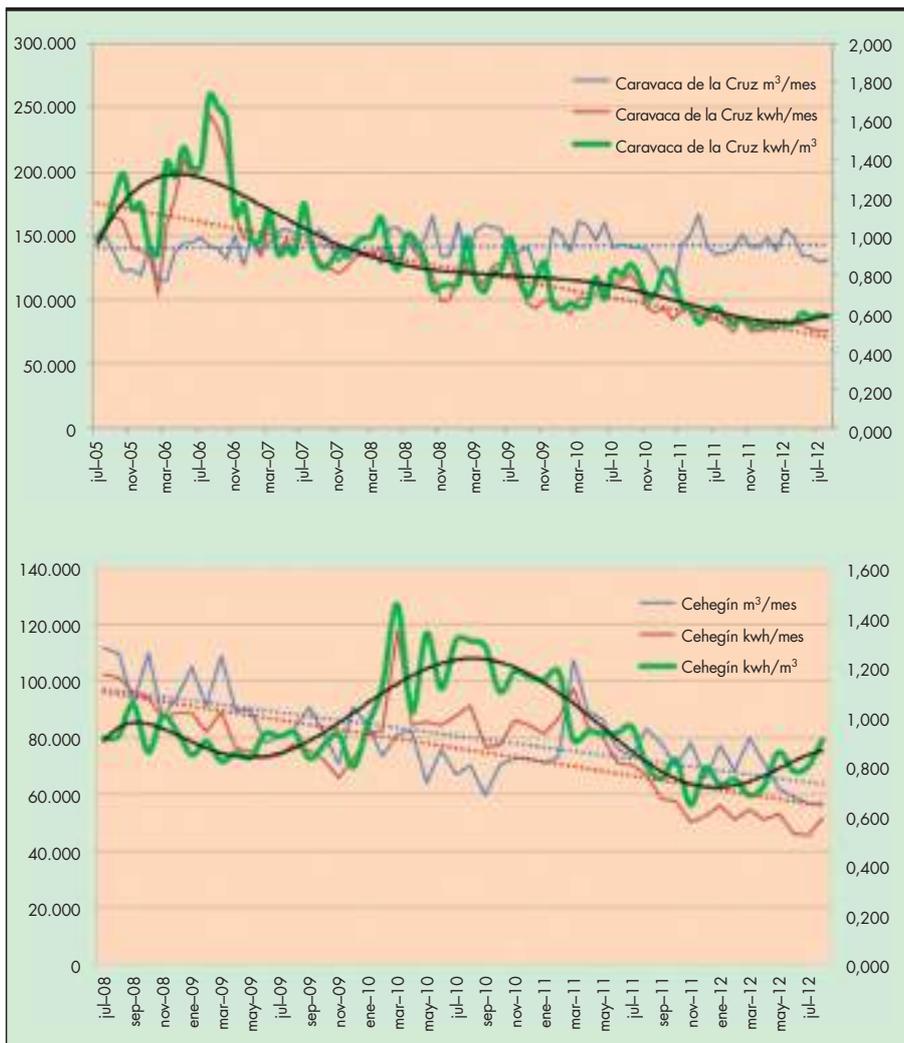


FIGURA 14. Gráficos de evolución del ratio eléctrico, EDAR de Caravaca de la Cruz y Cehegín

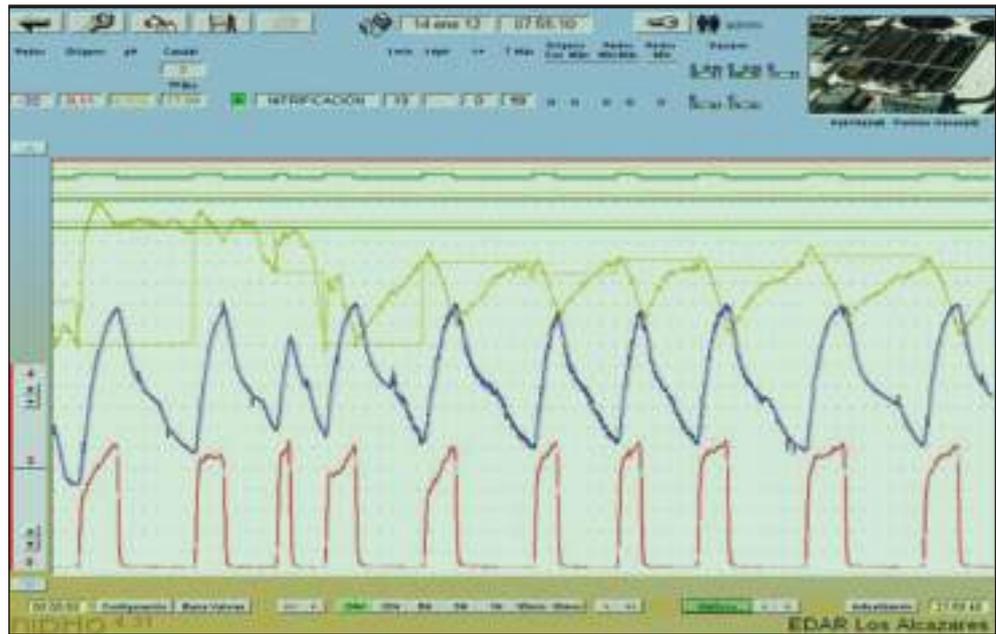


FIGURA 15. Gráfica de evolución de parámetros y ciclos del Sistema Nipho Control.

SISTEMA NIPHO

Este sistema utiliza, además de las habituales sondas redox y oxígeno, la señal de pH, para el arranque y el paro de la aireación en el biológico. La sonda de pH instalada en el reactor biológico, es capaz de medir los mínimos cambios de pH que se producen en cada una de las etapas de depuración que vamos alternando en el reactor y que nos interesa controlar para optimizar la eliminación de nutrientes al mínimo coste, estas etapas son: nitrificación, desnitrificación, liberación de fósforo y asimilación de fósforo.

En la Figura 15 se visualizan las alternancias que genera el sistema Nipho de forma automática, en los parámetros de control, oxígeno disuelto en rojo, potencial redox en azul, y pH en biológico en marrón claro.

El inicio de la aireación lo fija un cambio determinado de pendiente del pH o en su defecto un valor redox, siempre después del tiempo de desfosfatación, que como en el caso anterior, es un porcentaje del tiempo total de ciclos de nitrificación-desnitrificación. El PID ha de mantener una consigna de

oxígeno durante el periodo de aireación actuando sobre el variador de la soplante.

El paro de la aireación lo fija otro cambio de pendiente del pH o un valor determinado de oxígeno.

En el periodo de nitrificación el programa dispone de tiempos máximo y mínimo, valor redox máximo y mínimo, valor de oxígeno a mantener y valor máximo de oxígeno que para la aireación.

En el periodo de desnitrificación el programa dispone de tiempos máximo y mínimo, un valor mínimo del redox y un porcentaje de desfosfatación.

Con toda esta serie de consignas y cumplimientos, se logra obtener un agua con mínimas cantidades de nutrientes.

Una de las plantas en que está funcionando este sistema es en la EDAR de Los Alcázares. Esta planta vierte indirectamente al Mar Menor, calificado como zona sensible. En esta planta se dosifica también, sulfato de alúmina en el efluente para garantizar que los valores de fósforo no sobrepasan en ningún momento los límites de la autorización de vertido, la

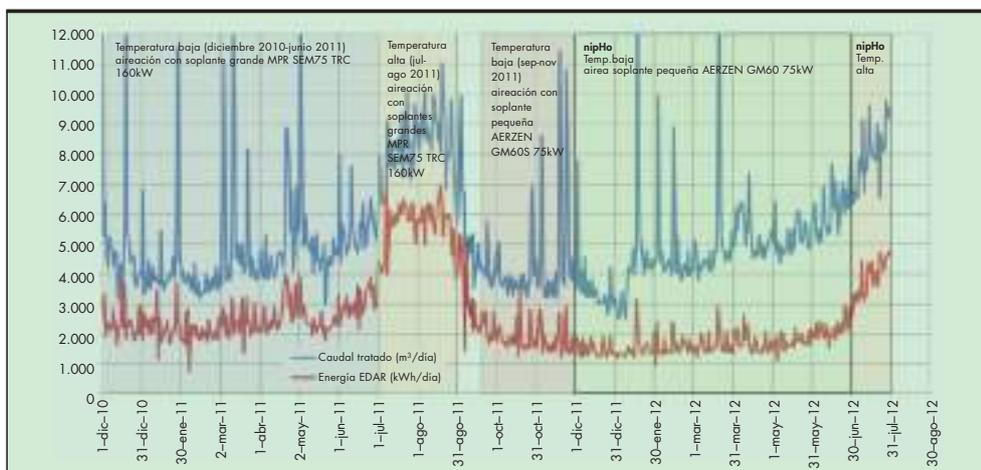


FIGURA 16. Grafico evolución caudal tratado (azul) y energía consumida (rojo) en la EDAR de Los Alcázares.

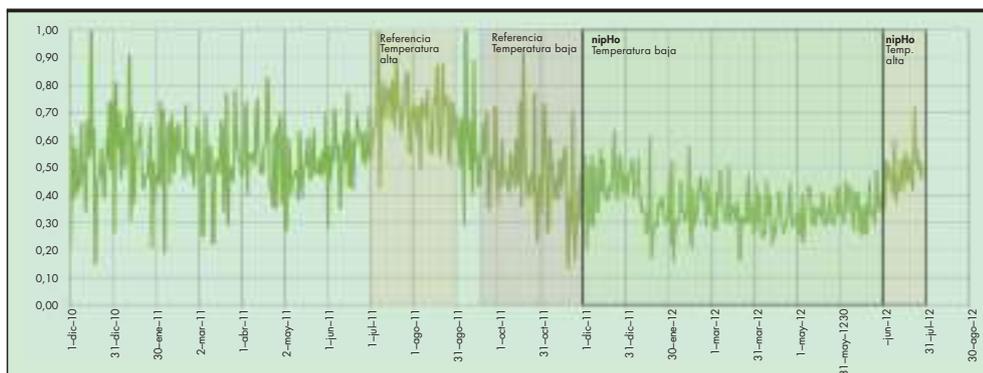


FIGURA 17. Gráfico evolución del ratio eléctrico (kwh/m³) en la EDAR de Los Alcázares, parte final con sistema Nipho Control.

dosificación la regula una sonda de medición en continuo de fosfatos. Con esta situación, el funcionamiento del sistema Nipho ha sido capaz de reducir la cantidad de reactivo necesario para precipitar el fósforo, además de lograr un ajuste en el ratio eléctrico.

El principal beneficio obtenido ha sido mantener un ratio eléctrico constante, además de conseguir una reducción aproximada del 0,20 kwh/m³, pasando de un ratio promedio de 0,59 kwh/m³ sin Nipho a 0,39 kwh/m³ con sistema Nipho.

El otro beneficio económico conseguido ha sido la reducción del consumo de sulfato de alúmina para la precipitación del fósforo, pasando de consumos promedio de reactivo de 25.000 kg/mes de producto comercial con riqueza del 8,25%, a consumos mensuales de 5.000 kg de reactivo, reducción del 80% del consumo, lo que supone unos 30.000 €/año de ahorro.

SISTEMA ACN+

Como los anteriores, es un sistema muy dirigido a las plantas con eliminación de nutrientes, buscando la eliminación por vía biológica de estos compuestos y al mismo tiempo el ahorro energético. También presenta la posibilidad de desplazar el consumo energético hacia periodos con tarifas más económicas.

Se introducen los periodos de tarificación eléctrica, y sobre cada periodo se determinan unos niveles de N-NH4 para dirigir la aireación. Estos niveles son máximo, mínimo y umbral. Este ultimo es el que controla y evita el exceso de aireación,

Control basado en NH4			
Tarifa	NH4Max	NH4Min	NH4Umbral
1	6,75	3,50	3,75
2	6	2,75	3,00
3	5,5	2,25	2,50
4	6,75	2,75	3,75
5	6	2,00	3,00
6	5,5	2,00	2,50
2	6	2,75	3

TABLA 3. Consignas de N-NH4 para cada periodo de tarifa eléctrica.

una vez sobrepasado el umbral el sistema calcula la pendiente de la curva redox, cuando la tangente es 0, es decir, la curva es plana, significa que ha terminado la nitrificación, por lo que desde aquí, toda la aireación es en exceso, siendo un coste superfluo e innecesario. Este sistema ofrece una detección rápida y segura del cambio de la pendiente, asegurando la estabilidad del sistema.



FIGURA 18. Gráfica de evolución de parámetros y ciclos del Sistema ACN+.

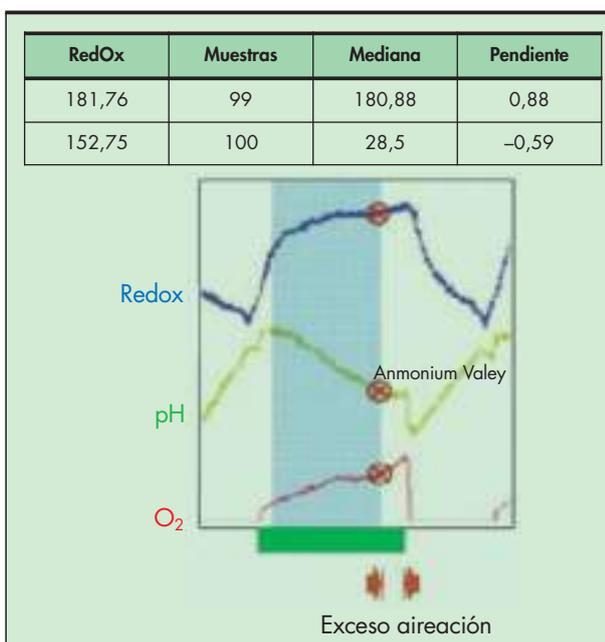


FIGURA 19. Detección cambio de pendiente.

Debido a que el sistema tiene una dependencia crítica de las sondas de amonio y redox, es controlado por el propio programa, la calibración, limpieza y estado de las mismas, emitiendo alarmas y avisos para su mantenimiento.

El sistema ACN+, con la medición de redox y amonio en continuo, permite fijar los ciclos de aireación para garantizar la calidad del efluente, modificar los ciclos y consignas de aireación en función del precio de la energía, ajustar aportes de oxígeno, maximizar el aprovechamiento de los nitratos como fuente de oxígeno molecular para degradar la materia orgánica y eliminación biológica de fósforo.

Ha sido instalado recientemente en la EDAR de Jumilla, estando en periodo de calibración y puesta en marcha. Se estima, por referencias de otras EDAR similares, una reducción de la facturación de energía del 10-15%.

SISTEMA ADEX

Método para el control de los procesos, con el nombre Control Adaptativo Predictivo Experto (ADEX). Este sistema proporciona la consecución ajustada de los distintos parámetros de control, oxígeno disuelto, redox, presiones, etc., obteniendo valores más cercanos a la consigna objetivo que un sistema convencional funcionando por PID. Este sistema es capaz de laminar los valores reales de control, y acercarlos al máximo a la consigna objetivo, evitando así los excesos de aireación, cuanto más se ajusta a la consigna mayor será la optimización.

Las consignas a mantener deben ser fijadas por el operador, modificando estas consignas según su experiencia, adaptando estas a las condiciones cambiantes de la EDAR. El conocimiento por parte del operador, del sistema de tratamiento debe ser máximo, para adaptar estas consignas objetivo en cada momento.

En la EDAR de Ceutí, se realizó una experiencia temporal de funcionamiento con ADEX, ofreciendo unos resultados sobre el control de la aireación muy fiable, manteniendo un proceso biológico muy estable. En esta experiencia, la optimización energética no era el objetivo principal, sino lograr un reactor biológico estable ante los múltiples episodios de vertidos incontrolados.

SISTEMA DE CONTROL POR LÓGICA DIFUSA

Este sistema consta de dos niveles, nivel de control supervisor y nivel de control de proceso. Este último, tiene reglas de control independientes para las variables del proceso, oxígeno disuelto y presión de descarga de las soplantes. El primer nivel, establecerá la señal de consigna óptima para la presión de descarga en función de las necesidades de oxígeno en cada momento, de forma que la válvula estén lo más abiertas posible, de esta forma la presión a mantener será en todo momento la mínima posible, optimizando el consumo energético.

El sistema controla la apertura de la válvula que regula el caudal de aire que pasa por los difusores en función de la concentración de oxígeno disuelto. El controlador de la presión modificará la velocidad de giro de la soplante en función de la presión de descarga. Con esto se pretende conseguir evitar defectos o excesos de oxígeno en periodos de alta o baja carga, respectivamente.

Las principales ventajas: permite establecer control de oxígeno independiente para cada zona de aireación con un solo grupo de soplantes, minimizar los requerimientos de aire mediante el ajuste continuo de válvulas y giro de las soplantes, y mayor estabilidad del proceso. Este sistema es especialmente interesante, en tratamientos con diseño de flujo pistón, con zonas de tratamiento claramente diferenciadas, como es el caso de la EDAR de Molina de Segura.

Este sistema está operativo en la EDAR de Molina de Segura, planta receptora de continuos vertidos industriales. Con este sistema se ha logrado ajustar la aireación en función de las modificaciones muy importantes de carga, obteniendo como principal beneficio la estabilidad del proceso biológico, y unos muy buenos resultados de eliminación de nutrientes, sobre todo en N.

2.5. NUEVOS EQUIPOS DE PRODUCCIÓN DE AIRE

Los equipos de producción de aire más habituales en los últimos años, para las instalaciones de tamaño medio, han sido las soplantes trilobulares de desplazamiento positivo de dos ejes. Actualmente han aparecido en el mercado otros equipos que pretenden ser más eficientes y con mejores prestaciones a las soplantes tradicionales. En la Región de Murcia se han instalado equipos de dos de estas nuevas tecnologías:

- Turbo de levitación magnética.
- Soplantes de tornillo.

A continuación vamos a explicar brevemente en que consisten y algunas características de dichos equipos, para posteriormente comentar los resultados que se han conseguido.

Turbos de Levitación magnética

Estos equipos suponen una evolución en la eficiencia mecánica del turbo convencional centrándose en disminuir al máximo las pérdidas sufridas en la parte mecánica, eliminándola casi por completo, mediante la aplicación de la levitación sobre el eje de la propia turbina.

La producción de aire se realiza mediante turbina. Trabajan a velocidades superiores a las nominales del motor. El aumento de velocidad se produce mediante variadores de frecuencia, de esta forma también se puede controlar el caudal.

El grado de mantenimiento es más reducido debido a que las partes mecánicas expuestas son mínimas. Los equipos cuentan con un grado de seguridad muy alto, garantizando en todo momento que la levitación es correcta, contando incluso con baterías que garanticen una parada controlada ante un corte súbito de energía eléctrica, evitando que se produzcan

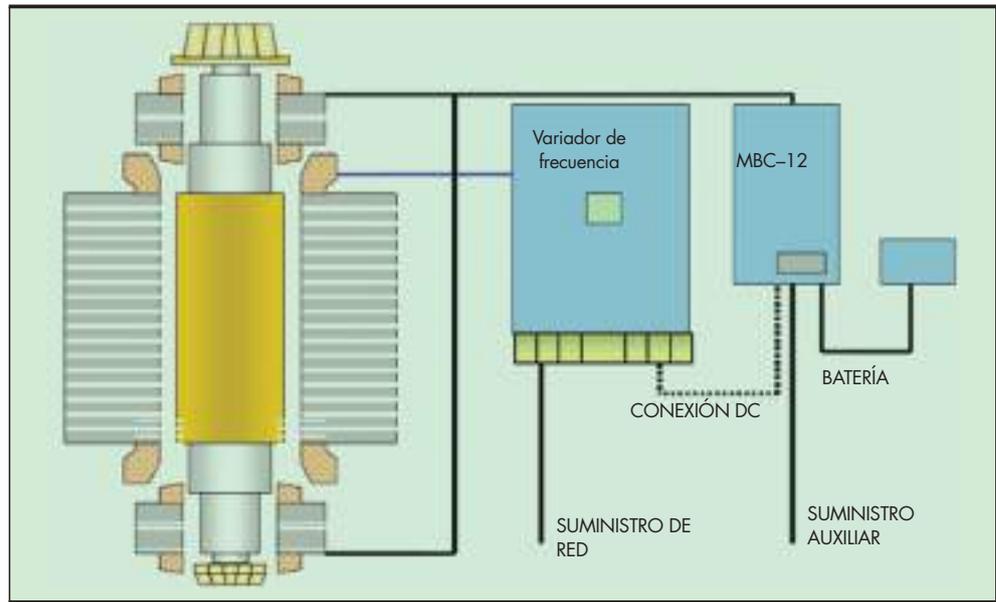


FIGURA 20. Esquema funcionamiento turbo levitación.

daños sobre el equipo. Además, estos equipos cuentan con un intervalo de trabajo mayor que las soplantes trilobulares, pasamos de un intervalo del 60–100% al 35–100%, siendo más flexibles a la hora de adaptarse a las necesidades de oxígeno en función de la carga de entrada a lo largo del día.

Entre las principales ventajas nos encontramos con:

- Mínimo mantenimiento, y más espaciados en el tiempo.
- Emisión de niveles de ruido inferior.
- Equipos más compactos y ligeros.
- Mayor rango de regulación.
- Aire sin contaminación por lubricantes.

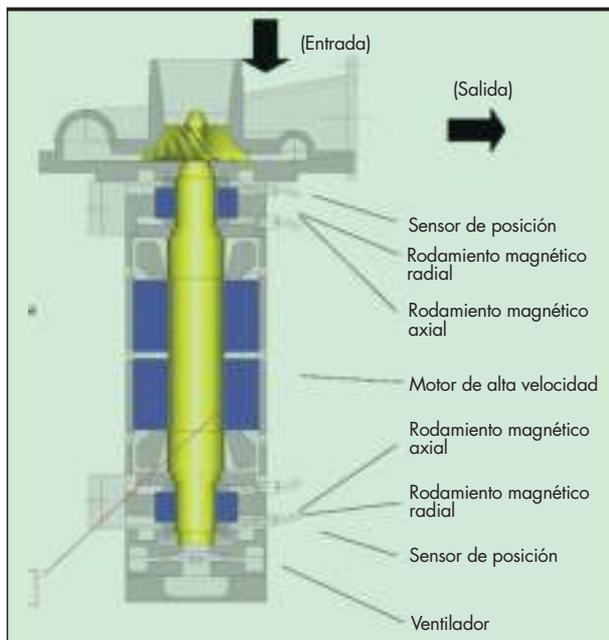


FIGURA 21. Sección turbo de levitación magnética.

Principal desventaja: coste de adquisición elevado.

Instalación en la EDAR de Caravaca de la Cruz, cambio de soplante de trilobular de 250 kw por turbo de levitación magnética de 200 kw.

Se seleccionó un equipo que produjera un caudal de aire en el mismo intervalo o más amplio que la soplante existente, pasando de un intervalo para la trilobular de 4.138 – 7.369 Nm³/h a 3.520 – 8.185 Nm³/h para la de levitación, según fabricantes. Se realizaron mediciones reales sobre ambos equipos, realizando mediciones a intervalos del 5% de incremento en el porcentaje de trabajo, desde el mínimo de ambas máquinas hasta el máximo.

En cada porcentaje de trabajo, se midieron consumos de los equipos apreciándose que el equipo de levitación consume menos energía para dar el mismo caudal de aire.

El equipo de levitación magnética, dependiendo del porcentaje de trabajo en el que funcione, consigue una reducción del consumo entre el 17% y el 23%.

El ratio eléctrico de producción de aire, se mantiene más estable a lo largo de todo el recorrido de trabajo en el compresor de levitación que en la soplante trilobular.

Soplantes de tornillo

El núcleo central de presurización de aire de las soplantes de tornillo se componen de émbolos rotativos de ejes gemelos, la compresión es interna, es decir entre los ejes. El aire se transporta desde la aspiración hasta la impulsión en el espacio formado entre los dos rotores helicoidales, comprimiendo el aire hasta su presión final en la impulsión, estos rotores están recubiertos de teflón y sincronizados mediante un juego de engranajes de sincronismo.

En oposición a las soplantes lobulares que la compresión es externa, entre el eje y la carcasa exterior.

Las de tornillo trabajan a velocidades superiores a las nominales del motor, mediante variadores de frecuencia y multiplicadores mecánicos, en comparación, las soplantes lobulares que trabajan a velocidades nominales del motor o inferiores, siendo el accionamiento mediante poleas conectadas con cadena cinemática o correas, que tienen mayores pérdidas.

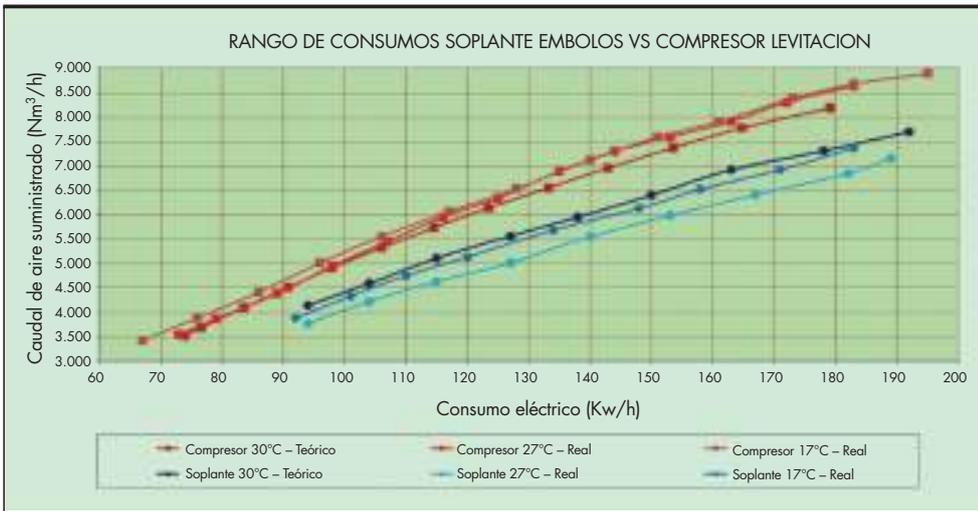


FIGURA 22. Consumos eléctricos a distintos caudales para soplante de émbolos y compresor de levitación.

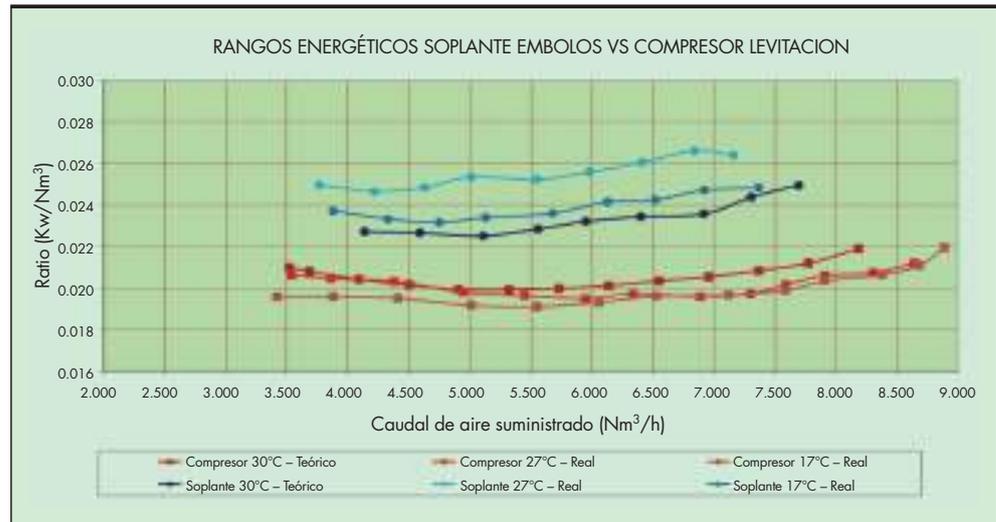


FIGURA 23. Ratio eléctrico por m³ de aire para soplante de émbolos y compresor de levitación.

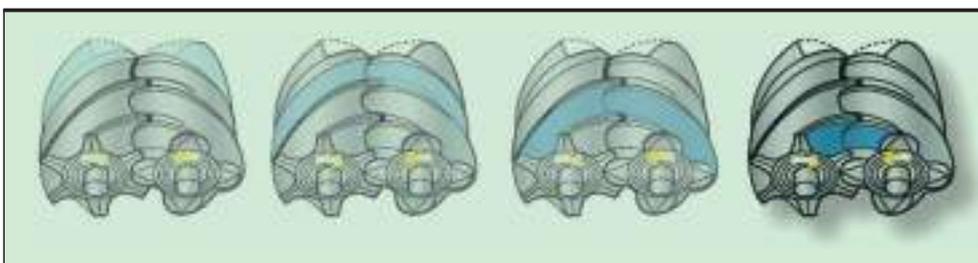


FIGURA 24. Fases de la compresión interna entre los tornillos de la soplante.



FIGURA 25. Fases de la compresión externa en soplante trilobular.

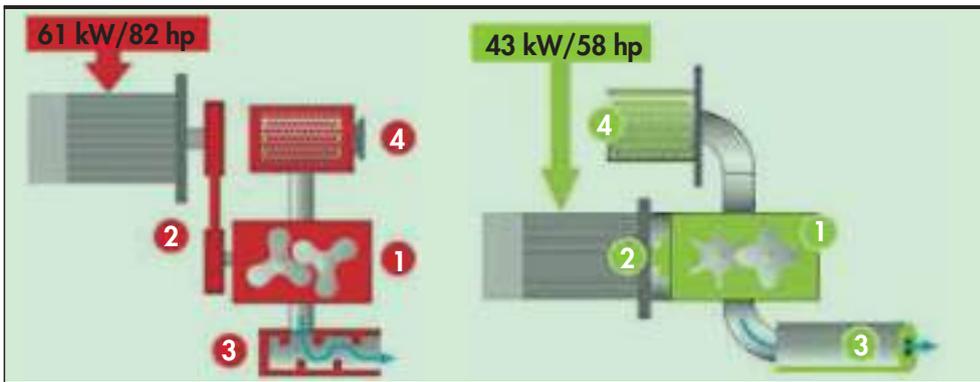


FIGURA 26. Principales puntos diferenciales entre soplante de tornillo y trilobular.

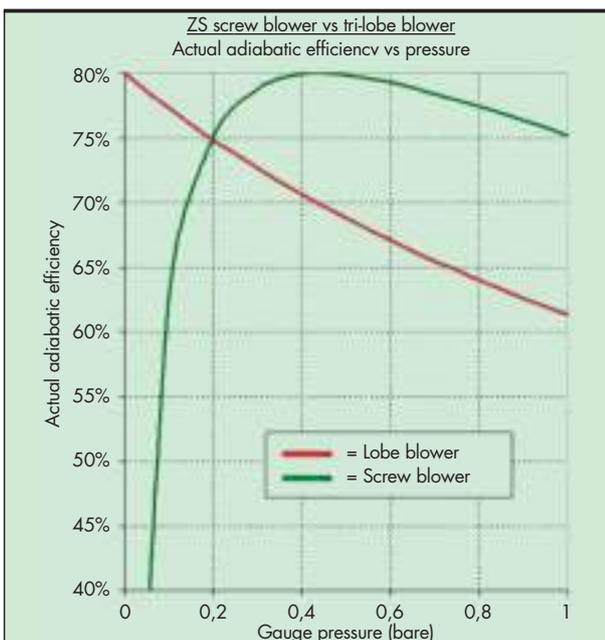


FIGURA 27. Eficiencia según presiones de trabajo de soplantes trilobulares y de tornillo.

Los puntos diferenciales entre ambos equipos donde están las principales pérdidas son:

- 1 - **Compresión:** Externa Interna
- 2 - **Trasmisión:** Correa/Polea Caja de engranajes integrada
- 3 - **Silenciador:** De placas Liso
- 4 - **Filtro:** Menor Mayor comparativamente

De forme genérica la eficiencia de un equipo con respecto al otro es la mostrada en la Figura 27.

En la EDAR de Librilla se ha sustituido una soplante trilobular por otra de tornillo. En este caso se seleccionó una soplante de tornillo capaz de suministrar el mismo caudal de aire a régimen máximo. Para producir 1.600 Nm³/h a 0,8 bar, la soplante trilobular consume 61 kwh frente a los 43 kwh consumidos por la de tornillo, según catálogo del fabricante.

Se realizaron mediciones en dos semanas consecutivas de un equipo y otro, en condiciones similares de trabajo y con la misma lógica de funcionamiento. En la instalación no se contaba con medidor de caudal por lo que se referenció al caudal tratado, la carga de influente fue muy estable. Los primeros siete días estuvo trabajando la trilobular, obteniéndose los siguientes datos promedio 300 kwh/día de consumo eléctrico, un caudal de 551 m³/d, dando un ratio de 0,544 kwh/m³. La segunda semana se hizo lo mismo obteniendo los siguientes datos promedio 199 kwh/día de consumo eléctrico, un caudal de 548 m³/d, dando un ratio de 0,364 kwh/m³.

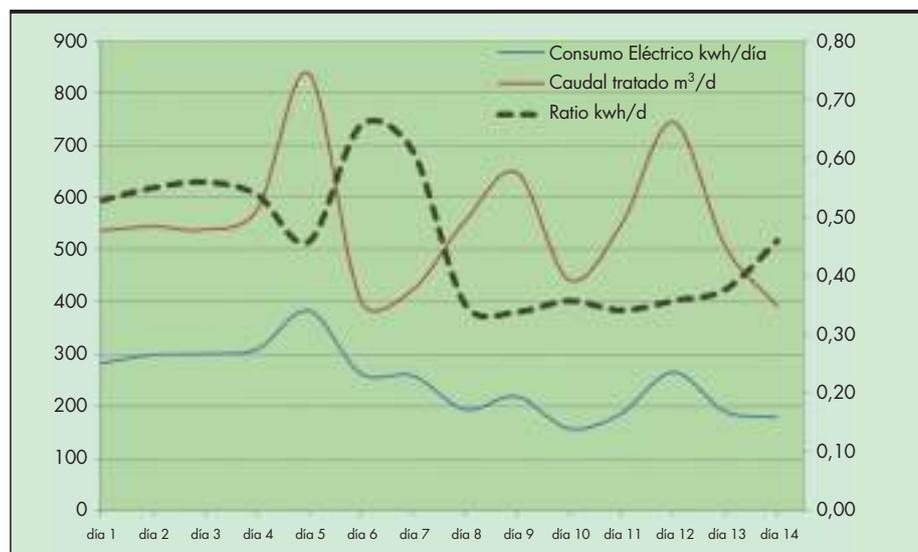


FIGURA 28. Reducción del consumo eléctrico por la instalación de un soplante de tornillo.



FIGURA 29. Detalles soplante de tornillo.



FIGURA 30. Detalle soplante trilobular.

De la Figura 28 se desprende que, aunque los caudales diarios tratados varían en una y otra semana, los ratios eléctricos obtenidos fueron distintos, siendo menores en el caso de la soplante de tornillo.

Detalles soplante de tornillo, compresión interna (Figura 29).
Detalle soplante trilobular, compresión externa (Figura 30).

2.6. DIGESTIÓN DE FANGOS

En una EDAR, el digestor de fangos ha pasado de ser una parte del proceso casi oculta y a la que no se le prestaba demasiada atención, a una de las fases del proceso más estudiadas en los últimos años. El motivo principal ha sido el gran potencial de este elemento de la depuradora para generar energía eléctrica que puede reducir de una manera muy significativa los costes de explotación, tradicionalmente mediante la combustión en un motogenerador del biogás producido por la digestión de los fangos generados en la depuradora y, en los últimos años, mediante la codigestión con otros productos con importante potencial de metanización.

Pero la relación del digestor con la energía tiene también otros factores a considerar, por su repercusión. Nos referimos, por una parte, al consumo energético que requiere la agitación del fango contenido en el mismo, así como a los sistemas para acelerar una de las fases del proceso de digestión, la hidrólisis, que permite incrementar la producción de biogás y reducir la cantidad de fango resultante.

Vamos a incidir por tanto en estos tres aspectos: El consumo energético para llevar a cabo la agitación, los sis-

temas para acelerar el proceso de hidrólisis y su efecto sobre la producción de biogás y el aprovechamiento energético de ese biogás, especialmente cuando se lleva a cabo codigestión.

2.6.1. Agitación del digestor

La agitación del fango en el interior del digestor es clave para que los procesos biológicos se produzcan correctamente y pueda desempeñar adecuadamente su función, pero debido a los muy elevados volúmenes a mover, el consumo energético de esta operación puede ser muy gravoso energéticamente.

En los digestores existentes en las estaciones depuradoras de la región de Murcia hay 3 sistemas de agitación: el de lanzas de gas, el sistema heatmix y el sistema de bomba externa con extracción e impulsión de fango. El consumo energético para los equipos implicados en dichos sistemas, como porcentaje del consumo total de la planta, es 13,7% en el primer caso y 7,73% y 7,5% respectivamente para el segundo y tercer caso. Por lo que vemos representan consumos muy importantes y bastante diferentes, lo que implica que, para poder conseguir una elevada eficiencia energética, la fase de diseño, en donde se eligen los equipos para llevar a cabo esta agitación, es crucial, seleccionando los sistemas que precisen menor consumo. Incluso en el mercado existen otros sistemas que precisan un reducidísimo gasto energético para desempeñar esta función, como por ejemplo el sistema SCABA o similares.

En el caso de que tenemos ya con un sistema de agitación determinado, una manera de optimizarlo sería mediante un estudio CFD (computational fluid dynamics) mediante elementos finitos, simulando el comportamiento del fango para distintas condiciones de agitación y calculando las potencias mínimas necesarias para tener una adecuada velocidad del fango en la mayor parte del digestor y que, al mismo tiempo, garantice la no existencia de zonas muertas o con deficiente agitación. Como ejemplo se muestra en la Figura 31 el estudio de simulación del digestor de Alcantarilla cuyo sistema de agitación es mediante bombeo.

Igualmente es muy importante el llevar a cabo una adecuada labor de limpieza en el digestor, ya que la existencia de materia inerte en el digestor sólo reduce su capacidad, disminuyendo su tiempo de retención y, por tanto, su potencial metanogénico. Esta actuación puede llevarse a cabo mediante limpiezas tradicionales o con un equipo de limpieza en continuo, basado en un sistema de ciclones para separar la materia inerte de la orgánica, y que se ha estado probando en la EDAR de Alcantarilla, con buenos resultados.

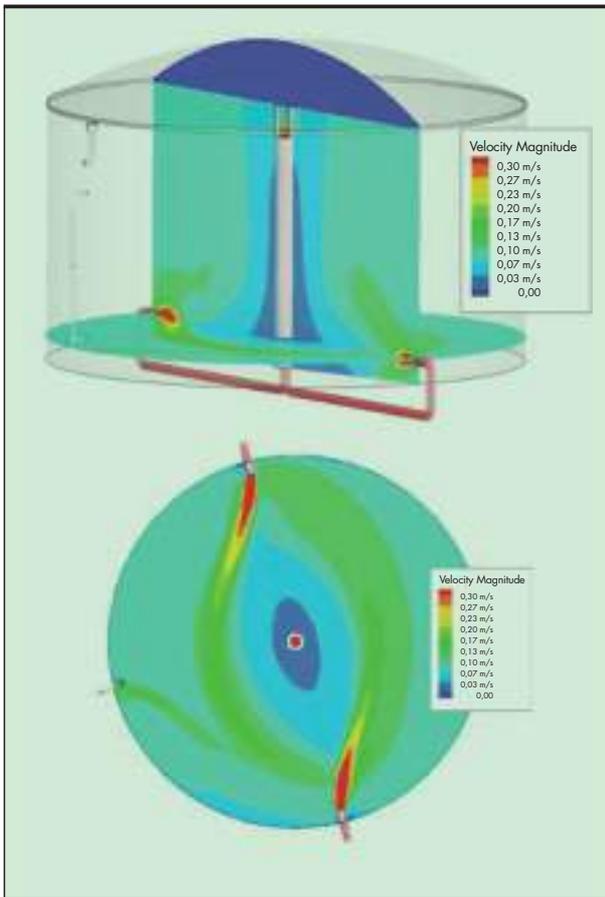


FIGURA 31. Estudio fluidodinámico del digester anaerobio EDAR Alcantarilla.

2.6.2. Fase de hidrólisis

La fase de hidrólisis es la más lenta de la secuencia de reacciones que se da en el proceso de digestión anaerobia. Por ello cualquier actuación que consiga reducir significativamente



FIGURA 32. Limpieza en continuo del digester anaerobio de EDAR Alcantarilla mediante el ciclonado del fango digerido.

este tiempo requerido por la hidrólisis llevará consigo una mejora en el proceso de digestión y, por tanto, un incremento en la energía eléctrica producida por el aumento en la producción de biogás. Hay varios sistemas para conseguir este efecto, los hay térmicos (como la hidrólisis térmica), mecánicos (como el sistema de ultrasonidos), eléctricos (como la desintegración de fangos a alto voltaje), químicos (con ácido sulfúrico o agua oxigenada, hidróxidos metálicos, etc), biológicos (como la digestión anaerobia termófila a bajo tiempo de retención), etc. Dentro de éstos y desde principios de 2006 en la Región de Murcia está funcionando un sistema de ultrasonidos en la EDAR de Molina de Segura. Esta tecnología se aplica sobre los fangos biológicos y se basa en la utilización de la energía provocada por una cavitación controlada con el objetivo de romper las paredes celulares de los microorganismos presentes en los fangos secundarios. Este objetivo se consigue a partir de una onda de sonido suficientemente poderosa (ultrasonidos a 20.000 Hz), que genera presiones positivas y negativas al medio y que comportan como resultado la formación de cavidades microburbuja que al implotar liberan gran cantidad de energía en puntos muy pequeños. En la Figura 33 se puede ver este equipo.

La mejora conseguida con este sistema no ha podido ser evaluada con total certeza puesto que coincidió con otras circunstancias como un cambio de explotador y de forma de operar la planta, por lo que es difícil discriminar la mejora debida únicamente a la instalación del equipo de ultrasonidos. El rendimiento en la digestión subió del 46% en el 2005 trabajando sin equipo ultrasonidos, al 54,1% en el 2006 trabajando ya con este equipo. El incremento en la producción de biogás fue de casi un 20% de un año a otro, pasando de 0,40 m³ biogás/Kg MV alimentado a digestión a 0,48 m³ biogás/Kg MV alimentado. Un dato para ayudar a clarificar el efecto exclusivo del equipo de ultrasonidos puede verse en la Figura 34 donde se puede ver la caída en la producción de biogás que se produjo en el digester cuando estuvo fuera de servicio el equipo de ultrasonidos durante casi 3 meses.

2.6.3. Codigestión

Se denomina codigestión a la digestión anaerobia conjunta de dos o más sustratos de diferente origen. El objetivo es optimizar la producción de biogás en una planta al producirse una



FIGURA 33. Equipo de hidrólisis SONIX en EDAR de Molina de Segura.

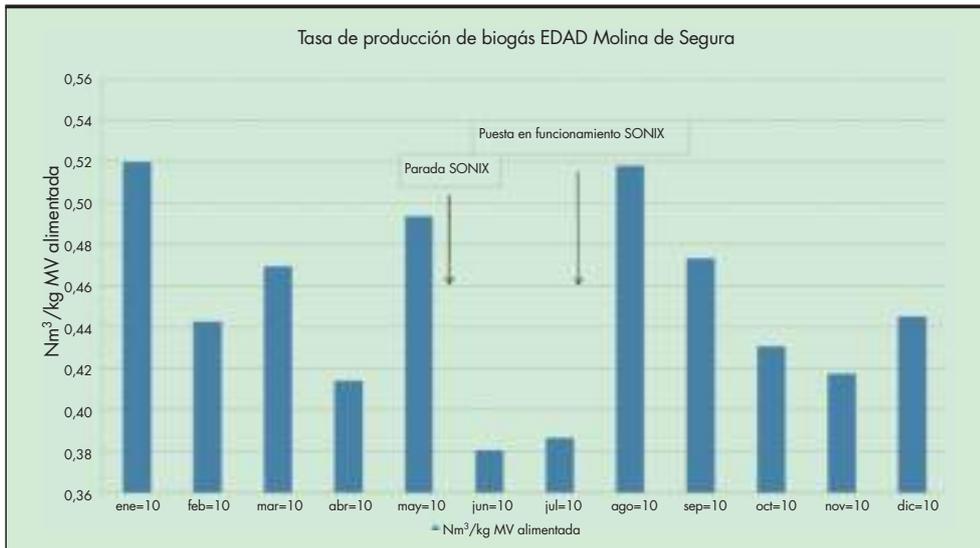


FIGURA 34. Tasa producción de biogás en EDAR Molina de Segura.



FIGURA 35. Codigestión en EDAR Molina de Segura.

sinergia entre los distintos cosustratos que consiguen una mayor producción que la que tendrían cada uno individualmente. Por otra parte se buscarán cosustratos que, además de complementar las deficiencias en cuanto a digestión de los lodos de EDAR (biodegradación lenta y baja relación C/N), sean productos energéticamente altos, es decir, con un alto poder de metanización.

Por supuesto, antes de plantearse ninguna acción de este tipo, hay que disponer de un exceso de capacidad en los digestores de las EDAR, si no el proyecto es totalmente inviable.

Las primeras experiencias en la Región de Murcia comenzaron en marzo de 2008 con el aporte de lixiviados procedente de vertedero de residuos sólidos urbanos en la EDAR de Molina de Segura, cuyo digestor operaba con más de 50 días de tiempo de retención. El resultado fue que se produjo un incremento en la producción de biogás desde $0,95 \text{ Nm}^3/\text{Kg MV}$ eliminada, antes de aportar lixiviados, hasta $1,16 \text{ Mn}^3/\text{Kg MV}$ eliminada a partir de entonces. La DQO media de los lixiviados aportados fue de 27 Kg/m^3 .

Posteriormente se han realizado aportes de otros cosustratos con un mayor potencial de metanización como melazas, gazpacho, zumo o crema de helado. Para el caso de las melazas, que se ha estado utilizando durante más de un año y cuya DQO era de 260 Kg/m^3 , con un aporte de $8 \text{ m}^3/\text{día}$

frente a un caudal medio de $167 \text{ m}^3/\text{día}$, la producción de biogás se incrementó desde $2.603 \text{ Nm}^3/\text{día}$ hasta $3.670 \text{ Nm}^3/\text{día}$ y la energía total producida pasó de 4.463 Kwh/día hasta 6.363 Kwh/día , que supone un incremento muy significativo en la energía eléctrica obtenida en el proceso de digestión, lo que avala las grandes ventajas que supone esta práctica.

Fruto de este interés se han llevado a cabo recientemente un exhaustivo estudio en planta piloto de las ventajas que supone la codigestión con diversos residuos orgánicos, en donde se ha estudiado la viabilidad técnica, los valores límite en la adición de sustrato y el incremento de producción de metano esperable, para los siguientes residuos: Melazas (residuo del azúcar de caña), restos de frutas y hortalizas, sangre de matadero y suero lácteo.

2.7. OTRAS POSIBILIDADES DE AHORRO ENERGÉTICO

Aparte de las medidas de ahorro expuestas hasta el momento podemos citar otras que, o bien son de menor entidad o son sólo proyectos que aún no se han materializado.

Entre estas posibilidades hay una evidente, que sería intentar llevar la mayor parte de los consumos, en caso de que sea posible, a las franjas horarias en que el precio de la electricidad es menor.

Con respecto a otras medidas de menos repercusión, pero que pueden ayudar a rebajar la factura eléctrica podemos citar por ejemplo el envío de reboses de centrífuga y espesadores al biológico directamente, y no a cabecera de planta, como suele hacerse, con lo que se reduce la energía necesaria para bombear estos caudales que finalmente pasaran por el reactor biológico. Otra mejora podría ser trabajar con las centrifugas con la mayor carga posible de sólidos, siempre que no se empeore la sequedad final obtenida (hay plantas que trabajan con ratios de Kwh/Kg MS de $0,003$ y otras que llegan a $0,30$). También se puede intentar concentrar lo más posible el fango en los decantadores llegando a valores inferiores al 50% de recirculación, aunque para esto es conveniente disponer de un medidor de altura de manto de fangos y vigilar que no se produzcan desnitrificaciones.

Por último, otra posible línea de ahorro energético único sería la utilización de energías alternativas, pero no como su-



FIGURA 36. Codigestión en plantas piloto.



FIGURA 37. Paneles fotovoltaicos EDAR Murcia Este.

ministro único sino como apoyo. Las más frecuentes serían la energía eólica y la solar. La primera se evaluó en las plantas existentes en la Región de Murcia, con medidas de velocidad y dirección del viento y se encontró que debido al bajo régimen de velocidades no era viable la instalación. En cuanto al segundo nos referiríamos básicamente a la energía solar fotovoltaica. Dada la situación del panorama energético actual, con la casi eliminación de las primas por venta de energía fotovoltaica, habría que plantearse la rentabilidad de instalar paneles solares pero para autoconsumo, es decir, reducir la compra de energía. Esto, que hasta hace poco tiempo era inviable, bajo ciertas condiciones se ha comprobado que puede ser interesante, debido a la gran bajada del coste de los paneles solares. Se ha estudiado la colocación de estos paneles en una planta, para una potencia reducida (60 y 100 kwhp) y sin colocar sistema de almacenamiento, y se han obtenido períodos de retorno de unos 8 años, a lo cual también ayuda la previsible subida del precio de la energía en los próximos años. En la Figura 37 se puede ver una instalación de paneles fotovoltaicos en la EDAR de Murcia Este.

3. BIBLIOGRAFÍA

1. Simón, P; Lardín, C; Moreno, B (2010). Optimización energética del tratamiento biológico de la EDAR de Ceuti. Parte I: selección de las condiciones de funcionamiento. *Tecnología del Agua*, nº 322, pp. 54-63.
2. Simón, P; Lardín, C; Abellán, M; Ponsoda, J.M. (2009). Limpieza con ácido fórmico de los difusores de membrana para la aireación de un proceso de fangos activos. *Tecnología del Agua*, nº 311, pp. 2-9.
3. Morenilla, J.J.; Bernacer, I (2010). Experiencias en EDAR de la codigestión de sustratos sobre la producción de biogás. *Tecnología del Agua*, nº 316, pp. 44-52.
4. Simón, P; Lardín, C (2007). Optimización de la digestión anaerobia mediante la aplicación de ultrasonidos en los fangos secundarios de la EDAR de Molina de Segura. *Tecnología del Agua*, nº283, pp. 48-56.
5. Inexa, Ingeniería y Exportación de Tecnología, S.L. (2009). Deterioro del rendimiento en bombas y su prevención (03/2009 vs 1.0). www.inexa-tda.com.

Codigestión en EDARs urbanas. Experiencias y suficiencia energética del proceso de tratamiento de lodos

PEDRO AGUILÓ MARTOS (*), ÁNGEL FREIXÓ REY (**) y RUT ESTANY BARRERA (***)

RESUMEN La digestión anaerobia es una de las técnicas más ampliamente utilizadas para la estabilización y reducción de los lodos generados en una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR). Esta tecnología permite tratar los lodos según el marco legal actual, minimizando el volumen de este residuo, y produciendo biogás útil para la generación de energía en una instalación de cogeneración, lo que se traduce en una reducción de los costes de operación de la instalación.

El siguiente escrito presenta un complemento para optimizar el funcionamiento de las instalaciones de digestión anaerobia: la codigestión anaerobia. En el marco de esta alternativa, las infraestructuras de digestión anaerobia son adecuadas para tratar de forma conjunta y en la misma unidad de digestión, lodos, productos, subproductos o residuos de origen agrícola, alimentario e incluso industrial (con fuertes limitaciones en cuanto a contenidos contaminantes o tóxicos), incrementando de forma notable la producción de biogás. En algunas situaciones el biogás generado, adecuadamente tratado, puede satisfacer la demanda eléctrica total de una EDAR e incluso superarla, permitiendo la exportación del excedente generado a la red eléctrica de distribución, según diferentes modelos de retribución económica.

Así mismo, en este documento se describen las diferentes etapas para la implementación del proceso de codigestión anaerobia en una EDAR, desde la sistemática para la búsqueda de productos en el mercado de residuos o subproductos, pasando por el dimensionamiento y legalización de la instalación receptora y de dosificación del producto a digestión, su puesta en marcha y su posterior consolidación en la operativa del día a día de la EDAR.

El artículo se acompaña con la ejemplificación de los resultados obtenidos con la implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu de Llobregat, ubicada en la provincia de Barcelona.

CODIGESTION AT MUNICIPAL WWTP'S. EXPERIENCES AND ENERGY SUFFICIENCY OF A SLUDGE TREATMENT PROCESS

ABSTRACT *Anaerobic digestion is one of the most widely used technologies for the stabilisation and reduction of the sludge generated in a Waste Water Treatment Plant (WWTP). This technology allows the sludge to be treated within the current regulations, reducing the sludge volume and producing the useful biogas which can be used for power generation at a cogeneration plant, resulting in a reduction in the operating costs of the installation.*

The following article presents a complement to optimize the operation of anaerobic digestion installations: the anaerobic codigestion. Anaerobic digestion facilities are adequate for the combined treatment, in the same digestion units, of sludge, agricultural products or subproducts, food wastes, and even industrial wastes (with strict limitations on wastes containing toxic contaminants), thereby increasing, notably, the biogas production. In some cases the biogas generated, with adequate treatment, can satisfy the total electricity demand of a WWTP and even produce an excess, thus allowing the export of the surplus energy to the electricity distribution network, according to different economic retribution models.

Likewise, this document describes the different stages necessary to implement the anaerobic codigestion process in a WWTP, from the systematic search for products in the waste or subproduct market through the sizing and legalization of the reception facility, the dosing of the product to the digester, commissioning and its incorporation into the routine operation of the WWTP.

The article presents the results obtained from the incorporation of an anaerobic codigestion process in the Sant Feliu de Llobregat WWTP situated in the Barcelona province.

Palabras clave: Digestión Anaerobia, Codigestión, Eficiencia energética, Valorización de residuos, EDAR.

Keywords: Anaerobic digestion, Codigestion, Energy efficiency, Waste valorisation, WWTP.

(*) Ingeniero Industrial. Director de explotación, EMSSA. (Empresa Metropolitana de Saneamiento, S.A.). E-mail: paguilo@emssa.com

(**) Ingeniero Industrial. Gerente, SISltech. E-mail: afreixo@sisltech.net

(***) Ingeniero Técnico Industrial y licenciada en Ciencias Ambientales. Jefe de planta EDAR Sant Feliu, EMSSA (Empresa Metropolitana de Saneamiento, S.A.). E-mail: restany@emssa.com

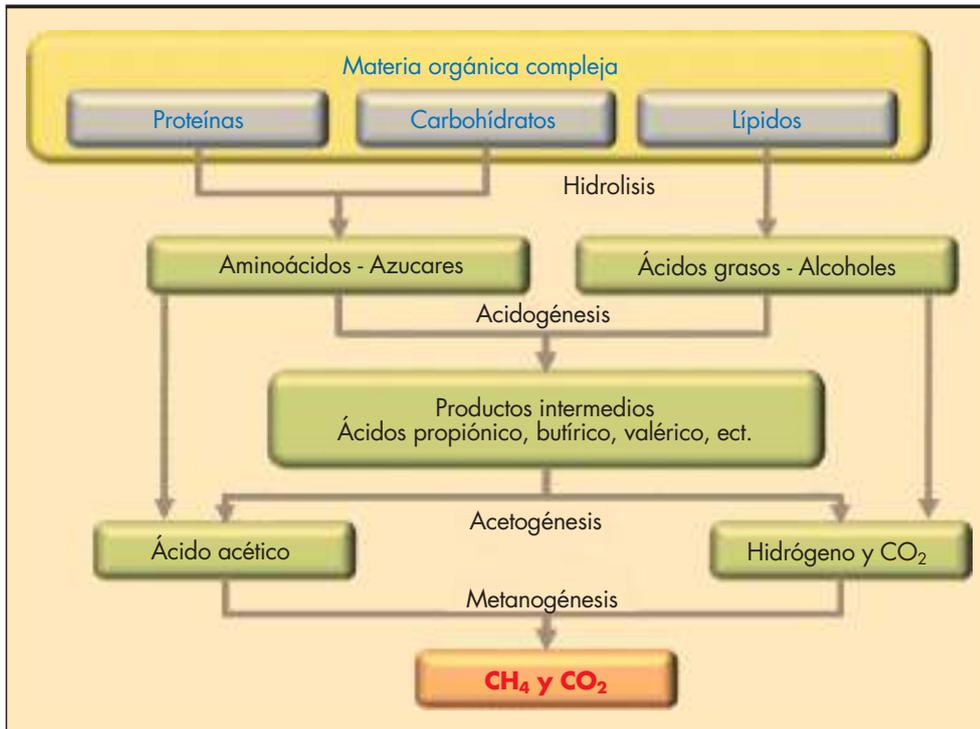


FIGURA 1. Etapas de la codigestión anaerobia.

1. INTRODUCCIÓN

Como es conocido, el proceso de digestión anaerobia se desarrolla en las cuatro etapas siguientes (Figura 1).

- Etapa hidrolítica, en la que los compuestos orgánicos complejos (lípidos, proteínas e hidratos de carbono) son despolimerizados por acción de enzimas hidrolíticas en moléculas solubles fácilmente biodegradables (aminoácidos, azúcares, ácidos grasos de cadena larga, alcoholes, etc.).
- Etapa acidogénica, en la que los compuestos solubles resultantes de la etapa anterior son transformados en ácidos grasos de cadena corta (ácidos grasos volátiles).
- Etapa acetogénica, en la que los compuestos intermedios son transformados por microorganismos acetogénicos, dando como producto final ácido acético, hidrogeno y dióxido de carbono.
- Etapa metanogénica, en la que el ácido acético, el hidrogeno y el dióxido de carbono son transformados en metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂).

La codigestión en EDAR más ampliamente extendida se basa en la inserción en el sistema de digestión anaerobia de productos en forma líquida que no han de ser hidrolizados (azúcares, alcoholes, etc.) y pueden entrar directamente en las etapas posteriores de acidogénesis, acetogénesis o metanogénesis, de esta forma evitamos una de las fases que es la hidrolisis y una vez tenemos suficientes bacterias metanogénicas en el sistema, después de transcurrido su periodo de crecimiento y estabilización (alrededor de diez días), la respuesta del sistema en cuanto a producción de metano respecto a alimentación de producto es muy rápida, siendo del orden de minutos.

La potencialidad de la digestión se justifica en la consideración de que en un sistema anaerobio la DQO es un pará-

tro conservativo (Energía de la Biomasa, IDAE, 2007) es decir, en un digestor anaerobio:

$$DQO \text{ entrada} = DQO \text{ fango salida} + DQO \text{ de biogás}$$

Así pues y sabiendo que el biogás producido está formado mayoritariamente por metano CH₄ (65%) y CO₂ (35%) y que la DQO del CO₂ es nula, resultaría que:

$$DQO_{\text{metano}} = DQO \text{ fango entrada} - DQO \text{ fango salida}$$

$$DQO_{\text{metano}} = DQO \text{ eliminada en digestión} = 2,857 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ CH}_4$$

Es decir, por cada Kg de DQO que se elimina en el proceso de digestión, se producen 0,35m³ de CH₄ en condiciones normales de presión y temperatura, lo que aplicando el poder calorífico inferior (PCI) típico del biogás de 6 Kw/Nm³, nos da un potencial energético de 2 Kw/Kg DQO eliminada.

Una vez justificado el potencial de generación de energía asociado a la codigestión queda claro que se trata de aportar a la instalación de digestión la mayor cantidad de Kg de DQO fácilmente eliminables, bien sea en forma sólida o líquida.

Con la dosificación de residuos sólidos, por ejemplo para residuos alimentarios procedentes de supermercados como alimentos caducados o en mal estado o bien FORM (fracción orgánica) de las estaciones de clasificación de residuos sólidos urbanos, será necesario un pretratamiento de adaptación y trituración, (Figuras 2 y 3).

Con la dosificación en forma líquida, la más extendida en EDAR, es simplemente necesaria una instalación equipada con un silo de almacenaje y una bomba dosificadora (Figura 4), con sus filtros de seguridad para impropios adecuados, siendo ésta el tipo de instalación que se describe en los apartados siguientes de este escrito

Paralelamente y con el fin de obtener el máximo beneficio económico de la generación de energía eléctrica a partir del biogás producido, se pueden realizar las transformaciones necesarias para operar la EDAR en régimen de todo/todo: ven-



FIGURA 2. Recepción de producto sólido a tolva de recepción (Sistema ECRUSOR, Veolia).



FIGURA 3. Trituración y acondicionamiento residuo sólido (Sistema ECRUSOR, Veolia).

der toda la energía que se genera y comprar toda la que se consume, de acuerdo a lo contemplado en el RD661/2007 y dentro del grupo de generadores con biogás b7.2. Esta última acción se pudo llevar a cabo en la EDAR de Sant Feliu, al haberse tramitado su inscripción en el registro de productores en régimen especial (RIPRE) en fecha previa al decreto ley 1/2012 que suprime las primas y bonificaciones a la venta a red de energía eléctrica.

La Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Sant Feliu, es una planta de tratamiento biológico con eliminación de nutrientes que trata 17.000.000 m³ al año e incluye un de tratamiento terciario de regeneración para el aprovechamiento final de parte de su efluente en agricultura o riego de campos de golf.

El fango producido por la EDAR, tras un espesamiento por gravedad hasta el 5%, se bombea a una digestión anaeróbica compuesta por dos digestores de 6.000 m³ de capacidad cada uno, donde de forma habitual se trabaja con tiempos de retención superiores a 30 días y cargas de alimentación no superior

res a 1,8 Kg·m⁻³·día⁻¹. Tras su digestión, el fango se deshidrata mediante centrífuga hasta niveles de sequedad cercanos al 25%, siendo su disposición final principalmente el compostaje agrícola.

A raíz de la capacidad excedente en digestión anaerobia de la planta, evidenciada por los elevados tiempos de retención y la baja carga de alimentación a digestión, se decidió potenciar la producción de biogás de la digestión mediante la implementación del proceso de codigestión anaerobia con el objetivo de aumentar y modular la producción de biogás, de forma que permitiera mantener el actual motor de cogeneración trabajando a su máxima potencia permanentemente.

2. PROCESO DE SELECCIÓN DE PRODUCTOS APTOS PARA LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA

La selección de productos es una etapa clave para garantizar que el proceso de codigestión anaerobia se desarrolle de forma robusta, segura y eficiente. Los productos aptos para su codi-



FIGURA 4. Recepción y descarga de producto en líquido EMSSA- Sant Feliu, SISLtech.

gestión anaerobia con lodos de EDAR deben cumplir como mínimo los siguientes requisitos:

- Formato líquido para reducir costes de inversión y problemas de operación.
- Productos de origen agrícola, alimentario y/o industrial con una elevada concentración de materia orgánica (DQO > 200.000 mg O₂·L⁻¹) fácilmente biodegradable.
- No tóxicos para el proceso de codigestión anaeróbica.
- Baja concentración de nitrógeno y fósforo.
- Baja concentración de materia no biodegradable en el proceso de codigestión anaerobia, con el fin de no incrementar la producción de lodos de la EDAR.
- Volumen suficiente de producto para garantizar la continuidad del proceso de codigestión anaerobia.
- Centro de producción del producto cercano a la EDAR.
- Ausencia de metales pesados, con el fin de no comprometer la idoneidad del fango digerido según el RD1310/1990 sobre la posible aplicación a suelo agrícola.

Para determinar la bondad de los productos, se implementó un protocolo que consta de las siguientes fases:

- Fase 1 - Origen del producto: El punto de partida para determinar la viabilidad de los productos para la codigestión anaerobia de lodos de EDAR fue la identificación y evaluación de su procedencia y del proceso productivo.
- Fase 2 – Caracterización fisicoquímica: A continuación se realizó una caracterización fisicoquímica del producto, en la que se determinó: DQO, NTK, metales, pH y conductividad. De forma paralela a la evaluación de

estos parámetros se realizó, según el origen del producto, una espectrometría de masas o una cromatografía de gases.

- Fase 3 – Respirimetría anaerobia: Con los productos que superaron la Fase 2 se realizó una respirometría anaerobia para determinar su potencial de biodegradabilidad y potencial metanogénico, en condiciones anaerobias similares a las del proceso de codigestión anaerobia de lodos.

Sólo los productos inicialmente identificados que superaron todas las fases, fueron considerados aptos para el proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu.

3. DIMENSIONAMIENTO Y CONSTRUCCIÓN DE LA INSTALACIÓN DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA

La restricción de formato líquido impuesta al producto a codigerir facilita enormemente la instalación necesaria, consistiendo meramente la instalación de codigestión en un silo de recepción de producto y una instalación de dosificación mediante bomba del producto en los puntos a dosificar en la instalación de digestión existente. En el caso de Sant Feliu se decidió dosificar en las tuberías de recirculación del fango de digestión, de forma que se garantiza la mezcla entre fango primario-fango biológico y producto a codigerir.

En base a las características de los productos de codigestión seleccionados, durante el año 2012 se proyectó y construyó la instalación para implementar el proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu, cuyo diagrama de proceso se muestra en la Figura 5.

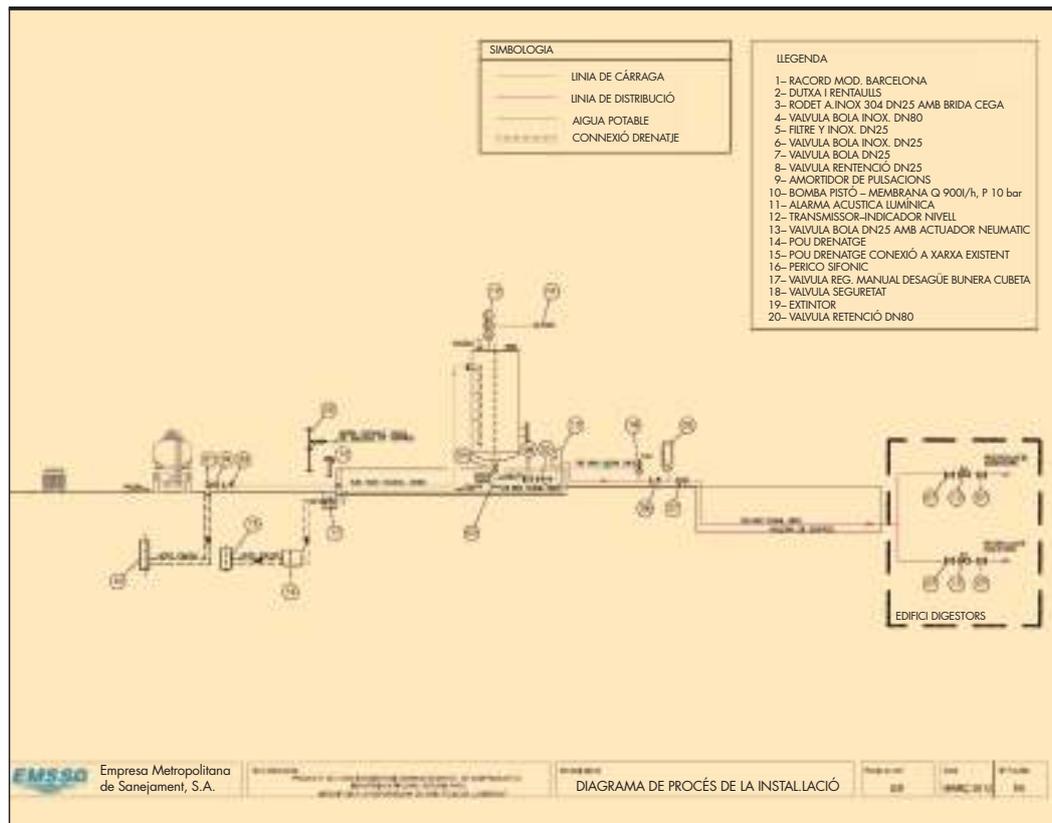


FIGURA 5. Diagrama del proceso de codigestión anaerobia de la EDAR Sant Feliu.

3.1. CRITERIOS DE DISEÑO DE LA INSTALACIÓN DE ALMACENAJE Y DOSIFICACIÓN

- *Seguridad y normativa:* El punto de partida del proyecto fue la necesidad de incluir productos inflamables en el proceso de codigestión anaerobia. Las instalaciones para el almacenamiento de estos productos deben hacerse según ITC-MIE APQ1. Dada la variabilidad previsible de productos a codigir se fijó, a fin de no incurrir en costes excesivos, limitar el diseño para productos tipo B2 (punto de inflamación inferior a 38°C) ya que según la citada ITC no se requiere red contra incendios para volúmenes inferiores a 100 m³. Aun así, cabe señalar que el cumplimiento de la ITC condiciona prácticamente toda la ingeniería: tamaño de cubeto, distancias a proceso, venteos, drenajes y medidas de seguridad (duchas de emergencia, extintores, puestas a tierra, etc.). Al margen de la normativa APQ, fue necesario realizar una evaluación según la normativa ATEX (RD681/2003) de la nueva instalación e incluirla en el documento contra explosiones del que dispone la EDAR.
- *Económicos:* El objetivo de la codigestión anaerobia es obtener una producción adicional de biogás que permita incrementar la generación de energía y, en consecuencia, una reducción de los costes de explotación de la EDAR. No obstante, para alcanzar este objetivo hay que adecuar las instalaciones, de modo que la recuperación de la inversión será más rápida cuanto menores sean los costes de la nueva instalación. El diseño del tanque respondió a este principio económico.
- *Operatividad y durabilidad:* incorporando facilidades como accesos y vaciado de tanque, bomba de gran rango de caudal provista de filtro y válvula de seguridad y red de tuberías totalmente realizada en acero inoxidable.

3.2. COMPONENTES PRINCIPALES

1. Tanque de almacenamiento con capacidad útil de 80 m³, vertical sobre patas, fabricado en acero inoxidable tipo 304 L.
2. Bomba de dosificación a digestores, tipo membrana, actuada con variador de frecuencia y con un rango de caudal de hasta 900 l·h⁻¹ y 10 kg·cm⁻² de presión. La bomba instalada es apta para entornos ATEX con la siguiente clasificación de equipo EExdIIBT4.

3. Circuito de tuberías y valvulería para inoculación del producto a codigir en las líneas de aportación de fango a digestión en acero inoxidable y materiales plásticos para soportar eventuales ataques químicos y corrosión.
4. Servidor comunicado al PLC existente en digestión anaerobia y al SCADA de planta, y equipado con la plataforma para la supervisión, control avanzado, gestión y optimización del proceso de codigestión anaerobia, suministrado por la empresa SISLtech.

3.3. SISTEMA DE CONTROL AVANZADO E INTELIGENTE

Como se ha introducido en el apartado anterior, uno de los componentes de la instalación de codigestión anaerobia de lodos de la EDAR Sant Feliu de Llobregat es la plataforma informática de control que consta de tres módulos y cuyo suministro e instalación fue realizado por la empresa SISLtech.

- Módulo de adquisición y gestión de datos: Este módulo adquiere la información de alarmas, consignas y equipos, necesaria para el módulo de codigestión, filtra estos datos con el fin de detectar y eliminar ruidos y datos erróneos y finalmente gestiona la información para que esté disponible para el sistema.
- Módulo de codigestión: Este módulo integra el control avanzado que en función de la producción de biogás en tiempo real, el caudal de fango y la consigna de generación de energía eléctrica en el motogenerador, define la estrategia de dosificación del producto a codigir, con la finalidad de producir la cantidad suficiente de biogás para alcanzar el objetivo de generación de energía eléctrica.
- Módulo de ayuda a la toma de decisiones: Este módulo recoge, integra y procesa los resultados del módulo de control y/o permite la generación y envío de informes.

4. CODIGESTIÓN ANAEROBIA EN LA EDAR SANT FELIU: PUESTA EN MARCHA Y PRIMEROS RESULTADOS

Una vez finalizada la construcción y legalizadas las instalaciones (Figura 6), se inició la codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu, con una dosificación de producto escalonada y progresiva, para facilitar la adaptación de la población de microorganismos a las nuevas condiciones de proceso.



FIGURA 6. Fotografía del silo de almacenamiento de producto y del gasómetro de la EDAR Sant Feliu.

El primer producto que se utilizó fue una solución acuosa de metanol, con una DQO sin decantar de aproximadamente 700.00 mg O₂·L⁻¹. No obstante, durante esta fase de puesta en marcha de la codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu, se utilizaron dos productos, la citada solución acuosa de metanol, y una solución de aguas glicoladas con una DQO menor en el rango de 50.000 a 200.000 mg O₂·L⁻¹

Al inicio del proceso de aclimatación se observaron ya los primeros efectos del producto, tal y como se puede ver en la Figura 7, en donde la pantalla del módulo de codigestión de la plataforma del día 7 de agosto permite ver como la dosis inicial de producto (línea roja) sostiene la producción de biogás (línea rosa), aunque varíe la dosificación de fangos (línea azul) y permite que el motor de cogeneración trabaje unas 23 horas al día (línea verde).

Al finalizar el periodo de aclimatación de la población microbiana, se puso el control avanzado de la codigestión en automático. En este nuevo escenario, la dosificación de producto no es constante, sino que se adecua a las necesidades del proceso. Como se puede ver en la Figura 8, la dosis de subproducto (línea roja) varía en el tiempo, complementando la dosificación de fangos (línea azul), con el objetivo de producir suficiente biogás para mantener el nivel del gasómetro (línea rosa), permitiendo así que el motor de cogeneración trabaje a potencia nominal de 550 kW las 24 horas al día.

En la Figura 8 se puede observar la rápida respuesta del proceso de codigestión anaerobia en producción de biogás respecto a los cambios en caudal másico de producto inoculado, siendo los tiempos de respuesta de minutos. En consecuencia, se ajusta el límite máximo de seguridad de llenado del gasómetro teniendo en cuenta posibles paros imprevistos del motor con el fin de evitar la combustión innecesaria de biogás en la antorcha y el consumo innecesario del producto de codigestión en los digestores.

En esta misma Figura 8 también se puede observar la monitorización que se hace del nivel del depósito del producto (lí-

nea amarilla), y que permite hacer un seguimiento del producto disponible en silo, lo que permite planificar la logística de entrada del producto y controlar la correcta gestión de las cisternas de producto en la EDAR Sant Feliu (el pico de la línea amarilla de la Figura 8 corresponde a la entrada de la cisterna del día 17 de octubre de 2012).

La Tabla 1 recoge de forma resumida, los resultados obtenidos con la implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu. Como se puede ver la producción de biogás ha aumentado en más de un 125%, y la generación de energía en un 180%, siendo esta de 13.160 kWh·día⁻¹, casi el 100% de la energía consumida por la EDAR.

Los beneficios de la implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu, van más allá de la producción de biogás y la generación de energía, pues con este proceso la EDAR Sant Feliu ha contribuido a la disminución de gases con efecto invernadero por la energía eléctrica adicional producida a partir del biogás en un total de unas 1.667 toneladas anuales de CO₂ (Tabla 2).

5. CONCLUSIONES

La potenciación de la producción de biogás, y en consecuencia de la generación de energía, de las instalaciones de digestión anaerobia mediante la implementación de procesos de codigestión anaerobia, permiten convertir las depuradoras en instalaciones energéticamente autosuficientes, bien generando energía para autoabastecer la plena necesidad de la instalación o bien exportando la energía generada a la red, según el marco legal y económico que le sea más apropiado a cada EDAR.

Un claro ejemplo de esta alternativa de tratamiento de lodos es el presentado en este documento, pues la implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu ha permitido aumentar y sostener la producción de biogás y, en consecuencia, mantener el motor de cogeneración en su plena potencia 24 horas al día.

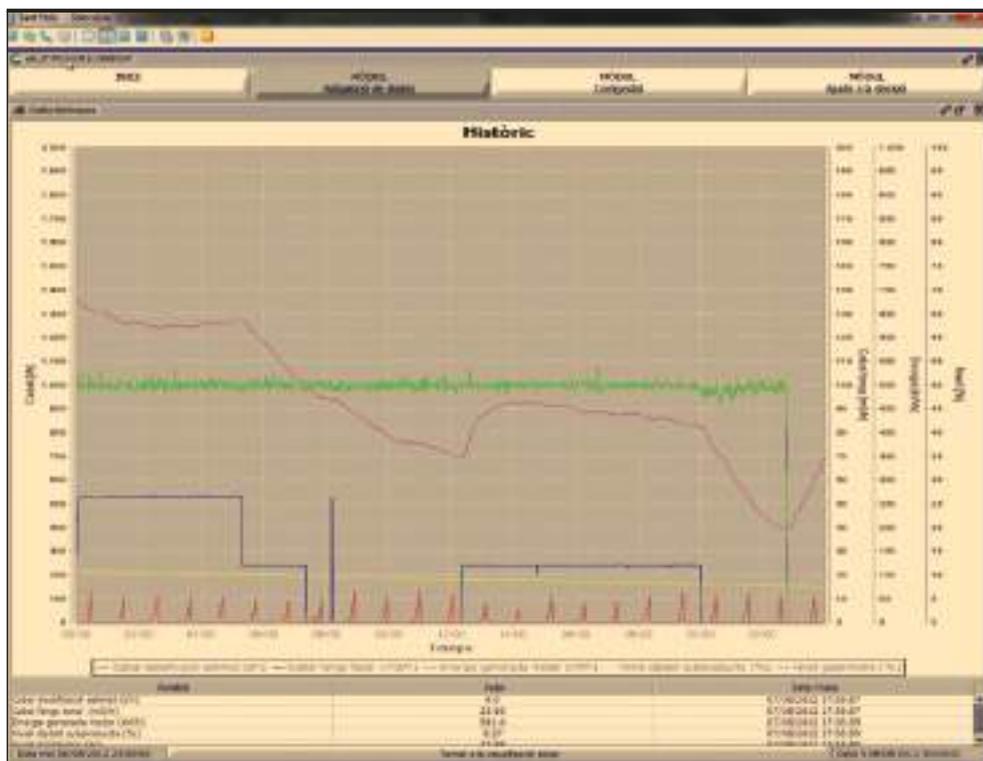


FIGURA 7. Pantalla del módulo de codigestión de la plataforma at_ SANT FELIU del 7 de agosto de 2012.

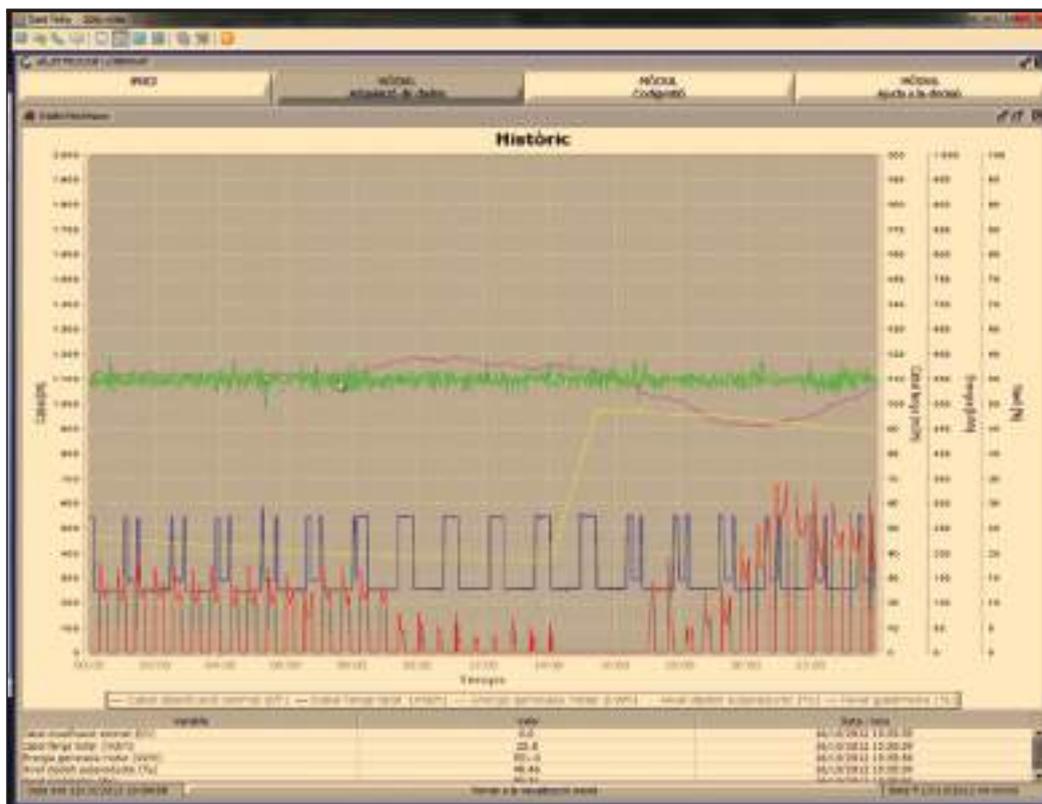


FIGURA 8. Pantalla del módulo de codigestión de la plataforma atl_SANT FELIU del 16-17 de octubre de 2012.

Caudal diseño (m ³ -día ⁻¹)	Proceso tratamiento lodos	Producción biogás (Nm ³ -día ⁻¹)	Generación energía (kWh-día ⁻¹)	Consumo energía (kWh-día ⁻¹)	Potencia motores (kW)
64.000	Digestión anaerobia	2.950	4.700	14.350	642
	Codigestión anaerobia	6.725	13.160		

TABLA 1. Resultados de producción de biogás y de generación de energía obtenidos con la implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu.

Producción adicional biogás (Nm ³ -año ⁻¹)	Factor de emisión	Mitigación CO ₂ (t-año ⁻¹)
1.377.875	56 KgCO ₂ /GJ _{ul}	1.667

TABLA 2. Resultados ahorro de emisiones de CO₂ obtenidos la implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu.

La implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu se ha traducido en un ahorro en el coste energético de la EDAR de unos 90.000 €-año⁻¹, lo que representa una recuperación del coste total de la implantación de la instalación inferior a un año natural.

Además de las ventajas económicas de la implementación del proceso de codigestión anaerobia en la EDAR Sant Feliu, destaca también la reducción en emisiones de gases con efecto invernadero, gracias a la generación de una energía verde a partir del biogás producido al tratar de forma conjunta los lodos de EDAR y productos no tóxicos y fácilmente biodegradables de diversas procedencias.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Co-digestion Charge: Is waste water 's new best fried? Charlotte Morton. Waste Water International, 2012.
- Biomasa: Digestores Anaerobios. IDAE . Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, 2007.
- Gestión integral e integrada del proceso de codigestión anaerobia de lodos para depuradoras bioener. A. Freixó et al., Ingeniería química n° 507, 2012.
- Eficacia de la codigestión en una EDAR aplicando diferentes residuos orgánicos para aumentar la producción de biogás y energía eléctrica. Pedro Simón Andreu et al. Tecnología del agua n° 342, 2012.
- Codigestion of onion juice and wastewater sludge using an anaerobic mixed biofilm reactor. Romano, R.T et al, Biore-source Technology n° 99, 2008.
- Anaerobic codigestión of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants. Bolzonella, D. et al, Water Science and Technology n° 53, 2006.
- Anaerobic codigestión of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. Fernández A. et al, Biochemical Engineering Journal n° 26, 2005.

EDICIONES DEL CEDEX



Nº de páginas: 267
Año de edición: 2009
P.V.P.: 18€

En esta Monografía se describe el estudio experimental realizado sobre hormigones expuestos a un ambiente marino, situados bien en zona de carrera de mareas, bien en zona sumergida, y pertenecientes a Muelles españoles construidos con cajones flotantes. Tras analizar la documentación relativa a la ejecución de los cajones y revisar el estado actual del hormigón (tras un periodo de exposición variable entre 2 y 31 años), se ha realizado una serie de ensayos encaminados a caracterizar el hormigón y a determinar la penetración de cloruros. Correlacionando estos datos, se ha determinado qué ensayos físicos son los más adecuados para caracterizar la durabilidad del hormigón situados en estos ambientes marinos. A continuación, utilizando estos mismos datos y los recopilados de la revisión bibliográfica realizada, se ha desarrollado un modelo de penetración de cloruros en el hormigón, adaptado a cada uno de los dos ambientes, y se ha obtenido el coeficiente de eficacia de las adiciones minerales, en cuanto a impermeabilidad a los cloruros. Finalmente, se ha llevado a cabo un estudio sobre la influencia del curado con agua de mar sobre las propiedades de hormigones de diferentes calidades.



Nº de páginas: 78
Año de edición: 2009
P.V.P.: 15€

Para conocer de modo fiable el impacto energético y de emisiones de un determinado proyecto hidráulico es necesario aplicar metodologías capaces de analizar de una manera integrada los impactos energéticos de todas las tareas incluidas en el ciclo completo del agua. Estas metodologías, que son de uso común desde hace años en numerosos sectores industriales, son conocidas como "Análisis de Ciclo de Vida" (ACV). Su aplicación viene siendo objeto de normalización internacional (Normas ISO-14040 y derivadas) desde finales de la década de 1990.

Los análisis de ciclo de vida tratan de evaluar la totalidad de los efectos ambientales que genera un determinado producto o servicio en las sucesivas etapas de diseño, producción, distribución, utilización y eliminación. En cada etapa se consideran no sólo los efectos directos, sino también los indirectos, esto es, los que se generan a través de la utilización de materias primas, productos semielaborados, servicios auxiliares y, en general, cualquier actividad vinculada al ciclo de vida del producto.

En el presente trabajo se trata de obtener una primera aproximación al problema de los consumos de materiales y energía que se generan directa e indirectamente durante la construcción de infraestructuras hidráulicas, con una orientación especial hacia los sistemas dedicados al abastecimiento urbano. Por consiguiente, se tomarán en consideración las infraestructuras más habitualmente utilizadas para esta finalidad, dentro de los intervalos de escala que se suelen presentar en los sistemas urbanos, evitando entrar en la consideración de macroproyectos específica o mayoritariamente orientados al regadío. Las estaciones de tratamiento (desaladoras, desalobradoras, potabilizadoras y depuradoras) quedan fuera del ámbito del presente estudio.



Nº de páginas: 430
Año de edición: 2009
P.V.P.: 30€

El libro "La ciudad paseable" presenta una serie de recomendaciones para la consideración de los peatones en el planeamiento, el diseño urbano y la arquitectura. El objetivo de esta publicación es ofrecer al lector análisis, argumentos y recomendaciones para una mejor consideración de los peatones en el planeamiento urbanístico y en los proyectos arquitectónicos y se inscribe dentro del más general, de potenciar los desplazamientos urbanos a pie, como medio sostenible, saludable y económico de moverse en las ciudades.



Nº de páginas: 189
Año de edición: 2010
P.V.P.: 15€

La Guía Técnica sobre depósitos para abastecimiento de agua potable da continuidad a una serie de documentos normativos relacionados con obras hidráulicas promovidos desde la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. En concreto, los antecedentes directos de este documento son la Guía Técnica sobre tuberías para el transporte de agua a presión (2003) y la Guía Técnica sobre redes de saneamiento y drenaje urbano (2007). La Guía se ha organizado en siete capítulos, incluyendo una introducción en el Capítulo 1. El contenido de la Guía Técnica comprende todo el proceso que atraviesa un depósito en su devenir: diseño (Capítulo 4), construcción (Capítulo 5), aseguramiento de la calidad (Capítulo 6) y explotación (Capítulo 7). Asimismo, se definen los distintos tipos de depósitos (Capítulo 2) y las características básicas que deben cumplir los componentes que constituyen un depósito (Capítulo 3).

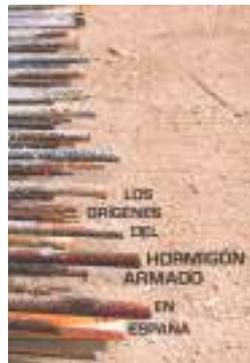


Nº de páginas: 128
Año de edición: 2010
P.V.P.: 15€

El correcto manejo y procesamiento de los fangos generados en las estaciones depuradoras de aguas residuales es un importante reto tanto económico como medioambiental. El marco legal que regula el destino final de los fangos exige que estos sean tratados para eliminar su naturaleza putrescible y eliminar efectos nocivos, tanto para el medio ambiente como para la salud humana. En definitiva se pretende que el fango presente un grado de estabilización que dependerá del destino final del mismo.

El término "estabilización" es uno de los más usados y divergentes, existiendo diferentes normas que establecen criterios dispares para considerar un fango estabilizado. Pero ¿es realmente positivo estabilizar un fango si su destino es el aprovechamiento de sus nutrientes en la agricultura? ¿hasta donde hay que estabilizarlo?

¿qué límite de fracción volátil presenta una buena estabilización?. Así mismo, se hace necesario garantizar las condiciones higiénico-sanitarias en la gestión de los fangos, bien habiéndolos sometido a un proceso de higienización o bien mediante una correcta gestión posterior de los mismos. En este trabajo se aborda el análisis de dos conceptos que se consideran relevantes para la correcta gestión de los fangos generados en una depuradora: estabilización e higienización. Por otro lado, se pretende transmitir de manera sencilla y asequible la teoría de los procesos de digestión de fangos, a la vez que se acompaña de los resultados prácticos de un trabajo de experimentación. Se han seleccionado para este estudio los siguientes procesos biológicos: digestión anaerobia mesófila y termófila y digestión aerobia termófila. En estos procesos, además de conseguir una reducción de la putrescibilidad, generación de olores y contenido en patógenos, conllevan una eliminación significativa de la masa de fango producida.



Nº de páginas: 522
Año de edición: 2009
P.V.P.: 20€

Este libro es de sumo interés tanto para el lector especializado como para aquel que se quiera iniciar en el tema. Se compone de dos partes principales, aunque tenga cuatro capítulos; en la primera, con un lenguaje sencillo y asequible, relata cómo nació el sistema constructivo del hormigón armado y describe el proceso que siguieron las primeras patentes. Después se centra ya en su introducción en España y cómo, a través de sus más importantes representantes, se consolida como un sistema líder en la construcción en nuestro país hasta que fue superado, tiempo después, por el hormigón pretensado.

Pedidos

Para realizar un pedido de publicaciones puede hacerlo por teléfono, fax o correo a:
CEDEX Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
c/ Alfonso XII, 3 - 28014 Madrid

Teléfono: (+34) 91 335 72 95 • Fax: (+34) 91 335 72 49 • E-mail: publicaciones@cedex.es

Experiencias de explotación en Cataluña en estaciones depuradoras con procesos de tratamiento biológico híbridos: los casos de la EDAR Gavà-Viladecans y la EDAR Terrassa

LUCAS MORAGAS BOUYAT (*), EMILIA B. GARCÍA FERNÁNDEZ (**), JORDI ROBUSTÉ CARTRÓ (***), PEDRO AGUILÓ MARTOS (****), JOSEP GASSÓ BARQUÉ (*****), SILVIA FERNÁNDEZ JUNQUERA (*****), ELVIRA CESAR GALOBARDES (******) y IÑAQUI GARCÍA DEL CAMPO (******)

RESUMEN Los nuevos requerimientos aplicables a la calidad de las aguas tratadas han supuesto la revisión de los procesos de tratamiento adoptados en las estaciones depuradoras urbanas. A menudo, las instalaciones de depuración existentes ya habían sufrido modificaciones respecto a la configuración inicialmente adoptada, evolucionando finalmente hasta los tratamientos biológicos con eliminación de nutrientes. En este artículo se describen los casos prácticos de las estaciones depuradoras de Gavà-Viladecans y Terrassa (Barcelona), en las que se ha remodelado el tratamiento biológico para incorporar la eliminación de nutrientes por vía biológica. Dadas las singularidades de cada instalación, con una limitada disponibilidad de terreno para acometer las ampliaciones de los procesos de tratamiento, se optó por una solución altamente compacta: los sistemas híbridos de tratamiento que combinan la actuación de la biomasa fijada en algún tipo de soporte (móvil o fijo), y la biomasa en suspensión. Los sistemas híbridos permiten aumentar la cantidad de biomasa activa sin aumentar el volumen de reacción. La descripción de los casos prácticos contempla los aspectos de diseño de los procesos de tratamiento, la ejecución de las obras y la operación de las nuevas instalaciones haciendo especial énfasis en el mantenimiento. En el caso de la EDAR Gavà-Viladecans se optó por un sistema híbrido sobre soporte móvil HYBAS (Hybrid biological activated sludge) en el reactor biológico, mediante una configuración que combina zonas anóxicas y aerobias. En este caso, las zonas aerobias incluyen un relleno plástico además de disponer de nuevos sistemas de aireación. En el caso de la EDAR Terrassa se optó por un sistema híbrido sobre soporte fijo IFAS (Integrated Fixed Film Activated Sludge). Los reactores biológicos existentes se transformaron a una configuración Bardenpho con el objetivo de aprovechar al máximo el escaso carbono disponible en las aguas a tratar.

TWO HYBRID WASTEWATER TREATMENT PLANTS CASE STUDIES IN CATALONIA: THE GAVÀ-VILADECANS WWTP AND THE TERRASSA WWTP

ABSTRACT *The recent regulatory requirements issued from European Directives applying to the treatment of urban wastewater, require reviewing treatment processes at wastewater treatment plants. Often, sanitation facilities have already undergone through process adjustments regarding the original configuration, to finally set up biological nutrient removal processes. This article describes the case studies of the Gavà-Viladecans and the Terrassa wastewater treatment plants (Barcelona), in which the biological processes have been redesigned to adopt a new biological nutrient removal configuration. Because of the singular aspects of every facility, with limited surface availability to carry out a conventional process upgrade, a highly compact solution was chosen: the hybrid treatment processes that combine attached biomass (based on fix or mobile supports) and suspended biomass. Hybrid systems allow increasing the final biomass concentration using the original volume of the biological reactor. The case study description examines the design of the treatment process, works execution and facilities operation taking specially in account maintenance. In the Gavà-Viladecans WWTP case, a hybrid system based on a mobile support, the Hybrid biological activated sludge (Hybas) biological reactor was chosen, adopting a combination of aerobic and anoxic reactors. In this case, the aerobic biological area incorporates a plastic support packing besides a new aeration system. In the Terrassa WWTP case, a hybrid system based on a fixed support biological Integrated fixed film activated sludge (Ifas) reactor was chosen. Existing biological reactors were transformed to a Bardenpho configuration on the basis of taking the most advantage of the limited carbon available in the incoming raw water.*

(*) Ingeniero Industrial. Jefe del Depto. de Gestión de Acometidas (Infraestructuras eléctricas). ACA. Agència Catalana de l'Aigua. C/ Provença, 204. 08036 Barcelona. E-mail: lmoragas@gencat.cat

(**) Ingeniero Químico. Jefe de Unidad del Depto. de Explotación de Sistemas de Saneamiento. ACA. Agència Catalana de l'Aigua. C/ Provença, 204. 08036 Barcelona. E-mail: ebgarcia@gencat.cat

(***) Doctor CC. Químicas. Jefe de Unidad del Depto. de Explotación de Sistemas de Saneamiento. ACA. Agència Catalana de l'Aigua. C/ Provença, 204. 08036 Barcelona. E-mail: jrobuste@gencat.cat

(****) Ingeniero Industrial. Director técnico. Empresa Metropolitana de Sanejament, EMSSA. E-mail: paguilo@emssa.com

(*****) Lic. CC. Bioquímicas. Jefe de planta. Edar Gavà-Viladecans. Empresa Metropolitana de Sanejament, EMSSA. E-mail: jgasso@emssa.com

(******) Ingeniera Química. Dpto. de Proyectos. Empresa Metropolitana de Sanejament, EMSSA. E-mail: sfernandez@emssa.com

(******) Ingeniera Química. Gerente UTE Edar Terrassa. Depuración de Aguas del Mediterráneo S.A. E-mail: elvira.cesar@dam-aguas.es

(******) Ing. Téc. Química Industrial. Jefe de planta. Edar Terrassa. Depuración de Aguas del Mediterráneo S.A. E-mail: inaqui.garcia@dam-aguas.es

Palabras clave: Sistemas híbridos, IFAS, Hybas, Remodelación, Nutrientes.

Keywords: Hybrid systems, IFAS, Hybas, Upgrade, Nutrient.

1. INTRODUCCIÓN

Los nuevos requerimientos normativos derivados de las Directivas europeas aplicables a la calidad de las aguas residuales tratadas han supuesto la revisión de los procesos de tratamiento adoptados en las estaciones depuradoras urbanas. A menudo, las instalaciones de depuración existentes ya habían sufrido modificaciones respecto la configuración inicialmente adoptada, evolucionando desde los tratamientos físico-químicos iniciales, a los tratamientos biológicos para la eliminación de materia orgánica, hasta los tratamientos biológicos con eliminación de nutrientes.

En este artículo se describen los casos prácticos de las estaciones depuradoras de Gavà-Viladecans y Terrassa (Barcelona), en las que se ha remodelado el tratamiento biológico para poder asegurar la eliminación de nutrientes por vía biológica, optando por la adopción de procesos híbridos de tratamiento biológico.

2. LA EXPERIENCIA EN LA EDAR GAVÀ-VILADECANS

2.1. ANTECEDENTES Y DESCRIPCIÓN DE LA EDAR PREVIA A LA AMPLIACIÓN

La planta depuradora de Gavà-Viladecans está situada al lado del mar y en la actualidad sirve a una población de unos 203.000 habitantes asociada a los municipios de Gavà, Viladecans, Sant Climent de Llobregat, Sant Boi de Llobregat, Castelldefels y les Botigues de Sitges. La planta entró en servicio en el año 1986 con una capacidad de tratamiento de 36.000 m³/d. Debido al crecimiento demográfico de las aglomeraciones servidas por la EDAR, la planta se amplía en 1994 para poder tratar otros 36.000 m³/d adicionales. La ampliación asociada a la línea de agua se lleva a cabo de forma independiente a las instalaciones existentes. Una vez elevada el agua residual, el caudal se divide, siendo tratada una parte en las instalaciones iniciales (línea 1) y la otra en las instalaciones remodeladas (línea 2).

En ambas líneas, el tratamiento de la línea de agua posterior a la elevación constaba de:

- Desbaste: tamizado de 3 mm de paso. Tres unidades por línea.
- Desarenador-desengrasador: dos unidades por línea.
- Decantación primaria: dos decantadores circulares línea 1 y dos rectangulares en la línea 2.
- Reactores biológicos. Dos reactores en cada línea. Los reactores eran similares, siendo la línea 2 más flexible por la variación de los flujos de entrada de agua residual y de recirculación. La aireación se realizaba con turbinas de dos velocidades. Cada reactor disponía de 6 turbinas. En la línea 1 había instaladas dos turbinas de 65 y de 45 kW. En el caso de la línea 2, las turbinas eran de 55 kW. Al tratarse de un sistema de aireación mediante turbinas, la lámina de agua era de unos 4,05 m.
- Decantación secundaria: dos decantadores circulares en cada línea de 35 m de diámetro.
- Evacuación del agua tratada al mar mediante un emisario submarino, o impulsión a un sistema de correderas (canales) para su reutilización indirecta según se describe a continuación.

Este tratamiento permitía obtener una reducción de los sólidos en suspensión por debajo de los 35 mg/l y de la materia orgánica (DBO₅) por debajo de los 25 mg/l.

2.2. JUSTIFICACIÓN DE LA SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA

La depuradora se encuentra dentro del sistema hidrológico del Delta de Llobregat. La zona se caracteriza por su poca pendiente, la presencia de elevados niveles freáticos y unos sistemas de lagunas y humedales muy próximos a la edar. Asimismo es una zona con una importante actividad agrícola. Los terrenos cercanos a la depuradora están surcados por un sistema de correderas (canales) conectado al estanque de la Mutra situado al lado de la EDAR. Este sistema de correderas y estanque permite regular el nivel del freático en la zona. El estanque de la Mutra está equipado con un sistema de bombeo para evacuar el exceso de agua al mar.

Parte del agua depurada era bombeada al sistema de correderas en épocas de baja pluviometría. Este caudal servía para ayudar a mantener el nivel freático y contribuir a mantener el equilibrio de agua dulce/ agua salada reduciendo los procesos de salinización de los terrenos más próximos a la costa. El resto del agua tratada es vertida al mar mediante un emisario submarino.

Esta zona es declarada “zona sensible” dentro del marco de recuperación medioambiental del tramo bajo del río Llobregat, siendo necesaria la eliminación de nutrientes. Esta ampliación del tratamiento queda recogida en la revisión del Programa de Saneamiento de Aguas Urbanas (PSARU) efectuada el año 2006. Se deben obtener unas concentraciones en el agua de salida inferiores a 10 mg/l de N total y 1 mg/l de P total.

Asimismo toda la zona alrededor de la depuradora ha quedado incorporada a la red Natura 2000 y también se enmarca en la zona ZEPA (zona de especial protección de las aves). Este punto es importante porque limita la capacidad de ampliación de los terrenos hacia la zona este de la depuradora, alejados de los reactores biológicos, que estaban declarados como Servicios técnicos.

Las ampliaciones de tratamiento para la eliminación de nutrientes en los sistemas convencionales exigen un aumento del volumen de los reactores biológico y de los decantadores. Sin embargo los espacios disponibles dentro de la depuradora eran escasos, mal situados hidráulicamente y difíciles de aprovechar debido a las interferencias con las instalaciones existentes. Por lo tanto se decidió emplear técnicas compactas que permitiesen aumentar la concentración de la biomasa en los reactores y así poder mantener el volumen existente.

Con el fin de seleccionar la tecnología a emplear se realizaron estudios previos para evaluar la demanda de agua regenerada en la zona, tanto en el sistema de correderas como en los municipios e instalaciones industriales de la zona servida por la EDAR. Este caudal se estimó en cerca de los 30.000 m³/d. Por otro lado, las campañas de caracterización de las aguas residuales llevaron a establecer el caudal de diseño de la ampliación de la EDAR en 64.000 m³/d y una población equivalente de 373.300.

Aprovechando la implantación existente en la depuradora con dos líneas de tratamiento de agua independientes, se decidió ampliar el tratamiento con dos tecnologías diferenciadas, cada una con capacidad para tratar la mitad del caudal de diseño:

Línea 1: se remodelan los reactores biológicos y se construyen nuevas instalaciones para albergar el sistema de tratamiento por reactores de membranas (MBR) y el nuevo sistema de aireación del biológico (difusores). A tal efecto, se utiliza el espacio ocupado por uno de los decantadores secundarios. El agua tratada es desinfectada y almacenada para su posterior bombeo a la red de distribución en función de la demanda.

Línea 2: (objeto de este artículo). En base a los estudios de demanda de agua regenerada, el agua tratada en esta línea sería evacuada al emisario al menos en los primeros años, pero tenía que ser capaz de eliminar nutrientes tanto en el futuro como en el presente para poder aportar agua al sistema de correderas en caso de que el sistema de membranas tuviera problemas para suministrar la demanda de agua regenerada. Por lo tanto se buscó un tratamiento que cumpliera los siguientes requisitos:

- Un tratamiento con capacidad para la eliminación de nutrientes pero que también funcionase bien con solamente eliminación de la materia orgánica. El tratamiento debería de permitir pasar de la eliminación de materia orgánica a eliminación de nitrógeno sin afectar a la decantación y en un periodo de tiempo corto.
- Adaptable a los cambios de caudal y cargas contaminantes. En función de la demanda de agua regenerada, es conveniente poder cambiar la distribución de caudal entre las dos líneas de tratamiento.
- Poder mantener las instalaciones existentes de clarificadores, recirculación externa y purga de fango. Este punto era importante por la dificultad que entrañaba construir un nuevo decantador (falta de espacio cercano) o intentar remodelar y adaptar el clarificador existente de la línea 1. El elevado número de instalaciones existente entre las dos estructuras hacia muy complicado y costoso la interconexión de las líneas de agua y fango y la adaptación del clarificador a la piezométrica de la línea 2.
- Poder incorporar la tecnología manteniendo la línea piezométrica existente. Aunque el caudal se reduce, había poco margen para cambiar la cota del vertedero de los reactores biológicos manteniendo la de los clarificadores.
- Cuando la planta estuviese funcionando para eliminar materia orgánica, el coste de la explotación no fuese su-

perior al existente y permitiese mejorar la calidad del agua tratada.

- Experiencia en instalaciones existentes.

Se seleccionó el sistema de reactores con parte de la biomasa fijada a un lecho y parte en suspensión, el proceso Hybas (Hybrid biological activated sludge). Después de estudiar las alternativas tecnológicas que difieren respecto al tipo de lecho, fijo y móvil, se seleccionó el móvil (carrier) por adaptarse mejor a las características de los reactores existentes: altura lámina de agua y volumen de la zona óxica. Al encontrarse parte de la biomasa adherida al relleno móvil, la concentración del licor mixto se puede mantener a unas concentraciones totales de biomasa que no afectan al funcionamiento de los clarificadores. Se conservaron los dos reactores biológicos con un volumen unitario de 6.000 m³. Cada reactor consta de una zona anóxica, tres zonas óxicas dotadas del relleno plástico, una segunda zona anóxica y una pequeña zona óxica al final sin relleno. Así, la configuración adoptada fue D–N–D–N y el soporte plástico (carrier) que se incorporó fue el modelo K3 de AnoxKaldnes. El volumen de las zonas óxicas con lecho es de 2.743 m³ por reactor con un volumen de lecho de 906 m³.

2.3. PUESTA EN MARCHA DEL PROCESO HÍBRIDO

La obra de remodelación de la EDAR de Gavà-Viladecans para implementar el sistema híbrido se inició a mediados de Junio y concluyó a finales de Septiembre de 2010. El proceso de tratamiento se arrancó de forma gradual sembrando fango activo desde las otras líneas de tratamiento. En la puesta en marcha se partió de una concentración de SSLM de unos 1.000 mg/l con una carga adecuada que garantizase que la calidad del efluente fuese la adecuada.

Transcurrido aproximadamente un mes de la puesta en marcha ya se empezó a apreciar el crecimiento de la biopelícula en el interior del soporte plástico. El proceso de formación de la biopelícula alcanzó su fase óptima a principios de Enero de 2011.

El único problema que surgió en esta fase de puesta en marcha fue la formación de espumas. La proliferación de espumas se atribuye a la sobreaireación que tuvo que soportar el proceso para asegurar la correcta circulación del soporte plástico en el interior del reactor biológico. Inicialmente el soporte no tiene biomasa adherida y tiende a flotar en la super-



FIGURA 1. Vista aérea de la Edar Gavà-Viladecans.



FIGURA 2. Detalle del licor mezcla y el soporte móvil de biomasa.

ficie del reactor, por lo que hay que aportar un alto caudal de aire para que se mantenga en suspensión (de hasta 2 veces el Q aireación en condiciones normales de operación). Al ir desarrollándose la biomasa sobre los soportes móviles, la densidad del soporte aumenta disminuyendo su flotabilidad, produciéndose entonces la circulación necesaria en el seno del reactor para asegurar una homogeneidad en todo el volumen.

Para controlar la formación de espumas se dosificó una pequeña cantidad de solución de polielectrolito catiónico en la línea de recirculación externa de fango. El polielectrolito empleado fue el mismo que se dosificaba en el proceso de deshidratación de fango.

El caudal tratado y la calidad del efluente durante la puesta en marcha del proceso híbrido se resume en la Tabla 1.

	Octubre	Noviembre	Diciembre
CAUDAL (m ³ /d)	22.607	21.600	19.559
DBO (mg/l)	7	6	4
DQO (mg/l)	56	51	50
SS (mg/l)	9	7	9
N-NH ₄ (mg/l)	5,0	4,9	6,5
N-NO _x (mg/l)	4,2	3,9	3,8
NT (mg/l)	16,5	11,1	12,0
PT (mg/l)	2,8	3,5	3,2

TABLA 1. Calidad del agua tratada durante el proceso de arranque.

2.4. EXPLOTACIÓN DEL PROCESO HÍBRIDO

Actualmente el sistema híbrido lleva dos años en funcionamiento. En los apartados siguientes se va a proceder a realizar una comparación, desde el punto de vista de explotación, del proceso de tratamiento por fango activo convencional y del proceso híbrido.

2.4.1. Calidad del efluente

Durante los tres meses de puesta en marcha del proceso híbridos quedó patente su efectividad para cumplir con la normativa vigente estatal y autonómica. Posteriormente se dejó de nitrificar y desnitrificar en los reactores biológicos híbrido y se operó la planta solamente para eliminar la materia orgánica biodegradable.

	CAUDAL HYBAS	DBO Entrada	DBO Salida	SS Entrada	SS Salida	DBO Decantada	SS Decantada	Carga DBO Decantada
	m ³ /día	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	kg/día
JUNIO	27.884	572	14	587	21	288	220	8.031
JULIO	28.427	402	13	503	23	278	242	7.903
AGOSTO	26.939	309	8	481	20	178	131	4.795
SEPTIEMBRE	27.889	462	12	610	23	251	180	7.000
OCTUBRE	30.014	296	7	363	16	212	141	6.363
NOVIEMBRE	29.481	350	9	387	18	210	160	6.191
DICIEMBRE	27.707	411	13	417	24	224	155	6.206
ENERO	27.750	528	14	637	25	248	170	6.882
FEBRERO	28.986	508	12	468	16	273	127	7.913
MARZO	27.753	517	9	541	19	256	155	7.105
ABRIL	27.904	640	10	749	21	237	164	6.613
MAYO	27.972	547	10	626	18	221	165	6.182
DESEMBRE	29.028	343	13	565	20	147	148	4.267
MEDIA	28.226	462	11	531	20	240	168	6.765

TABLA 2. Histórico de la calidad agua tratada del proceso convencional.

	CAUDAL IFAS	DBO Entrada	DBO Salida	SS Entrada	SS Salida	DBO Decantada	SS Decantada	Carga DBO Decantada
	m ³ /día	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	kg/día
JUNIO	25.992	310	17	263	18	174	112	4.523
JULIO	26.531	391	20	369	20	209	110	5.545
AGOSTO	23.689	389	9	265	14	224	110	5.306
SEPTIEMBRE	27.382	321	18	233	17	209	112	5.723
OCTUBRE	28.732	387	9	333	10	171	106	4.913
NOVIEMBRE	34.438	289	14	251	16	168	116	5.786
DICIEMBRE	27.814	366	6	337	11	230	132	6.397
ENERO	23.360	457	13	376	14	261	142	6.097
FEBRERO	23.827	481	25	447	20	276	165	6.576
MARZO	23.829	452	16	383	14	259	148	6.172
ABRIL	24.756	426	24	328	22	236	169	5.842
MAYO	24.034	475	23	441	25	278	187	6.681
MEDIA	26.199	395	16	336	17	225	134	5.884

TABLA 3. Histórico de la calidad agua tratada del proceso híbrido.

PROCESO	kWh / día	kWh / kg DBO ₅
FANGO ACTIVO CONVENCIONAL	5.933	0,877
HYBAS	3.959	0,673

TABLA 4. Comparativo ratios energéticos.

En la Tabla 2 se muestran los datos de calidad obtenidos en el proceso de fango activo convencional durante el periodo de Junio de 2007 a Mayo de 2008.

En la Tabla 3 se muestran los datos de calidad obtenidos en el proceso híbrido durante el periodo de Junio de 2011 a Mayo de 2012.

2.4.2. Consumo eléctrico

En el proceso de fango activo convencional cada reactor biológico disponía de seis turbinas de aireación. Cada turbina podía funcionar con dos velocidades. El consumo unitario era de 36 kWh en velocidad lenta, y de 55 kWh en velocidad rápida. El control de funcionamiento de las turbinas requería una especial atención por parte del operador debido a que no era posible el control por medición del oxígeno disuelto debido a la sobreaireación generada por las turbinas. Para operar las turbinas se disponía de unas tablas horarias de funcionamiento acordes con la carga de DBO a tratar. El operador seleccio-

IVF FANGO ACTIVO	117
IVF HYBAS	68

TABLA 5. Comparativo comportamiento IVF.

naba la tabla en función del día (laborable o festivo) y en función de la evolución de la turbidez del efluente.

En el actual proceso híbrido se dispone de dos turbocompresores (más uno de reserva) para los dos reactores biológicos. Cada turbocompresor tiene una potencia de 355 kW y suministra un caudal de aire de unos 18.400 Nm³/h. El control del oxígeno disuelto se realiza por medidores en continuo, quedando el funcionamiento regulado por el sistema de control de planta.

La Tabla 4 muestra el consumo eléctrico medio del período considerado en las tablas anteriores para el proceso de fango activo convencional y el proceso híbrido (solamente eliminando materia orgánica). Conviene indicar que la sumergencia media de los difusores es de 3,7 m.

2.4.3. Índice volumétrico del fango (IVF)

El índice volumétrico del fango (IVF) es menor en el proceso híbrido que en proceso de fango activo convencional. Además, durante el período considerado el IVF del proceso híbrido ha sido extremadamente regular. La Tabla 5 muestra los valores del IVF de ambos procesos.

2.4.4. Edad del fango

Tanto en el sistema de fango activo convencional como en el licor mezcla del sistema híbrido, la edad del fango ha sido similar. La Tabla 6 muestra los valores de edad del fango de ambos procesos.

FANGO ACTIVO	8,3 días
HIBRIDO	7,5 días

TABLA 6. Comparativo edad del fango (días).



FIGURA 3. Aspecto de la biopelícula adherida al material de relleno.

2.4.5. Análisis de la microfauna

En la observación microscópica del fango activo convencional se apreciaba un floc muy desestructurado y pequeño, con abundancia de organismos filamentosos, tanto dentro del floc como libres. Solían estar presentes las especies *Microthrix parvicella* (en invierno), *Nostocodia limicola*, *Nocardia* (en verano), Tipo 021N, Tipo 0914 y Tipo 1851. Sin embargo, la presencia de estas bacterias filamentosas no ocasionaba problemas de bulking, más bien algún episodio de espumas en el reactor biológico durante los meses fríos del año.

Con el proceso híbrido, la presencia de organismos filamentosos ha disminuido, hasta el punto de casi desaparecer, tanto en el licor mixto como en la biopelícula. En cuanto a los ciliados, se ha observado que hay unas diez veces más de actividad en la biopelícula que en el licor mixto. También se ha observado la ausencia total de pequeños metazoos (nemátodos y rotíferos).

En varios estudios de caracterización de protozoos, tanto en fango activo convencional como del sistema híbrido, se ha observado una distribución similar de microorganismos. Los protozoos presentes en mayor número en cada uno de los procesos son:

- Proceso fango activo convencional:
 - Flagelados bodonidos.
 - Ciliados: *Aspidisca*, *Epistylis*, *Opercularia*, *Vorticella*, *Litonotus*.
- Proceso HYBAS:
 - Flagelados diplomonádidos.
 - Ciliados: *Aspidisca*, *Epistylis*, *Vorticella*, *Tokophrya*.

Esta abundante presencia de ciliados periticos y ciliados hipótricos reptantes es característica de un fango maduro y la presencia de flagelados se relaciona con una aireación limitada.

2.4.6. Operaciones de mantenimiento

El mantenimiento de las turbinas de aireación en el proceso de fango activo convencional consiste en una revisión anual

de las palas, el cambio de rodamientos del motor cada 20.000 h, cambio de rodamientos del reductor cada 50.000 h, cambio de aceite del reductor cada 6.000 h, y engrase de varios puntos del reductor cada 800 h. Una vez al año se vaciaba el reactor biológico para efectuar una limpieza del fango decantado debajo de las turbinas y en los laterales del tanque.

El mantenimiento de los turbocompresores del proceso híbrido incluye un análisis anual del aceite y una revisión general de la máquina por personal especializado cada 18.000 h de funcionamiento, o al menos cada tres años. En cuanto al sistema de aireación y el soporte plástico, no necesitan ningún tipo de revisión especial. En este tipo de proceso es importante revisar anualmente los colectores de salida de cada zona híbrida para proceder a su limpieza, evitando la colmatación y obstrucción de la plancha perforada que retiene al soporte móvil. Esto requiere un vaciado parcial de los reactores biológicos y una limpieza localizada de los conductos que comunican los reactores.

2.4.7. Problemas operacionales

Uno de los problemas de operación más comunes en las EDAR's es el bulking filamentosos. En el periodo considerado en el que la planta funcionaba por el sistema de fango activo convencional, hubo un episodio de bulking causado por *Microthrix parvicella*, episodios habitualmente registrados durante la época invernal.

Otro problema importante en este tipo de proceso es la desnitrificación espontánea. Se dieron varios episodios de desnitrificación en el decantador secundario, originando escapes masivos de fango. El control de aporte de oxígeno a sistemas que funcionan con turbinas debe ser muy estricto ya que de no ser así pueden darse problemas como el mencionado.

Con el actual sistema híbrido se dispone de un control mucho más preciso del aporte de oxígeno, por lo que el problema anterior se ha minimizado.

El principal problema operacional del sistema híbrido ha sido el de la formación de espumas en el reactor biológico. Estas espumas no están relacionadas con el crecimiento de microorganismos filamentosos y aparecen en dos situaciones concretas: durante los meses de invierno y cuando el caudal de aire aportado a los reactores biológicos es muy alto.

2.4.8. Huella del carbono

Algunas de las actividades que se desarrollan en la EDAR implican un consumo de energía eléctrica, unos desplazamientos que consumen combustible y unos procesos que generan gases de efecto invernadero. Esto se traduce en unas emisiones de CO₂ a la atmósfera.

Para cuantificar el impacto que generan estas emisiones existe una herramienta que es la Huella de Carbono. En la EDAR de Gavà-Viladecans la Huella de Carbono, antes y después de la ampliación, ha sido los mostrados en las Figuras 4 y 5.

3. LA EXPERIENCIA EN LA EDAR TERRASSA

3.1. ANTECEDENTES Y DESCRIPCIÓN DE LA EDAR PREVIA A LA AMPLIACIÓN

En el año 1994 se puso en funcionamiento la estación depuradora de aguas residuales de Terrassa, dimensionada para tratar un caudal nominal de 75.000 m³/d y que daba servicio a los municipios de Terrassa, Matadepera y Sant Quirze del Vallès. La configuración inicial de la planta, prevista para tratar aguas urbanas con una alta componente industrial, presentaba un tratamiento físico-químico del agua, espesamiento y deshidratación mecánica de los fangos mediante filtros banda.

FIGURA 4. Huella de carbono del proceso fango activo convencional (año 2009): 4.212,90 t CO₂ eq.

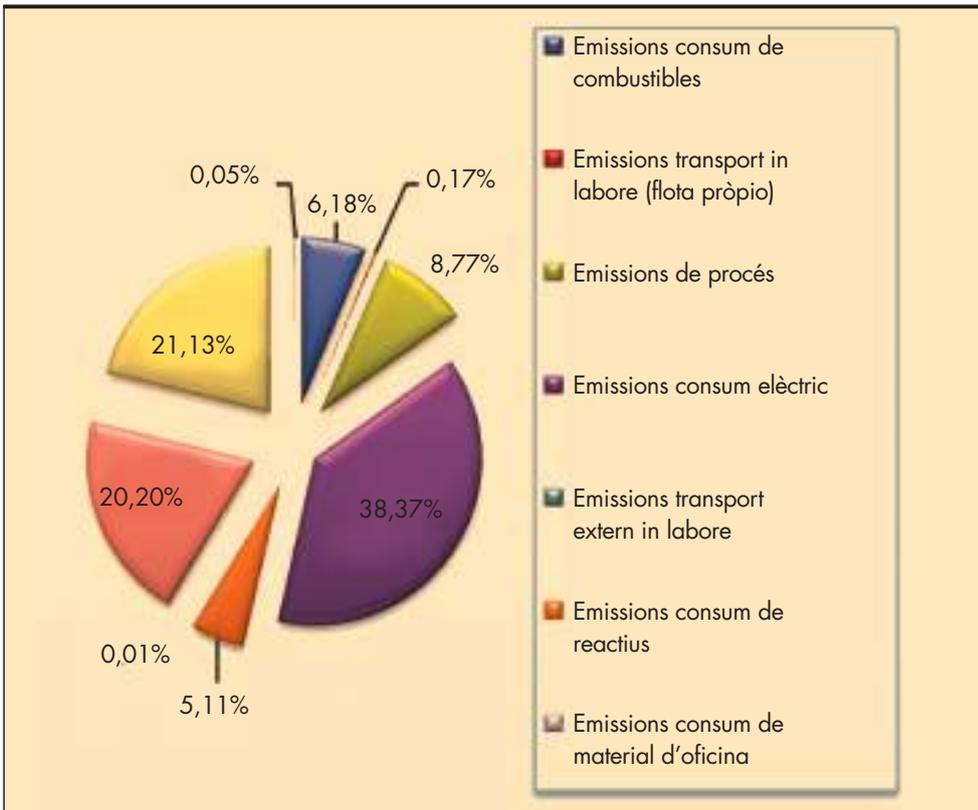
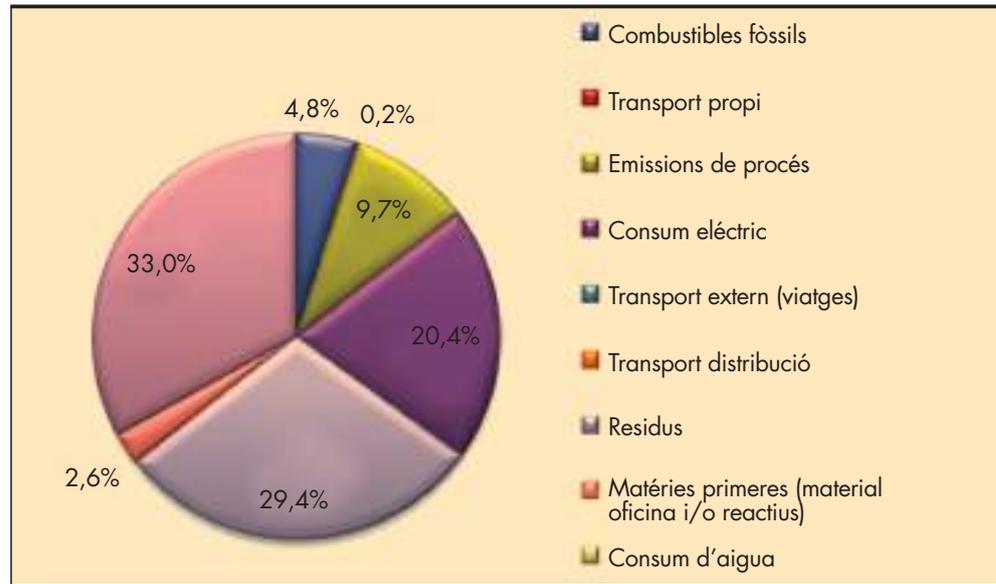


FIGURA 5. Huella de carbono del proceso MBR + IFAS (año 2011): 4.212,90 t CO₂ eq.

Un tiempo más tarde, concretamente en el año 1999, se amplió el nivel de tratamiento con la construcción de un proceso biológico de fangos activados para la eliminación de materia orgánica. Se incorporó un reactor biológico con aeración por soplantes, decantación secundaria y digestión anaerobia de los fangos mixtos. La ampliación se dimensionó para el tratamiento biológico de 60.000 m³/d, sin eliminación de nutrientes en un reactor biológico con configuración de alimentación escalonada (step-feed).

La revisión de la declaración de zonas sensibles llevada a cabo en Cataluña en el año 2006 generó la necesidad de incorporar la eliminación de nutrientes al tratamiento existente en la Edar de Terrassa. De esta manera, en el año 2010 finalizaron las obras de remodelación de la edar para ampliar su capacidad de tratamiento hasta 75.000 m³/d, y modificar el tratamiento incorporando la eliminación de nutrientes.



FIGURA 6. Bastidores Ifas en el reactor biológico.

3.2. JUSTIFICACIÓN DE LA SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA

La baja disponibilidad de espacio que presentaba la infraestructura ya operativa, y que requería una modificación del tratamiento para adoptar la configuración de eliminación de nutrientes, generó la necesidad de analizar alternativas tecnológicas altamente compactas. En una primera instancia se planteó la posibilidad de optar por la tecnología de membranas para tratar la integridad del caudal. Se realizaron pruebas en dos plantas piloto, una basada en tecnología de membranas de fibra hueca y otra basada en tecnología de membranas de placa plana. La operación de las plantas piloto puso en evidencia la problemática de la operación en ambos casos, provocada por la presencia de vertidos industriales, generando procesos de limpieza con frecuencias excesivamente altas. Por este motivo, se optó por abandonar la alternativa tecnológica de las membranas para optar por un sistema híbrido basado en la actuación combinada de biomasa sobre soporte fijo y biomasa suspendida. En el caso de la biomasa fija, la tecnología seleccionada fue el IFAS (Integrated Fixed Activated Sludge), donde la biomasa se desarrolla parcialmente sobre un soporte de material textil en configuración lineal.

Los cuatro reactores biológicos existentes, de 5.500 m³ cada uno, y tipología MLE-modificada (Anóxico-Óxico) se transformaron a una configuración Bardenpho (Anóxico-Óxico-Anóxico-Óxico) con la intención de aprovechar al máximo el escaso carbono disponible en las aguas a tratar y hacer más eficiente la dosificación de carbono procedente de una fuente externa, en el proceso de desnitrificación. En la primera zona óxica se instalaron los soportes IFAS. En cada línea se instalaron 42 módulos de soporte IFAS, cada uno de los 168 módulos consta de 153 telas con una anchura de 0.96 m y una altura de 3.82 m resultando un área total de 561.08 m² por módulo (94261 m² de telas totales). El soporte textil IFAS ocupa el 40% del volumen del tanque óxico donde cada m² lineal de tela representa 23 m² de área específica. Desde el punto de vista volumétrico el área específica es de 200 m²/m³.

El sistema híbrido IFAS permite aumentar la cantidad de biomasa activa sin aumentar el volumen de reacción, garantizando, en periodos de bajas temperaturas, la nitrificación del NKT afluente sin aumentar la edad de fango en suspensión y con concentraciones de oxígeno disuelto similares a las de un proceso convencional.



FIGURA 7. Detalle de la fibra textil soporte de biomasa.



FIGURA 8. Decantador secundario modificado.

Por lo que respecta a la decantación secundaria, se decidió sustituir los equipamientos electromecánicos en los tres decantadores existentes, por nuevos puentes de succión diametral incorporando sistemas de disipación de energía en la alimentación y pantallas Stamford en los muros perimetrales.

Con el objeto de garantizar la continuidad de la calidad de tratamiento durante la etapa de construcción, se decidió la construcción de un nuevo reactor de biomembranas (MBR) con capacidad para el tratamiento de 15.000 m³/día. El funcionamiento del MBR permitió la actuación secuencial en los tres decantadores secundarios para su remodelación durante la ejecución de las obras.

3.3. EXPLOTACIÓN DEL PROCESO IFAS

El sistema IFAS lleva en funcionamiento en la EDAR de Terrassa desde el año 2010. Durante la puesta en marcha inicial se trabajó con el objetivo de eliminar la contaminación carbonosa, y no fue hasta el mes de Abril del año 2012 cuando se modificaron los parámetros de explotación del tratamiento biológico con la intención de eliminar, también, la contaminación nitrogenada.

A continuación se muestran los resultados obtenidos durante siete meses de explotación del proceso: la calidad del agua, los consumos energéticos y las características del fango obtenido.

3.3.1. Datos de operación y calidad del efluente

En la Tabla 7 se puede observar las concentraciones promedio de sólidos suspendidos totales, DBO₅, DQO y nitrógeno total tanto en el agua influente al tratamiento como a la salida del mismo, durante los meses de explotación (desde abril de 2012 a octubre de 2012). Además, en la misma tabla se ha añadido el cálculo del rendimiento del proceso IFAS en la eliminación de cada uno de estos parámetros. El caudal medio de tratamiento fue de 31.500 m³/d.

Las dos últimas columnas de la tabla muestran la edad del fango a la que se ha trabajado y el índice volumétrico de fangos.

3.3.2. Consumo eléctrico

Antes de la puesta en marcha del proceso IFAS, la aportación de aire al tratamiento biológico existente se realizaba mediante 4 soplantes de velocidad fija y 250 kW de potencia unitaria y 2 soplantes de doble velocidad de 150/230 kW, equipos que permanecen operativos como reserva de los 3 turbocompresores que se instalaron en la anterior ampliación. Cada turbocompresor tiene una potencia de 207 a 448 kW y suministra un caudal de aire de 11.703 a 24.607 Nm³/h.

El control de la aireación se realiza mediante el sistema A₂C "Advanced Aeration Controls", sistema que permite mini-

MES	Caudal m ³ / día	SST			DBO ₅			DQO			N total			Fango	
		E	S	Rend.	E	S	Rend.	E	S	Rend.	E	S	Rend.	IVF	Edad
		mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	mgN/l	mgN/l	%	ml/g	días
abril-12	35.406	176	12	93	276	7	97	356	59	83	87	60	31	154	12
mayo-12	34.192	131	6	95	284	7	97	428	37	91	61	21	66	112	21
junio-12	30.530	124	5	96	305	8	97	420	40	91	64	22	66	68	14
julio-12	28.709	135	5	96	282	7	97	459	30	93	60	13	78	74	15
agosto-12	24.486	114	4	97	231	5	98	366	23	64	60	18	70	82	9
septiembre-12	30.254	111	3	97	270	6	98	455	23	95	66	21	68	91	11
octubre-12	36.948	113	6	95	291	7	98	430	30	93	65	19	71	77	15
MEDIA	31.504	129	6	96	277	7	98	416	35	87	66	25	64	94	14

TABLA 7. Datos de operación y calidad del agua influente y efluente al tratamiento biológico.

MES	ENERGÍA IFAS		
	kWh/mes	kWh/d	kWh/DBO ₅
abril-12	146.374	4.879	0,42
mayo-12	215.804	7.193	0,61
junio-12	218.152	7.272	0,63
julio-12	240.253	8.008	0,78
agosto-12	166.203	5.540	0,76
septiembre-12	186.548	6.218	0,62
octubre-12	197.829	6.594	0,51

TABLA 8. Consumo eléctrico del proceso IFAS.

mizar el consumo energético asociado a la aeración y optimizar el rendimiento del proceso de tratamiento ajustando continuamente el punto de funcionamiento de la central de producción de aire y el caudal aportado a los reactores con objeto de mantener los niveles de oxígeno disuelto deseado en los diferentes reactores y zonas de control.

En la Tabla 8 se puede observar el consumo eléctrico medio, del período considerado en la tabla anterior, para el proceso IFAS teniendo en cuenta que durante este periodo se ha eliminado tanto materia orgánica como nitrógeno. Se muestra además el consumo de energía por kg de DBO₅ de entrada al proceso.

3.3.3. Operaciones de mantenimiento

Desde el punto de vista del mantenimiento, el hecho de que exista un soporte IFAS en los reactores biológicos no supone ninguna dificultad añadida a la de un reactor convencional, salvo en el momento en el que haya que operar en los difusores. En esta situación, los soportes IFAS (bastidor donde se ubican las telas), se pueden desplazar para permitir el acceso a los difusores y será el desplazamiento de los mismos la única dificultad adicional a la de un reactor convencional.

Las operaciones de mantenimiento de los equipos de producción de aire, soplantes y turbocompresores, son las mismas que las de cualquier otro sistema de tratamiento.

En cuanto al sistema de aireación y el soporte IFAS, no necesitan ningún tipo de revisión especial.

3.3.4. Problemas operacionales

Durante el breve periodo de tiempo del que se dispone de información del sistema IFAS en condiciones de eliminación de nitrógeno, de abril a octubre de 2012, no se ha registrado en ningún momento episodios de formación de espumas por bulking filamentoso. Las espumas que se observan en la superficie de los reactores, y que en contadas ocasiones tienen un crecimiento masivo, son debidas a aportaciones de aguas residuales de origen industrial caracterizadas por elevada presencia de compuestos con alta tensión superficial.

En estos casos de crecimiento masivo de espumas en los reactores, se dispone de una instalación que permite su extracción por reboso y envío al espesador por flotación.

La baja relación carbono/nitrógeno de las aguas afluentes al tratamiento biológico (416/66=6,3) imposibilita una desnitrificación completa de los nitratos formados. En esta situación, no es posible recuperar todo el oxígeno esperado por lo que el consumo energético aumenta y se registra una elevada concentración de N-NO₃ haciendo que el N_{total} supere el valor deseado.

El IVF medio del fango obtenido presenta un valor de 94 ml/g, valor que indica la buena sedimentabilidad del fango obtenido.

En cuanto al tiempo de retención al que se ha trabajado el valor medio ha sido de 14 días, tiempo suficiente como para que la nitrificación tenga lugar.

4. DISCUSIÓN

La implantación de los sistemas híbridos en los dos casos de estudio destaca por su relativa facilidad de adaptación a las instalaciones existentes. Las tecnologías seleccionadas han permitido remodelar los tratamientos biológicos adaptándose a las limitaciones por la poca disponibilidad de terreno, sin la necesidad de dotarse de volumen adicional en los reactores biológicos, y remodelando parcialmente la decantación secundaria.

De los resultados obtenidos durante los periodos en que han operado las edar estudiadas, se desprende que los procesos híbridos permiten alcanzar elevados rendimientos de eliminación de sólidos suspendidos, DBO₅, DQO y nitrógeno total. En los primeros meses de operación, debido a la necesidad de estabilización y causa de los problemas asociados a la puesta en marcha de los procesos biológicos, se observa cómo los rendimientos de eliminación de cada uno de los parámetros han sido ligeramente inferiores a los obtenidos durante los meses posteriores.

La operación y mantenimiento de las nuevas instalaciones no reviste una complejidad adicional a la habitual en una planta de estas características.

5. BIBLIOGRAFÍA

1. Proyecto de Liquidación de la Ampliación de la Edar Terrassa-Les Fonts. Clave: S-AA-01334. Agencia Catalana del Agua, junio 2011.
2. Proyecto de Liquidación de la Ampliación y Tratamiento Terciario de la Edar Gavà-Viladecans. Agencia Catalana del Agua, junio 2011.
3. Galí, A.; Trillo, J.; Piriz, A. (2011). Estudio en planta piloto y modelización del tratamiento biológico con biomasa fijada (IFAS) de la ampliación de la Edar Terrassa. Tecnología del Agua, 327, marzo 2011.
4. Zalakain, G.; Larrea, A.; Malfeito, J.; Albizuri, J.; Larrea, L. (2008). El proceso híbrido con lecho móvil HYBAS, una eficaz alternativa para la remodelación de EDAR urbanas existentes. Tecnología del Agua, 294, marzo 2008.
5. Zalakain, G.; De la Sota, A.; Larrea, A.; Malfeito, J.; Albizuri, J.; Larrea, L. (2008). Proceso híbrido HYBAS aplicado a la remodelación de EDAR para eliminación de nitrógeno y fósforo. Tecnología del Agua, 295, abril 2008.
6. Santamaria, A.; Zalakain, G.; Hernández, M.; Fernández, S.; Gassó, J. (2011). Remodelación del tratamiento biológico de la Edar Gavà-Viladecans mediante el proceso híbrido HYBAS. Tecnología del Agua, 327, marzo 2011.

Tendencias actuales en las tecnologías de tratamiento de las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas

YASMINA FERRER MEDINA (*), ENRIQUE ORTEGA DE MIGUEL (**) y JUAN JOSÉ SALAS RODRÍGUEZ (***)

RESUMEN España cuenta con un gran número de pequeñas poblaciones, como pone de manifiesto el hecho de que de los 8.111 municipios existentes el 72% presenta una población inferior a los 2.000 habitantes, elevándose a 3.800 (47%) los municipios menores de 500 habitantes.

En la forma de abordar el tratamiento de las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas, cabe distinguir tres etapas diferenciadas a lo largo del tiempo. En un primer momento (previo a la década de los 80), las tecnologías de depuración que se aplicaban a las pequeñas aglomeraciones eran mera reproducción, a menor escala, de las que se aplicaban en las grandes urbes, con un amplio predominio de la tecnología de aireación prolongada. Por sus elevados requisitos energéticos y técnicos, un elevado número de estas instalaciones fueron quedando fuera de servicio.

En la década de los 80 hacen su aparición las tecnologías extensivas. Diseños inadecuados, deficiencias constructivas, tamaños de población excesivamente grandes, etc., provocaron que no se alcanzasen los resultados esperados, lo que se tradujo en un rechazo generalizado de este tipo de tecnologías.

En la actualidad, se comienza a tomar conciencia de que la depuración en pequeñas aglomeraciones requiere otro enfoque más exigente, tanto desde el plano técnico como desde la gestión, que dé respuesta a las causas que provocaron los anteriores fracasos, planteándose todo un abanico de posibles tecnologías (intensivas, extensivas y mixtas), todas ellas válidas en función de las características concretas de la aglomeración, cuyas aguas residuales se vayan a tratar, y de las exigencias de vertido.

En este documento se pasa revista a las tendencias actuales en el campo del tratamiento de las aguas residuales de las pequeñas aglomeraciones urbanas, haciendo repaso tanto a las tecnologías de depuración ya consolidadas como a las tecnologías emergentes y a las que se encuentran aún en fase de experimentación y desarrollo.

CURRENT TRENDS IN WASTEWATER TREATMENT IN SMALL AGGLOMERATIONS

ABSTRACT Spain has a great number of small agglomerations. In fact from the 8.111 existing municipalities, 72% have less than 2.000 inhabitants and 47% of them (3.800) have less than 500 inhabitants.

Concerning wastewater treatment in small agglomerations three periods can be distinguished. Before the 80th, wastewater treatment plants were merely small reproductions of those applied in bigger agglomerations, and Extended Aeration was basically the only process. Due to their high energy and technical requirements, many of these small plants were left out of service.

Extensive technologies appeared in Spain during the 80th. Results were not as good as expected mainly due to design and construction failures, which resulted in a general rejection of these technologies.

Nowadays, we are just starting to be aware that wastewater treatment in small agglomerations, need a new approach, more demanding concerning technical and management issues, to give an answer to the origin of previous mistakes. This new approach offers a wide range of possible technologies (extensive, intensive and mixed), each of them could be a good option depending on the specific characteristics of the agglomeration, and the discharge requirements.

This paper reviews current trends concerning urban wastewater treatment in small agglomerations, including consolidated technologies, emerging technologies and technologies which are still in development or in an experimental phase.

Palabras clave: Depuración de aguas residuales, Pequeñas aglomeraciones urbanas, Tecnologías extensivas, Tecnologías intensivas.

Keywords: Urban wastewater treatment, Small agglomerations, Extensive technologies, Intensive technologies.

(*) Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX). Paseo Bajo de la Virgen del Puerto, 3. 28005 Madrid. E-mail: yasminda.ferrer@cedex.es

(**) Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX).

(***) Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA).

1. INTRODUCCIÓN

España cuenta con un gran número de pequeñas poblaciones, como pone de manifiesto el hecho de que de los 8.111 municipios existentes el 72% presenta una población inferior a los 2.000 habitantes, elevándose a 3.800 (47%) los municipios menores de 500 habitantes.

Desde el 1 de Enero de 2006, las aglomeraciones urbanas menores de 2.000 habitantes equivalentes, que vierten a aguas continentales o estuarios y que cuentan con red de saneamiento, están obligadas a someter a sus aguas residuales a un tratamiento adecuado [Real Decreto Ley 11/1995].

El primer Plan Nacional de Saneamiento y Depuración (1995-2005) dio prioridad a las medianas y grandes aglomeraciones. Posteriormente, el Plan Nacional de Calidad de las Aguas (2007-2015) aborda la depuración de pequeñas aglomeraciones, especialmente las ubicadas en espacios protegidos. También, las Comunidades Autónomas han comenzado a incluir la depuración de las pequeñas aglomeraciones en sus planes de saneamiento.

En España, en el tratamiento de las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas cabe distinguir tres etapas diferenciadas:

En un primer momento (previo a la década de los 80), las tecnologías de depuración que se aplicaban a las pequeñas aglomeraciones eran mera reproducción, a menor escala, de las que se aplicaban en las grandes urbes, predominando la implantación de instalaciones basadas en la tecnología de aireación prolongada, que se disponían enterradas en las aplicaciones de menor tamaño. Carencias técnicas y económicas, para hacer frente a la correcta explotación y mantenimiento de este tipo de instalaciones, provocaron que un gran número de ellas quedasen fuera de servicio, o no cumpliesen con las expectativas previstas [Massa, 1988].

Como opción alternativa, en la década de los 80 se asiste a un "boom" de las inicialmente denominadas "tecnologías de bajo coste" o "tecnologías blandas" y que en la actualidad se conocen como tecnologías extensivas. Encuadradas en este tipo de tecnologías, las que alcanzaron un mayor grado de implantación a nivel nacional fueron los Lagunajes y los Filtros de Turba, y en menor medida, los Filtros Verdes. En la mayoría de los casos, estas instalaciones tampoco resultaron ser una opción válida.

En el caso de los Lagunajes, a finales de los años 80 España contaba con unas 100 instalaciones en operación y construcción [MOPT, 1991], destacando el desarrollo que alcanzó en la Región de Murcia, en la que en el periodo 1984-1990 se pusieron en operación 11 depuradoras mediante lagunaje, todas ellas con una capacidad de tratamiento superior a los 20.000 habitantes equivalentes, ascendiendo la capacidad total a 473.500 habitantes equivalentes y la superficie ocupada a unas 169 hectáreas [Belchí, 1990].

El incremento de la carga contaminante industrial (principalmente de la industria conservera), mucho mayor que el previsto en los proyectos, junto a deficiencias en el diseño (3,6 m²/habitante equivalente, de media), fueron las principales causas del mal funcionamiento de esta tecnología de tratamiento.

Andalucía es la comunidad donde los Filtros de Turba han alcanzado un mayor grado de implantación, motivado en gran parte por la proximidad de las turberas de Padul (Granada), contando en la actualidad con un centenar de instalaciones, con una capacidad total de tratamiento de unos 200.000 habitantes equivalentes [Salas, 2008].

En este caso, los motivos de su fracaso hay que buscarlos en las elevadas cargas hidráulicas y orgánicas recomendadas para el diseño de los filtros (20-40 l/m².h y 0,25-0,30 kg



FIGURA 1. Filtros de Turba en estado de abandono.

DBO₅/m².d, respectivamente), y en la indefinición de las características fisicoquímicas de las turbas a emplear como sustrato filtrante.

Como se observa, la causa principal del fracaso inicial de la implantación de tecnologías extensivas en España radicó en diseños deficientes, que provocaron que las instalaciones operasen con cargas muy superiores a las recomendables. A ello también contribuyó el hecho de aplicar estas tecnologías a tamaños de población muy superiores a los recomendables, y en ocasiones con importantes aportaciones de origen industrial. Como consecuencia de estos fracasos muchas instalaciones de Lagunaje y de Filtros de Turba han sido abandonadas, o demolidas.

Otros factores genéricos que han contribuido al fracaso, en general, de la depuración en las pequeñas aglomeraciones, han sido: la ausencia de unos límites de vertido claros, los altos costes por habitante de implantación y explotación, la falta de recursos económicos y técnicos de los pequeños municipios, las dificultades a la hora de la caracterización de los vertidos y la extrema variabilidad espacial y temporal de los mismos.

En la actualidad, y tras lo aprendido de las dos etapas anteriores, se comienza a tomar conciencia de que la depuración en pequeñas aglomeraciones requiere otro enfoque más exigente, tanto desde el plano técnico como desde la gestión, que dé solución a las causas que provocaron los anteriores fracasos, planteándose todo un abanico de posibles tecnologías (intensivas, extensivas y mixtas), todas ellas válidas, en función de las características concretas de la aglomeración, cuyas aguas residuales se vayan a tratar, y de las exigencias de vertido.

La importancia del tratamiento de las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas se pone de manifiesto en el elevado número de aglomeraciones menores de 2.000 habitantes equivalentes que aún no disponen de un tratamiento adecuado de sus efluentes. En el año 2008 se estimó que la carga contaminante que aún no disponía de tratamiento adecuado, en este rango de población, se situaba entre 3 y 4 millones de habitantes equivalentes, repartidos en más de 6.000 aglomeraciones, muchas de ellas menores de 500 habitantes equivalentes [CEDEX-CENTA, 2009].

A continuación se hace un repaso de las diferentes tecnologías que se están empleando actualmente para la depuración de aguas residuales urbanas en pequeñas aglomeraciones. Algunas de estas tecnologías son muy conocidas y se emplean desde hace tiempo en España, otras son relativamente nuevas en este rango de población, pero debido a su idoneidad para

ser aplicadas en pequeñas aglomeraciones, se están empleando cada vez más, encontrándose en plena fase de expansión. Por último, también se mencionan algunas tecnologías que aun se encuentran en fase de experimentación y desarrollo.

Para su exposición, en el presente artículo las tecnologías se han clasificado en extensivas e intensivas, atendiendo fundamentalmente a los requerimientos de superficie de cada una de ellas ($>1 \text{ m}^2/\text{habitante}$ equivalente y $<1 \text{ m}^2/\text{habitante}$ equivalente, respectivamente).

2. TENDENCIAS EN EL EMPLEO DE TECNOLOGÍAS EXTENSIVAS

La situación actual de las tecnologías extensivas, que podemos considerar como clásicas, (Lagunaje, Filtros de Turba y Filtros Verdes), es la siguiente:

2.1. LAGUNAJE

En la actualidad su aplicación se encuentra en franca regresión, debido a los bajos rendimientos que se alcanzan y a la variabilidad temporal en la calidad de los efluentes tratados. Ambos factores tienen su origen en la elevada presencia, en estos efluentes, de biomasa algal. No obstante, sí se emplean en la actualidad algunas de las etapas integrantes del sistema de Lagunaje; caso del empleo de las lagunas anaerobias en cabecera de los tratamientos (para simplificar y abaratar la gestión de los fangos en exceso), y del uso de lagunas de maduración en cola de tratamientos (para homogeneizar la calidad final de los vertidos y como etapa de desinfección natural).

Recientemente, el hecho de que la biomasa algal producida en sistemas de lagunaje, que hasta hace poco era un subproducto indeseable, comience a ser considerada como un sustrato con valor energético [Chisti, 2007; Proyecto ALL-GAS], está haciendo que se comiencen a instalar nuevos lagunajes, que potencian, mediante diseños diferentes, el desarrollo de esta biomasa, lo que puede considerarse como una “nueva oportunidad” para esta tecnología.

2.2. FILTROS DE TURBA

Los bajos rendimientos alcanzados son la principal causa del actual declive de esta tecnología de tratamiento. No obstante, se ha comprobado que operando con cargas similares a las que se emplean en los humedales de flujo vertical y en los filtros intermitentes de arena (cargas inferiores a $20 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$), los rendimientos que se alcanzan con los Filtros de Turba se incrementan notablemente. En concreto, operando con cargas de $17 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$, se consiguen rendimientos de 91%, 97% y 87% en eliminación de materia en suspensión, DBO_5 y DQO , respectivamente, y la práctica

nitrificación de las formas nitrogenadas presentes [Salas, 2008]. Adicionalmente, bajo este régimen de carga no es preciso proceder a la periódica retirada de la costra, que se formaba cada dos semanas de operación cuando se operaba con cargas orgánicas elevadas.

Igualmente, se ha comprobado la factibilidad del empleo de los filtros de turba ya existentes (en lugar de proceder a su demolición), tanto como tratamiento previo, como en sustitución de la etapa decantación secundaria (cuando no se precise la recirculación de fangos al reactor, caso de los lechos bacterianos y de los CBR) y como eras de secado de fangos [Salas, 2008].

2.3. FILTROS VERDES

En la actualidad, y tras la aprobación del Real Decreto 1620/2007, de Reutilización de las Aguas Depuradas, se ha llegado al consenso generalizado de que los Filtros Verdes no pueden concebirse como una tecnología aplicable al tratamiento de aguas residuales brutas, sino como algunos de los usos que se contemplan en el citado Real Decreto, y que exigen que las aguas reciban un tratamiento previo antes de su aplicación al suelo [Ortega *et al.*, 2010].

La aplicación de aguas residuales al suelo, tras tan sólo una etapa de decantación previa (fosa séptica/tanque Imhoff), queda restringida al tratamientos de las aguas residuales generadas en viviendas individuales.

Entre las tecnologías extensivas que en la actualidad experimentan un mayor grado de implantación a nivel nacional destacan los Humedales Artificiales y las Macrofitas en Flotación, que se tratan con mayor detalle a continuación.

2.4. HUMEDALES ARTIFICIALES

Son sistemas de depuración en los que se reproducen los procesos de eliminación de contaminantes que tienen lugar en las zonas húmedas naturales. La depuración de las aguas residuales tiene lugar al hacerlas circular a través de estas zonas húmedas artificiales, en las que tienen lugar, de forma simultánea, procesos físicos, químicos y biológicos.

Los Humedales Artificiales se clasifican en dos tipologías, en función del modelo de circulación del agua: superficial o subterránea. En los Humedales Artificiales de Flujo Superficial, o Flujo Libre, (Surface Flow Wetlands, SFW, o Free Water Surface Wetlands, FWS), el agua a tratar circula por encima del sustrato, mientras que en los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (Subsurface Flow Wetlands, SSFW, o Vegetated Submerged Beds, VSB), el agua recorre el humedal de forma subterránea, a través de los espacios intersticiales del lecho filtrante. Según la dirección en la que circulan las aguas a través del sustrato, los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial se clasifican en Horizontales y Verticales.

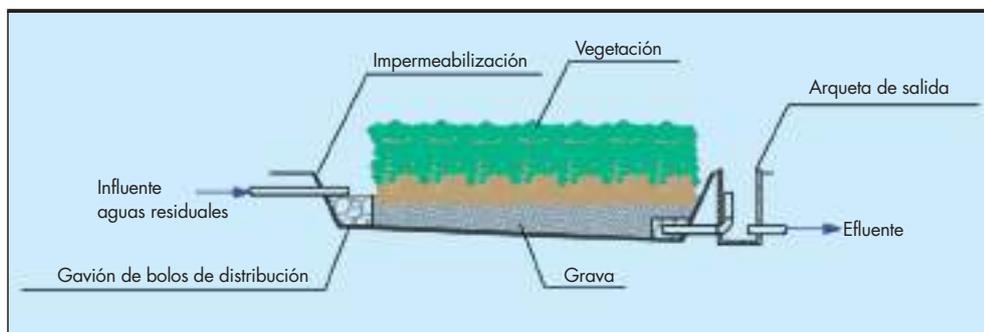


FIGURA 2. Esquemas de un Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal.

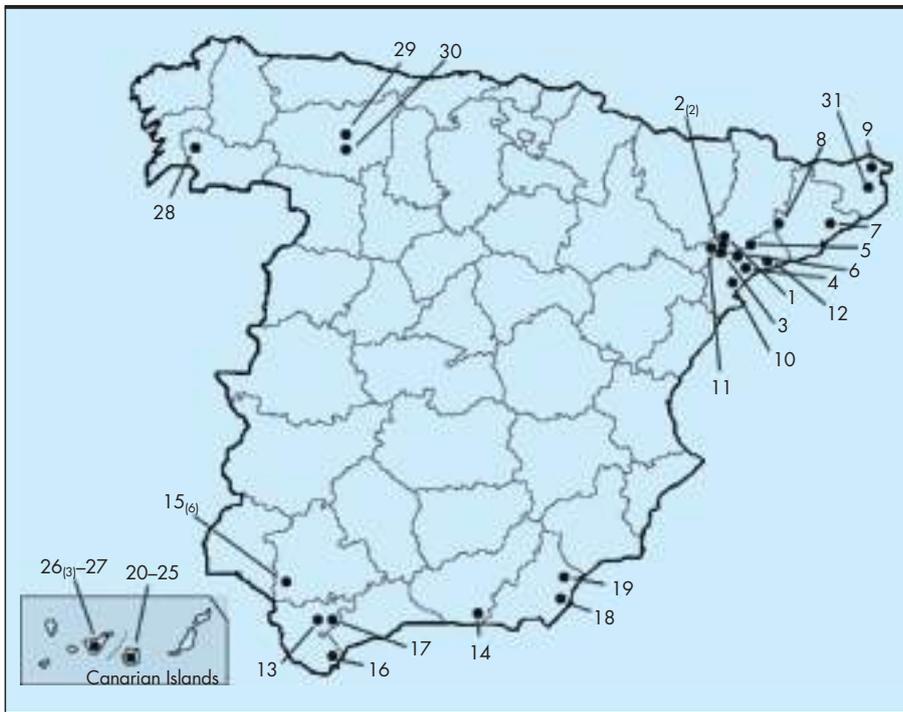


FIGURA 3. Distribución geográfica de los humedales artificiales de flujo Subsuperficial.

[1] Corbins. [2] Almatret. [3] Alfés. [4] Àrnes. [5] Verdú. [6] La Fatarella. [7] Gualba. [8] St. Martí de Sesgueioles. [9] Vilajuïga. [10] Mas Roig. [11] Pobla de Massalua. [12] Vilaplana. [13] La Muela (Algodonales). [14] Albondón. [15] Carrión de los Céspedes. [16] Algeciras. [17] Cortés de la Frontera. [18] Mojácar. [19] Los Gallardos. [20] Valleseco. [21] Las Palmas de Gran Canaria. [22] Villa de Santa Brígida. [23] Agüimes. [24] Valsequillo. [25] Santa Lucía. [26] Buena Vista del Norte. [27] El Rosario. [28] Beariz. [29] Bustillo de Cea. [30] Cubillas de los Oteros [31] Cervià de Ter.

En la actualidad, los Humedales Artificiales se aplican para el tratamiento de las aguas residuales (tanto urbanas, como industriales), en sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS), en deshidratación de fangos y para la restauración y creación de ecosistemas acuáticos.

La tecnología de humedales artificiales de flujo subsuperficial puede considerarse como una tecnología relativamente reciente en España, en comparación con otros países europeos, en las que las instalaciones se cuentan por centenares. Un inventario llevado a cabo en el año 2007 [Puigagut *et al.*, 2007], puso de manifiesto que más del 80% de la treintena de humedales existentes, se habían construido en los últimos cinco años, predominando entre ellos los de flujo horizontal.

Este mismo inventario indicaba que las cargas orgánicas aplicadas a los Humedales de Flujo Horizontal oscilaban entre 0,8 y 23 g DBO₅.m⁻².d⁻¹, y en el caso de los de Flujo Vertical entre 22,8 y 29,8 g DBO₅.m⁻².d⁻¹. En lo relativo a los rendimientos, la eliminación de DBO₅ oscilaba entre el 80 y el 95% para ambas modalidades. En el caso de la eliminación de nutrientes, esta no era muy elevada para ambos tipos de humedales, presentando valores medios de eliminación del 52%, 40%, y 43% para N-orgánico, N-amoniaal y P-total, respectivamente.

En el caso de los Humedales Artificiales de Flujo Horizontal se han detectado, con frecuencia, problemas de colmatación del sustrato filtrante en zonas aledañas a su alimentación [Pedescoll, 2101; García *et al.*, 2007]. Este hecho, unido a los menores requisitos de superficie y mejores rendimientos que presentan los Humedales de Flujo Vertical, está haciendo que paulatinamente se vayan implantado estos últimos con una mayor frecuencia [Brix *et al.*, 2005].

Los Humedales Artificiales de Flujo Superficial se emplean, básicamente, como tratamiento de afino. Como ejemplo emblemático de este tipo de uso cabe destacar la instala-

ción de Empuriabrava (Girona), puesta en servicio en 1998 y que consta de tres humedales de flujo superficial dispuestos en paralelo, que se alimentan con los efluentes de la EDAR del municipio. La superficie unitaria de estos humedales se eleva a unos 8.000 m², con una profundidad media de la lámina de agua de 40 cm [Sala *et al.*, 2001].

Tras su paso por los humedales, las aguas fluyen a una zona inundable adyacente (Laguna Europa), de unos 44.000 m² de extensión, en las que el nivel de las aguas se reduce a 15-20 cm. A la salida de esta laguna, el agua se bombea al Parc dels Aiguamolls, a través de una tubería de 2,4 km, contando esta tubería con salida hacia la Laguna del Cortalet y con otras tomas destinadas al mantenimiento de los prados húmedos de la zona.



FIGURA 4. Humedales Artificiales de Empuriabrava (Girona).
Fuente: Sistema d'Aiguamolls Construits d'Empuriabrava.

Parámetro	Efluente EDAR	Efluente humedales
pH	7,7	7,5
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	4.400	3.900
Oxígeno disuelto (% saturación)	56	40
Turbidez (UNT)	2,2	2,1
Sólidos en suspensión (mg/l)	9,7	8,3
N_{amoniaco} (mg N/l)	1,4	1,1
N_{nitroso} (mg N/l)	0,20	0,05
N_{nitrico} (mg N/l)	2,6	0,6
$NT_{\text{inorgánico}}$ (mg N/l)	4,1	1,7
P_{soluble} (mg P/l)	2,1	2,1
<i>Escherichiacoli</i> (UFC/100 ml)	$1,54 \cdot 10^2$	54

TABLA 1. EDAR y humedales de Empuriabrava (Girona).
Fuente: Consorci Costa Brava (2008).

La Tabla 1 muestra las características medias de los efluentes tratados en la EDAR de Empuriabrava y de las aguas a la salida de los Humedales Artificiales, a lo largo del año 2008, en el que el volumen total de efluentes tratados en los humedales se elevó a $1.017.782 \text{ m}^3$, lo que supuso el 97% del total de aguas residuales tratadas en la EDAR de Empuriabrava en ese período [Consorci Costa Brava, 2008].

Como actuaciones más recientes deben mencionarse las actividades llevadas a cabo por el Ministerio de Medio Ambiente, en el marco del programa A.G.U.A., para el desarrollo sostenible de La Albufera de Valencia. Dentro de estas actividades cabe destacar la rehabilitación del Tancat de la Pipa (2009), antigua zona de cultivo de arroz, como Humedales de Flujo Superficial, de 40 hectáreas de superficie, para depurar las aguas procedentes de La Albufera, con las que se alimenta a los humedales.

Otros de los usos de los humedales artificiales es su empleo para la deshidratación de los fangos en exceso generados en las estaciones de tratamiento de las aguas residuales urbanas [Giraldi *et al.*, 2009; Nielsen, 2008]. En esencia se trata de humedales de flujo vertical, plantados generalmente con carrizo y que se alimentan, de forma dosificada, con fangos [Begg *et al.*, 2001]. Los lixiviados retornan de nuevo a cabe-



FIGURA 5. El Tancat de la Pipa (Valencia).

cera del tratamiento y las cargas superficiales de fangos que se recomiendan oscilan entre $50\text{-}60 \text{ kg MS}/\text{m}^2 \cdot \text{año}$.

Esta práctica, que comenzó a emplearse en Europa a finales de 1980, se extiende en la actualidad a numerosos países y

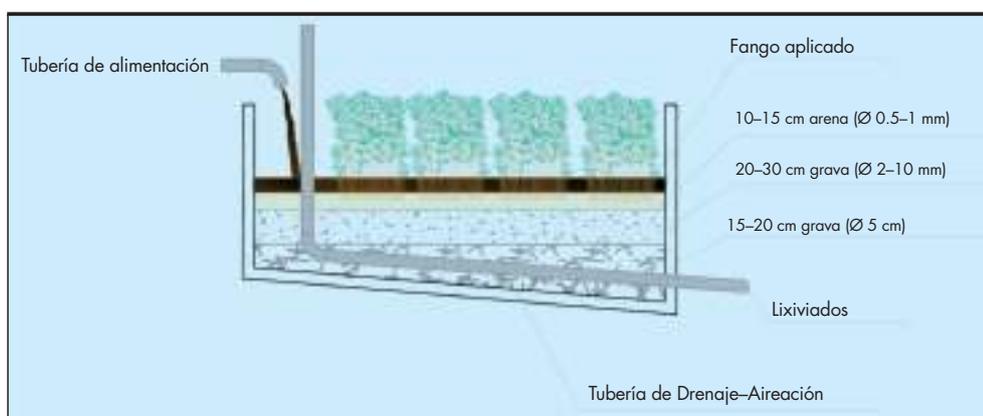


FIGURA 6. Corte transversal de un Humedal Artificial para el secado de lodos (Uggetti *et al.*, 2010).

comienza a implantarse en España, principalmente en Cataluña [Caselles-Osorio *et al.*, 2007; Huertas *et al.*, 2004].

El seguimiento de plantas a escala real, implantadas en Cataluña, arroja los siguientes resultados [Uggetti, 2011]:

- Se obtiene grados de sequedad de los fangos similares a los que se logran con los tratamientos convencionales de secado (16-30%).
- Los sólidos volátiles se reducen hasta el 30-49 % (SV/ST).
- El índice de respirometría dinámico presenta valores de 0,1-0,4 mg O₂ /g ST.h, lo que indica una parcial estabilización del producto final.

Las investigaciones que en la actualidad se llevan a cabo sobre la tecnología de Humedales artificiales se enfocan, principalmente, a:

- El estudio de los mecanismos de colmatación del sustrato filtrante y el desarrollo de posibles soluciones para minimizar esta colmatación [Pedescoll, 2010; Caselles-Osorio *et al.*, 2007; García *et al.*, 2007].
- La mejora en los rendimientos de eliminación de fósforo, mediante el empleo de sustratos filtrantes de características especiales [Xu *et al.*, 2006; Drizo *et al.*, 2000].
- La evaluación de la emisión de gases de efecto invernadero [Pícek *et al.*, 2007; Søvik *et al.*, 2007; Liikanen *et al.*, 2006].

2.5. MACROFITAS EN FLOTACIÓN

Las plantas emergentes toleran bien las condiciones de falta de oxígeno que se producen en suelos encharcados, al contar con canales internos, o zonas de aireación, que facilitan el paso del oxígeno desde las partes aéreas hasta la zona radicular [Tanner *et al.*, 2003; Crites *et al.*, 2006]. Las zonas radiculares y rizomáticas se entrelazan de forma natural, formando un manto que se mantiene suspendido en el interior de una balsa, canal o laguna, por la que circula el agua residual, que baña completamente dicho manto. La microfauna aerobia, que coloniza las raíces y los rizomas, es la responsable de la degradación de los contaminantes presentes en las aguas a tratar.

Se han desarrollado diversos sistemas para la fijación de las plantas en su fase inicial de plantación. Estos sistemas mantienen las plantas en posición vertical y favorecen la formación del manto radicular.



FIGURA 7. Sistema empleado para mantener en flotación los plantones.
Fuente: Hidrolution S.L.

Previo a su ingreso a las balsas, o canales, con las plantas en flotación, las aguas a tratar se someten a etapas de desbaste y a tratamientos primarios, para reducir la presencia de sólidos en suspensión, tanto sedimentables como flotantes (fosas sépticas/tanques Imhoff).

La tecnología de fitodepuración utilizando plantas emergentes convertidas en flotantes, tales como las eneas, comenzó a desarrollarse por el Grupo de Agroenergética de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Madrid, de la Universidad Politécnica de Madrid (UPM), al principio de los años 90 del pasado siglo.

El desarrollo de este sistema dio como consecuencia la presentación, por parte de la UPM, de una primera patente del sistema, conocida como FMF (Filtro de Macrofitas en Flotación), en el que el manto flotante está compuesto, exclusivamente, por las bases de los tallos, los rizomas y las raíces de las macrofitas, y flota libremente sobre la superficie del agua.

Actualmente el sistema FMF está siendo comercializado por la empresa Hidrolution S.L., que ha desarrollado unos soportes plásticos especiales, para la fijación de las plantas.

En la actualidad existen más de un centenar de instalaciones del sistema FMF, principalmente en pequeñas poblaciones de Castilla la Mancha (62), Castilla y León (38) y Madrid (15), que pueden agruparse en cuatro tipos de configuraciones diferentes:

- **Integradas:** depuradoras de nueva construcción, integradas generalmente por varias balsas impermeabilizadas, de distinta profundidad. En determinadas ocasiones (vertidos puntuales de alta carga, exceso de nitrógeno, poca superficie disponible), una de las balsas se complementa con un aireador (*depuradoras activadas*).
- **Recicladas:** depuradoras que se encuentran abandonadas, o funcionan deficientemente, y que se reconvierten al sistema FMF.
- **Combinadas:** depuradoras tradicionales de fangos activos, sobre las que se instala el sistema FMF.
- **Islas:** estructuras fabricadas en PVC, madera, y acero, que permiten crear islas flotantes del sistema FMF e introducirlas en láminas de aguas libres.

A modo de ejemplo la EDAR integrada de Los Cortijos (Ciudad Real) da servicio a una población de 1.400 habitantes equivalentes desde marzo de 2011. La línea de agua consta de: pretratamiento, un Decantador-Clarificador-Digestor



FIGURA 8. EDAR Los Cortijos (Ciudad Real).
Fuente: Hidrolution S.L.-Constructora Aglomancha.

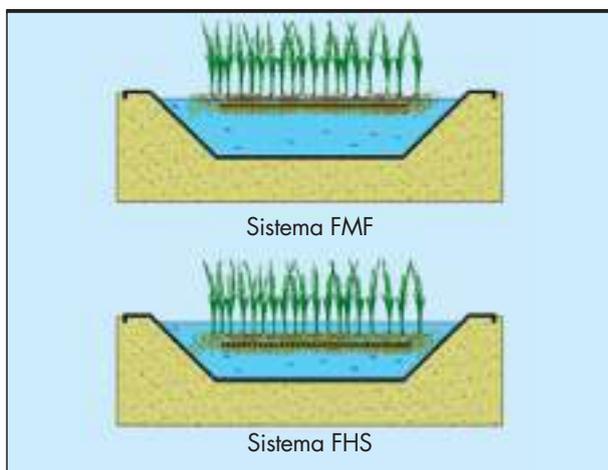


FIGURA 9. Esquema de las tecnologías FMF y FHS. Fuente: Fernández, J., UPM.



FIGURA 10. EDAR de Fabara (Zaragoza). Fuente: ETS Ing. Agrónomos. UPM.

(DCD) plantado, de 3,5 m de profundidad y 330 m² de superficie y dos balsas FMF, de 1,5 m de profundidad y de 600 m² de superficie unitaria. La relación m² de superficie plantada/habitantes equivalentes tratados se eleva a 1,1.

Con posterioridad, la UPM ha desarrollado y patentado un nuevo sistema de fitodepuración en flujo libre con plantas emergentes, cuya principal diferencia con el sistema FMF radica en la formación del tapiz vegetal (se realiza en el fondo del canal, con la ayuda de una red de polietileno), y la localización final de éste, en posición intermedia entre la superficie y el fondo del canal, con el objetivo de aumentar la oxigenación del agua, debido al intercambio de oxígeno con la atmósfera a través de la superficie del agua que queda libre (solamente atravesada por los tallos que emergen del manto sumergido). Este nuevo sistema se conoce como FHS (Filtro de Helofitas Semisumergido) y ha sido comercializado principalmente por la empresa Essentium. La Figura 9 muestra los esquemas de los sistemas FMF y FHS.

El sistema FHS instalado en la EDAR de Fabara (Zaragoza) consta de 18 canales, de 4 m de ancho y 45 m de longitud, conectados en serie, y recibe el agua residual de la población de Fabara (1.500 habitantes equivalente), tras pasar por un decantador Emsher. El sistema presenta una relación m² de superficie plantada/habitantes equivalentes tratados de 2,2.

Los fabricantes de ambos sistemas aseguran que se pueden alcanzar rendimientos de depuración superiores al 90% en eliminación de DBO₅ y de Sólidos en Suspensión.

El primer sistema (FMF), que es el más extendido, se encuentra actualmente sometido a estudio en la Planta Experimental de Carrión de los Céspedes (Sevilla), con objeto de analizar detalladamente su comportamiento, bajo condiciones controladas, por parte de los técnicos del CENTA.

En la Tabla 2 se muestran los principales parámetros de diseño empleados por cada sistema.

Parámetro	Sistema FMF	Sistema FHS
Superficie de plantación requerida (m ² /he)	1 – 3	1,5 – 2,5
Tiempo de retención hidráulica (d)	7,5 – 10	> 5
Lugar de ubicación de las macrofitas	Balsas	Canales de anchura entre 2,5 y 4 m
Profundidad lámina de agua (m)	0,5 – 5	> 0,5
Plantas	Macrofitas emergentes	Fundamentalmente enneas o esparganios
Densidad de plantación inicial (plantas/m ²)	10,8 – 40,5	10
Mantenimiento	Tratamientos fitosanitarios	Segado 2 o 3 veces al año
Tiempo de entrada en funcionamiento	1 periodo vegetativo	1 año para alcanzar el máximo rendimiento
Pretratamiento	Desbaste+Desarenado+Tamizado+Desengrasado	Desbaste+Fosa séptica/Tanque Imhoff

TABLA 2. Parámetros de diseño de los sistemas FMF y FHS.

Fuente: Hidrolution (Sistema FMF), ETS Ing. Agrónomos. UPM (Sistema FHS).

3. TENDENCIAS EN EL EMPLEO DE TECNOLOGÍAS INTENSIVAS

En las tecnologías intensivas, en función de cómo se encuentre la biomasa responsable de la degradación de los contaminantes, se distingue entre procesos con biomasa en suspensión (procesos de fangos activos) y procesos con biomasa adherida (procesos de biopelícula). En el grupo de los procesos de fangos activos el proceso más experimentado y extendido es el de Aireación Prolongada. Menos frecuente, en este rango de población, son los Reactores Secuenciales (Sequential Batch Reactor, SBR) cuya implantación se encuentra actualmente en expansión. En los últimos años se están introduciendo también los Biorreactores de Membranas (Membrane Bioreactor, BRM), pero fundamentalmente en el ámbito de las urbanizaciones o centros vacacionales con capacidad para asumir la complejidad de explotación de esta tecnología y sus altos consumos energéticos. Dada la falta de información sobre el comportamiento de los MBR en pequeñas aglomeraciones, no se contemplan en este artículo.

En el ámbito de los procesos de biopelícula, las tecnologías más empleadas y contrastadas vienen representadas por los Lechos Bacterianos y los Contactores Biológicos Rotativos (Rotating Biological Contactors, RBC). Como tecnologías con un desarrollo más reciente en el ámbito de las pequeñas aglomeraciones se encuentran los Lechos Aireados Sumergidos (Submerged Aerated Filter, SAF) y los Procesos Híbridos (Integrated Fix-film Activated Sludge, IFAS), que combinan procesos de biopelícula con procesos de biomasa en suspensión.

Todos los procesos intensivos pueden diseñarse y construirse en obra civil, con sus diferentes unidades separadas, o bien de forma compacta, mediante el empleo de equipos prefabricados. Cuanto más pequeño es el tamaño de población, más frecuente es la segunda opción, que resulta más económica, pero que dificulta la accesibilidad de los operarios, necesaria para llevar a cabo las operaciones de mantenimiento. Además, en estas pequeñas plantas compactas no siempre es posible el cumplimiento de los parámetros de diseño habitualmente recomendados. Para asegurar que este tipo de depuradoras permiten alcanzar y mantener un efluente de calidad, se ha desarrollado a nivel europeo el mercado CE [norma UNE-EN 12566-3], si bien es aplicable únicamente a plantas de menos de 50 habitantes equivalentes.

Se describe a continuación la situación actual de las tecnologías mencionadas, centrándose, especialmente, en los Reactores Secuenciales y los Lechos Aireados Sumergidos.

3.1. AIREACIÓN PROLONGADA

Como se ha comentado anteriormente es la tecnología más implantada actualmente en el rango de las pequeñas poblaciones, pese a que su aplicación a pequeña escala presenta complicaciones, principalmente relacionadas con la etapa de clarificación, que debe hacer frente a las fuertes variaciones de caudal que experimentan a lo largo del día las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas. Estas variaciones dan lugar a sobrecargas hidráulicas, que provocan la fuga de fangos en los efluentes depurados, con la consiguiente pérdida de calidad de los mismos.

Otro hándicap de esta tecnología es su elevado consumo energético, situado entre 2 y 2,5 kWh/kg DBO₅, superior al de otras tecnologías intensivas. Consumo que podría optimizarse mediante sistemas de regulación del aporte de oxígeno, pero que no suelen instalarse en las pequeñas unidades de tratamiento, en las que las que se tiende a simplificar, tanto a nivel de equipamiento como de control.

Pese a todo, las instalaciones basadas en la tecnología de Aireación Prolongada, con un buen diseño y operación, permi-

ten obtener efluentes tratados de elevada calidad, a la vez que se adaptan fácilmente para la eliminación de nitrógeno.

3.2. REACTORES SECUENCIALES (SBR)

El empleo de estos reactores está especialmente indicado para el tratamiento de aguas residuales generadas de forma discontinua, o irregular [Barjenbruch, 2012], lo que justifica su aplicación, cada vez mayor, en el rango de las pequeñas aglomeraciones urbanas.

Los SBR operan a baja carga y se caracterizan porque las fases de depuración del agua residual y la de separación del fango transcurren en el mismo depósito, extrayéndose el agua tratada del reactor de forma discontinua. Por ello, son más compactos que los sistemas de Aireación Prolongada, al integrar la etapa de decantación, lo que no hace necesario el bombeo de recirculación de fangos al reactor. Otra ventaja adicional estriba en que los SBR aseguran una decantación hidráulicamente estable.

El SBR puede trabajar con alimentación continua o intermitente y con una sola unidad o varias en paralelo. En pequeñas poblaciones se suele trabajar con alimentación intermitente, por lo que es necesario disponer de más de una línea de tratamiento, o de un depósito previo de almacenamiento. De esta forma se alimentan los reactores de forma más controlada y se mejora el régimen hidráulico de alimentación, separándose mejor las distintas etapas del proceso.

Las secuencias de operación pueden ser: con una duración del ciclo total constante (con lo cual el volumen de agua tratada en cada ciclo será distinto, dependiendo del caudal); o con una duración variable, pero manteniendo el mismo nivel máximo de llenado.

También es posible operar de forma intermedia entre ambas opciones [Merkblatt DWA-M 210, 2009].

La duración de los ciclos de operación puede modificarse de forma automática, en función de las variaciones en la alimentación del agua residual. En pequeñas aglomeraciones se suele trabajar con un único ciclo de duración total constante, que puede modificarse, de forma manual, en base a las analíticas realizadas y los cambios previstos en el agua residual, pues de lo contrario se requeriría de personal altamente cualificado en la planta y de un sistema de control adecuado.

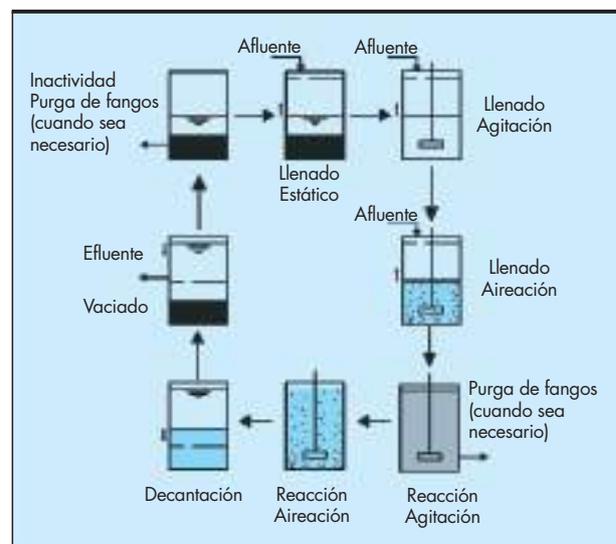


FIGURA 11. Ciclo de funcionamiento de un proceso SBR.



FIGURA 12. Reactores biológicos de las EDAR de Cercs y de Muntanyá.

CARACTERÍSTICAS DE LAS EDAR			
EDAR	Muntanyá	Guis de Cerdanya	Cercs
Nº líneas	2 (convencional + SBR)	2 SBR	2 SBR
Depósito previo	No	No	No
Volumen cubas	100 m ³ + 100 m ³ (SBR)	210 m ³ (por línea)	360 m ³ (por línea)
Tipo de reactor	Compactos prefabricados	De obra civil	De obra civil
Duración ciclo	8 h	4 h	
Fases del ciclo	[Llenado + aireación] + Decantación + Extracción (El llenado se produce durante la fase de aireación y tiene una duración variable en función del caudal. En Cercs el periodo de aireación es intermitente)		
Aireación	Aireadores eyectores	Soplantes con variador + difusores	Aireadores de aspiración con rotor sumergido
Regulación del aporte de aire	No existe regulación automatizada	En función del oxígeno disuelto	No existe regulación automatizada

TABLA 3. Características de depuradoras tipo SBR en Cataluña.
Fuente: Agencia Catalana del Agua (2011).

En varios estudios se ha observado un elevado rendimiento en eliminación de fósforo en sistemas secuenciales de alimentación continua, con concentraciones en el efluente final inferiores a 1 mg/l [CEDEX, 2009], por lo que convendría estudiar estos sistemas con mayor profundidad así como el potencial existente para la eliminación de este nutriente en sistemas de alimentación discontinua.

Cataluña es una de las regiones en las que más se ha implantado esta tecnología en pequeñas poblaciones. Actualmente, la Agencia Catalana del Agua tiene en explotación aproximadamente 30 instalaciones, la mayoría de ellas de tipo compacto prefabricadas, que dan servicio a poblaciones menores de 2.000 habitantes equivalentes.

En las Tablas 3 y 4 se recogen las principales características de tres de estas instalaciones (Muntanyá, Guis de Cerdanya y Cercs), así como la calidad del agua tratada en las mismas. Los resultados son valores medios de los análisis realizados durante un año de explotación y sobre muestras de tipo puntual. La depuradora de Muntayá dispone de dos líneas, que funcionan en paralelo, con aireación prolongada convencional y reactor secuencial, por lo que se recogen los resultados de la calidad del efluente correspondientes sólo a la línea SBR.

CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA			
EDAR	Muntanyá	Guis de Cerdanya	Cercs
Caudal (m ³ /d)	70	271	457
DQO (mg/l)	69,6	22	27
DBO ₅ (mg/l)	-	2	3
SS (mg/l)	26,6	13	4
N _T (mg/l)	-	5	8,2
N-NO ₃ (mg/l)	4,7	3,7	0,7
N-NH ₄ (mg/l)	2,2	0,15	4,4
P _T (mg/l)	-	-	1,15

TABLA 4. Características del efluente en depuradoras tipo SBR en Cataluña.
Fuente: Agencia Catalana del Agua (2011).



FIGURA 13. EDAR de Lechos Bacterianos. Bernedo (Álava).

En la diferencia de calidad que se aprecia entre la EDAR de Muntayá y las otras dos, puede influir la diferente composición del agua bruta de entrada, ya que en el primer caso el agua de alimentación presenta, con frecuencia, puntas de contaminación superiores a 1.000 mg/l de DQO.

Las investigaciones que la actualidad se llevan a cabo sobre la tecnología SBR se enfocan principalmente a:

- Mejorar la eficiencia en eliminación de fósforo (Proyecto: Mejoras en el rendimiento de eliminación de fósforo en un reactor secuencial (SBR) para el tratamiento de aguas residuales, CENTA).
- El tratamiento conjunto de aguas residuales e industriales (Bay *et al.*, 2013).
- El desarrollo de métodos para la modelización y monitorización de los SBR (Aguado, 2005).

3.3. LECHOS BACTERIANOS

Constituyen la tecnología de biopelícula más extendida, contando con una larga tradición en el campo de la depuración de aguas residuales y que, con la aplicación como relleno de nue-

vos materiales plásticos, ha solventado antiguos problemas de colmatación del sustrato filtrante.

En aquellos casos en que se requiera eliminar nitrógeno, se puede alcanzar una desnitrificación parcial (siempre inferior a la que se consigue en fangos activos), bien utilizando el tratamiento primario como zona anóxica, o bien, realizando la desnitrificación en otro lecho bacteriano, que opera en alta carga y con elevadas recirculaciones, los que implica un elevado consumo eléctrico. En ambos casos se consiguen eliminaciones de N_T del orden del 60-65%.

Los Lechos Bacterianos tienen un consumo energético inferior al de los procesos de fangos activos (0,6-0,9 kWh/kg DBO_5), presentando una buena tolerancia a sobrecargas hidráulicas y orgánicas puntuales. Además, como el resto de procesos de biopelícula, son más adecuados que los procesos de fangos activos para el tratamiento de aguas residuales diluidas.

3.4. CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS (RBC)

El empleo de materiales adecuados (tanto en los ejes, como en el material soporte) ha permitido resolver los antiguos problemas mecánicos asociados a esta tecnología, que cuenta con instalaciones repartidas por todo el territorio.

Para la eliminación de nitrógeno existen diseños específicos, que desnitrifican en reactores anóxicos integrados en la propia unidad de depuración, permitiendo la eliminación parcial del nitrógeno previamente nitrificado. En la actualidad, varias casas comerciales ofrecen este tipo de diseños, pero aún no han sido suficientemente estudiados en España.

El consumo energético de los RBC es ligeramente inferior al de los Lechos Bacterianos (0,3-0,7 kWh/kg DBO_5).

3.5. LECHOS AIREADOS SUMERGIDOS (SAF)

En este tipo de reactores la biopelícula se desarrolla sobre un soporte sumergido y, en la mayoría de los casos fijo, sin movimiento alguno. El aire se introduce por la parte inferior, normalmente mediante el empleo de difusores de membrana. Requieren de una decantación primaria previa y una secundaria posterior. El agua puede introducirse en el reactor por la parte inferior, o superior (sistemas co-corriente o contracorriente). A diferencia de los biofiltros, no requieren operación de contralavado, y el control del crecimiento de la biopelícula se consigue mediante el rozamiento y el burbujeo provocados por la aireación.

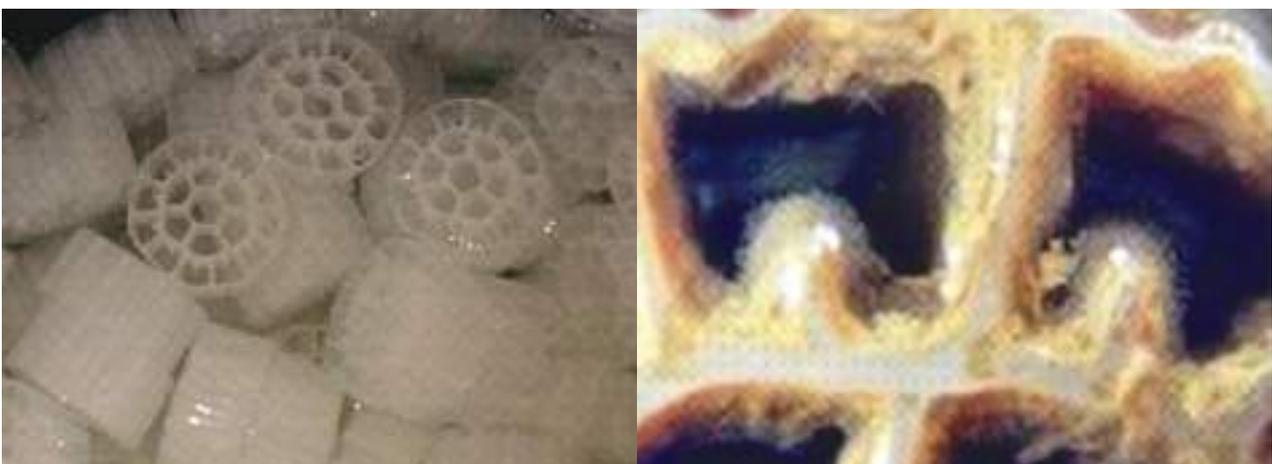


FIGURA 14. Relleno plástico (izquierda) y formación de biopelícula en el soporte plástico (derecha). Fuente: Anox-Kaldnes.

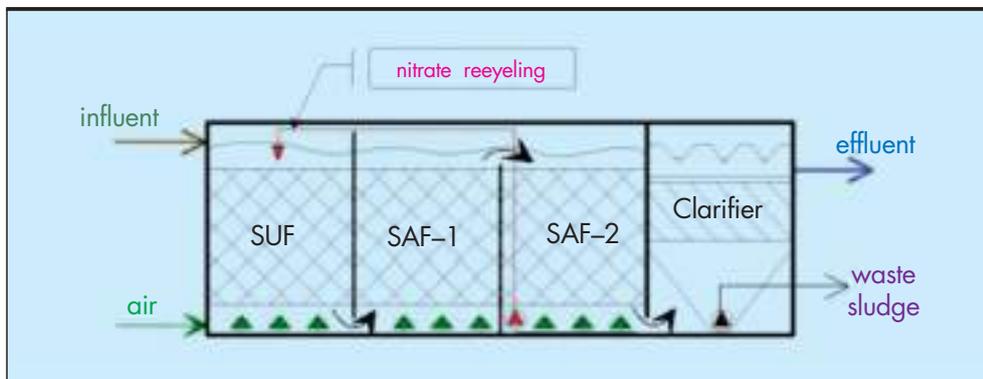


FIGURA 15. Esquema del reactor SAF (EDAR de Quenllo).

Es sin embargo inevitable, que tras un largo periodo de funcionamiento, la calidad del efluente se deteriore, debido al atascamiento del lecho, o al desprendimiento de biopelícula en exceso, que debe ser eliminada mediante retrolavado con aire, durante aproximadamente entre 10 y 20 minutos [Tejero, 2011].

Como medio soporte se emplean diversos tipos de relleno, estructurados o de elementos con formas diversas. Se suelen emplear medios plásticos con elevado porcentaje de huecos y con una superficie específica máxima del orden de varios cientos de m^2/m^3 .

La combinación de unidades SAF aireadas y no aireadas permite la eliminación de nitrógeno en el efluente.

Los SAF presentan una elevada tolerancia a las fluctuaciones en la cantidad y calidad de los influentes a tratar, su mantenimiento es simple y baja su generación de fangos [Tejero, 2011]. Además son sistemas compactos y robustos, por lo que resultan especialmente apropiados para el tratamiento de las aguas residuales generadas en pequeñas aglomeraciones. [Novoa *et al.*, 2012].

En Galicia existen varias instalaciones que disponen de esta tecnología, caso de la EDAR de Quenllo (2.000 h.e.) y la de Abegondo (200 h.e.). El seguimiento durante un año de esta última instalación dio como resultado un 90%, de media, de eliminación de DBO_5 y un 75% de eliminación de N_T , tra-

bajando en un rango de carga orgánica de 0,25-1,4 $kg\ DBO_5/m^3.d$, siendo el valor de diseño de 0,5 $kg\ DBO_5/m^3.d$. El consumo energético se optimizó mediante el empleo de aireación intermitente, pasando de 1,6 $kWh/kg\ DBO_5$ a 0,2 $kWh/kg\ DBO_5$ [Novoa *et al.*, 2012].

3.6. PROCESOS HÍBRIDOS (IFAS)

El sistema híbrido de Biomasa Fija sobre Lecho Móvil combinado con Fangos Activos, ha sido empleado por Navarra de Infraestructuras Locales S.A. (NILSA) en varias de sus instalaciones. La ampliación de plantas ya existentes y con falta de espacio, constituye una de las aplicaciones más interesantes de estos procesos.

La EDAR de Isaba en Navarra, con capacidad de 230 m^3/d , fue ampliada mediante el uso de esta tecnología. Inicialmente, la EDAR constaba de un sistema de biodiscos, que únicamente eliminaba materia orgánica. La adición de un reactor híbrido (IFAS), con recirculación a cabecera de parte de los fangos decantados, ha mejorado la calidad del efluente final, en el que se reduce no sólo materia orgánica, sino también nitrógeno total. Además, la conversión del antiguo decantador primario en un reactor anaerobio en cabecera del proceso, al que se envían los fangos recirculados, favorece la eliminación parcial del fósforo.



FIGURA 16. Reactor SAF y relleno estructurado (Bionet) (EDAR de Quenllo).

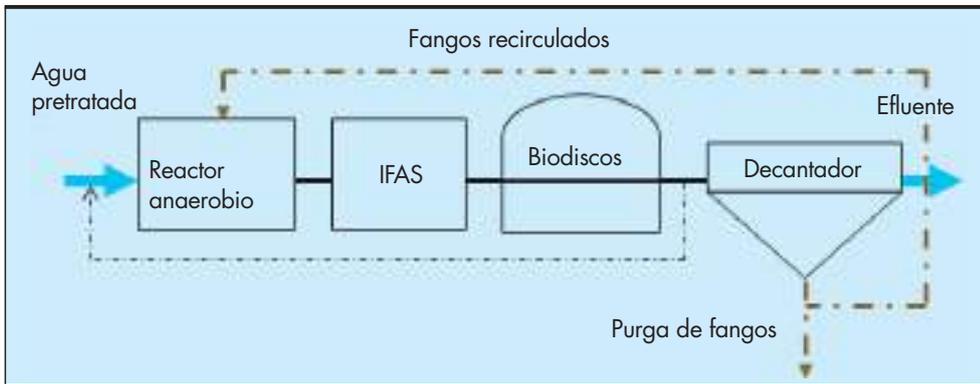


FIGURA 17. Diagrama de Flujo de la EDAR de Isaba.

4. COMBINACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

En determinadas ocasiones, la aplicación de una tecnología aislada no permite alcanzar la calidad exigida al efluente final. En estos casos, es posible optar por la combinación de dos o más tecnologías, o de algunas de sus etapas, al objeto de aprovechar los puntos fuertes que presente una tecnología para solventar las deficiencias y carencias de otra y, de esta manera, crear sinergias.

La combinación de tecnologías, además de permitir el vertido conforme de las aguas depuradas al medio ambiente, también puede perseguir otros fines, como:

- Simplificar y abaratar la gestión de los fangos.
- El vertido de los efluentes depurados al terreno cuando no existe cauce próximo.
- Desinfectar y almacenar los efluentes depurados.
- Homogeneizar la calidad del vertido final.
- Aprovechar infraestructuras existentes (reciclado de instalaciones obsoletas).
- Eliminar nutrientes.

Entre las combinaciones de tecnologías más frecuentes cabe destacar:

- La implantación de una etapa anaerobia en cabecera del sistema de tratamiento para facilitar la gestión de los fangos en exceso.
- El empleo de sistemas de aplicación al terreno para el vertido de aguas depuradas.
- El uso de lagunas de maduración como tratamiento de desinfección.
- Combinaciones con filtros de turba (empleo de los filtros de turba como tratamiento previo; empleo de los

filtros de turba en sustitución de la etapa de decantación secundaria; empleo de los filtros de turba para la deshidratación de fangos).

- La aplicación de humedales artificiales de flujo superficial como tratamiento terciario.
- El empleo de humedales artificiales de flujo vertical en sustitución de la etapa de decantación secundaria.

5. TECNOLOGÍAS ACTUALMENTE EN FASE DE EXPERIMENTACIÓN Y DESARROLLO

En la actualidad, entre las tecnologías en fase de experimentación en el campo del tratamiento de las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas, se encuentran:

- La aplicación de técnicas de fotocatalisis solar para la desinfección y eliminación de contaminantes emergentes (Proyecto FOTOREG (UAL-CIEMAT, www.ual.es/Proyectos/FOTOREG/index.htm).
- El empleo de nanomateriales naturales, o modificados, en tecnologías de tratamiento de aguas residuales basadas en procesos de filtración. (Proyecto NANOWAT, www.nanowat.eu).
- La aplicación de técnicas bioelectrogénicas. La bioelectrogénesis es un novedoso proceso por el cual determinadas bacterias pueden oxidar materia orgánica y transferir directamente los electrones generados a una superficie sólida conductora como, por ejemplo, el grafito. De esta forma se puede obtener y almacenar energía limpia. (Proyecto AQUAELECTRA, www.aquaelectra.es).

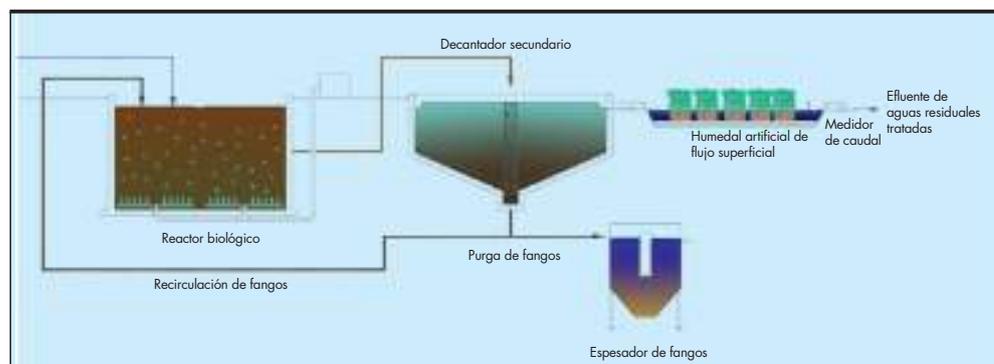


FIGURA 18. Diagrama de flujo de la combinación Aireación Prolongada- Humedal Artificial de Flujo Superficial.

6. REFERENCIAS

- Begg, J.S., Lavigne, R.L., Veneman, P.L.M. 2001. Reed beds: constructed wetlands for municipal wastewater treatment plant sludge dewatering. *WaterScience y Technology* 44, 393-398.
- Belchí, J.R. 1990. Desarrollo del lagunaje en la Región de Murcia. *Jornadas sobre depuración de aguas residuales por Lagunaje*. Murcia 27 Junio 1990.
- Barjenbruch, M. 2012. Wastewater disposal in rural areas. *Desalination y Water Treatment* 39, 291-295.
- Brix, H., Arias, C.A. 2005. The use of vertical flow constructed wetland for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25(5). 491-500.
- Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D., García, J. 2007. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* 41(6), 1388-1398.
- CEDEX. 2009. Estudio sobre el Funcionamiento de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales de las Poblaciones del Alto Duero.
- CEDEX-CENTA. 2009. Situación actual de la depuración de las aguas residuales en pequeñas poblaciones.
- Chisti, Y. 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances* 25, 294-306.
- Consorci Costa Brava. 2008. http://www.ccbgi.org/análisis_completes/terciari_empuria-brava_PNAE_2008.pdf
- Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J., Smith, K.A. 2000. Phosphate and ammonium distribution in a pilot scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *WaterResearch* 34(9), 2483-2490.
- Fernández, J., de Miguel, E., de Miguel, J., Curt Fernández, M.D. 2005. Manual de Fitodepuración. Proyecto LIFE.
- García, J., Rousseau, D., Caselles-Osorio, A., Story, A., De Pauw, N., Vanrolleghem, P. 2007. Impact of prior physico-chemical treatment on the clogging process of subsurface flow constructed wetlands: Model-based evaluation. *Water, Air y Soil Pollution* 185(1-4), 101-109.
- Giraldi, D., Ianelli, R. 2009. Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems). *Desalination* 246, 92-99.
- Huertas, E., Güell, D., Folyc, M., Salgot, M., Torrens, A. 2004. Reed bed for sludge dewatering in Catalonia (Spain). In: *Proceedings of the 9th International Conference on Wetland System*, Avignon, France. Liénard A. (Ed).
- Liikanen, A., Huttenen, J.T., Karjalainen, S.M., Heikkinen, K., Väisänen, T.S., Nykänen, H., Martikainen, P.J. 2006. Temporal and seasonal changes in green-house gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters. *EcologicalEngineering* 26, 241-251.
- Massa, M.P. 1988. Tratamiento biológico de las aguas residuales. *Lagunas de estabilización*. Hojas Divulgadoras, núm. 10/88. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. ISBN: 84-341-0585-3.
- Merkblatt DWA-M 210. 2009. *Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb*.
- MOPT. 1991. Depuración por Lagunaje de Aguas Residuales. Manual de Operadores. *Monografías de la Secretariade Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente*. Centro de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid.
- Nielsen S. 2008. Sludge treatment y drying reed bed systems 20 years of experience. *Processing of Conference: European Conference on Sludge Treatment*. 1-2 September, Liège (Belgium).
- Novoa, R., Molina, J., Jácome, A., Suárez, J., Ferreira, S. 2012. Removal of carbon y nitrogen of municipal wastewater with submerged filters. *Experience from a full scale plant*. Libro de Actas. X Reunión Mesa Española de Tratamiento de Aguas. Almería, 4 a 6 de octubre. 295-298. ISBN: 978-84-15487-33-3.
- Ortega, E., Ferrer, Y., Salas, J.J., Aragón, C., Real, A. 2010. Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. ISBN: 978-84-491-1071-9.
- Pedescoll, A. 2010. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Mesures, design factors y prevention strategies*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Proyecto ALL-GAS: Industrial scale demonstration of sustainable algae cultures for biofuel production. http://www.biofatproject.eu/resources/pdf/FUEL_36-41_Algae-Biofuel.pdf
- Pizek, T., Cizkova, H., Dusek, J. 2007. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland plant as important sources of carbon. *Ecological Engineering* 31, 98-106.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Bécares, E., García, J. 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. *EcologicalEngineering* 30(4), 312-319.
- Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Sala, L., Romero de Tejada, S., Huguet, A., Marquès, E. 2001. El proyecto de reutilización de aguas para usos ambientales en la laguna del Cortalet, Empuriabrava. "La gestión del agua en los Aiguamolls". Comunicación presentada en el marco de Doñana 2005: *Segunda Reunión Internacional de Expertos en la Regeneración Hídrica de Doñana, Huelva*, 26-28 Noviembre 2001.
- Salas, J.J. 2008. Tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante Filtros de Turba: modificaciones en el diseño y empleos alternativos. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Søvik, A.K., Augustin, J., Heikkine, K., Huttenen, J.T., Necki, J.M., Karjalainen, S.M., Kløve, B., Liikanen, A., Mander, Ü, Puustinen, M., Teiter, S., Wachniew, P. 2006. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide y methane from constructed wetlands in Europe. *Journal of EnvironmentalQuality* 35, 2360-2373.
- Tejero, I. 2011. *Procesos Biológicos de Película Fija*. XXIX Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras (CEDEX).
- Ugetti, E. 2011. *Sewage Sludge Treatment in Constructed Wetlands*. Technical, economic y environmental aspects applied to small communities of the Mediterranean Region. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Xu, D., Xu, J., Wu, j., Muhammad, A. 2006. Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates in constructed wetlands. *Chemosphere* 63, 344-352.

DIRECCIÓNDirector: **Mariano Navas Gutiérrez**Calle de Alfonso XII, 3
28014 MADRID

- Telf.: 913 357 500
- Télex: 45022 CEDEX E
- Fax: 915 280 354

SECRETARÍASecretario: **Manuel Echeverría Martínez****RELACIONES EXTERNAS Y ACTIVIDADES COMERCIALES**Jefe: **Miguel González Portal**

Telf.: 913 357 490 • Fax: 913 357 538

CENTRO DE ESTUDIOS DE PUERTOS Y COSTASDirector: **José María Grassa Garrido**Calle Antonio López, 81 • 28026 MADRID
Telf.: 913 357 700 • Fax: 913 357 622**CENTRO DE ESTUDIOS HIDROGRÁFICOS**Director: **Federico Estrada Lorenzo**Paseo Bajo de la Virgen del Puerto, 3 • 28005 MADRID
Telf.: 913 357 900 • Fax: 913 357 922**CENTRO DE ESTUDIOS DEL TRANSPORTE**Director: **Antonio Sánchez Trujillano**Autovía de Colmenar Viejo, km 18,2
28049 El Goloso (MADRID)
Telf.: 913 357 800 • Fax: 913 357 822**CENTRO DE ESTUDIOS DE TÉCNICAS APLICADAS**Director: **Alberto Compte Anguela**Calle de Alfonso XII, 3 • 28014 MADRID
Telf.: 913 357 200 • Fax: 913 357 249**LABORATORIO CENTRAL DE ESTRUCTURAS
Y MATERIALES**Director: **Rafael Astudillo Pastor**Calle de Alfonso XII, 3 • 28014 MADRID
Telf.: 913 357 400 • Fax: 913 357 422**LABORATORIO DE GEOTECNIA**Director: **Fernando Pardo de Santayana Carrillo**Calle de Alfonso XII, 3 • 28014 MADRID
Telf.: 913 357 300 • Fax: 913 357 322**LABORATORIO DE INTEROPERABILIDAD
FERROVIARIA**Director: **Jaime Tamarit Rodríguez**Calle Julián Camarillo, 30 • 28037 MADRID
Telf.: 913 357 150 • Fax: 913 357 197**CENTRO DE ESTUDIOS HISTÓRICOS DE
OBRAS PÚBLICAS Y URBANISMO (CEHOPU)**Calle de Zurbano, 7 • 28010 MADRID
Telf.: 913 489 800 • Fax: 913 489 816

Ingeniería Civil



Boletín de suscripción

Email: ingcivil@cedex.es

Teléfono: 91 335 72 69

España un año: **49 €**

Extranjero un año: **81,12 €**

Empresa N.I.F. Particular N.I.F.
Nombre Cargo
Dirección
..... Código Postal
Población Provincia
Teléfono Fax E-mail

Formas de Pago

(Elijase solamente una opción)

Domiciliación bancaria (Solamente para cuentas bancarias en España)

Muy Sres. míos:

Ruego que, con cargo a mi cuenta y hasta nuevo aviso, atiendan el pago de los recibos correspondientes a mi suscripción que les presentará al cobro la REVISTA INGENIERIA, editada por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas CEDEX.

Les saluda atentamente

Entidad bancaria
Domicilio entidad
C.P. Localidad Provincia

Entidad	Oficina	D.C.	Núm. de cuenta

Transferencia a favor del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas CEDEX

Cuenta del CEDEX (desde España):

0182 - 2370 - 45 - 0200200574

Cuenta del CEDEX (desde el extranjero):

IBAN: ES6501822370450200200574

SWIFT: BBVAESMM

Cheque nominativo a favor del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas CEDEX

Fecha

Firma

El Titular, Fdo.

Enviar a:

Revista **Ingeniería Civil** (PUBLICACIONES)

Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del  • c/ Alfonso XII, 3 • 28014 Madrid

desde nuestra página web
www.cedex.es

cadagua

EL AGUA ES NUESTRO MUNDO... ...Y EL TUYO



Cadagua, filial de **Ferrovial Agromán**, está desarrollando un proyecto dirigido a la **optimización del esquema general de una Estación de Depuración de Aguas Residuales** con el fin de mejorar los procesos y minimizar los consumos energéticos mediante la aplicación de tecnologías novedosas.

La consecución de este proyecto dota a Cadagua de la capacidad tecnológica necesaria para optimizar el diseño de las plantas de depuración de aguas residuales, así como la operación de las mismas al poder adoptar nuevas estrategias preventivas para asegurar su correcto funcionamiento ante eventualidades, lo que en definitiva redundará en el aseguramiento de la calidad del agua tratada.

Cadagua, infraestructuras inteligentes, por un presente sostenible.

El proyecto está subvencionado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del subprograma INNPACTO (nº de expediente: IPT-2011-1078-310000) y cofinanciado con fondos FEDER.

Los colaboradores de Cadagua para la consecución de los objetivos son el Centro de Investigaciones Energéticas, Medio Ambientales y Tecnológicas (CIEMAT) y las Universidades de Granada y Valladolid.

Empresa de

ferrovial
agroman

cadagua