



Universitat de Lleida



Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària

Departament d'Enginyeria Agroforestal

TESIS DOCTORAL

**UTILIZACIÓN DE AGUAS
RESIDUALES EN LOS SISTEMAS DE
RIEGO LOCALIZADO:
EMBOZAMIENTO Y FILTRACIÓN**

Jaume Puig i Bargués

Junio 2003



Universitat de Lleida



Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària

Departament d'Enginyeria Agroforestal

TESIS DOCTORAL

**UTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN LOS
SISTEMAS DE RIEGO LOCALIZADO:
EMBOZAMIENTO Y FILTRACIÓN**

Tesis que presenta Jaume Puig i Bargués para optar al grado de Doctor Ingeniero Agrónomo, bajo la dirección del Dr. Javier Barragán Fernández, Catedrático de Universidad de Ingeniería Hidráulica de la Universitat de Lleida, y del Dr. Francisco Ramírez de Cartagena Bisbe, Profesor Titular de Universidad de Ingeniería Hidráulica de la Universitat de Girona.

Firma del doctorando

Firmas de los directores de tesis

Dr. Javier Barragán Fernández Dr. Francisco Ramírez de Cartagena Bisbe

Solstici

Reconduïm-la a poc a poc, la vida,
a poc a poc i amb molta confiança,
no pas pels vells topants ni per dreceres
grandiloqüents, sinó pel discretíssim
camí del fer i desfer de cada dia.
Reconduïm-la amb dubtes i projectes,
i amb turpituds, anhels i defallences,
humanament, entre brogit i angoixes,
pel gorg dels anys que ens correspon de viure.

En solitud, però no solitaris,
reconduïm la vida amb la certesa
que cap esforç no cau en terra eixorca.
Dia vindrà que algú beurà a mans plenes
l'aigua de llum que brolli de les pedres
d'aquest temps que ara esculpim nosaltres.

Miquel Martí i Pol

A la Maria.

A la meva família i a la memòria de la mare.

El trabajo que se presenta en la tesis doctoral se ha realizado en el marco de los proyectos de investigación “S-UdG97-165: Disseny de sistemes de reg per goteig amb aigües residuals”, del Plan de Investigación de la Universitat de Girona, y “REN2000-0642/HID: Diseño y gestión de sistemas de microirrigación con aguas regeneradas”, del Plan Nacional de I+D+I (2000-2003) del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Vull expressar el meu agraïment a totes aquelles persones i entitats que han fet possible la realització del present treball.

Primer de tot voldria donar les gràcies als directors de la tesi. Al Dr. Francesc Ramírez de Cartagena li haig d'agrair la seva confiança, dedicació, suport en tot moment i l'haver aconseguit que les diferents experiències es poguessin realitzar. El Dr. Javier Barragán Fernández em va introduir en el tema de la tesi, i sempre he pogut comptar amb les seves indicacions, suggeriments i ànims.

El Dr. I-Pai Wu va accedir molt amablement a visitar el muntatge experimental de Girona i a comentar els resultats obtinguts. La seva experiència i les seves orientacions han estat de molta utilitat.

Voldria agrair també a tots els meus companys de Secció de Producció Animal i Enginyeria Agroforestal de la Universitat de Girona, especialment a en Paco, Xevi, Gerard, Joan i Lluís, per la seva col·laboració en les tasques diàries i per haver-me ajudat puntualment en alguns dels aspectes de la tesi.

Haig d'agrair a en Gerard Arbat, Josep Pereda, Carles Buil, Miquel Duran i Jordi Rovira la seva ajuda en la realització dels diferents muntatges experimentals.

En Josep Dellonder i l'empresa Casademont S.A. van facilitar al màxim la realització dels primers assajos.

L'empresa DARGISA va permetre la realització de les experiències a l'EDAR de Girona. Vull agrair a la directora d'aquesta EDAR, Gabriela Poch, i a la resta de treballadors la seva col·laboració i paciència.

Igualment, el Consorci de la Costa Brava va posar totes les facilitats per a que es poguessin realitzar les experiències a l'EDAR de Castell-Platja d'Aro. En aquest sentit es va comptar amb la inestimable ajuda, suport i entusiasme d'en Lluís Sala. Igualment haig de donar les gràcies a l'antiga cap de planta, Núria Herrero, i a tots els treballadors l'ajuda que ens van donar quan va ser necessari i l'interès que van mostrar en tot moment. Victòria Figueras, directora del Golf Costa Brava, va permetre que s'utilitzés l'energia elèctrica de la seva instal·lació per a realitzar els assajos amb l'efluent terciari d'aquesta EDAR.

Vull agrair també la col·laboració de Saiga al realitzar les diferents experiències. A en Xavier Ballart, en Xavier Pagès i a l'empresa Regaber els vull donar les gràcies per la cessió de part del material amb el que es van realitzar les proves a Castell-Platja d'Aro.

Els Drs. Teresa Serra, Jordi Colomer i Elena Roget, van permetre la utilització de l'analitzador de partícules, apart d'oferir la seva col·laboració i comentaris valuosos sobre el camp de les anàlisis de partícules.

Als Drs. Xavier Puigvert i Maria Font el haig d'agrair el seu assessorament en temes estadístics.

A en Jordi Blavia i a la Carme Carulla, del Servei de Microscopia de la Universitat de Girona per les facilitats atorgades. La Dra. Dolors Parés em va ajudar en la identificació d'algunes algues que apareixien en les imatges obtingudes pel microscopi electrònic.

A en Lluís Bosch i l'Albert Turné els haig d'agrair la seva col·laboració fotogràfica.

També voldria agrair a tots aquells amics que s'han anat interessant per l'estat del treball en el decurs d'aquests últims anys.

Finalment, donar les gràcies a la Maria i al meu pare, germans i àvia pel seu interès i recolzament en tot moment.

UTILITZACIÓ D'AIGÜES RESIDUALS EN ELS SISTEMES DE REG LOCALITZAT: EMBUSSAMENT I FILTRACIÓ

La reutilització d'aigües residuals depurades per a ús agrícola permet disposar de la quantitat d'aigua requerida i allibera aigües de major qualitat per a altres usos més exigents. Des d'un punt de vista sanitari i ambiental, el reg localitzat és el sistema que presenta majors avantatges. Això no obstant, té el greu inconvenient de que amb les aigües residuals els embussaments dels emissors poden ser més severos. Per aquest motiu en la present tesi doctoral s'estudien les obturacions provocades per aigües residuals i quin és l'efecte dels sistemes de filtració de les instal·lacions de reg localitzat.

En primer lloc, es va estudiar l'obturació de diferents filtres i la qualitat de filtració que van aconseguir. Es van emprar filtres de anelles de 1 polzada de 130 μm i de 2 polzades de 115 μm , 130 μm i 200 μm , filtres de malla de 2 polzades de 98 μm , 115 μm , 130 μm i 178 μm , i un filtre de sorra emplenat amb una sola capa de arena sílica de 0,65 mm de diàmetre efectiu. Els filtres van treballar l'efluent d'una indústria càrnia, l'efluent secundari de l'EDAR de Girona filtrat o no amb sorra i l'efluent secundari i el terciari de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Es va observar que l'embussament dels filtres depenia del tipus d'efluent. Amb els efluents de la indústria càrnia, els filtres que més es van obstruir foren els d'anelles. Quan millorava la qualitat de l'efluent, els que menys obturació van presentar foren els filtres d'anelles. Es van analitzar diferents paràmetres fisicoquímics de l'aigua com les matèries en suspensió, la demanda química d'oxigen, la turbidesa, la conductivitat elèctrica, el pH i el nombre de partícules, i es va intentar determinar quin d'ells justificava l'embussament mesurat a través de l'índex de filtrabilitat de la llei de Boucher. Es va trobar que el paràmetre que justifica l'obturació varia en funció del tipus d'efluent i del filtre.

Quant a la qualitat de la filtració, per a l'efluent de la indústria càrnia i de l'EDAR de Girona, el filtre de sorra és el que es comporta millor. Quan l'efluent secundari de l'EDAR de Girona es filtra en el filtre de sorra, la filtració posterior amb filtres d'anelles i malla de diferents llums no aconsegueix millorar substancialment la qualitat del filtrat. Quan es va treballar amb l'efluent secundari de l'EDAR de Castell-Platja d'Aro va retenir més sòlids el filtre de malla que el de anelles, encara que sense diferències significatives.

Es van realitzar anàlisis de la distribució del nombre i del volum de les partícules dels diferents efluents i els seus filtrats per a estudiar amb detall com afecten els filtres en les partícules que poden embussar els goters. Es va trobar que, amb la majoria d'efluents i de filtrats, el nombre de partícules de dimensions superiors a 20 μm és mínim. En canvi, si s'estudia la distribució en volum, s'observa que en el filtrat apareixen partícules de majors dimensions que la llum dels filtres en els filtres de malla i anelles. El filtre de sorra és el

que reté les partícules de major volum. L'eficiència de filtració en els filtres es deu més al tipus d'efluent que al filtre. Es va verificar també que la distribució del nombre de partícules segueix una llei de tipus potencial. Analitzant l'exponent β de la llei de tipus potencial no es va evidenciar que els filtres afectin en la distribució del nombre de partícules de l'efluent.

Mitjançant anàlisi dimensional es van obtenir diverses equacions que permeten calcular la caiguda de pressió en els filtres d'anelles, malla i sorra. Les variables considerades van ser l'obertura dels filtres, la superfície de filtració, la densitat i la viscositat de l'aigua, el diàmetre mitjà de les partícules de l'aigua, el volum i cabal d'aigua a filtrar i la concentració de matèries en suspensió presents en l'aigua. Aquestes nou variables es van englobar en sis nombres adimensionals. Les equacions amb el nombres adimensionals es van ajustar amb les dades experimentals obtingudes amb resultats satisfactoris.

Finalment, es va estudiar l'embussament de diferents subunitats de reg que operaren un total de 750 hores amb els efluent secundari i terciari de l'EDAR de Castell-Platja d'Aro. Es va observar que amb l'efluent secundari els coeficients d'uniformitat disminuïen de forma acusada degut a l'obturació dels emissors. La presència d'obstrucció, fonamentalment de tipus biològic, fou més important en la subunitat que va utilitzar un filtre d'anelles que en la que va utilitzar un filtre de malla. Amb l'efluent terciari, que era sotmès a un procés de desinfecció, el coeficient d'uniformitat es va mantenir pràcticament constant al llarg de tot l'assaig.

UTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN LOS SISTEMAS DE RIEGO LOCALIZADO: EMBOZAMIENTO Y FILTRACIÓN

La reutilización de aguas residuales depuradas para uso agrícola permite disponer de la cantidad de agua requerida y libera aguas de mayor calidad para otros usos más exigentes. Desde un punto de vista sanitario y ambiental, el riego localizado es el sistema que presenta mayores ventajas. Sin embargo, tiene el grave inconveniente de que con las aguas residuales los embozamientos de los emisores pueden ser más severos. Por este motivo en la presente tesis doctoral se estudian las obturaciones provocadas por este tipo de aguas y cual es el efecto de los sistemas de filtración de las instalaciones de riego localizado.

En primer lugar, se estudió la obturación de diferentes filtros y la calidad de filtración que consiguieron. Se utilizaron filtros de anillas de 1 pulgada de 130 μm y de 2 pulgadas de 115 μm , 130 μm y 200 μm , filtros de malla de 2 pulgadas de 98 μm , 115 μm , 130 μm y 178 μm , y un filtro de arena relleno con una sola capa de arena silíceo de 0,65 mm de diámetro efectivo. Los filtros operaron con el efluente de una industria cárnica, el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado o no con arena y el efluente secundario y el terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Se observó que el embozamiento de los filtros dependía del tipo de efluente. Con los efluentes de la industria cárnica, los filtros que más se obstruyeron fueron los de anillas. Cuando mejoraba la calidad del efluente, los que menos obturación presentaron fueron los filtros de anillas. Se analizaron diferentes parámetros físico-químicos del agua como las materias en suspensión, la demanda química de oxígeno, la turbidez, la conductividad eléctrica, el pH y el número de partículas, y se intentó determinar cuál de ellos justificaba el embozamiento medido a través del índice de filtrabilidad de la ley de Boucher. Se halló que el parámetro que justifica la obturación varía en función del tipo de efluente y del filtro.

En cuanto a la calidad de la filtración, para el efluente de la industria cárnica y de la EDAR de Girona, el filtro de arena es el que se comporta mejor. Cuando el efluente secundario de la EDAR de Girona se filtra en el filtro de arena, la filtración posterior con filtros de anillas y malla de diferentes luces no consigue mejorar sustancialmente la calidad del filtrado. Cuando se trabajó con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro retuvo más sólidos el filtro de malla que el de anillas, aunque sin diferencias significativas.

Se realizaron análisis de la distribución del número y del volumen de las partículas de los diferentes efluentes y sus filtrados para estudiar con detalle cómo afectan los filtros en las partículas que pueden embozar a los goteros. Se halló que, con la mayoría de efluentes y

de filtrados, el número de partículas de dimensiones superiores a 20 μm es mínimo. Sin embargo, si se estudia la distribución en volumen, se observa que en el filtrado aparecen partículas de mayores dimensiones que la luz de los filtros en los filtros de malla y anillas. El filtro de arena es el que retiene las partículas de mayor volumen. La eficiencia de filtración en los filtros se debe más al tipo de efluente que al filtro. Se verificó también que la distribución del tamaño de partículas sigue una ley de tipo potencial. Analizando el exponente β de la ley de tipo potencial no se evidenció que los filtros afecten en la distribución del número de partículas del efluente.

Mediante análisis dimensional se obtuvieron diversas ecuaciones que permiten calcular la caída de presión en los filtros de anillas, malla y arena. Las variables consideradas fueron la luz de los filtros, la superficie de filtración, la densidad y la viscosidad del agua, el diámetro medio de las partículas del agua, el caudal y el volumen de agua a filtrar y la concentración de materias en suspensión presentes en el agua. Estas nueve variables se incorporaron en seis grupos adimensionales. Las ecuaciones con los grupos adimensionales se ajustaron con los datos experimentales obtenidos con resultados satisfactorios.

Finalmente, se estudió el embozamiento de diferentes subunidades de riego que operaron un total de 750 horas con los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. Se observó que con el efluente secundario los coeficientes de uniformidad disminuían de forma acusada debido a la obturación de los emisores. La presencia de obturación, fundamentalmente de tipo biológico, fue más importante en la subunidad que utilizó un filtro de anillas que en la que usó un filtro de malla. Con el efluente terciario, que era sometido a un proceso de desinfección, el coeficiente de uniformidad se mantuvo prácticamente constante a lo largo de todo el ensayo.

USE OF EFFLUENTS IN DRIP IRRIGATION SYSTEMS: CLOGGING AND FILTRATION

The reutilization of regenerated effluents allows to dispose enough amount of water for agricultural purposes and releases the rest of the water, of better quality, for other applications. The irrigation system that has more advantages from the environmental and health points of view is drip irrigation. Despite these advantages, drip irrigation has a serious limitation due to the emitters clogging. When effluents are used, the clogging problems increase. For this reason, in the present Ph.D. work the clogging caused by the effluents and the effect of the filtration systems of drip irrigation installations were studied.

First, the clogging of different filters and the achieved quality of filtration were analyzed. There were used disc filters of 1 inch and 130 μm and disc filters of 2 inches and 115 μm , 130 μm and 200 μm , screen filters of 2 inches of 98 μm , 115 μm , 130 μm and 178 μm , and a sand filter filled with a single layer of sand with an effective diameter of 0.65 mm. The filters worked with different kind of effluents. Specifically, the effluent of a meat industry, the secondary effluent of the WWTP of Girona, filtered and not filtered with sand, and the secondary and tertiary effluents of the WWTP of Castell-Platja d'Aro were used.

The clogging of the filters depended on the kind of effluent. With the meat industry effluents, disc filters presented the highest clogging. When the quality of the effluent improved, the filters that showed the least clogging were the disc ones. Several physical and chemical parameters of water such as suspended matters, chemical oxygen demand, turbidity, electrical conductivity, pH and the number of particles were analysed. It was tried to find which of these parameters justified the clogging measured through the filterability index of the Boucher's law. It was find that the filterability index varied with the effluent as well as the filter.

Sand filter showed the best quality of filtration with the meat industry and the Girona WWTP effluents. When the secondary effluent of the WWTP of Girona was filtered in the sand filter the following filtration with disc and screen filters did not improve substantially the quality of the filtrated. When the secondary effluent of the WWTP of Castell-Platja d'Aro was used, the screen filter retained more amount of solids than the disc filters, although without significant differences.

The size and volume particle distribution of the different effluents and their filtrated were analysed to study how the filters affect in the particles that could clog the emitters. For the majority of the effluents and filtrated, the number of particles with a diameter higher than 20 μm was minimal. Nevertheless, when the volume particle distribution was

analysed, there appeared particles with a higher size in the filtrated than the opening of the disc and screen filters. Sand filter retained the particles with a higher volume. The filtration efficiency depended more on the kind of the effluent than on the filter. It was also verified that the size particle distribution followed a potential law. Analysing the β exponent of the potential law, there were not evidences that the filters affected the size particle distribution of the effluents.

By means of dimensional analysis several equations that allow to calculate the head loss in the disc, screen and sand filters were found. The variables considered were the opening of the filter, the area of filtration, the density and viscosity of the water, the mean of the diameter of the particles, the volume and flow across the filter and the concentration of suspended solids in the water. These nine variables were incorporated in six dimensionless groups. The obtained equations were adjusted with the experimental data satisfactorily.

Finally, the clogging of different irrigation subunits was studied. The subunits operated during 750 hours with the secondary and tertiary effluents of the WWTP of Castell-Platja d'Aro. With the secondary effluent, the uniformity coefficients diminished strongly due to the emitters clogging. The clogging had essentially a biological origin. These biological clogging was higher in the subunit that used a disc filter than in those with a screen filter. On the other hand, with the tertiary effluent, that was disinfected, the uniformity coefficient was stable during the trials.

ÍNDICE GENERAL

Capítulo I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
1.1. La reutilización agrícola de aguas residuales	7
1.2. Las instalaciones de riego localizado con aguas residuales	19
1.3. Obturaciones en instalaciones de riego localizado	38
1.4. Referencias	53
Capítulo II. OBJETIVOS GENERALES Y ESPECÍFICOS. ESTRUCTURA DE LA TESIS	67
2.1. Objetivos	69
2.2. Estructura de la tesis	70
Capítulo III. FILTRACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA SU UTILIZACIÓN EN RIEGO LOCALIZADO	71
3.1. Introducción	81
3.2. Objetivos	96
3.3. Material y métodos	97
3.4. Resultados y discusión	108
3.5. Conclusiones	143
3.6. Referencias	144
Capítulo IV. CARACTERIZACIÓN DE LAS PARTÍCULAS EN LA FILTRACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO LOCALIZADO	147
4.1. Introducción	155
4.2. Objetivos	163
4.3. Material y métodos	164
4.4. Resultados y discusión	169
4.5. Conclusiones	194
4.6. Referencias	195
Capítulo V. APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DIMENSIONAL A LA FILTRACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO LOCALIZADO	197
5.1. Introducción	201
5.2. Objetivos	202
5.3. Material y métodos	202
5.4. Resultados y discusión	208
5.5. Conclusiones	216
5.6. Referencias	216

Capítulo VI. OBTURACIONES EN SUBUNIDADES DE RIEGO LOCALIZADO CON EFLUENTES SECUNDARIOS Y TERCIARIOS	219
6.1. Evaluación de las instalaciones de riego localizado	227
6.2. Objetivos	234
6.3. Material y métodos	235
6.4. Resultados y discusión	241
6.5. Conclusiones	264
6.6. Referencias	264
Capítulo VII: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES	269
7.1. Discusión general	271
7.2. Conclusiones	274
7.3. Futuros desarrollos	277

I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

1.1. LA REUTILIZACIÓN AGRÍCOLA DE AGUAS RESIDUALES.....	7
1.1.1. El agua y la agricultura	7
1.1.1.1. El agua, un recurso escaso.....	7
1.1.1.2. Origen del agua de riego	7
1.1.1.3. Sistema de riego.....	8
1.1.1.4. La reutilización agrícola de las aguas residuales	9
1.1.2. La depuración de aguas residuales	11
1.1.2.1. Disponibilidad de agua depurada	11
1.1.2.2. Tipos de tratamientos de aguas residuales	11
1.1.3. El riego con aguas residuales	12
1.1.3.1. Sistemas de riego	12
1.1.3.2. Problemática de la aplicación agrícola de agua residual.....	13
1.1.3.2.1. Efectos debidos a la salinidad	13
1.1.3.2.2. Efectos debidos a los sólidos en suspensión	13
1.1.3.2.3. Efectos debidos a los nutrientes	14
1.1.3.2.4. Efectos debidos al cloro y a los bicarbonatos	15
1.1.3.2.5. Efectos debidos a sustancias tóxicas.....	15
1.1.3.2.6. Riesgos sanitarios de la aplicación de aguas residuales.....	16
1.1.3.2.7. Efectos debidos a la percepción pública	16
1.1.3.2.8. Criterios de control.....	17
1.2. LAS INSTALACIONES DE RIEGO LOCALIZADO CON AGUAS RESIDUALES.....	19
1.2.1. Los emisores de las instalaciones de riego localizado	19
1.2.1.1. Definiciones previas	19
1.2.1.2. Características fundamentales de los emisores.....	19
1.2.1.3. Clasificación de los emisores.....	20
1.2.1.4. Sensibilidad a las obturaciones.....	22
1.2.1.5. Sensibilidad a la temperatura.....	25
1.2.2. Equipos de filtración en las instalaciones de riego localizado	26
1.2.2.1. Prefiltros	27
1.2.2.1.1. Dispositivos de desbaste	27
1.2.2.1.2. Depósitos de decantación.....	28
1.2.2.2. Separadores de arena	29
1.2.2.3. Filtros de lecho granular	30
1.2.2.3.1. Principios de operación del filtro de lecho granular.....	30
1.2.2.3.2. Características de la arena	32
1.2.2.3.3. Características de operación de los filtros de lecho granular.....	33
1.2.2.3.4. Limpieza de los filtros de lecho granular.....	33

1.2.2.4. Filtros de malla.....	35
1.2.2.5. Filtros de anillas.....	37
1.3. OBTURACIONES EN INSTALACIONES DE RIEGO LOCALIZADO	38
1.3.1. Introducción	38
1.3.2. Tipos de obturaciones	39
1.3.2.1. Obturaciones físicas	40
1.3.2.1.1. Obturaciones físicas internas	41
1.3.2.1.2. Obturaciones físicas externas	42
1.3.2.2. Obturaciones químicas	42
1.3.2.2.1. Precipitados de calcio.....	43
1.3.2.2.2. Precipitados de hierro, magnesio y manganeso	45
1.3.2.2.3. Precipitados de sulfuro	46
1.3.2.3. Obturaciones biológicas	47
1.3.2.4. Medidas preventivas del embozamiento.....	51
1.3.3. Modelización de la presencia de obturaciones	52
1.4. REFERENCIAS.....	53

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I 1. Distribución porcentual de la superficie regada en las distintas Comunidades Autónomas, según el origen predominante del agua de riego (elaboración propia, a partir de datos del MAPA, 2001).....	8
Tabla I 2. Directrices para evaluar la calidad de un agua de riego (Wescot y Ayers, 1990).	18
Tabla I 3. Clasificación de los emisores de un sistema de riego localizado (Elaboración propia a partir de Rodrigo <i>et al.</i> (1997) y de Pizarro (1997)).....	21
Tabla I 4. Sensibilidad a las obturaciones de los diferentes componentes de un sistema de riego localizado (Rodrigo <i>et al.</i> , 1997).	23
Tabla I 5. Riesgo de obturación de instalaciones de sistemas de riego localizado según las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales (Bucks <i>et al.</i> , 1979).	24
Tabla I 6. Principales causas físicas, químicas y biológicas del embozamiento de los sistemas de riego localizado (Bucks <i>et al.</i> , 1979).	40

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura I 1. Superficie regada en España (en ha) según el origen predominante del agua y del sistema de riego (MAPA, 2001).....	9
---	---

NOTACIÓN

A	área total del filtro	L^2	m^2
A_e	área efectiva del filtro	L^2	m^2
A_{ne}	área neta efectiva del filtro	L^2	m^2
K	coeficiente de descarga característico del emisor	$L^{3-x}T^{-1}$	$1/(h \cdot m^x)$
		$L^{3+x}T^{2x-1}M^{-x}$	$1/(h \cdot Pa^x)$
b	presión hidráulica a la entrada del agua en el emisor	L	m.c.a.
		$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
I_s	índice de saturación de Langelier	<i>adimensional</i>	-
m	constante de la ecuación [I.2]	L^3T^{-1}	l/h
n	constante de la ecuación [I.2]	$L^3T^{-1}\theta^{-1}$	
	l/(h°C)		
p	porcentaje de huecos del soporte	<i>adimensional</i>	-
P	porcentaje de huecos de la malla	<i>adimensional</i>	-
pH_{agua}	pH del agua de riego	<i>adimensional</i>	-
pH_s	pH del agua con un contenido en calcio equilibrado	<i>adimensional</i>	-
q	caudal del emisor	L^3T^{-1}	l/h
T	temperatura del agua	θ	°C
x	exponente hidráulico de descarga	<i>adimensional</i>	-

1.1. LA REUTILIZACIÓN AGRÍCOLA DE AGUAS RESIDUALES

1.1.1. El agua y la agricultura

1.1.1.1. El agua, un recurso escaso

La disponibilidad de agua es uno de los factores más importantes en cualquier proyecto agrícola porque condiciona tanto su productividad como su rentabilidad. La condición de elemento primordial del agua es la que hace que tenga también una demanda muy elevada por parte de otros sectores de la actividad humana. Esto confiere al agua un carácter de bien escaso para el cual se establece una competencia en la que la agricultura tiene, claramente, una posición de desventaja ante otras actividades que, o bien obtienen un rendimiento más elevado del agua utilizada, como los sectores industrial o de servicios, o tienen prioridad social como el consumo doméstico.

La producción agraria mundial emplea un 62% del agua disponible para regar el 16% de la superficie agraria mundial, en la que se genera el 43% de la producción (FAO, 2003). Para satisfacer la demanda futura de alimentos se prevé que en el año 2030, aparte del incremento de la productividad de los cultivos, la agricultura de regadío tendría que generar el 47% de la producción mundial y, paralelamente, se debería aumentar la eficiencia en el uso del agua del 43% al 50% (Sagardoy, 2001).

Ante la mayor demanda de agua, ciertos autores indican la necesidad de una nueva cultura del agua consistente en conservar, gestionar correctamente y recircular este recurso (Arrojo, 1998). Se pueden sustituir también las fuentes convencionales de agua, básicamente superficial y subterránea, por recursos hídricos no convencionales como el agua salina, el agua de escorrentía, la reutilización de agua depurada o el incremento de la porción de agua de alta calidad con el uso de técnicas de filtración con membranas (Oron *et al.*, 2001). De esta forma, parte del agua destinada a la agricultura, y en especial aquella de buena calidad, se puede reservar para los usos más exigentes de calidad como agua potable y agua para fines de conservación como los caudales ecológicos (Bouwer, 1992; Arrojo, 1998; Vergés, 1998).

1.1.1.2. Origen del agua de riego

A escala mundial, la reutilización de agua residual es testimonial actualmente (FAO, 2003). En España, un 0,5% de la superficie agrícola utiliza agua de riego proveniente de estaciones depuradoras y un 0,01% de desalinizadoras. Como se puede observar en la

Tabla I 1 la distribución del origen del agua presenta variaciones importantes en función de la Comunidad Autónoma.

Tabla I 1. Distribución porcentual de la superficie regada en las distintas Comunidades Autónomas, según el origen predominante del agua de riego (elaboración propia, a partir de datos del MAPA, 2001).

Comunidad Autónoma	Origen predominante del agua					
	Superficial	Subterránea	Trasvases	Retornos	Depuradoras	Desalinizadoras
Andalucía	70,1	28,8	0,4	0,0	0,7	0,0
Aragón	94,8	5,1	0,0	0,1	0,0	0,0
Principado de Asturias	94,7	5,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Illes Balears	0,1	91,5	0,0	0,0	8,4	0,0
Islas Canarias	7,0	89,4	0,0	0,0	2,6	0,9
Cantabria	99,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Castilla y León	74,2	23,3	0,0	2,6	0,0	0,0
Castilla-La Mancha	35,1	64,6	0,3	0,0	0,0	0,0
Catalunya	77,4	20,0	0,0	2,4	0,1	0,0
Extremadura	98,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Galicia	99,5	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0
Madrid	91,7	6,4	0,0	0,0	1,9	0,0
Murcia	22,1	48,7	28,1	0,2	0,8	0,1
Navarra	97,9	2,1	0,0	0,1	0,0	0,0
Euskadi	77,5	9,2	0,0	0,0	13,3	0,0
La Rioja	92,8	7,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Comunidad Valenciana	41,9	44,2	11,5	1,2	1,3	0,0
Total	67,7	28,2	2,9	0,7	0,5	0,0

En las cuencas internas de Catalunya, zona que abarca el 52% de la superficie y donde habita el 92% de la población catalana, durante los 10 primeros meses del año 2001 se reutilizaron 9 hm³ de agua depurada, lo que representa un 1,76% del volumen anual depurado. Del agua depurada reutilizada, el 71% se destinó a uso agrícola y de caudal ecológico, el 18% al riego de campos de golf y el 11% para diversos tipos de utilizaciones (ACA, 2002).

1.1.1.3. Sistema de riego

El sistema de riego mayoritario con aguas depuradas en España es el riego localizado con un 75% de la superficie, seguido del de aspersión con un 18% y, a mucha distancia, el de gravedad con un 7% de la superficie de riego (Figura I 1). Feigin *et al.* (1991) relatan que con aguas residuales el sistema de riego localizado es el más utilizado.

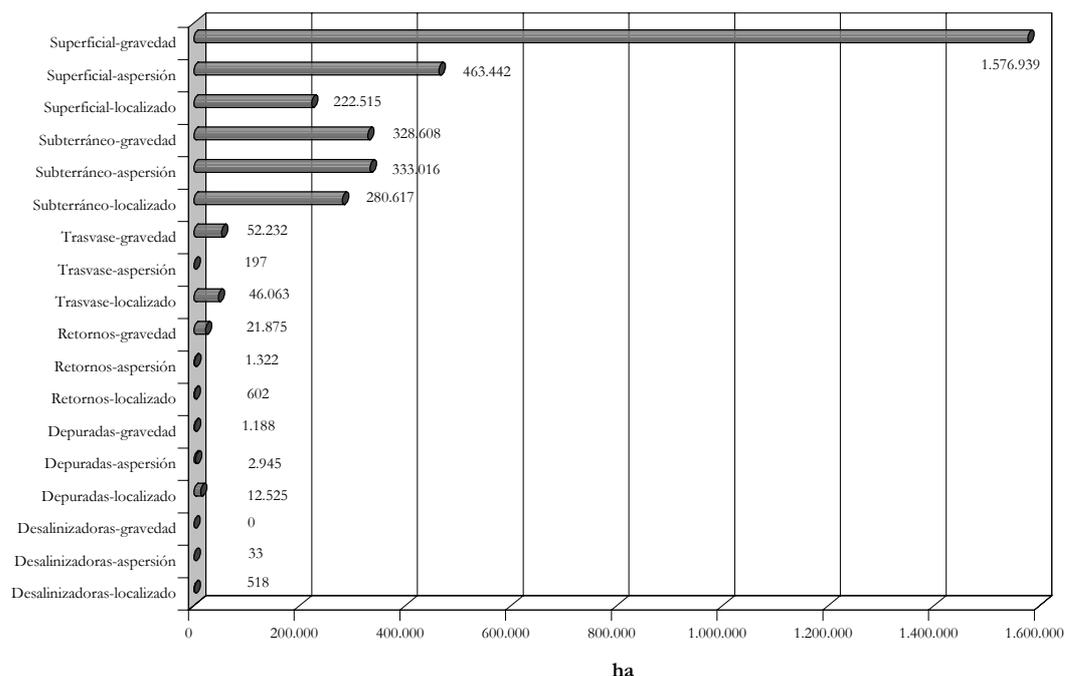


Figura I 1. Superficie regada en España (en ha) según el origen predominante del agua y del sistema de riego (MAPA, 2001).

1.1.1.4. La reutilización agrícola de las aguas residuales

Los aspectos más relevantes que permite la reutilización agrícola de las aguas residuales son diversos. En primer lugar, el uso de aguas depuradas como agua de riego tiene que permitir reducir la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas al utilizar para la producción agraria el nitrógeno y fósforo que contienen, evitando la eutrofización de las aguas receptoras y mejorando el estado de los espacios naturales (Asano, 1991; Haruvy, 1997; Tanji, 1997; Sala y Mujeriego, 2001). Además, el uso de aguas residuales supone una seguridad en el suministro puesto que su generación es independiente de fenómenos meteorológicos como la sequía (Asano, 1991). Por último, implica un ahorro económico ante procesos de depuración más intensos y la implantación de nuevas instalaciones de abastecimiento (Mujeriego, 1998).

Las aplicaciones de reutilización de agua predominantes son el riego de cultivos agrícolas, jardines, parques y campos de golf, aunque se está ampliando el campo a la limpieza de lavabos y a la refrigeración (Mujeriego y Asano, 1999). Si bien en zonas áridas la reutilización agrícola es la predominante (Feigin *et al.*, 1991), en ciertos países como Japón

predomina la reutilización industrial y doméstica (Asano *et al.*, 1996). Una última opción más avanzada es el reciclaje, directo o indirecto, del agua regenerada para su uso como agua potable (Bouwer, 1992).

Se han relatado experiencias de reutilización agrícola de agua en Argelia (Tamrabet *et al.*, 2002), Arabia Saudí (Bazza, 2002), Australia (McIntosh, 1996; Neal, 1996; van Oorschot y French, 1996; Croke *et al.*, 1999), Cabo Verde (Johanson *et al.*, 1993), China (Zhanyi y Jifu, 1999), Chipre, Egipto (Bazza, 2002), Grecia (Tsagarakis *et al.*, 2002), India (Tyagi, 1999), Irán (Bazza, 2002), Italia (Croce y Dardanoni, 1991), Israel (Shelef, 1991; Juanico y Shelef, 1994; Shelef *et al.*, 1994; Oron *et al.*, 1999), Japón (Taniyama y Adachi, 1999), Jordania (Bazza, 2002), Kuwait (Ghobrial, 1993; Bazza, 2002), Marruecos (Niedrum *et al.*, 1991; Bazza, 2002), Palestina (Kuttab, 1993), Perú (Schoppman, 1996), República Checa (Sálek, 1999), Siria (Bazza, 2002), Sudáfrica (Kayaalp, 1996), Túnez (Bazza, 2002), Venezuela (Landsdell y Carbonell, 1991), Yemen (Bazza, 2002), en los estados norteamericanos de California (Sheikh *et al.*, 1990; Lee, 1991; Sheikh, 1991; Fuog *et al.*, 1995; Hartling, 1998), de Florida (Woods, 1991; Davies y Maurer, 1993; Zekri y Koo, 1994; Allhands *et al.*, 1995; Maurer *et al.*, 1995; Parsons *et al.*, 1995) y de Hawai (Gushiken, 1995). En ciertos casos se han utilizado efluentes de industrias agroalimentarias como almazaras (Proietti *et al.*, 1995; Marrara *et al.*, 2002; Moutsopoulou *et al.*, 2002) o industrias cárnicas (Russell *et al.*, 1991; Ramírez de Cartagena *et al.*, 1998; Gaki *et al.*, 2002).

Dentro del estado español existen experiencias de reutilización de aguas residuales para el cultivo de plátanos en Tenerife (Aguiar y Marrero, 1996) y en Gran Canaria (Palacios *et al.*, 1999); en Almería, donde se realiza un tratamiento de ozonificación (Pérez y Vallverdú, 1998); en el Pla de Sant Jordi de la isla de Mallorca (Mateos *et al.*, 2001); en diferentes poblaciones de la Costa Brava para el riego de campos de golf y cultivos y para usos ambientales (Mujeriego y Sala, 1991; Mujeriego *et al.*, 1996; Humbert *et al.*, 1998; Sala y Serra, 1998; Couso *et al.*, 2002), en Vitoria-Gasteiz para riego agrícola (López *et al.*, 1998), en la Costa del Sol occidental en campos de golf (Marzo, 1998), en el Camp de Tarragona (Aragonès, 1998) y en el País Valenciano (Ramos, 1997).

Otras experiencias consisten en la aplicación de aguas residuales en el terreno para su depuración y posterior utilización del percolado (Azov *et al.*, 1991; Brissaud *et al.*, 1991; Gao *et al.*, 1991; Thoma *et al.*, 1993; Nieto y Alamy, 1994a, 1994b; Kopchynski *et al.*, 1996; Monnet *et al.*, 1996; Edwards *et al.*, 1997; Schönborn *et al.*, 1997; De Bustamante *et al.*, 1998; Moreno *et al.*, 2000) o incluso para la recarga de acuíferos con posteriores usos incluido el consumo humano (Sheikh, 1991; Kanarek y Michail, 1996; Hartling, 1998).

1.1.2. La depuración de aguas residuales

1.1.2.1. Disponibilidad de agua depurada

El potencial de reutilización de las aguas residuales puede considerarse equivalente al volumen total de agua depurada. Sin embargo, en raras ocasiones se produce una reutilización total. En las cuencas internas de Catalunya, por ejemplo, se espera llegar a tasas de reutilización del 15% a medio plazo.

El uso efectivo de la reutilización de agua depurada depende de numerosos factores, entre los que destacan (a) la existencia de una demanda cercana a la EDAR (b) que el agua depurada tenga una cantidad y calidad adecuada a las características de la demanda (c) el coste del tratamiento, y (d) la aceptación social (ACA, 2002). En cuanto a este último aspecto, en encuestas realizadas a agricultores de las zonas regables de Girona se constató su predisposición ante la posibilidad de utilizar aguas regeneradas (Pujol, 2002).

1.1.2.2. Tipos de tratamientos de aguas residuales

Si se clasifican los diferentes procesos unitarios que se realizan sobre las aguas residuales en función de la fase en que se sitúan dentro el proceso de depuración se pueden diferenciar (Bouwer, 1991; Ulloa, 1996; Mujeriego y Asano, 1999):

- **Pretratamiento y tratamiento primario:** tienen por objetivo principal eliminar materias en suspensión, flotantes y disueltas que pueden comprometer gravemente el funcionamiento del proceso de depuración. Paralelamente, se consiguen rendimientos de eliminación de materia orgánica del 30% al 40%. El pretratamiento y el tratamiento primario engloban procesos físicos como el desbaste de sólidos, las decantaciones primarias y la separación de grasas y arenas, entre otros, y también procesos químicos como la coagulación-floculación.
- **Tratamiento secundario:** su objetivo principal es la eliminación de la contaminación orgánica. Permite obtener rendimientos de eliminación de materia orgánica entre el 60 y el 90% y comprende procesos fundamentalmente biológicos, aunque suele tener también una fase física de decantación secundaria. Existen diferentes procedimientos de tratamiento secundario como los fangos activos, lechos bacterianos, biodiscos y lagunajes.
- **Tratamiento terciario:** se suele utilizar para eliminar la carga orgánica residual y los contaminantes no degradados en los tratamientos previos como el nitrógeno, el fósforo y los microorganismos patógenos. El tratamiento

terciario puede englobar procesos de desinfección, filtración, ultrafiltración, ósmosis inversa, adsorción con carbón activo, nitrificación-desnitrificación, eliminación de fósforo o aplicación al terreno, en función del destino del agua.

1.1.3. El riego con aguas residuales

1.1.3.1. Sistemas de riego

En términos generales los métodos de riego se pueden agrupar en tres grandes categorías según la vía superficial, aérea o subterránea, respectivamente, por la que el agua llega a la planta: (a) riegos de superficie (b) riegos por aspersión y (c) riego subterráneo.

Dentro de los riegos de superficie están los sistemas de riego localizado a presión, los cuales incluyen sistemas como el riego localizado o por goteo. Este sistema presenta una serie de ventajas en la utilización de aguas residuales consistentes en que no se mojan las partes comestibles de la planta, no se producen charcos si el dimensionamiento es correcto, se reduce la infiltración profunda y, por tanto, el riesgo de contaminación de acuíferos y no producen aerosoles que se puedan propagar con el viento (Asano y Pettygrove, 1987). También es el sistema más eficiente por lo que permite reducir el consumo de agua al mínimo y conseguir resultados óptimos de producción (Phillips, 1995). Su principal inconveniente son las obturaciones de los diferentes elementos del sistema, aspecto que se ve agravado si las aguas no son de buena calidad como es el caso de las residuales (Bucks *et al.*, 1979; Adin y Sacks, 1987; Sala, 1991; Ravina *et al.*, 1992).

El riego subterráneo por goteo constituye un paso más que el riego localizado ya que acerca el emisor a la zona radicular de la planta reduciendo los peligros sanitarios. Sin embargo, la dificultad de mantenimiento en caso de obturaciones es mayor. Otro problema que presenta este sistema es la intrusión de raíces, si bien se puede limitar dosificando ciertas sustancias (Gushiken, 1995). Con el riego localizado subterráneo disminuyen las pérdidas de agua por evaporación, se generan menores escurrimientos de agua, no se producen aerosoles, se aprovecha la función depuradora del suelo, se genera menor cantidad de malas hierbas y se mejoran las condiciones de paso de la maquinaria agrícola. El riego localizado subterráneo produce el mismo rendimiento en el cultivo que el riego localizado convencional o incluso mayor, como en la vid (Oron *et al.*, 1991a; Oron *et al.*, 1992b).

1.1.3.2. Problemática de la aplicación agrícola de agua residual

A continuación se analizan los principales inconvenientes que supone la aplicación agrícola de aguas residuales.

1.1.3.2.1. Efectos debidos a la salinidad

Las sales presentes en las aguas residuales pueden causar daños en la planta tanto por su gran concentración como por toxicidad específica de un ión en particular, además de originar problemas en la estructura del suelo (Asano y Pettygrove, 1987).

Un exceso de salinidad disminuye el rendimiento de los cultivos (Mantell *et al.*, 1985; Bouwer y Idelovitch, 1987; Burau *et al.*, 1987; Ayars *et al.*, 1993). Sin embargo, no todas las etapas de desarrollo del cultivo se ven afectadas por igual, por lo que aplicando aguas de mayor calidad en las etapas más sensibles se pueden evitar estos problemas (Ayars *et al.*, 1993; Pandey y Soni, 1994; Shalhevet, 1994; Yoon *et al.*, 2001).

El incremento de sodio observado en el suelo cuando se aplican aguas residuales disminuye la conductividad hidráulica empeorando su estructura (Bouwer e Idelovitch, 1987), lo que provoca una reducción de la capacidad de aireación del suelo y de la infiltración (Asano y Pettygrove, 1987), pudiendo originar escorrentía y erosión en las épocas de lluvia (Shalhevet, 1994). La alteración de la estructura debida al sodio se produce especialmente si existe una reducción de calcio y magnesio (Jnad *et al.*, 2001a). Si bien existe este peligro real de alteración de la estructura del suelo, son pocos los autores que relatan la aparición de este problema al aplicar aguas residuales. A lo sumo, alguna tendencia a la salinización y alcalinización que se puede corregir mezclando aguas, aplicando algún tratamiento correctivo (Mancino y Pepper, 1992; Aguiar y Marrero, 1996), instalando un drenaje (Asano y Pettygrove, 1987) o incrementando la fracción de lavado (Ramos, 1997).

1.1.3.2.2. Efectos debidos a los sólidos en suspensión

La presencia de sólidos en suspensión, orgánicos e inorgánicos, en las aguas residuales puede originar la obturación del suelo, causando una reducción de la infiltración (Bouwer e Idelovitch, 1987; Abo-Ghobar, 1993; Alazba, 1998), así como fenómenos de toxicidad y asfixia radicular (Xanthoulis y Wallender, 1991). Los valores máximos recomendados de materias en suspensión oscilan entre los 20 y 30 mg/l, que se corresponden con los de los efluentes de un tratamiento secundario (Sala, 1991; Ulloa, 1996).

La reducción de la infiltración en el suelo debida a la aplicación de aguas residuales aumenta con el número de riegos y el periodo de aplicación (Abo-Ghobar, 1993), aunque en algunos casos se ha observado que, con el tiempo, se incrementa la capacidad de

infiltración por aparición de procesos inversos de reestructuración de los suelos (Clanton y Slack, 1987; Kopchynski *et al.*, 1996; Alazba, 1998). Por su parte, Xanthoulis y Wallender (1991) obtuvieron ecuaciones que permiten obtener la infiltración en función de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y de los sólidos en suspensión totales de las aguas de riego.

Se ha observado que el riego con efluentes conlleva un incremento de la retención de agua en el suelo y una disminución del volumen de los poros mayores y de la conductividad hidráulica de saturación (Jnad *et al.*, 2001b), si bien otros autores hallaron los efectos contrarios. En concreto, se ha descrito que el riego con aguas residuales mejora la conductividad hidráulica de saturación, la densidad y la porosidad de suelos franco-arenosos (Mathan, 1994).

En el riego por aspersión si hay partículas orgánicas que se depositan sobre las hojas de las plantas pueden provocar una reducción de la fotosíntesis y afectar a la apariencia del producto. Los sólidos en suspensión también afectan negativamente la cloración pues protegen a los virus y a las bacterias (Bouwer e Idelovitch, 1987). Para evitar estos efectos se recomienda no superar valores de 50-60 mg/l de DBO₅ (Ulloa, 1996).

1.1.3.2.3. Efectos debidos a los nutrientes

El agua residual es una fuente de macro y micronutrientes, como el nitrógeno, fósforo, potasio, cobre, hierro, zinc, boro y azufre, los cuales se encuentran en exceso normalmente (Asano y Pettygrove, 1987). Al suponer la aplicación de aguas residuales una aportación suplementaria de fertilizantes a los cultivos, se debe tener en cuenta que no se producen excesos que pueden originar crecimientos vegetativos excesivos, calidades inferiores en la producción y problemas de contaminación como la lixiviación de nitratos hacia los acuíferos (Bouwer e Idelovitch, 1987; Sala, 1991; Ulloa, 1996). En invierno, cuando la temperatura del suelo disminuye, la desnitrificación no funciona al máximo y las plantas necesitan menos nutrientes, por lo que se deben reducir las aplicaciones de efluentes al terreno (Russell *et al.*, 1993).

Hay cultivos afectados por un exceso de nitrógeno como el algodón, el tomate, la patata, los cítricos, el melocotón, la pera, la uva (Bouwer e Idelovitch, 1987), el arroz (Kwun *et al.*, 1999; Taniyama y Adachi, 1999) y el trigo (Hussain *et al.*, 1996). Con el riego con aguas residuales de frutales aumenta la vigorosidad, la producción y el tamaño de los frutos (Davies y Maurer, 1993; Zekri y Koo, 1994; Allhands *et al.*, 1995; Maurer *et al.*, 1995). Se han descrito casos de clorosis férrica por exceso de aportación de nitrógeno con las aguas residuales y de infecciones fúngicas por exceso de nitrógeno (Mujeriego *et al.*, 1996).

El exceso de fósforo produce un menor rendimiento ya que disminuye la disponibilidad de micronutrientes como el cobre, el hierro y el zinc, aunque también puede reducir la

concentración de calcio del efluente. En suelos arenosos, se produce un lavado del fósforo y una contaminación del acuífero (Bouwer e Idelovitch, 1987). Se han observado también ciertas dificultades en la asimilación por parte de las plantas del fósforo de las aguas residuales (Aguar y Marrero, 1996).

Aunque, debido a los nutrientes presentes en ellas, la aplicación de aguas residuales disminuye los costos de fertilización, aumentan los del control de malas hierbas (Davies y Mauner, 1993).

1.1.3.2.4. Efectos debidos al cloro y a los bicarbonatos

La presencia de cloro y bicarbonatos en las aguas residuales puede provocar quemaduras en las hojas de cultivos sensibles si el riego es por aspersión (Oron *et al.*, 1979; Asano y Pettygrove, 1987; Bouwer y Idelovitch, 1987; Shalhevet, 1994). Los efectos de los cloruros y de los bicarbonatos en riego por aspersión se pueden reducir si se riega de noche o se riega con agua de buena calidad al final del ciclo para lavar las sales (Shalhevet, 1994).

1.1.3.2.5. Efectos debidos a sustancias tóxicas

Las aguas residuales pueden contener sustancias con un determinado grado de toxicidad y persistencia como pueden ser metales pesados, detergentes y pesticidas (Azov *et al.*, 1991). Estas sustancias se depositan en las capas superficiales del suelo, donde se acumulan, salvo aquellos detergentes o insecticidas biodegradables (Bouwer e Idelovitch, 1987; Vázquez, 1996).

Algunos autores han observado que no se producen problemas de acumulación de metales pesados en el suelo y en el tejido de las plantas por efecto de las aguas residuales (Sheikh *et al.*, 1990; Bunel *et al.*, 1995), pero otros han constatado un incremento en la concentración de metales pesados en las plantas (Yediler *et al.*, 1994). Cuando menor es el pH, mayor es la movilidad de los metales pesados en el suelo, aunque existen diferencias en función del elemento. Así, el cobre, plomo y zinc son más móviles en el suelo que el cadmio o el mercurio (Yediler *et al.*, 1994).

Los surfactantes presentes en las aguas residuales forman espumas, originando cambios en las propiedades de infiltración del suelo debido a la dispersión de la arcilla (Bouwer e Idelovitch, 1987). Aunque este hecho no provoca diferencias significativas en el nacimiento de las plantas (De la Cruz y Crespo, 2000), sí que genera el rechazo del agricultor (Ramos, 1997).

1.1.3.2.6. Riesgos sanitarios de la aplicación de aguas residuales

Los riesgos sanitarios de la aplicación de aguas residuales se generan fundamentalmente entre la población que se alimenta de los cultivos regados con estas aguas y las personas que las aplican. En este segundo caso, la incidencia está en función de si se trata de personal formado o no (Ali, 1987; Strauss, 1991). El efecto en la población depende mucho del cultivo, de la calidad del efluente y del tipo de preparación para su consumo (Strauss, 1991; Armon *et al.*, 1994). Otro riesgo puede ser debido a accidentes como los cruzamientos con redes de aguas potables (Azov *et al.*, 1992).

Las aguas regeneradas suponen un riesgo potencial de exposición a microorganismos patógenos, especialmente coliformes, huevos de nemátodos y virus entéricos (Strauss, 1991; Asano *et al.*, 1992; Mujeriego y Asano, 1999). Sin embargo, existe un gran potencial de eliminación de bacterias y virus en el suelo (Oron, 1996), en las plantas (Oron *et al.*, 2001) y en las lagunas de estabilización (Juanico y Shelef, 1994; Mujeriego *et al.*, 1996). En este sentido, diferentes experiencias han verificado la nula persistencia de bacterias patógenas con el uso de aguas residuales regeneradas para el riego por aspersión y por surcos de cultivos de alfalfa, cebollas y cítricos (Ali, 1987), de brócoli, coliflor, apio, alcachofas, acelgas y lechugas (Burau *et al.*, 1987; Sheikh *et al.*, 1990; Vaz da Costa-Vargas *et al.*, 1991) y de césped para campos de golf (Mujeriego *et al.*, 1996), riego localizado superficial y subterráneo de vid (Campos *et al.*, 2000), riego localizado subterráneo de maíz, algodón, alfalfa y trigo (Oron *et al.*, 1991b; Oron *et al.*, 1992b) y tomates (Oron, 1996). En el riego con efluentes de cultivos y campos de golf se ha constatado que se produce una eliminación de los enterovirus por el ambiente (Asano *et al.*, 1992).

Desde el punto de vista sanitario, el riego localizado es el sistema ideal porque son completamente cerrados y evitan el problema de seguridad de los trabajadores y el arrastre de aerosoles (Tajrishy *et al.*, 1994). Se ha observado que el riego localizado subterráneo origina una menor contaminación por bacterias patógenas y huevos de helmintos que con el riego localizado superficial debido al menor contacto entre agua y aerosoles y las hojas (Oron *et al.*, 1991b; Oron *et al.*, 1992a; Armon *et al.*, 1994; Campos *et al.*, 2000; Oron *et al.*, 2001). A su vez, el riego localizado superficial es más seguro sanitariamente que el riego por aspersión, sistema con el que se da la máxima concentración de bacterias en la planta (Oron *et al.*, 1992a, 1992b).

1.1.3.2.7. Efectos debidos a la percepción pública

El uso de aguas residuales para riego lleva asociados otros inconvenientes como pueden ser la aparición de malos olores (Azov *et al.*, 1992) y de problemas estéticos, por una mala apariencia de las mismas que provoca que el uso de aguas residuales tenga una mala imagen pública (Crook, 1991), ante la cual es necesario un cambio de mentalidad (Croce y Dardanoni, 1991) y una mejora de la calidad del agua regenerada (Asano *et al.*, 1996).

1.1.3.2.8. Criterios de control

Cada vez más, los efluentes deberán tener un mayor grado de tratamiento porque los cultivos serán más exigentes y se tendrá que aumentar la seguridad de la aplicación (Shelef, 1991). En este sentido, es muy importante el uso de programas para monitorizar la calidad de los efluentes teniendo en cuenta que uno de sus principales problemas es su variabilidad y que la calidad del agua se debe ajustar a las condiciones de cada situación (Azov *et al.*, 1992). Es imprescindible que la carga de sales, nutrientes, elementos traza y patógenos de las aguas residuales no sobrepasen la capacidad del suelo para asimilarlos o degradarlos (Tanji, 1997). De esta forma, cuando las circunstancias puedan ser más desfavorables como una baja permeabilidad, poca profundidad de un horizonte restrictivo o un acuífero, riego por aspersión o exposición a la población, se deben aplicar efluentes de alta calidad y con un programa de manejo ajustado (Monnet *et al.*, 1996; Sálek, 1999). Considerando estos criterios, la aplicación de efluentes puede ser prolongada al minimizar los riesgos (Bouwer e Idelovitch, 1987).

Westcot y Ayers (1990) propusieron unas directrices para evaluar la calidad del agua de riego, a partir de sus parámetros más importantes. Estas directrices, que se indican en la Tabla I 2, son posiblemente las más aceptadas actualmente.

Tabla I 2. Directrices para evaluar la calidad de un agua de riego (Wescot y Ayers, 1990).

Parámetros del agua	Unidades	Grado de restricción en el uso		
		Ninguno	Débil a moderado	Elevado
Salinidad: afecta la disponibilidad del agua por el cultivo				
Conductividad eléctrica agua	dS/m	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Materia disuelta total	mg/l	< 450	450 - 2000	> 2000
Permeabilidad: afecta la velocidad de infiltración del agua en el suelo (se evalúa mediante la SAR y la CE del agua)				
SAR = 0 - 3		CE agua (dS/m)		
3 - 6		≥ 0,7	0,7- 0,2	<0,2
6 -12		≥ 1,2	1,2 - 0,3	<0,3
12 -20		≥ 1,9	1,9 - 0,5	<0,5
20 -40		≥ 2,9	2,9 - 1,3	<1,3
		≥ 5,0	5,0 - 2,9	<2,9
Toxicidad de iones específicos (afecta a los cultivos sensibles):				
Sodio (Na ⁺)				
Riego superficial	SAR	< 3	3 – 9	> 9
Riego por aspersión	mg/l	< 70	> 70	
Cloruros (Cl ⁻)				
Riego superficial	mg/l	< 140	140 – 350	> 350
Riego por aspersión	mg/l	< 100	> 100	
Boro (B)	mg/l	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
Efectos varios (afectan a cultivos sensibles)				
Nitrógeno total	mg/l	< 5	5 – 30	> 30
Bicarbonatos (sistemas con aspersión elevada, deposición en hojas)	mg/l	< 90	90 – 500	> 500
Bicarbonatos (efecto sobre el suelo)	meq/l	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5
pH	-	intervalo normal: 6,5 – 8,4		
Cloro residual (sólo en sistemas con aspersión elevada)	mg/l	< 1,0	1,0 – 5,0	> 5,0

1.2. LAS INSTALACIONES DE RIEGO LOCALIZADO CON AGUAS RESIDUALES

1.2.1. Los emisores de las instalaciones de riego localizado

1.2.1.1. Definiciones previas

Los sistemas de riego localizado de alta frecuencia se caracterizan por la aplicación precisa y lenta de agua, en forma de gotas o pequeños chorros a través de unos mecanismos situados en determinadas posiciones de una línea distribuidora de agua (Bucks *et al.*, 1982).

Los **emisores** son los dispositivos que controlan la salida del agua desde las tuberías laterales, en puntos discretos o continuos. En todos los emisores existe uno o varios puntos de emisión, que son los orificios de salida del agua. Por **goteros** se entiende aquellos emisores con caudales no superiores a 16 l/h. En ellos se produce una disipación de energía que para caudales inferiores a 8 l/h es casi total, por lo que el agua sale gota a gota, y para caudales mayores conserva parte de la energía saliendo el agua en forma de pequeños chorros. Los **sistemas integrados** son conducciones en las que, en el propio proceso de fabricación, se insertan interiormente goteros uniformemente espaciados, generalmente con caudales inferiores a 4 l/h. Las **tuberías emisoras o cintas** son conducciones que aplican agua de riego mediante perforaciones poco espaciadas con un caudal por metro lineal de conducción que no sobrepasa los 16 l/h (Rodrigo *et al.*, 1997).

1.2.1.2. Características fundamentales de los emisores

Las características fundamentales que se deben tener presentes al seleccionar un emisor son que tengan (Marfà *et al.*, 1982; Rodrigo *et al.*, 1997):

- i) caudal uniforme y constante, poco sensible a las variaciones de presión
- ii) poca sensibilidad a las obturaciones
- iii) elevada uniformidad de fabricación
- iv) resistencia a la agresividad química y ambiental, así como a las operaciones agrícolas y al ataque de insectos y/o roedores
- v) bajo coste, especialmente cuando la densidad de las plantas sea elevada
- vi) estabilidad de la relación caudal-presión a lo largo del tiempo
- vii) poca sensibilidad a los cambios de temperatura
- viii) reducida pérdida de carga en el sistema de conexión
- ix) facilidad para el montaje y el desmontaje

El caudal que descarga un emisor está relacionado con la presión hidráulica existente a su entrada mediante la ecuación:

$$q = K b^x \quad [I.1]$$

donde:

q : caudal del emisor (l/h)

K : constante o coeficiente de descarga característico del emisor

b : presión hidráulica a la entrada del agua en el emisor (m.c.a. o kPa)

x : exponente hidráulico de descarga

Los valores de K y x son característicos de cada tipo de emisor.

El coeficiente hidráulico de descarga K está caracterizado por el régimen de flujo dentro del emisor y/o de sus dispositivos de autocompensación (Rodrigo *et al.*, 1997). En cambio, el valor del exponente hidráulico de descarga x es una medida de la sensibilidad de los emisores a la variación de presión (Pizarro, 1987).

Chica (1999) observó que las diferencias en los parámetros de la ecuación característica de distintos tipos goteros autocompensantes y no autocompensantes con los efluentes procedentes de un tratamiento primario y secundario, filtrados o no, no son significativas.

1.2.1.3. Clasificación de los emisores

La clasificación de los emisores se recoge en la Tabla I 3.

Tabla I 3. Clasificación de los emisores de un sistema de riego localizado (Elaboración propia a partir de Rodrigo *et al.* (1997) y de Pizarro (1997)).

Tipo		Clasificación		Características
Emisores de bajo caudal ($q < 16 \text{ l/h}$)	Goteros	Según su diseño y acabado	goteros sellados	tienen CV muy bajos
			goteros desmontables de dos o más piezas	CV más elevados que los goteros sellados
			goteros interlínea	su carcasa es su propia tubería
			goteros integrados	
	Según la configuración de los conductos de paso de agua	de largo conducto	con largo conducto de pequeño diámetro. flujo laminar bastante sensibles a las obturaciones y la temperatura	
		de laberinto	flujo turbulento menor sensibilidad a las obturaciones y la temperatura	
		de orificio	flujo turbulento muy sensibles a las obturaciones	
		tipo vortex	muy sensibles a las obturaciones por el bajo diámetro de paso	
		autocompensantes	proporcionan un caudal constante independientemente de la presión gran sensibilidad a las obturaciones	
		autolimpiantes	suelen tener problemas de funcionamiento	
sistemas integrados	normalmente son goteros de largo conducto o laberinto, en los que la tubería hace de carcasa exterior			
Emisores de alto caudal $16 \text{ l/h} < q < 150 \text{ l/h}$	Tuberías emisoras	Según su construcción	mangueras porosas o de rezume	muy sensible a las obturaciones por carbonatos
			mangueras de doble pared	
			mangueras corrugadas	
			mangueras perforadas	bastante sensibles a las obturaciones
	Difusores y miniaspersores	Según su funcionamiento hidráulico	de largo conducto	poco sensibles a las obturaciones
			de orificio	poco sensibles a las obturaciones
			vortex	poco sensibles a las obturaciones
			autocompensantes	poco sensibles a las obturaciones

1.2.1.4. Sensibilidad a las obturaciones

La obturación es uno de los principales problemas del uso de aguas residuales en riego por goteo ya que un pequeño porcentaje de emisores embozados puede afectar de forma importante la distribución del agua y originar un grave problema en el rendimiento del cultivo (Oron *et al.*, 1979; Tajrishy *et al.*, 1994).

Las vías para solucionar el problema del embozamiento son (Bucks *et al.*, 1979; Adin y Sacks, 1987; Tajrishy *et al.*, 1994):

- a) mejorar el diseño del emisor para disminuir la incidencia de las obturaciones
- b) mejorar la calidad del agua con la que se trabaja
- c) realizar un correcto mantenimiento de los goteros

Una operación fundamental para mejorar la calidad del agua y disminuir las obturaciones es la filtración (Oron *et al.*, 1979; McDonald *et al.*, 1984).

La sensibilidad del emisor a las obturaciones para una misma calidad del agua depende fundamentalmente del diámetro de su sección mínima de paso, de la velocidad del agua a través de esta sección y de la configuración o diseño de la misma. La velocidad dentro de los conductos del emisor tiene tanta importancia como el diámetro, puesto que si el flujo es turbulento se produce menor obturación ya que se evita la sedimentación de las materias en suspensión (Abbot, 1985; Adin y Sacks, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997). Por este motivo, la presencia de zonas muertas en los conductos del agua dentro del emisor puede aumentar su sensibilidad a obturaciones (Rodrigo *et al.*, 1997). Se pueden utilizar medidas para reducir la obturación de los emisores como incrementar la presión, lo que es efectivo en la mayoría de emisores, principalmente de aquellos con orificios pequeños (McDonald *et al.*, 1984). Si la presión inicial de trabajo es elevada se evita la adhesión de partículas en las paredes de las tuberías y emisores pero, si la presión va aumentando paulatinamente una vez los sedimentos se han depositado en la pared, no tiene un efecto corrector y, a veces, puede acelerar el proceso de atascamiento (Segal, 1984). En cambio, Chica (1999) indica que un incremento de la presión al finalizar el riego es una medida preventiva de las obturaciones de riego.

El diseño de los emisores debe prevenir no sólo las posibles obturaciones internas sino también las que pueden producirse desde el exterior, como la causada por el efecto de entrada de aire a través de los emisores cuando cesa el riego (Rodrigo *et al.*, 1997).

En función del diámetro de la sección mínima de paso se pueden clasificar los elementos emisores de un sistema de riego localizado por su sensibilidad a la obturación, según se indica en la Tabla I 4.

Tabla I 4. Sensibilidad a las obturaciones de los diferentes componentes de un sistema de riego localizado (Rodrigo *et al.*, 1997).

Sensibilidad a las obturaciones	Diámetro de la sección mínima de paso	
	Goteros, tuberías emisoras y sistemas integrados	Difusores y miniaspersores
Muy sensibles	≤ 0,7 mm	≤ 0,4 mm
Sensibles	0,7 – 1,5 mm	0,4 – 0,7 mm
Poco sensibles	> 1,5 mm	> 0,7 mm

En el caso de optar por colocar goteros con mayor diámetro de paso para reducir la incidencia de las obturaciones, debe tenerse en cuenta que el caudal que emiten es mayor, lo que modifica el bulbo mojado y puede afectar la disponibilidad de agua por las plantas. El bulbo húmedo se puede mantener con mayores caudales si se riega a pulsos, lo que permite reducir las pérdidas de agua por percolación en suelos arenosos y mejorar el reparto de agua en el suelo, aunque puede favorecer la formación de charcos, los cuales en caso de exceder la capacidad de infiltración del suelo, se expanden sin modificar el bulbo húmedo pero originando escorrentías y erosión del suelo. El incremento de coste que supone aumentar el diámetro de las tuberías y la instalación de válvulas automáticas para regular los caudales en el riego a pulsos puede compensar las necesidades de limpieza, de filtración y de reemplazo de los emisores de los sistemas tradicionales (Jackson y Kay, 1987).

Para evitar las obturaciones, se recomienda que el sistema de filtración no deje pasar partículas sólidas cuyo diámetro sea superior a 1/10 del diámetro de la sección mínima de paso en goteros (Bucks *et al.*, 1979; Abbot, 1985; Keller y Bliesner, 1990; Ravina *et al.*, 1992; Rodrigo *et al.*, 1997). En miniaspersores y difusores esta norma puede rebajarse a 1/5 ya que la velocidad de paso por los conductos suele ser mayor y además los conductos son mucho más cortos (Abbot, 1985; Rodrigo *et al.*, 1997). Esta restricción de diámetros es debida a que puede haber una agregación de las partículas una vez hayan pasado a través del filtro, provocando una obturación en los goteros (Keller y Bliesner, 1990; Rodrigo *et al.*, 1997). Para evitar esta agregación de partículas que atraviesan el filtro podría reducirse el tamaño de partículas que retiene el filtro, pero el coste de filtración se incrementaría de forma considerable (Smajstrla y Boman, 1999).

En la Tabla I 5 se indica el riesgo de obturación de los emisores en función de las características del agua de riego.

Tabla I 5. Riesgo de obturación de instalaciones de sistemas de riego localizado según las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales (Bucks *et al.*, 1979).

Tipo de obturación	Riesgo de obturación		
	Débil	Medio	Importante
Física			
Materias en suspensión (mg/l)	< 50	50 – 100	> 100
Química			
pH	≤ 7	7 – 8	≥ 8
Sólidos disueltos (mg/l)	< 500	500 – 2.000	> 2.000
Hierro (mg/l)	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Manganeso (mg/l)	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Ácido sulfúrico (mg/l)	< 0,2	0,2 – 2,0	> 2,0
Biológica			
Población bacteriana por cm ³	< 10.000	10.000 – 50.000	> 50.000

Para evitar el problema de obturaciones cuando se utilizan emisores sensibles, se pueden limpiar los laterales al inicio y al final de cada ciclo de riego, o bien se puede instalar un sistema de regulación de presión interno en el gotero que mantiene una diferencia de presión constante y reacciona a diferencias de presión, con lo que este mecanismo permite eliminar las obturaciones (Mehouadar, 1985). A veces existen otros problemas que se ven agravados por la obturación de los emisores, como la disminución del caudal de los goteros compensantes con el tiempo de operación por la fatiga que sufre el material elastómero bajo presión (Rodríguez-Sinobas *et al.*, 1999).

Se han desarrollado emisores autolimpiantes para prevenir la obturación. El uso de estos emisores conlleva más ventajas para su aplicación en aguas residuales como la membrana expandible que se dilata cuando aumenta la presión del agua en el gotero obturado, permitiendo el paso de partículas, y el cerramiento del orificio cuando no se opera para evitar la entrada de partículas del suelo en el gotero (Abbot, 1985; Lesavre y Zairi, 1988). Hills y El-Ebaby (1990) verificaron que los emisores autolimpiantes funcionaron bien cuando las partículas inorgánicas tenían dimensiones superiores a los 400 µm, aunque estudios posteriores hallaron que con efluentes secundarios se obturan más los goteros autolimpiantes automáticos que los de paso tortuoso (Hills y Tajrishy, 1995).

Las cintas de goteros son más sensibles a la obturación pues el caudal de agua liberado por el gotero es más bajo al tener menor diámetro efectivo y al operar con presiones inferiores (Ribas, 1996; Hills y Brenes, 2001). Cuando se utilizan para el riego con efluentes secundarios, las cintas fabricadas por moldeo se comportan mucho mejor que las fabricadas por estriación (Hills y Brenes, 2001).

Los difusores y microaspersores tienen menor sensibilidad a la obturación por su mayor diámetro de paso y menor recorrido (Ribas, 1996).

Se han publicado diferentes trabajos evaluando diferentes tipos de goteros. Madramootoo *et al.* (1988) observaron que los goteros no compensantes presentaban un coeficiente de variación mejor para todas las presiones que los goteros compensantes. En este mismo sentido, Gracia (1988) halló que los emisores no compensantes de conducto largo, laberinto e interlíneas, son menos sensibles a la obstrucción física por partículas de arena, por lo que son indicados en instalaciones en la que el agua tiene un alto contenido en sólidos en suspensión.

1.2.1.5. Sensibilidad a la temperatura

La variación de la temperatura a lo largo del lateral es común en casi todos los sistemas de riego localizado con tuberías expuestas a la radiación solar, por lo que se debe considerar en el cálculo de estos sistemas (Rodrigo *et al.*, 1997). Los fenómenos que intervienen en el cambio de temperatura son, fundamentalmente, la convección y la radiación (Peng *et al.*, 1986).

Los resultados obtenidos en las pruebas de descarga de varios emisores sometidos a distintas temperaturas han llevado a la conclusión que la variación del caudal de un emisor con la temperatura sigue una expresión del tipo:

$$q = m + nT \quad [1.2]$$

donde:

m y n : constantes

T : temperatura del agua (°C)

Cuando mayor sea la turbulencia dentro del emisor, menor será la dependencia del caudal de la viscosidad, la cual se ve claramente afectada por la temperatura (Peng *et al.*, 1986; Rodrigo *et al.*, 1997). Asimismo, también influyen el diseño y los materiales del emisor, puesto que las variaciones de temperatura pueden modificar las características de los materiales y provocar dilataciones variando las dimensiones de los conductos (Rodrigo *et al.*, 1997).

A pesar de la escasa información con la que se cuenta, puede afirmarse, a nivel general, que la sensibilidad a la temperatura es importante en los emisores de largo conducto, aumentando con la presión interior y su sección de paso de agua; es menor en los emisores de tipo laberinto, incrementándose con la presión de trabajo; y, por último, en los emisores tipo vortex la descarga decrece cuando aumenta la temperatura. En los emisores de tipo turbulento y con variación de temperaturas pequeña, las alteraciones del caudal operando con aguas residuales debidas a la temperatura son prácticamente despreciables (Rodríguez-Sinobas *et al.*, 1999).

Rodríguez-Sinobas *et al.* (1999) indican que el caudal de los goteros compensantes no tiene dependencia de la temperatura. En cambio, según Planas y Gracia (1989) en emisores compensantes ($x < 0,2$) y los de $x < 0,5$ el incremento de la temperatura tiene efectos negativos de variación de caudal. Si el exponente es cercano a 0,5 hay una insensibilidad respecto a las variaciones de temperatura. Si el exponente es 1 y se produce un incremento de temperatura, el caudal tiende a aumentar. Por este motivo, Planas y Gracia (1989) recomiendan que, para evitar los efectos distorsionadores de la temperatura sobre la uniformidad de distribución de agua se utilicen emisores o tuberías emisoras con un exponente cercano a 0,5.

1.2.2. Equipos de filtración en las instalaciones de riego localizado

Como se ha descrito anteriormente, el sistema de filtración es imprescindible para evitar las obturaciones que se pueden producir en los sistemas de riego localizado, e incluso en los canales de riego para eliminar la suciedad presente en el agua que puede taponar tuberías y sifones (Bondurant y Kemper, 1985). Las exigencias de filtración se incrementan en los sistemas de riego localizado subterráneo (Alam *et al.*, 2001).

El sistema de filtración a utilizar depende del tipo y acumulación de contaminantes presentes o de la calidad del agua requerida para la correcta operación de los emisores (Keller y Bliesner, 1990; Phillips, 1995). La filtración se tiene que prever para la peor situación o calidad del agua disponible (Keller y Bliesner, 1990). Puesto que la calidad del agua varía, la experiencia de campo es decisiva para determinar el tipo y el nivel de filtración requeridos (Segal, 1984).

Los filtros se deben escoger con un exceso de capacidad del 20% al 30%, al igual que las bombas, para poder afrontar las disminuciones de la calidad del agua o los incrementos de caudales respecto el proyecto inicial, así como disponer de una reserva de presión y capacidad para limpiar los filtros y laterales (Bucks *et al.*, 1979; Abbot, 1985; Phillips, 1995).

Los fallos del sistema de filtración en riego localizado son debidos a una mala selección del filtro o a errores de diseño, operación y mantenimiento (Phillips, 1995). Hay que tener en cuenta que la obturación de filtros origina más fallos en el sistema que la de los emisores (Ravina *et al.*, 1992). Además, la incidencia económica de la filtración no debe despreciarse, puesto que supone entre el 10 y 20% del coste del sistema de riego (Armoni, 1984).

Se pueden distinguir diferentes niveles de filtración (Armoni, 1984; Phillips, 1995):

- a) **filtración primaria:** tiene por objetivo eliminar los sedimentos masivos
- b) **filtración secundaria:** sirve para eliminar las partículas pequeñas. El uso de filtros secundarios proporciona una mejora sustancial de la calidad del agua para un periodo largo de tiempo. Los filtros secundarios son baratos y se tendrían que incluir en todas las instalaciones, especialmente detrás de un filtro de arena.
- c) **filtración de control,** permite eliminar aquellas impurezas que han pasado por los filtros primarios y secundarios o bien las que han coagulado y floculado después de la filtración.

Los tres principios de limpieza de los filtros son (Armoni, 1984; Segal, 1984):

- a) **por tiempo de filtración:** no aconsejable, excepto si la calidad del agua es conocida e invariable
- b) **según el caudal filtrado.** Tampoco es aconsejable a no ser que la calidad del agua no varíe.
- c) **por diferencia de presión.** Es el mejor sistema porque está relacionado con el embozamiento del filtro.

1.2.2.1. Prefiltros

Cuando sea necesario tratar un agua con una alta concentración de sólidos puede ser interesante la instalación de prefiltros que separen grandes volúmenes de contaminantes o las partículas de mayores dimensiones, antes de que éstos entren en el cabezal de riego. Estos prefiltros pueden ser o bien dispositivos de desbaste o bien desarenadores-decantadores (Rodrigo *et al.*, 1997).

1.2.2.1.1. Dispositivos de desbaste

Los dispositivos de desbaste normalmente consisten en rejas metálicas con una separación entre barrotes de 3 a 10 mm para realizar un desbaste fino, de 10 a 25 mm para un desbaste medio y de 50 a 100 mm para un desbaste grueso. Si el agua tiene gran cantidad de contaminantes se pueden instalar varias rejas consecutivas. Se recomienda que la velocidad de paso de agua a través de las rejas esté comprendida entre 0,6 y 1 m/s.

Existen otros elementos de desbaste más finos como las alcahofas de toma de bombas, algunos de cuyos modelos son autolimpiantes y las cajoneras de bloques porosos de hormigón, entre otros (Hernández, 1994; Rodrigo *et al.*, 1997).

1.2.2.1.2. Depósitos de decantación

Los depósitos o balsas de decantación se utilizan para eliminar por sedimentación aquellas sustancias arrastradas por el agua que sean más densas que ésta, en especial arenas y limos (Bucks *et al.*, 1979; English, 1985; Keller y Bliesner, 1990; Pitts *et al.*, 1993). Estos equipos están especialmente indicados como equipo previo a un filtro de arena, ya que éste último se obtura fácilmente cuando existe una gran concentración de arenas y limos (English, 1985).

En los depósitos de decantación se produce una sedimentación de las partículas. Existen cuatro tipos distintos de sedimentación (Rodrigo *et al.*, 1997):

- a) **sedimentación libre.** Es la sedimentación de partículas aisladas que no tienen interacción significativa con sus vecinas. Se corresponde con la sedimentación de arena y limo en suspensión. En este tipo de sedimentación se verifica la ley de Stokes.
- b) **sedimentación de partículas que flocculan durante el proceso.** Por agregación, las partículas aumentan de masa y se depositan a mayor velocidad. Es lo que sucede con la oxidación y floculación del hierro.
- c) **sedimentación en suspensión.** Este tipo de sedimentación tiene lugar cuando las fuerzas de interacción entre las partículas impiden la sedimentación de las partículas próximas. Las partículas tienden a mantenerse en una posición fija con relación a las otras hasta que la masa de ellas sedimenta como una unidad. Se desarrolla una interfase sólido-líquido por encima de la masa sedimentada.
- d) **sedimentación por compresión.** Este tipo de sedimentación tiene lugar cuando las partículas se hallan en una concentración tal que se ha formado una estructura que se comprime y sedimenta. Esta compresión se produce por el peso de las partículas que se van añadiendo desde arriba por sedimentación. Este tipo de sedimentación se encuentra en las capas más bajas de las masas de sedimento.

Los depósitos de decantación son la solución óptima y económica para altos niveles de turbulencia debidos a arena y limo en aguas superficiales y a altos niveles de hierro disuelto en aguas subterráneas (Haman *et al.*, 1989b). En el caso que existan limos muy finos y arcillas coloidales no es viable decantarlas, puesto que se requieren tiempos de residencia muy elevados (English, 1985). En general, los depósitos de decantación pueden eliminar partículas de diámetro de 2 mm (arena) hasta 0,002 mm (limo) (Haman *et al.*, 1989b), pero especialmente las partículas mayores de 75 μm (Keller y Bliesner, 1990; Pitts *et al.*, 1993).

Las balsas de sedimentación tienen que ser estrechas, con una construcción de los lados y del fondo que eviten el crecimiento vegetativo. Debe de existir también un control de algas puesto que, si no, favorecen su crecimiento (Bucks *et al.*, 1979; Haman *et al.*, 1989b);

Keller y Bliesner, 1990). Otro problema que presentan es que están sujetas a contaminación por el viento (Bucks y Nakayama, 1985; Haman *et al.*, 1989b). En función del tipo de efluente, la sedimentación puede verse dificultada por la emisión de gases generados por procesos de fermentación (Bui, 1992).

Periódicamente se debe realizar una limpieza de sedimentos del fondo de la balsa, cuya frecuencia dependerá de la capacidad para acumular sedimentos (Haman *et al.*, 1989b).

1.2.2.2. Separadores de arena

Los separadores de arena, aunque pueden funcionar como prefiltros, se instalan dentro de un cabezal de riego cuando el agua contiene arena. Los separadores de arena pueden ser de dos tipos: **hidrociclones** y **separadores de arena** propiamente dichos. En los primeros, la capa filtrante es cónica, mientras que en los segundos es cilíndrica (Rodrigo *et al.*, 1997).

Los separadores de arena son depósitos en los que gracias a un flujo vertical se consigue separar partículas mayores de 80 μm siempre que sean partículas más densas que el agua (Bucks *et al.*, 1979; Abbot, 1985; English, 1985; Pizarro, 1987; Keller y Bliesner, 1990; Rodrigo *et al.*, 1997). El principio de funcionamiento consiste en que el agua entra tangencialmente, de forma que el flujo rotacional origina una fuerza centrífuga. Al ser los sólidos más pesados que el agua, son desplazados hacia el exterior de la corriente y debido a la componente gravitacional descienden hacia el colector de impurezas situado en la parte más baja de la unidad. El agua asciende por la parte central y sale por la parte superior. En estos equipos, la pérdida de carga se mantiene constante a lo largo del tiempo y depende sólo del caudal a tratar. No se deben elegir ciclones sobredimensionados porque su eficacia disminuye mucho fuera de su rango de actuación.

Es conveniente que aguas abajo de estos separadores se coloquen filtros que eviten el paso de contaminantes en la instalación, lo que puede suceder antes de que el flujo del aparato alcance su velocidad de régimen o si se produce algún fallo de funcionamiento (Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997).

1.2.2.3. Filtros de lecho granular

1.2.2.3.1. Principios de operación del filtro de lecho granular

Los filtros de lecho granular consisten en tanques generalmente metálicos o de plástico reforzado, aunque también se han desarrollado en fibra de vidrio (Bui, 1995), capaces de resistir las presiones estáticas y dinámicas de la red, que se rellenan de arena o grava de un determinado tamaño. La filtración se realiza cuando el agua atraviesa el medio filtrante (Rodrigo *et al.*, 1997).

Los filtros de lecho granular son muy efectivos para retener la mayor parte de materias en suspensión, sustancias coloidales, materia orgánica, e incluso algas, pues pueden filtrar a través de todo el espesor de arena, acumulando grandes cantidades de contaminantes antes de que sea necesaria su limpieza (Keller y Bliesner, 1990; Pitts *et al.*, 1993; Rodrigo *et al.*, 1997). La filtración granular tiene la ventaja que elimina las partículas con tamaños no uniformes superiores a los 10 μm (Adin y Sacks, 1987), aunque la eliminación es mínima para las partículas entre 1 y 2 μm (Adin, 1987). Sin embargo, en los filtros de arena se pueden dar las condiciones para el crecimiento bacteriano (Bucks *et al.*, 1979; Abbot, 1985).

Los factores que afectan al funcionamiento de los filtros de lecho granular son la calidad de agua, las características de la arena o grava, el caudal y la caída de presión admisible (Rodrigo *et al.*, 1997).

El filtro de arena o grava puede soportar cargas contaminantes mayores que el filtro de malla, con menor número de lavados y menores pérdidas de carga. Sin embargo, son más caros. Por este motivo, los filtros de arena se utilizan cuando el filtro de malla requiere lavados muy frecuentes o bien se tienen que eliminar partículas inferiores a 75 μm . Se recomienda colocar un filtro de malla después del filtro de arena para capturar la arena que se escapa durante el contralavado (Keller y Bliesner, 1990; Pitts *et al.*, 1993).

La filtración a través de un medio granular es el resultado de 3 acciones distintas (Pizarro, 1987):

- **tamizado**, que se produce en la interfase agua-arena. Es un fenómeno superficial en el que sólo se retienen partículas de tamaño superior a los poros del filtro.
- **sedimentación**. Cada espacio poroso actúa como un pequeño decantador en el que la sedimentación se ve favorecida por la baja velocidad del agua en los filtros de arena utilizados en riego localizado.
- **adhesión y cohesión**. Cuando una partícula entra en contacto con un grano del material filtrante o con los sedimentos depositados anteriormente, se crean fuerzas de atracción de origen eléctrico, las cuales permiten retener partículas

mucho menores que el tamaño de los poros. La trayectoria tortuosa del agua a través de los poros y el movimiento browniano de las partículas aumentan los contactos con el material granular, facilitando la actuación de este mecanismo.

La retención de impurezas en un filtro de lecho granular es un fenómeno que se produce fundamentalmente en profundidad. Al comenzar la filtración, la primera capa de arena en contacto con el agua empieza a cargarse de impurezas, disminuyendo el tamaño de los poros libres y aumentando la retención de partículas, lo que conlleva que el agua que pasa a la segunda capa cada vez es menos turbia. Ojha y Graham (1994) indican que la principal zona de eliminación de contaminantes está en la parte superior del filtro, donde se forma una capa de sedimentos. A medida que la filtración continúa, la primera capa se va cargando de sedimentos hasta que llega un momento en que no tiene suficiente capacidad de retención, con lo que el agua que pasa a la segunda capa presenta una turbidez creciente. Este proceso se repite en las distintas capas del filtro, que en su conjunto muestra también el siguiente comportamiento: durante un cierto tiempo la turbidez del efluente va decreciendo, después se hace constante y a partir de un cierto momento vuelve a aumentar. Por las mismas causas, la pérdida de carga a través del filtro es también variable con el tiempo (Pizarro, 1987).

El espesor del medio filtrante sólo influye hasta un determinado valor llamado espesor crítico. Espesores mayores no mejoran la calidad de filtración pero si aumentan el tiempo de contaminación total y pueden provocar que la operación de limpieza no sea tan eficaz. En la práctica de los riegos localizados se recomiendan espesores de 40 a 60 cm (Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997).

Es importante que el agua no incida directamente sobre la arena o grava para no crear cárcavas en la misma, lo que disminuiría la profundidad filtrante. Además, el agua debe distribuirse uniformemente sobre la totalidad de la superficie del lecho, pues en caso contrario se produciría una disminución de la superficie filtrante. También se debe mantener un espacio vacío por encima del lecho filtrante suficiente para permitir una expansión de la arena del 15 al 25% durante el proceso de lavado (Rodrigo *et al.*, 1997).

La eficacia de eliminación de partículas de los filtros de lecho granular se incrementa con el tamaño de las partículas y disminuye con la velocidad de filtración (Adin, 1987). Cuanto menor sea el diámetro efectivo de la arena, se eliminarán más partículas pequeñas y mayor será la calidad de filtración, pero se incrementan las necesidades de limpieza (Pitts *et al.*, 1993; Haman *et al.*, 1994).

1.2.2.3.2. Características de la arena

La arena que se utiliza en los filtros puede ser rodada, de río o de mar, o procedente de machaqueo. Los granos de arena pueden ser angulosos si proceden de material triturado, o redondos si proceden de arena de río o de mar (Rodrigo *et al.*, 1997). El material más comúnmente empleado es la arena silíceica (Pizarro, 1987). La arena procedente de machaqueo suele presentar el inconveniente de tener demasiado polvo. Es importante también la forma de los granos, pues si son angulosos se acoplan menos los unos a los otros y dejan secciones de paso mayores que los granos redondos. De esta forma, para una misma granulometría, el aumento de pérdida de carga es menor con granos angulosos que con granos redondos. Por lo tanto, para obtener calidades de agua filtrada similares, con un material anguloso se deberá disponer de un diámetro efectivo menor que con un material de granos redondos (Rodrigo *et al.*, 1997). Sin embargo, Phillips (1995) indica que se produce una mejor eliminación de sólidos si la arena es puntiaguda y angulosa pues se provoca un paso tortuoso del agua a filtrar.

La arena no debe ser friable para evitar que se vaya subdividiendo con el uso, y no atacable por los ácidos, pues el agua de riego puede contener gas carbónico, o en ciertos casos, puede ser necesario hacer limpiezas con ácidos (Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997). Un material friable debe rechazarse especialmente en el caso de un filtro que funcione de arriba a abajo y que se lave sólo con agua, ya que los finos que se formen producirán un atascamiento en superficie. La determinación de la friabilidad es muy importante cuando se usan materiales procedentes de machaqueo, cuyas aristas pudieran partirse, o materiales de origen volcánico que suelen disgregarse con facilidad (Rodrigo *et al.*, 1997).

La granulometría de la arena se caracteriza por una curva representativa de los porcentajes en peso de los granos que pasan a través de una sucesión de tamices normalizados. Los principales parámetros que intervienen son:

- a) **diámetro efectivo.** Se define como el orificio del tamiz que retiene el 90% de la arena y permite el paso del 10% de la arena. El diámetro efectivo determina, en gran parte, la calidad del filtrado, pues el diámetro del poro es del 1/7 (Rodrigo *et al.*, 1997) al 1/10-1/12 del diámetro efectivo (Pizarro, 1987).
- b) **coeficiente de uniformidad.** Es la relación entre las aperturas de los tamices que dejan pasar un 60 y un 10% de la arena. Se recomienda un coeficiente de uniformidad de 1,5 (Haman *et al.*, 1994) o incluso mayor (Phillips, 1995).

La colocación de la arena puede hacerse de diferentes maneras:

- a) **capa filtrante múltiple y heterogénea.** Si se utilizan arenas de diferente granulometría, lo correcto es colocar la arena más fina entre dos capas más pequeñas de arena gruesa. De esta forma se realiza una prefiltración en el interior del tanque, lo que hace que la colmatación de la arena fina sea más lenta y en consecuencia, la limpieza del filtro deba ser menos frecuente (Pizarro, 1987). No

se recomienda su empleo, pues por el efecto del lavado, la arena se clasifica con los finos en superficie y los granos más gruesos en la parte baja de la capa. El material filtrante se transforma, por tanto, en un medio heterogéneo y dispuesto de forma que no se aprovecha la altura total del lecho pues las impurezas retenidas quedan bloqueadas en los primeros centímetros de capa produciéndose un rápido atascamiento en superficie (Rodrigo *et al.*, 1997). Además, presenta problemas de contralavado. Por este motivo se debe usar en aguas con poca carga contaminante y con bajos caudales, de 50 m³/h (Michel, 1998).

- b) **capa filtrante única y homogénea.** En este caso el material filtrante ha de tener un diámetro efectivo constante en toda la altura del lecho. Se recomienda este sistema por su sencillez y eficacia. Cuanto más alto sea el coeficiente de uniformidad de la arena, menor será el atascamiento en superficie (Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997).

1.2.2.3.3. Características de operación de los filtros de lecho granular

Deberán instalarse tantos filtros de lecho granular en paralelo como el caudal de agua a filtrar y la capacidad de cada filtro exijan (Rodrigo *et al.*, 1997). En sistemas de riego localizado grandes es preferible usar muchos filtros granulares pequeños que pocos y muy grandes, ya que así se requiere un menor caudal de agua para el contralavado (Haman *et al.*, 1994).

Cuando aumenta la velocidad de paso del agua a través del filtro de arena, aumenta el diámetro de las partículas que atraviesan el filtro (Keller y Bliesner, 1990). Se recomienda una velocidad superficial media de 60 m³/(h·m²). Si la velocidad supera los 70 m³/(h·m²), se pueden originar desnivelaciones en la superficie de la arena y una interrupción del filtro de arena, disminuyendo la eficacia de la filtración (Pizarro, 1987; Phillips, 1995; Rodrigo *et al.*, 1997). En cambio, si la velocidad está por debajo de 36 m³/(h·m²) se crean canales preferenciales (Phillips, 1995). En este último caso, el filtro está sobredimensionado y su coste será excesivo, aunque la limpieza será menos frecuente (Pizarro, 1987).

Para asegurar que la arena más fina no pase a la instalación de riego se debe colocar en el colector de salida un filtro secundario de malla convenientemente dimensionado (Phillips, 1995; Rodrigo *et al.*, 1997). Cuando se utilice un sistema de riego localizado subterráneo se recomienda utilizar un filtro de anillas a la salida del filtro de arena (Alam *et al.*, 2001).

1.2.2.3.4. Limpieza de los filtros de lecho granular

Cuando se llegue al límite de caída de presión que admite el filtro, debe procederse a la limpieza del mismo. Los filtros de arena se limpian invirtiendo el sentido del flujo (Rodrigo *et al.*, 1997). Ravina *et al.* (1997) indican que la velocidad óptima para la limpieza de los filtros de grava es de 8,5 m/h. Los sistemas de contralavado automático son más

eficaces ante cambios súbitos de calidad, los cuales pueden originar problemas si el filtro se limpia a intervalos regulares (Haman *et al.*, 1994). En ocasiones, si no se realizan las limpiezas adecuadas, se pueden formar en la arena vías preferentes de circulación de agua, con la consiguiente pérdida de eficacia en la filtración (Rodrigo *et al.*, 1997).

Cuando se usan dos o más filtros es conveniente efectuar la limpieza de cada uno de ellos con el agua filtrada por los restantes, ya que, de lo contrario, si se hace con agua sin filtrar es posible que se contamine la parte inferior de la arena y, cuando se vuelva al sentido normal del flujo, esta suciedad pasaría a la red de riego, por lo que se debería eliminar el agua que pasa por el filtro en los primeros minutos después de su limpieza (Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997).

El contralavado puede limpiar aceptablemente las capas profundas del lecho, pero con frecuencia no es suficiente para eliminar las costras que suelen formarse en la cara superior. Estas costras se fraccionan formando bolas de fango que se pueden introducir en el filtro hasta sus capas más profundas. El aumento de la velocidad de contralavado no resuelve este problema y en cambio puede ocasionar una clasificación inconveniente del material filtrante, quedando los granos más finos en la cara superior. Existen diversos procedimientos para eliminar la costra pero suelen ser costosos. Un método que puede ayudar es la remoción manual de la costra durante el contralavado (Pizarro, 1987).

Con aguas muy ricas en bicarbonato y/o sílice, se puede producir una cementación de los granos de arena, los cuales pueden regenerarse aplicando ácido y posterior lavado por reflujo. No obstante, a veces es necesario reponer toda la arena después de cierto tiempo de funcionamiento (Rodrigo *et al.*, 1997).

El filtro de arena supone el doble de costo de adquisición de un filtro de malla, pero genera la mitad del coste de operación (Phillips, 1995). Sin embargo, el alto coste de un filtro de arena hace que no sea viable su instalación en pequeñas fincas o cuando el capital del agricultor es limitado. Por este motivo se han diseñado algunos filtros con características similares a los filtros de arena pero más económicos (Roberts y O'Hern, 1993).

1.2.2.4. Filtros de malla

Los filtros de malla son simples y económicos. Se recomiendan para la eliminación de la arena muy fina o de elementos inorgánicos de grandes dimensiones e incluso pequeñas cantidades de algas y materia orgánica (Haman *et al.*, 1989a; Keller y Bliesner, 1990; Pitts *et al.*, 1993). Con grandes cargas de algas, plancton u otros materiales orgánicos en suspensión, los filtros de malla se obturan rápidamente y requieren una limpieza frecuente (Bucks *et al.*, 1979; Adin y Elimelech, 1989; Haman *et al.*, 1989a; Juanico *et al.*, 1995b).

Los filtros de malla constan de una carcasa, generalmente metálica, de forma cilíndrica, que aloja en su interior el elemento filtrante, compuesto por un soporte perforado metálico o plástico, recubierto por una malla, que puede ser de nylon o acero inoxidable. Las dimensiones de los orificios de la malla determinan el tamaño máximo de partículas que pueden atravesarla y, por tanto, la calidad de filtración (Rodrigo *et al.*, 1997). La mayoría de los fabricantes recomiendan aperturas de entre 75 y 150 μm (Bucks *et al.*, 1979).

Existen filtros de malla que incorporan el efecto hidrociclón al disponer de una entrada de agua tangencial. Estos tipos de filtros de malla tienen un cierto efecto autolimpiante, aún más acusado si se deja una pequeña salida de drenaje actuando permanentemente. En consecuencia, el incremento de la pérdida de carga con el tiempo de funcionamiento es menor que con los filtros de malla convencionales (Rodrigo *et al.*, 1997).

Las dimensiones de las mallas están normalizadas en diferentes países. Unos emplean las medidas en mm o μm , en Estados Unidos de América y Canadá se designan con números y el fabricante norteamericano Tyler introduce el término *mesh*, que es ampliamente utilizado. *Mesh* se define como el número de orificios por pulgada lineal, contados a partir del centro de un hilo (Haman *et al.*, 1989a; Rodrigo *et al.*, 1997). Para un mismo número de *mesh*, el tamaño de los orificios es distinto según el grosor de los hilos que constituyen la malla. Como los hilos de acero son más finos que los de plástico, a igualdad de *mesh*, los orificios de las mallas de acero son mayores que los de mallas de plástico (Pizarro, 1987).

Los filtros de malla trabajan en superficie, por lo que se colmatan con más rapidez que los filtros de arena, los cuales operan en profundidad (Rodrigo *et al.*, 1997). Su eficiencia también es baja pues retienen sólo un 1% de las partículas y además se liberan partículas de la torta de filtración cuando se incrementa la presión, con lo que se facilita la obturación de los laterales (Halbental *et al.*, 1984; Adin, 1987; Adin y Sacks, 1987).

Zeier y Hills (1987) observaron que el tamaño de la arena en suspensión en el agua que se filtra es el principal factor que afecta al embozamiento del filtro de malla, seguido, en orden de importancia, por la concentración de la arena. En su estudio, concluyeron que las arenas finas causan una pérdida de carga más rápida que las arenas de mayor tamaño

para cantidades similares. Puesto que el bloqueo provocado por las arenas finas se debe a que taponan suficiente área de poros, con este tipo de arena se debe aumentar el área de filtración para incrementar el intervalo entre limpiezas. En cambio, las arenas de mayores dimensiones provocan embozamiento cuando llenan la mayor parte del volumen del filtro. Por esta razón, con este tipo de arena es más eficiente incrementar el volumen de almacenaje de las mismas que aumentar el área de filtración para conseguir incrementar el tiempo entre limpiezas.

Para seleccionar el filtro de malla se debe tener en cuenta la calidad del agua necesaria, el volumen de agua a filtrar entre limpiezas consecutivas, el área de filtración y la caída de presión a lo largo del filtro (Haman *et al.*, 1989a; Rodrigo *et al.*, 1997).

El área efectiva de una malla (A_e) es el área neta de sus orificios. Se calcula multiplicando el área total (A) por el porcentaje de huecos de la malla (P):

$$A_e = P \cdot A \quad [I.3]$$

En los filtros, la malla está presionada contra su soporte por efecto del empuje del agua, lo que disminuye la superficie filtrante de ésta, en mayor o menor grado, dependiendo del porcentaje de huecos del mismo. Si p es el porcentaje de huecos del soporte, el área neta efectiva del filtro (A_{ne}) será (Rodrigo *et al.*, 1997):

$$A_{ne} = P \cdot A \cdot p \quad [I.4]$$

Cuando se incrementa el caudal por unidad de superficie del filtro de malla, aumenta también la frecuencia de limpieza y disminuye la vida útil del filtro (Keller y Bliesner, 1990). Para un filtro de malla entre 75 y 300 μm se recomiendan unas velocidades de filtración de 0,4 a 0,9 m/s. En aguas superficiales, generalmente muy cargadas de algas, o bien operando con mallas más finas (75-130 μm) no conviene sobrepasar los 0,6 m/s. Se puede llegar a valores de 0,9 m/s en el caso de aguas muy limpias o en filtros con efecto autolimpiante (Rodrigo *et al.*, 1997).

Aunque usualmente los filtros de malla se instalan en el cabezal de riego, deben situarse filtros de malla inmediatamente después de la incorporación de fertilizantes si ésta se realiza en otras partes de la instalación. En algunos casos, y como medida suplementaria de seguridad, se sitúan a la entrada de las subunidades de riego e incluso a la entrada de cada lateral pequeños filtros de malla que sirven para evitar que pasen a los emisores partículas que, por accidente, durante la limpieza de los filtros principales o por rotura de la instalación, hayan podido rebasar el cabezal (Rodrigo *et al.*, 1997). Zeier y Hills (1987) recomiendan localizar el filtro de malla en el sistema de forma que sólo retenga partículas inorgánicas.

Cuando la pérdida de carga alcanza un valor del orden de 4 a 6 m.c.a. se debe proceder a la limpieza del filtro de malla. Si se permiten mayores pérdidas de carga el filtro pierde eficacia y se puede llegar a romper la malla (Pizarro, 1987), además de afectar al caudal liberado por los emisores al reducirse la presión en el lateral (Zeier y Hills, 1987).

1.2.2.5. Filtros de anillas

El elemento filtrante de los filtros de anillas o de discos es un conjunto de anillas con ranuras impresas sobre un soporte central cilíndrico y perforado (Rodrigo *et al.*, 1997). Por su construcción, los filtros de anillas tienen mayor superficie de filtración que los filtros de malla (Pitts *et al.*, 1993).

En el filtro de anillas, el agua circula desde fuera hacia dentro de las anillas, pasando por los pequeños conductos formados entre dos anillas consecutivas, en cuyas ranuras quedan atrapadas las partículas en suspensión. El agua limpia se recoge en el centro del disco (Haman *et al.*, 1989a; Dickenson, 1997). La calidad del filtrado depende del espesor de las ranuras. Su efecto es, en cierta medida, de filtración en profundidad, como en el caso de los filtros de arena, por lo que, en algunos casos, los pueden sustituir. La profundidad de filtración es la correspondiente al espesor de las anillas. Al igual que los filtros de arena, pueden retener gran cantidad de sólidos antes de quedar obturados (Rodrigo *et al.*, 1997).

Halbertal *et al.* (1984) no hallaron diferencias entre un filtro de malla y uno de anillas en la calidad de filtración. Opinan que es preferible una secuencia filtro de malla-filtro de anillas a una de filtro de anillas-filtro de malla.

1.3. OBTURACIONES EN INSTALACIONES DE RIEGO LOCALIZADO

1.3.1. Introducción

La obturación de los emisores es el principal problema del riego localizado, principalmente el riego por goteo, donde los diámetros de paso y la velocidad del agua en los emisores son menores que en microaspersión. Cuando se presentan problemas de obturación, los caudales de los emisores disminuyen. En los casos extremos se llega a imposibilitar el suministro al cultivo del agua necesaria, aún aumentando la presión de trabajo. Cuando no se llega a este nivel de colmatación, como las obturaciones no afectan en un mismo grado a todos los emisores de una instalación, se introduce un nuevo factor de variación de caudales no previsto, que se suma a las originadas por las variaciones en la fabricación y el diseño hidráulico. Como consecuencia, el coeficiente de uniformidad de riego disminuye hasta valores en que la eficiencia de aplicación es baja, influye en la producción de cultivos e incrementa los costes de funcionamiento (Bucks *et al.*, 1979; Rodrigo *et al.*, 1997). El problema de las obturaciones, normalmente destacable, se agrava cuando se utiliza agua de peor calidad y con mayor potencial embozante, como las aguas residuales. Por este motivo, el proceso de filtración presente en cualquier instalación de riego localizado es mucho más importante cuando se utilizan aguas residuales.

Además, las obturaciones suelen ser difíciles de detectar y la limpieza o sustitución de los goteros supone un gasto económico considerable (Keller y Bliesner, 1990). Por ello, la prevención suele ser el mejor medio de lucha contra la obturación (Rodrigo *et al.*, 1997).

En función del factor tiempo, las obturaciones se pueden clasificar en (Rodrigo *et al.*, 1997):

- **actuales o inmediatas**, causadas por partículas orgánicas e inorgánicas. Se previenen mediante la utilización de filtros.
- **potenciales o lentas**. Se asocian a precipitaciones químicas o a bacterias. Se evitan con tratamientos químicos.

Las sustancias embozantes dependen del tipo de agua. Las sustancias orgánicas que se presentan con mayor frecuencia son algas, diatomeas, peces, moluscos, crustáceos, insectos, gusanos, semillas, restos vegetales, etc. En cauces o depósitos abiertos el agua puede contener gran cantidad de restos orgánicos, como algas y bacterias, y sustancias inorgánicas como limo y arcilla. En aguas procedentes de pozos es habitual la presencia

de partículas de arena y de minerales en solución que pueden precipitar (Pitts *et al.*, 1993; Rodrigo *et al.*, 1997).

La obturación puede ser parcial o total. En ambos casos, puede afectar a todos los emisores por un igual o bien afectar de la misma manera sólo a una porción específica de los goteros. De todas formas, la combinación de las obstrucciones completas y parciales suele ser la situación habitual (Povoa y Hills, 1994).

1.3.2. Tipos de obturaciones

Los principales tipos de obturaciones que se pueden producir en los sistemas de riego localizado son (Rodrigo *et al.*, 1997):

- **obturaciones físicas.** Son debidas a materias inorgánicas u orgánicas en suspensión en el agua de riego, las cuales generaran obturaciones internas, o a materias que sin ser transportadas por el agua de riego acceden a los emisores directamente desde el exterior, generando obstrucciones externas.
- **obturaciones químicas.** Son debidas a precipitaciones de sustancias disueltas en el agua de riego, o de sustancias incorporadas en la propia instalación como productos agroquímicos.
- **obturaciones biológicas.** Son debidas a organismos o a partes de ellos incorporados en el agua de riego o directamente desde el exterior, que se desarrollan posteriormente dentro de la instalación.

En la Tabla I 6 se indican las causas más importantes de los principales tipos de obturaciones que se pueden producir. En general, las principales causas de obturación de los goteros suelen ser físicas, pero si no se realizan tratamientos también pueden ser biológicas (Abbot, 1985; Adin, 1987). Normalmente, las obturaciones de tipo biológico son más frecuentes cuando se usan aguas superficiales, las de tipo físico se dan tanto con aguas superficiales como subterráneas, y las de tipo químico son más usuales con aguas subterráneas (Schwankl y Prichard, 1990). En determinados casos se produce una combinación de todos los tipos (Smajstrla y Boman, 1999).

Tabla I 6. Principales causas físicas, químicas y biológicas del embozamiento de los sistemas de riego localizado (Bucks *et al.*, 1979).

Causas físicas (sólidos en suspensión)	Causas químicas (precipitación)	Causas biológicas (bacterias y algas)
Partículas inorgánicas: arena (50 - 250 µm) limo (2 - 50 µm) arcilla (< 2 µm) Partículas orgánicas: plantas acuáticas fitoplancton, algas animales acuáticos zooplancton bacterias trozos de plásticos residuos de lubricantes	Carbonatos de calcio o de magnesio Sulfatos de calcio Hidróxidos, carbonatos, silicatos y sulfuros de metales pesados Aceites u otros lubricantes Fertilizantes: fosfato amoníaco hierro cobre zinc manganeso	Filamentos Biofilms Deposiciones de hierro, azufre y manganeso de origen microbiano.

1.3.2.1. Obturaciones físicas

Las obturaciones físicas son debidas a la precipitación de partículas, principalmente arena. En ciertas condiciones la arcilla puede flocular y formar agregados capaces de obturar los emisores aunque, normalmente, son partículas demasiado pequeñas para que se produzca este fenómeno (Pitts *et al.*, 1993).

Las partículas también se comportan de manera diferente en función de su origen. Así, las partículas inorgánicas precipitan en zonas donde la velocidad es menor. Las partículas orgánicas suelen tener la misma densidad del agua y frecuentemente constituyen agregados, los cuales se forman más rápidamente si las partículas se atraen mutuamente, lo que incrementa la posibilidad de que varias partículas lleguen al mismo orificio en el mismo instante de tiempo (Keller y Bliesner, 1990).

Fundamentalmente, existen dos tipos de obturaciones físicas: las internas y las externas. A continuación se analizan cada una de ellas.

1.3.2.1.1. Obturaciones físicas internas

Las obturaciones físicas internas pueden presentar dos tipos de tipologías:

- 1) **debidas a la precipitación de partículas gruesas**, por lo general en el conducto de disipación de presión del emisor. En este caso el caudal desciende instantáneamente ya que la obturación se produce rápidamente (Abbot, 1985; Rodrigo *et al.*, 1997). La presencia de partículas grandes es debida a arenas y limos, trozos de pared de tubería y materiales orgánicos (semillas, pequeños peces, huevos o algas) (Gilbert *et al.*, 1980/1981; English, 1985). La obturación por partículas gruesas se soluciona con una instalación de filtración adecuada al tipo y a la cantidad de contaminante del agua (Rodrigo *et al.*, 1997).
- 2) **debidas a sedimentación de partículas coloidales** que se depositan sobre la pared del conducto del emisor formando agregados de mayor tamaño que pueden causar obturaciones, cuando el flujo no es suficientemente turbulento y especialmente cuando la longitud de paso es larga. En estos casos el caudal desciende lentamente (Abbot, 1985; Rodrigo *et al.*, 1997). Para evitar este tipo de obstrucción se pueden aplicar sustancias coagulantes y floculantes, las cuales actúan dentro de un intervalo de pH determinado (Abbot, 1985), si bien su uso no suele ser rentable económicamente en agricultura (Ribas, 1996).

Las partículas causantes de la obturación física interna se transportan y acumulan a lo largo de los laterales. Este fenómeno fue estudiado por Shannon *et al.* (1982) quienes encontraron que las partículas de mayores dimensiones se depositan antes que las de menor tamaño, que son transportadas más lejos dentro del lateral. La acumulación máxima de depósitos se produce a una distancia del origen del lateral del orden del 90% de su longitud. Puesto que en estas posiciones se incrementa la concentración de pequeñas partículas, se pueden obturar los goteros. En este sentido, Pova y Hills (1994) constataron que la obturación no se distribuye uniformemente a lo largo del lateral sino que se concentra en la zona más lejana.

Para disminuir la incidencia de la obturación de los laterales se recomienda un lavado periódico. Este lavado de los laterales debe realizarse antes de que éstos entren en funcionamiento y periódicamente. Suele ser suficiente una velocidad del agua de lavado de 0,3 m/s (Abbot, 1985; Bucks *et al.*, 1979; Bucks y Nakayama, 1985; Keller y Bliesner, 1990). Los lavados automáticos por sistema al inicio y al final del período de riego son idóneos si el agua es rica en limos y arcillas (Bucks *et al.*, 1979).

1.3.2.1.2. Obturaciones físicas externas

Las obturaciones físicas externas son obturaciones producidas por partículas sólidas, generalmente proyectadas desde el exterior de los emisores que tienen sus salidas en contacto con el suelo. Los agentes más frecuentes son las gotas de lluvia, el viento y el sifonamiento en emisores situados en agua, sobre todo por un cierre rápido de la instalación. No todos los emisores son igual de sensibles a este problema, pues depende mucho de su diseño. Entre los que más suelen verse afectados destacan los microtubos y las tuberías de orificio y porosas.

La limpieza a presión para evitar este tipo de obturaciones no siempre es positiva, por lo que lo más eficaz es evitar que las salidas de los emisores estén en contacto con el suelo (Rodrigo *et al.*, 1997).

1.3.2.2. Obturaciones químicas

Las obturaciones químicas son provocadas por la precipitación en el interior de la instalación de sustancias que atraviesan los filtros disueltas, o por la evaporación del agua en los emisores, lo que produce un incremento de la concentración de las sales. Este tipo de deposiciones se suelen producir en la salida del agua del gotero y no acostumbran a ser problemáticas si no afectan directamente al orificio de salida (Keller y Bliesner, 1990; Rodrigo *et al.*, 1997).

Las sustancias que precipitan más frecuentemente son calcio, hierro, magnesio, manganeso y sulfuros (Suárez, 1994; Rodrigo *et al.*, 1997):

La fertirrigación puede contribuir a la obturación, dependiendo de la reacción y la solubilidad en el agua de riego de los diferentes productos agroquímicos utilizados (Pitts *et al.*, 1993; Rodrigo *et al.*, 1997). En concreto, los fosfatos añadidos pueden causar problemas de precipitación de calcio y magnesio (Abbot, 1985), aunque las formas ácidas de nitrógeno y fósforo tienen menos tendencia a precipitar que algunas soluciones fertilizantes (Nakayama y Bucks, 1991).

La calidad del agua es crítica para la obturación. En concreto, a mayores concentración de cationes, pH y temperatura existe más facilidad de precipitaciones químicas (Hills *et al.*, 1989). Los riesgos potenciales de obturación por precipitación química pueden preverse mediante análisis de agua, pero los resultados analíticos se correlacionan mal, en términos generales, con el grado de obturación de los diferentes emisores, puesto que la geometría del gotero influye decisivamente. En el término geometría no sólo deben incluirse los diámetros y longitudes de los pasos de agua, sino también cuáles son las zonas del emisor

que quedan llenas de agua al finalizar el riego, y cuáles están expuestas a la evaporación (Rodrigo *et al.*, 1997).

A continuación se analizan los diferentes tipos de obturación química que se pueden producir.

1.3.2.2.1. Precipitados de calcio

Los precipitados de calcio, normalmente en forma de carbonatos, se producen cuando su concentración sobrepasa el producto de solubilidad para el pH y la temperatura del agua.

Cuando se incrementa la temperatura, la solubilidad del carbonato cálcico disminuye. En instalaciones de riego localizado superficiales, debe tenerse en cuenta que los incrementos de temperatura no son despreciables, especialmente si se utilizan en los laterales tubos de color negro expuestos al sol. Una solución para evitar estos incrementos de temperatura sería realizar el riego por la noche o implantar sistemas de riego localizado enterrados, si bien estas dos medidas no consiguen prevenir significativamente la incidencia de este fenómeno (Hills *et al.*, 1989).

Si, por las características geológicas de una determinada zona, en el agua subterránea existe CaCO_3 , éste se encuentra solubilizado por la presión existente. Con el cambio de presión y temperatura que se produce al bombear el agua, el carbonato cálcico precipita y puede generar embozamiento (Pitts *et al.*, 1993). En este sentido, Nakayama *et al.* (1978) observaron que el potencial de precipitación del calcio se incrementa en los sistemas abiertos por contacto en la atmósfera respecto a los sistemas cerrados. Si en el agua existe H_2S se minimiza la precipitación de CaCO_3 (Pitts *et al.*, 1993; Capra y Scicolone, 1998).

Por otro lado, cuando aumenta el pH, la solubilidad del carbonato disminuye. Con un pH superior a 7,5 y concentraciones de calcio o magnesio superiores a 2,0 meq/l se producen precipitaciones de carbonato cálcico o magnésico (Bucks *et al.*, 1979; Keller y Bliesner, 1990). Se recomienda que el pH del agua esté entre 5,5 y 7,0 para trabajar en rangos en los que la solubilidad del carbonato cálcico sea mayor (Bucks y Nakayama, 1985; Pizarro, 1987; Keller y Bliesner, 1990). Otra opción consiste en añadir sustancias antiincrustantes para reducir los precipitados de calcio. Tanto si se reduce el pH mediante el uso de ácidos como si se incorporan productos químicos desincrustantes, la aplicación puede realizarse durante todo el riego o en la última parte del mismo, de forma que en el agua que permanezca en el interior de la red no se produzca precipitación (Rodrigo *et al.*, 1997).

El pH de equilibrio puede determinarse con suficiente aproximación por el índice de saturación de Langelier (I_s), el cual es aplicable, con limitaciones, a los goteros (Suárez, 1994). El índice de saturación de Langelier (I_s) se calcula como:

$$I_s = pH_{\text{agua de riego}} - pH_s \quad [I.5]$$

siendo pH_s el pH en el cual un agua con una determinada alcalinidad y contenido en calcio está en equilibrio, ni sobresaturada ni subsaturada de carbonato cálcico.

Valores positivos del I_s indican que el agua depositará carbonato cálcico, mientras que valores negativos indican que la tendencia del agua no sólo no es la de depositar carbonato cálcico sino la de disolver depósitos calizos (Abbot, 1985; Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997).

Para disminuir el pH del agua de riego, los ácidos más utilizados son el sulfúrico, el clorhídrico o el nítrico. Cuando se acidifica el agua debe tenerse en cuenta que los diferentes elementos de la instalación, como bombas y tuberías, deben ser resistentes al ácido aplicado (English, 1985). Si el tratamiento ácido afecta el pH del suelo se pueden realizar otros tratamientos complejantes (Nakayama y Bucks, 1991). En caso de usar ácido nítrico sería computable como abono, con el ahorro de fertilizante consiguiente. El ácido fosfórico también se puede aplicar como fertilizante, pero si el agua es dura puede hacer precipitar el CaCO_3 (Pitts *et al.*, 1993). Otros autores han probado con éxito el uso de material fosfonado, que no es persistente en el medio, como sistema de acidificación si se inyecta de forma continua durante las 2 últimas horas del riego (Schwankl y Prichard, 1990). El volumen de agua necesario para que el ácido llegue a los últimos emisores puede determinarse cubriendo la instalación y multiplicando su resultado por un coeficiente de 2,0 como garantía (Rodrigo *et al.*, 1997). Keller y Bliesner (1990) recomiendan aplicar entre un 0,5 y un 1,0% de HCl entre 5 y 15 minutos. Por motivos de seguridad debe evitarse el uso directo de ácidos concentrados, siendo preferible trabajar con soluciones de concentración inferior al 50% (Rodrigo *et al.*, 1997).

La eficacia de los tratamientos correctores varía dependiendo del tipo de emisor y del grado de obturación. A veces los tratamientos consiguen despegar las incrustaciones, pero sin disolverlas totalmente, con lo que las pequeñas partículas permanecen en el agua, produciendo posteriores obstrucciones. Cuando el grado de obturación es elevado, no es eficaz la inyección de ácidos en la red, por lo que debe procederse a la limpieza individual de los emisores, sumergiéndolos durante 15 minutos en ácido a concentraciones entre el 1 y el 2%. Este tratamiento es muy eficaz en emisores desmontables, en los que puede ser suficiente aplicar el ácido a las partes más afectadas, pero supone un importante gasto en mano de obra que debe contabilizarse pues, a veces, dependiendo del precio del emisor, puede ser más ventajoso limpiar tuberías y sustituir los emisores afectados por otros nuevos (Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997).

1.3.2.2.2. Precipitados de hierro, magnesio y manganeso

El hierro, el manganeso y el magnesio son solubles en estado reducido pero al oxidarse precipitan. La oxidación puede ser producida por bacterias, por contacto con el aire o por oxidantes contenidos en el agua (Pizarro, 1987; Pitts *et al.*, 1993; Rodrigo *et al.*, 1997).

En concreto, el hierro disuelto en forma ferrosa (Fe^{2+}) al oxidarse pasa a forma férrica (Fe^{3+}), el cual precipita o forma geles y depósitos de color marrón en goteros y filtros (Keller y Bliesner, 1990; Rodrigo *et al.*, 1997). Al acidificar se reduce la precipitación de Fe^{3+} ya que se aumenta su solubilidad. Se ha comprobado que concentraciones de hierro de 0,09 mg/l son suficientes para que se produzcan depósitos visibles de hidróxido férrico, aunque un agua de riego empieza a ser problemática especialmente cuando el contenido se eleva por encima de 1 mg/l. Si se forman precipitados a concentraciones entre 0,2 y 0,4 mg/l de hierro dentro de márgenes amplios de pH se debe a acción bacteriana (Abbot, 1985; Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997). Algunas bacterias filamentosas, como *Gallionella sp.* y *Leptothrix sp.*, oxidan el ión Fe^{2+} soluble transformándolo en Fe^{3+} que precipita y que es retenido por los filamentos de las bacterias, contribuyendo a formar una masa gelatinosa de color rojizo que obtura el paso del agua. El hecho de que las bacterias se puedan adherir al plástico o al metal impide su arrastre por el agua. Otras bacterias no filamentosas como *Enterobacter sp.* o *Pseudomonas sp.* también son capaces de precipitar hierro o retener el precipitado en la masa gelatinosa que forman, creando un mucílago que por sí mismo puede obturar los emisores, pero que además puede actuar como cementante de pequeñas partículas minerales (Pizarro, 1987). La inyección de fosfatos no quelados o sales de calcio acelera el proceso de precipitación de hierro (English, 1985).

El magnesio sólo origina problemas si su concentración supera los 100 meq/l y, además, a altas concentraciones inhibe la precipitación de CaCO_3 . El manganeso también puede precipitar, pero se oxida mucho más lentamente (Suárez, 1994; Rodrigo *et al.*, 1997)

El tratamiento preventivo ante este tipo de precipitación química consiste en provocar la oxidación y la precipitación del hierro antes de los filtros, para retener en este punto los precipitados producidos (English, 1985; Pizarro, 1987; Nakayama y Bucks, 1991; Rodrigo *et al.*, 1997). Un primer procedimiento consiste en airear el agua por medio de saltos, con sistemas mecánicos o de inyección de aire, los cuales, aunque no eliminan totalmente el hierro, pueden ser una solución suficiente (Keller y Bliesner, 1990). Otro método eficaz para evitar estos precipitados es la aplicación continua de oxidantes como permanganato potásico a razón de 0,6 ppm por cada ppm de hierro (Rodrigo *et al.*, 1997) o hipoclorito sódico o cálcico, de forma que la concentración de cloro residual sea de 1,0 mg/l (Keller y Bliesner, 1990). Rodrigo *et al.* (1997) recomiendan clorar la instalación a dosis de 0,64 ppm de hipoclorito por cada ppm de hierro o 1,3 ppm por cada ppm de manganeso. Otros autores proponen utilizar una concentración de hipoclorito sódico de 1 ppm de

NaClO por 0,7 ppm de hierro (English, 1985; Pizarro, 1987). Concentraciones superiores de cloro deben permitir controlar mejor las bacterias (English, 1985). En presencia de manganeso, hay que tener cuidado con la aplicación de cloro ya que la oxidación del manganeso se produce antes y es mucho más lenta que la del hierro y los precipitados pueden formarse después de haber superado los equipos de filtración (English, 1985; Pizarro, 1987). Por otro lado, la aplicación de ácidos puede ser necesaria para disminuir el pH y reducir la precipitación de hierro, magnesio y manganeso al aumentar su solubilidad. Para que la acidificación reduzca la precipitación se debe bajar el pH hasta 5,0, lo que es inviable económicamente. Otros problemas que tiene la acidificación es que retrasa la precipitación del hierro, pudiendo ocurrir ésta después de los filtros, lo que sería totalmente contraproducente, y si se acidifica mucho existe el peligro de dañar las raíces de la planta (Suárez, 1994). Otra opción consiste en secuestrar el hierro con agentes quelantes como los fosfatos en concentración de dos o cinco veces superior a la del hierro (Keller y Bliesner, 1990; Rodrigo *et al.*, 1997). Muchos de estos productos contienen polifosfatos inorgánicos, que no detienen la precipitación inicial pero impiden su crecimiento (Pitts *et al.*, 1993). Como alternativa a la acidificación con ácidos fuertes convencionales para evitar la precipitación química se pueden usar ácidos orgánicos que no provocan corrosiones, ni quemaduras ni contienen metales pesados (Yuan *et al.*, 1998).

En el tratamiento de limpieza de los precipitados de hierro producidos en los goteros suele ser eficaz la aplicación de ácido sulfúrico, nítrico o fosfórico al 0,5-1%, seguido de una limpieza a presión (Rodrigo *et al.*, 1997). Si los emisores están completamente obturados, el tratamiento con ácido puede ser completamente inefectivo. Se puede inyectar aire a presión para desprender los precipitados de hierro formados. En este caso, tanto los materiales como las conexiones de los laterales tienen que soportar esta presión. Debe tenerse en cuenta que el uso de aire a presión no da muy buenos resultados ya que es materialmente imposible disponer de suficiente presión al final de los laterales (Keller y Bliesner, 1990).

1.3.2.2.3. Precipitados de sulfuro

Si el agua tiene concentraciones de sulfuro por encima de 0,1 mg/l, la acción de bacterias filamentosas como *Beggiatoa sp.* y *Thiothrix sp.* oxidan el SH₂ a azufre elemental insoluble. Estas bacterias tienden a producir unos geles algodonosos que pueden bloquear los goteros (English, 1985; Pizarro, 1987). Estas bacterias filamentosas necesitan muy poco oxígeno para sobrevivir, del orden de 0,1 ppm de oxígeno en el agua, por lo que si la instalación funciona de forma continuada se evita completamente la entrada de oxígeno y no se generan los precipitados sulfurosos (Pizarro, 1987). Sin embargo, el uso continuo de la instalación no es una práctica usual.

También puede haber problemas por interacción entre el hierro y el sulfuro, formándose sulfuro de hierro que es insoluble. Si precipita el sulfuro de hierro, también lo hace el

sulfuro de manganeso pues las aguas son ácidas (Nakayama y Bucks, 1991). La solución es clorar utilizando de 3,6 a 8,4 veces más de cloro que el contenido en H₂S para disponer de niveles de 1 mg/l de cloro libre para provocar la precipitación del sulfuro (English, 1985; Keller y Bliesner, 1990).

1.3.2.3. Obturaciones biológicas

Las obturaciones biológicas están ocasionadas por algas transportadas por el agua o que se desarrollan en los filtros o en las salidas de los emisores; por raíces de malas hierbas y plantas cultivadas si el emisor queda total o parcialmente enterrado en el suelo; por insectos que pueden anidar en los emisores y por los efectos generados por la acción de microorganismos, fundamentalmente bacterias y protozoos (Keller y Bliesner, 1990; Ravina *et al.*, 1992; Rodrigo *et al.*, 1997). El embozamiento biológico es un fenómeno muy complejo en el que interviene tanto la presencia de los propios agentes biológicos como otros factores como la calidad del agua de riego (especialmente su contenido en hierro y azufre, oxígeno y el nivel de pH), la temperatura del agua y la transparencia de los materiales (Pizarro, 1987; Pitts *et al.*, 1993).

El ensuciamiento biológico, provocado por el enlace de sólidos y líquidos con una capa de gel de polisacáridos generados por microorganismos, provoca una disminución del diámetro útil y un incremento de la resistencia por fricciones de los fluidos, lo que conlleva una pérdida de energía y de capacidad de la tubería (Picologou *et al.*, 1980), además de obturar fácilmente los emisores. La naturaleza filamentosa del biofilm contribuye a incrementar la resistencia friccional. La mayoría de los microorganismos productores de biofilms son aerobios, de forma que los sistemas de suministro de agua abiertos son los más susceptibles de padecer este tipo de obturación (Keller y Bliesner, 1990; Pitts *et al.*, 1993).

El desarrollo de microorganismos en el interior de las instalaciones de riego es la causa más frecuente de formación de obturaciones que se pueden presentar en cualquier punto de la red, aunque el efecto más perjudicial se produce en los emisores (Pizarro, 1987). Gilbert *et al.* (1982) estudiaron las bacterias predominantes en goteros embozados que utilizaron agua de río e identificaron 14 géneros bacterianos, la mayoría de los cuales son comunes al suelo y al agua. Observaron que la presencia de *Pseudomonas sp* tiene una incidencia importante en la obturación, tanto si se trata químicamente como si no. Otras bacterias como *Flavobacterium lutescens* y *Cytophaga hutchinsonii* provocan la coloración amarilla de los emisores.

Sagi *et al.* (1995) indican que el crecimiento de protozoos coloniales y de bacterias sulfurosas es la mayor causa de embozamiento severo en los sistemas de riego localizado en Israel, con independencia del material de riego. Los protozoos ocupan las paredes del

material si la velocidad es inferior a 2 m/s y su crecimiento permite la acumulación de partículas en suspensión. Las bacterias sulfurosas se desarrollan en los sistemas de riego cuando contienen H₂S y oxígeno simultáneamente. Si no hay oxígeno en las tuberías, las bacterias sulfurosas únicamente se desarrollan cerca del gotero.

Las ferrobacterias producen un biofilm rojizo que aparece sobre la tubería o los emisores si la concentración de hierro es de 0,3 ppm y el pH está entre 4 y 8,5. Durante el proceso de transformación de sulfhídrico en azufre libre se forman biofilms aerobios sulfurosos que se generan cuando el pH está entre 6,7 y 7,2 y el sulfuro supera los 0,5 mg/l (Abbot, 1985; Rodrigo *et al.*, 1997). Las bacterias sulfurosas en condiciones de anaerobiosis generan altas concentraciones de H₂S que pueden originar precipitaciones de sulfuro (Pitts *et al.*, 1993). Los biofilms de manganeso se producen cuando el manganeso supera los 0,1 mg/l (Abbot, 1985; Rodrigo *et al.*, 1997).

La presencia de algas es bastante problemática, llegando a obturar incluso a los filtros de arena (English, 1985). Pequeñas partes de las algas pueden atravesar los filtros y entrar en el sistema, acumulándose en el interior de las tuberías (Abbot, 1985; Pizarro, 1987). Aunque algunas veces las propias algas producen obturaciones, sobre todo si el agua contiene nutrientes como nitrógeno y fósforo, normalmente estos residuos orgánicos no constituyen por sí mismos un obstáculo importante ya que no se desarrollan sin luz (English, 1985; Pizarro, 1987; Keller y Bliesner, 1990). Por este motivo, una primera medida preventiva es que las tuberías sean opacas o que estén enterradas (English, 1985; Pizarro, 1987) y que el diseño de los goteros impida la entrada de luz (Taylor *et al.*, 1989). Sin embargo, en la oscuridad, las bacterias tienden a romper las partículas de algas presentes, de forma que los residuos de algas pueden acumular hierro y favorecer el desarrollo de las bacterias filamentosas que lo oxidan (Pizarro, 1987; Keller y Bliesner, 1990). El control de las algas en el agua de riego se realiza aplicando sulfato cálcico a concentraciones entre los 0,05 y los 2,0 mg/l, o bien quelatos de cobre. Para eliminar las algas presentes en el sistema de riego, se debe aplicar cloro. Conviene tratar el sistema sección por sección y limpiar inmediatamente para evitar la entrada de material de las algas en el emisor. Las dosis usuales son de 0,5 a 1,0 mg/l de cloro continuamente o de 10 a 20 mg/l de cloro durante tiempos de 20 a 60 minutos (English, 1985; Keller y Bliesner, 1990).

Cuando se utiliza agua residual para el riego, es mejor usarla directamente y no almacenarla en balsas pues se da un mayor crecimiento de bacterias, algas y zooplancton, se incrementa la turbidez y se generan malos olores, aunque se produce una sedimentación de sólidos (Azov *et al.*, 1991; Aguiar y Marrero, 1996) y una cierta desnitrificación (Millet, 1998). Una solución para evitar el crecimiento de zooplancton en estas balsas puede ser la introducción de peces (Azov *et al.*, 1991).

El pH del agua, la temperatura y la presencia de carbono orgánico son factores que influyen en el crecimiento de las bacterias responsables de obturaciones. Aunque la mayoría de bacterias tienen unos niveles óptimos de pH, la gran variedad de ellas hace que se presenten obturaciones a pH entre 3,5 y 8,5, por lo que el problema no se resuelve alterando el pH del agua. En cuanto a la temperatura, el óptimo está entre 20 y 30°C, pero continúan creciendo a temperaturas menores, aunque con menor velocidad (Pizarro, 1987).

Cuando se añade cloro al agua de riego, parte de él es absorbido por la materia orgánica, sin destruirla. Este cloro se llama combinado (Pizarro, 1987). Si el agua tiene mucha materia orgánica, las necesidades de cloración son muy elevadas, por lo que es muy costosa. El cloro, al reaccionar con materia orgánica, puede producir trihalometanos, que son sustancias potencialmente cancerígenas que pueden contaminar el suelo y los acuíferos (Sagi *et al.*, 1995; Tanji, 1997). Parte del cloro reacciona con compuestos inorgánicos como H₂S y hierro, pasando a cloruro. El cloro que no se ha consumido en las reacciones anteriores se denomina cloro libre y es el que actúa como biocida (Pizarro, 1987). El gas cloro inyectado en el agua forma ácido hipocloroso (HClO) que posteriormente se disocia disminuyendo el pH. Si se dosifica hipoclorito sódico o cálcico, se genera también ácido hipocloroso pero el pH aumenta al formarse iones hidróxido. Es más recomendable la utilización de NaClO que la de Ca(ClO)₂ porque con este último el riesgo de precipitación de calcio aumenta (Pitts *et al.*, 1993). Además de la acción biocida, el ácido hipocloroso puede oxidar el hierro y el manganeso a formas insolubles. La cantidad presente de ácido hipocloroso en solución depende del pH y del producto utilizado. Puesto que el HClO es un ácido débil, sólo está presente a pH inferior a 7,8. Para que el HClO sea eficaz, el pH debe ser menor de 7,5, aunque el intervalo óptimo de pH se sitúa entre 5,5 y 6, por lo que es conveniente acidificar. Si se usa gas cloro, una acidez excesiva con pH inferiores de 5, supondrá una alta concentración de H⁺ por lo que la reacción se desplaza produciendo gas cloro, que es volátil y se pierde, lo que obliga a aplicar dosis mayores. Por ello, conviene aumentar el pH aplicando bases (Bucks *et al.*, 1979; Pizarro, 1987; Rodrigo *et al.*, 1997). La disminución del pH no se puede realizar sin ninguna restricción, ya que debe tenerse en cuenta que si el pH es inferior a 6,0 de forma continua pueden aparecer problemas de corrosión en la instalación (Bucks *et al.*, 1979).

La cloración del agua de riego no es la solución definitiva a todos los problemas de obturación biológica y su uso preferente es como tratamiento preventivo. La cloración se debe realizar antes del filtro para evitar el crecimiento de bacterias en su interior (Pitts *et al.*, 1993). Cuando ya se han formado los mucílago compuestos por bacterias y precipitados de hierro o azufre, su acción es poco eficaz (Pizarro, 1987). La mayor parte de bacterias patógenas y virus son inactivados a concentraciones de cloro residual de 1 mg/l durante un tiempo de contacto de 10 a 30 minutos (Bucks y Nakayama, 1985; Rodrigo *et al.*, 1997). Para mantener una concentración de 1 mg/l de cloro al final de los laterales se puede realizar una inyección continua para obtener niveles de 1-2 ppm de

cloro libre en el último gotero, o bien realizar una inyección para mantener una concentración entre 10 y 20 ppm de cloro en los 20 minutos finales de cada riego (Keller y Bliesner, 1990; Pitts *et al.*, 1993). En el caso de desarrollo masivo de organismos mucosos, como protozoos y bacterias sulfurosas, es necesario clorar a niveles de 3 a 5 mg/l, los cuales pueden incrementarse hasta 80 mg/l si hay presencia de sulfito, amonio y materia orgánica (Ravina *et al.*, 1997). Hills y Tajrishy (1995) hallaron que una cloración intermitente de 2 mg/l es tan efectiva como una continua de 0,4 mg/l. Además, con la cloración discontinua disminuyen los costos (Tajrishy *et al.*, 1994). Si la concentración de cloro libre es menor, el efecto de la cloración puede ser incluso contraproducente, ya que cantidades insuficientes de cloro pueden estimular el rápido crecimiento de las bacterias (Pizarro, 1987). Otro tratamiento consiste en incorporar un inhibidor bacteriano al material plástico del emisor (Suárez, 1994). Hay autores que, sin embargo, indican que no hay ningún producto químico capaz de controlar efectivamente la obturación (McDonald *et al.*, 1984). Cuando aumenta la velocidad del agua en el emisor, se puede disminuir la cloración sin afectar el caudal del emisor ni el coeficiente de uniformidad (Tajrishy *et al.*, 1994).

El uso de otras técnicas de desinfección como la utilización de rayos ultravioleta no evita la obturación de los emisores. Para que la desinfección con rayos ultravioleta sea efectiva, es necesaria una filtración que elimine las partículas superiores a 40 μm , ya que tienden a proteger las bacterias por apantallamiento (Hills y Tajrishy, 1995).

La cloración para el control bacteriano no se recomienda cuando el agua tiene concentraciones de hierro a partir de 0,4 mg/l, ya que el hierro podría precipitar (Bucks *et al.*, 1979), o, en todo caso, debería hacerse la aplicación del cloro antes de los filtros para retener en ellos el precipitado producido (Rodrigo *et al.*, 1997).

En el caso de que los goteros se encuentren ya obturados, se recomienda un tratamiento con ácido y elevados niveles de cloro para recuperar los emisores (Nakayama *et al.*, 1977; Bucks *et al.*, 1979; Abbot, 1985; English, 1985). Se ha comprobado que la eficacia de este tratamiento depende del tipo de gotero (Chica, 1999; Coelho y Resende, 2001). Debe tenerse en cuenta que un exceso de cloración puede afectar a la membrana elástica regulable de los goteros (Tajrishy *et al.*, 1994; Schischa *et al.*, 1997). Coelho y Resende (2001) hallaron que la cloración del agua se mostró eficiente para los goteros con obturaciones parciales pero no para los goteros con obturaciones totales.

Otra medida preventiva esencial es la limpieza periódica de la red, y en el caso de algas y plantas acuáticas, el tratamiento, en embalses o depósitos, con sulfato de cobre a razón de 1-2 ppm (Abbot, 1985; Pitts *et al.*, 1993; Rodrigo *et al.*, 1997). Se puede reducir la capacidad embozante de un agua por algas y zooplancton con el uso de peces en las lagunas y adecuadas prácticas de manejo (Telstch *et al.*, 1991). Los productos químicos alternativos para el control de las algas (permanganato de xileno, ozono, sales de amonio

cuaternario, otras sales de cobre, acroleína, peróxido de hidrógeno, yoduros y bromuros) no se suelen utilizar o por su coste o por su efecto en las plantas (Bucks *et al.*, 1979). Schwankl y Prichard (1990) proponen el uso combinado de un material fosfonado como acidificante y del sulfato de cobre como biocida como método efectivo para controlar la precipitación de calcio y magnesio y los crecimientos biológicos.

1.3.2.4. Medidas preventivas del embozamiento

Las medidas preventivas básicas para evitar o limitar la incidencia de las obturaciones son (Nakayama *et al.*, 1977; Bucks *et al.*, 1979; Abbot, 1985; Bucks y Nakayama, 1985; Keller y Bliesner, 1990; Rodrigo *et al.*, 1997; Smajstrla y Boman, 1999):

- limpiar todas las tuberías después de la construcción y cualquier reparación para eliminar los restos de materiales que hayan podido entrar en el sistema.
- realizar inspecciones regularmente para controlar el funcionamiento del sistema y efectuar el correspondiente mantenimiento preventivo y correctivo.
- efectuar una limpieza de los laterales periódicamente, como mínimo una vez al año, seguida de una determinación posterior del coeficiente de uniformidad de riego. Se tienen que limpiar los goteros si la uniformidad se ha reducido en un 10%. Se recomienda limpiar los laterales cada 6 meses en cultivos arbóreos y al inicio, mitad y final de la temporada para cultivos en línea. A veces puede ser necesario realizar la limpieza mensualmente o incluso diariamente. Los lavados automáticos por sistema al inicio y al final del período de riego son idóneos si el agua es rica en limos y arcillas.
- filtrar adecuadamente los contaminantes del agua para asegurar una operación ininterrumpida de los goteros. El mantenimiento de los filtros debe ser correcto, de forma que los goteros reciban agua totalmente filtrada o bien no reciban agua.
- programar tratamientos profilácticos adecuados a la composición química y características microbiológicas del agua.

La velocidad de limpieza de los laterales debe ser la más elevada posible, porque aumenta la eliminación de las partículas y disminuye el tiempo de limpieza. Suele ser suficiente una velocidad de lavado de 0,3 m/s en riego por goteo y de 0,6 m/s en microaspersión. El diseño del sistema de riego localizado debe permitir una correcta limpieza con una velocidad adecuada. Normalmente no se puede realizar la limpieza de toda la instalación a la vez porque no se pueden conseguir grandes velocidades (Smajstrla y Boman, 1999).

1.3.3. Modelización de la presencia de obturaciones

Una parte importante de las investigaciones realizadas ha tenido por objetivo modelizar el efecto de los embozamientos en la hidráulica de los sistemas de riego por goteo convencionales.

En concreto, Bralts *et al.* (1981) estudiaron cómo afectan los diferentes tipos de embozamiento que se pueden producir en los goteros en la uniformidad del sistema, introduciendo la obturación de los emisores de forma estadística en los cálculos de la uniformidad del caudal de un emisor. Observaron que el número de goteros por planta es muy importante por su incidencia en el cálculo de la uniformidad considerando la obturación de los emisores. Bralts *et al.* (1982) determinaron la relación entre el nivel de obstrucción y la disminución del caudal en los laterales.

Nakayama y Bucks (1981) desarrollaron un modelo de simulación para evaluar la uniformidad y descarga media de un sistema de riego localizado con diferentes niveles de obturación. Observaron que, en ciertos casos, una obstrucción puede comportar un incremento de la cantidad de agua aplicada. A partir de un 1% de obturación la uniformidad se ve afectada de manera importante. Por su parte, Bralts y Segerlind (1985) desarrollaron un modelo numérico para el cálculo de subunidades de riego considerando el embozamiento.

Solomon (1985) desarrolló un modelo para determinar la uniformidad de sistemas de riego localizado considerando la obturación y la variación de temperaturas del agua. Halló que los factores que afectan la uniformidad son, por orden de importancia, el embozamiento, el número de emisores por planta, el coeficiente de variación de fabricación del emisor, el exponente del emisor, la variación de caudal respecto la temperatura, las diferencias de presión en la subunidad, el coeficiente de variación de fabricación del regulador de presión y la pérdida de carga en la entrada de los laterales.

Povoa y Hills (1994) elaboraron un modelo para determinar el efecto tanto de la obstrucción como de las perforaciones, en la distribución de presiones en el lateral y su incidencia en el sistema de bombeo.

También se ha estudiado y modelado la dinámica de sedimentación de las partículas a lo largo de los laterales. Shannon *et al.* (1982) hallaron relaciones experimentales con la relación de Durand extendida al transporte de sedimentos. Por su parte, James y King (1984) elaboraron un modelo para estimar la acumulación espacial y temporal de sedimentos en tubos con caudal decreciente. La localización de los atascamientos, y si estos siguen alguna ley de distribución o lo hacen al azar, así como el atascamiento de varios emisores contiguos con su inmediata influencia en la uniformidad espacial del sistema son analizados por Wu *et al.* (1988), quienes hallaron que la distribución de la

obstrucción en una subunidad no se ve afectada por el embozamiento contiguo si la obstrucción total es inferior al 20%.

Otras investigaciones han tratado sobre el embozamiento de filtros con aguas no residuales y diferentes caudales y concentraciones de sólidos en suspensión (Adin y Alon, 1986; Zeier y Hills, 1987; Arnó, 1990) de manera que se ha podido conocer el mecanismo de funcionamiento de los sistemas de filtración.

Aunque existen trabajos publicados sobre riego con aguas residuales, no hay prácticamente referencias sobre el diseño y proyecto de sistemas de microirrigación con este tipo de aguas. En ese sentido, es interesante la aportación de Chavez y Sammis (1993), quienes elaboraron un sistema experto que facilitaba la elección de los filtros del sistema de riego por goteo en función de las características del agua de riego.

1.4. REFERENCIAS

Abbot, J. S. 1985. Emitter clogging - causes and prevention. *ICID Bulletin*, 34, 2, 11-20.

Abo-Ghobar, H. M. 1993. Influence of irrigation water quality on soil infiltration. *Irrigation Science*, 14, 15-19.

ACA. 2002. Estudi d'actualització de l'avaluació de recursos hídrics de les conques internes de Catalunya. Document de síntesi [en línea]. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. [Fecha de consulta: 19-2-2003]. Accesible en http://www.gencat.net/aca/cat/planificacio/recursos/recursos_cic.pdf.

Adin, A. 1987. Clogging in irrigation systems reusing pond effluents and its prevention. *Water Science and Technology*, 19, 12, 323-328.

Adin, A. y Alon, G. 1986. Mechanisms and process parameters of filter screens. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112, 4, 293-304.

Adin, A. y Elimelech, M. 1989. Particle filtration for wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115, 3, 474-487.

Adin, A. y Sacks, M. 1987. Water quality and emitter clogging relationship in wastewater irrigation. *Proceedings of Water Reuse Symposium*, Denver, Colorado, 517-530.

Aguiar, E. y Marrero, A. 1996. Caso práctico: la reutilización de las aguas residuales urbanas en Tenerife. Infraestructura asociada y problemática. Curso sobre reutilización de aguas residuales y salinas en regadíos: aplicación de tecnologías avanzadas. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Centro y Canarias. Madrid.

Alam, M.; Trooien, T. P.; Lamm, F. R. y Rogers, D. H. 2001. Filtration and maintenance considerations for subsurface drip irrigation (SDI) systems. Irrigation Management Series MF-2361. Kansas State University. Colby, Kansas.

- Alazba, A. A.** 1998. Necessity for modification of management parameters when using low quality water. *Agricultural Waste Management*, 36, 3, 201-211.
- Ali, I.** 1987. Wastewater criteria for irrigation in arid regions. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113, 2, 173-183.
- Allhands, M. N.; Allick, S. A.; Overman, A. E.; Leseman, W. G. y Vidak, W.** 1995. Municipal water reuse at Tallahassee, Florida. *Transactions of the ASAE*, 38, 2, 411-418.
- Aragonès, M. M.** 1998. El projecte de reutilització d'aigua per al reg agrícola en el camp de Tarragona. *Comunicacions de les Jornades Tècniques: La Gestió de l'aigua regenerada*, Palamós.
- Armon, R.; Dosoretz, C. G.; Azov, Y. y Shelef, G.** 1994. Residual contamination of crops irrigated with effluent of different qualities: a field study. *Water Science and Technology*, 30, 9, 239-248.
- Armoni, S.** 1984. Filters in drip-irrigation systems. *Water & Irrigation Review*, October 84, 14-16.
- Arnó, J.** 1990. Obturación física en filtros de malla. Comportamiento hidrodinámico y aplicación a la tecnología del riego localizado. Proyecto Final de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universitat Politècnica de Catalunya. Lleida.
- Arrojo, P.** 1998. Perspectivas socio-económicas del uso del agua en el regadío en España. *Tecnología del Agua*, 179, 66-78.
- Asano, T.** 1991. Planning and implementation of water reuse projects. *Water Science and Technology*, 24, 9, 1-10.
- Asano, T.; Leong, L. Y. C.; Rigby, M. G. y Sakaji, R. H.** 1992. Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using entering virus monitoring data. *Water Science and Technology*, 26, 7-8, 1513-1524.
- Asano, T.; Maeda, M. y Takaki, M.** 1996. Wastewater reclamation and reuse in Japan: overview and implementation examples. *Water Science and Technology*, 34, 11, 219-226.
- Asano, T. y Pettygrove, G. S.** 1987. Using reclaimed municipal wastewater for irrigation. *California Agriculture*, March-April, 15-18.
- Ayars, J. E.; Hutmacher, R. G.; Schoneman, R. A.; Varl, S. S. y Pflaum, T.** 1993. Long term use of saline water for irrigation. *Irrigation Science*, 14, 27-34.
- Azov, Y.; Juanico, M. y Shelef, G.** 1992. Monitoring large scale wastewater reclamation systems-policy and experience. *Water Science and Technology*, 26, 7-8, 1545-1553.
- Azov, Y.; Juanico, M.; Shelef, G.; Kanarek, A. y Priel, M.** 1991. Monitoring the quality of secondary effluents reused for unrestricted irrigation after underground storage. *Water Science and Technology*, 24, 9, 267-275.
- Bazza, M.** 2002. Wastewater recycling and reuse in the Near East region: experience and issues. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 2, 43-59.
- Bondurant, J. A. y Kemper, W. D.** 1985. Self-cleaning, non powered trash screens for small irrigation flows. *Transactions of the ASAE*, 28, 1, 113-117.

- Bouwer, H.** 1991. Role of groundwater recharge in treatment and storage of wastewater for reuse. *Water Science and Technology*, 24, 9, 295-302.
- Bouwer, H.** 1992. Agricultural and municipal use of wastewater. *Water Science and Technology*, 26, 7-8, 1583-1591.
- Bouwer, H. e Idelovitch, E.** 1987. Quality requirements for irrigation with sewage water. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113, 4, 516-535.
- Bralts, V. F. y Segerlind, L. J.** 1985. Finite element analysis of drip irrigation submain units. *Transactions of the ASAE*, 28, 3, 809-814.
- Bralts, V. F.; Wu, I. P. y Gitlin, H. M.** 1981. Drip irrigation uniformity considering emitter plugging. *Transactions of the ASAE*, 24, 5, 1234-1240.
- Bralts, V. F.; Wu, I. P. y Gitlin, H. M.** 1982. Emitter plugging and drip irrigation lateral line hydraulics. *Transactions of the ASAE*, 25, 5, 1274-1281.
- Brissaud, F.; Restrepo-Bardon, M.; Soulié, M. y Joseph, C.** 1991. Infiltration percolation for reclaiming stabilization pond effluents. *Water Science and Technology*, 24, 9, 185-193.
- Bucks, D. A. y Nakayama, F. S.** 1985. Guidelines for maintenance of a trickle irrigation system. *Proceedings of the Third International Congress of Drip/Trickle Irrigation*, Fresno, California, 119-126.
- Bucks, D. A.; Nakayama, F. S. y Gilbert, R. G.** 1979. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. *Agricultural Waste Management*, 2, 149-162.
- Bucks, D. A.; Nakayama, F. S. y Warrick, A. W.** 1982. Principles, practices, and potentialities of trickle (drip) irrigation. En: *Advances in Irrigation*. Hillel, D. (eds.). Academic Press, New York. 219-298.
- Bui, W.** 1992. Recycling wastewater by drip irrigation. *Proceedings of the Conference on Irrigation and Drainage*, 437-441.
- Bui, W.** 1995. Experience with fiberglass filters in Hawaii's sugar industry. *Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 592-596.
- Bunel, F.; Carré, J.; Legeas, M. y Etienne, M.** 1995. The possible reuse of wastewater treated by lagooning for the irrigation of field crops. *Water Science and Technology*, 31, 12, 409-416.
- Bureau, R. G.; Sheikh, B.; Cort, R. P.; Cooper, R. C. y Ririe, D.** 1987. Reclaimed water for irrigation of vegetables eaten raw. *California Agriculture*, July-August, 4-7.
- Campos, C.; Osor, G.; Salgot, M.; Guillerman, L. y Casals, G.** 2000. Attenuation of microorganisms in the soil during drip irrigation with waste stabilization pond effluent. *Water Science and Technology*, 42, 10-11, 387-392.
- Capra, A. y Scicolone, B.** 1998. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70, 4, 355-365.
- Chavez, N. R. y Sammis, T. W.** 1993. Selecting trickle irrigation filters using an expert system. *AI Applications*, 7, 2&3, 21-29.

- Chica, R. M.** 1999. Uso de aguas residuales depuradas en sistemas de riego por goteo. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Departamento de Agronomía. Universidad de Córdoba. Córdoba.
- Clanton, C. J. y Slack, D. C.** 1987. Hydraulic properties of soils as affected by surface application of wastewater. *Transactions of the ASAE*, 30, 3, 683-687.
- Coelho, R. D. y Resende, R. S.** 2001. Biological clogging of Netafim's drippers and recovering process through chlorination impact treatment. ASAE Meeting Paper No. 012231. ASAE. St. Joseph, Michigan.
- Couso, J.; Gil, C.; Torres, M. y Sala, L.** 2002. Land reclamation using recycling water in Tossa de Mar, Spain: the story of the Parc de Sa Riera and its influence on municipal resources management. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 2, 43-46.
- Croce, F. y Dardanoni, L.** 1991. Significance and current status of wastewater reuse in Sicily. *Water Science and Technology*, 24, 9, 45-54.
- Croke, G.; Kracman, B. y Wright, C.** 1999. The Virginia pipeline scheme, Adelaide South Australia - commercial solutions to environmental problems. *Transactions of the 17th Congress on Irrigation Drainage*, Granada, 16, 93-106.
- Crook, J.** 1991. Quality criteria for reclaimed water. *Water Science and Technology*, 24, 9, 109-121.
- Davies, F. S. y Mauner, M. A.** 1993. Reclaimed wastewater for irrigation of citrus in Florida. *HortTechnology*, 3, 2, 163-167.
- De Bustamante, I.; Dorado, M.; Vera, S. y Oliveros, C.** 1998. Filtros verdes: un sistema para la depuración y reutilización de aguas residuales. *Tecno.Ambiente*, 79, 73-75.
- De la Cruz, M. T. y Crespo, M. A.** 2000. Influencia del riego con solución enriquecida en tensoactivos sobre las propiedades del suelo y desarrollo vegetal. *Tecnología del Agua*, 204, 34-40.
- Dickenson, T. C.** 1997. Filters and filtration handbook. 4th Edition. Elsevier Advanced Technology, Oxford.
- Edwards, D. R.; Moore Jr., P. A.; Daniel, T. C.; Snivastova, P. y Nichols, D. J.** 1997. Vegetative filter strip removal of metals in runoff from poultry litter-amended frescuegrass plots. *Transactions of the ASAE*, 40, 1, 121-127.
- English, S. D.** 1985. Filtration and water treatment for micro-irrigation. *Third International Drip/Trickle Irrigation Congress*, Fresno, California, 50-57.
- FAO.** 2003. AQUASTAT. Sistema de Información sobre el Uso del Agua en la Agricultura y el Medio Rural de la FAO [en línea]. División de Fomento de Tierras y Aguas de la FAO. [Fecha de consulta: 25-2-2003]. Accesible en <ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/aquastat/aquastat2003.xls>.
- Feigin, A.; Ravina, I. y Shalhevet, J.** 1991. Irrigation with treated sewage effluent. Springer-Verlag, Berlin.
- Fuog, R. M.; Giberson, K. C. y Lawrence, R. L.** 1995. Wastewater reclamation of Rancho Murieta, California; golf course irrigation with upgraded pond effluent meeting California's strictest requirements for wastewater reuse. *Water Science and Technology*, 31, 12, 399-408.

Gaki, E.; Banou, S.; Klimathianou, A.; Abramakis, N.; Manios, T. V. y Sakkas, N. 2002. Production, treatment and reuse of wastewater in the largest meat producing and processing industry in Crete, Greece. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 1, 507-513.

Gao, Z.; Sun, T. y Qu, Y. 1991. Studies on the land treatment irrigation system of municipal wastewater in Shengyang. *Water Science and Technology*, 24, 5, 47-53.

Ghobrial, F. H. 1993. Performance assessment of three wastewater treatment plants producing effluents for irrigation. *Water Science and Technology*, 27, 9, 139-146.

Gilbert, R. G.; Nakayama, F. S.; Bucks, D. A.; French, O. F. y Adamson, K. C. 1980/1981. Trickle irrigation: emitter clogging and other flow problems. *Agricultural Waste Management*, 3, 159-178.

Gilbert, R. G.; Nakayama, F. S.; Bucks, D. A.; French, O. F.; Adamson, K. C. y Johnson, R. M. 1982. Trickle irrigation: predominant bacteria in treated Colorado River water and biologically clogged emitters. *Irrigation Science*, 3, 123-132.

Gracia, F. J. 1988. Sensibilidad a la obturación física de algunos modelos de emisores y tubo emisor de micro-irrigación. *20 Conferencia Internacional de Maquinaria Agrícola*, Zaragoza, 181-186.

Gushiken, E. C. 1995. Irrigating with reclaimed waer through permanent subsurface drip irrigation systems. *Proceedings of the 17th International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 169-274.

Halbertal, J.; Segal, D. y Miron, A. 1984. Filtration of effluents for drip irrigation: state of the art. *Water & Irrigation Review*, 3, 24-26.

Haman, D. Z.; Smajstrla, A. G. y Zazueta, F. S. 1989a. Screen filters in trickle irrigation systems. Agricultural Engineering. Fact Sheet AE-61. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Gainesville.

Haman, D. Z.; Smajstrla, A. G. y Zazueta, F. S. 1989b. Settling basins for trickle irrigation in Florida. Fact Sheet AE-65. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Gainesville.

Haman, D. Z.; Smajstrla, A. G. y Zazueta, F. S. 1994. Media filters for trickle irrigation in Florida. Agricultural Engineering. Fact Sheet AE-57. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Gainesville.

Hartling, E. C. 1998. Historical evolution of water reclamation and reuse and of aquifer recharge with reclaimed water in Los Angeles Country, USA. *Comunicacions de les Jornades Tècniques: La Gestió de l'Aigua Regenerada*, Palamós, 147-158.

Haruvy, N. 1997. Wastewater irrigation decision-making: farm sector interest versus teh nation's. *International Water & Irrigation Review*, 17, 4, 24-34.

Hernández, A. 1994. Depuración de aguas residuales. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid.

Hills, D. J. y Brenes, M. J. 2001. Microirrigation of wastewater effluent using drip tape. *Applied Engineering in Agriculture*, 17, 3, 303-308.

- Hills, D. J. y El-Ebaby, F. G.** 1990. Evaluation of microirrigation self-cleaning emitters. *Applied Engineering in Agriculture*, 6, 4, 441-445.
- Hills, D. J.; Nawar, F. M. y Waller, P. M.** 1989. Effects of chemical clogging on drip-tape irrigation uniformity. *Transactions of the ASAE*, 32, 4, 1202-1206.
- Hills, D. J. y Tajrishy, M.** 1995. Treatment requirements of secondary effluent for microirrigation. *Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 887-892.
- Humbert, F.; Marín, M. y Torra, A.** 1998. La reutilización del agua desde el punto de vista del explotador de una EDAR. *Comunicacions de les Jornades Tècniques: La Gestió de l'Aigua Regenerada*, Palamós, 43-54.
- Hussain, G.; Al-Jaloud, A. A. y Karimulla, S.** 1996. Effect of treated effluent irrigation and nitrogen on yield and nitrogen use efficiency of wheat. *Agricultural Water Management*, 30, 175-184.
- Jackson, R. C. y Kay, M. G.** 1987. Use of pulse irrigation for reducing clogging problems in trickle emitters. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 37, 223-227.
- James, L. G. y King, B. A.** 1984. Predicting sediment deposition patterns in pipes with diminishing flow. *Transactions of the ASAE*, 27, 1758-1762.
- Jnad, I.; Lesikar, B.; Kenimer, A. y Sabbagh, G.** 2001a. Subsurface drip dispersal of residential effluent: I. Soil chemical characteristics. *Transactions of the ASAE*, 44, 5, 1145-1157.
- Jnad, I.; Lesikar, B.; Kenimer, A. y Sabbagh, G.** 2001b. Subsurface drip dispersal of residential effluent: II. Soil hydraulic characteristics. *Transactions of the ASAE*, 44, 5, 1159-1165.
- Johanson, P.; Gunnarsson, M.; Rangeby, M. y Siversson, B.** 1993. Waste water reuse for agricultural purposes in Mindelo, Cape Verde. *Vatten*, 49, 3, 171-178.
- Juanico, M.; Azov, Y.; Telstch, B. y Shelef, G.** 1995b. Effect of effluent addition to a freshwater reservoir on the filter clogging capacity of irrigation water. *Water Research*, 29, 7, 1695-1702.
- Juanico, M. y Shelef, G.** 1994. Design, operation and performance of stabilization reservoirs for wastewater irrigation in Israel. *Water Research*, 28, 1, 175-186.
- Kanarek, A. y Michail, M.** 1996. Ground water recharge with municipal effluent: Dan Region reclamation project, Israel. *Water Science and Technology*, 34, 11, 227-233.
- Kayaalp, N. M.** 1996. Regulatory framework in South Australia and reclaimed water reuse options and possibilities. *Desalination*, 106, 1/3, 317-322.
- Keller, J. y Bliesner, R. D.** 1990. Sprinkle and trickle irrigation. VanNostrand Reinhold, New York.
- Kopchynski, T.; Fox, P.; Alsmadi, B. y Berner, M.** 1996. The effects of soil type and effluent pre-treatment on soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*, 34, 11, 235-242.
- Kuttab, A. S.** 1993. Wastewater treatment/reuse in rural areas. *Water Science and Technology*, 27, 125-130.
- Kwun, S. K.; Yoon, C. G. y Chung, I. M.** 1999. Agronomic application of treated sewage water for paddy rice culture. *Transactions of the 17th Congress on Irrigation and Drainage*, Granada, 1G, 17-32.

- Landsdell, M. y Carbonell, L. M.** 1991. Wastewater treatment and reuse aspects of Lake Valencia, Venezuela. *Water Science and Technology*, 24, 9, 19-30.
- Lee, E. W.** 1991. Treatment, reuse and disposal of drainage waters. *Water Science and Technology*, 24, 5, 183-188.
- Lesavre, J. y Zairi, A.** 1988. Epuration des eaux residuaries par epandage souterrain sous pression. Centre de Recherche et d'essais appliques aux techniques de l'eau. Agence de l'eau Seine-Normandie. Nanterre.
- López, J.; de Juana, I. y del Río, F. J.** 1998. La reutilización integral de las aguas residuales urbanas en Vitoria. *Comunicacions de les Jornades Tècniques: la gestió de l'aigua regenerada*, Palamós, 117-132.
- Madramootoo, C. A.; Khatri, K. C. y Rigby, M.** 1988. Hydraulic performance of five different trickle irrigation emitters. *Canadian Agricultural Engineering*, 30, 1-4.
- Mancino, C. F. y Pepper, I. L.** 1992. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: soil quality. *Agronomy Journal*, 84, 650-654.
- Mantell, A.; Frenkel, H. y Meiri, A.** 1985. Drip irrigation of cotton with saline-sodic water. *Irrigation Science*, 6, 95-106.
- MAPA.** 2001. Plan Nacional de Regadíos - Horizonte 2008 [en línea]. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. [Fecha de consulta: 25-2-2003]. Accesible en <http://www.mapya.es/desarr/pags/pnr/regadios.htm>.
- Marfà, O.; Kacala, Y. y Matallana, A.** 1982. Evaluación del comportamiento hidráulico de elementos de riego localizado. I. Coeficiente de uniformidad de fabricación y curva característica. *Anales INIA*, 18, 43-56.
- Marrara, G.; Tamburino, V. y Zimbone, S. M.** 2002. An experience on storage and land application of olive mill wastewater in southern Italy. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 1, 523-532.
- Marzo, F.** 1998. Reutilización del agua en la Costa del Sol occidental. *Comunicacions de les Jornades Tècniques: la gestió de l'aigua regenerada*, Palamós, 75-84.
- Mateos, R. M.; Crespi, D.; Galmés, A. y González, C.** 2001. Regadío con aguas residuales tratadas en la isla de Mallorca. Afección a las aguas subterráneas. *VII Simposio de Hidrogeología*, Murcia.
- Mathan, K. K.** 1994. Studies on the influence of long-term municipal sewage-effluent irrigation on soil physical properties. *Bioresource Technology*, 48, 275-276.
- Maurer, M. A.; Davies, F. S. y Graetz, D. A.** 1995. Reclaimed wastewater irrigation and fertilization of mature 'redblush' grapefruit trees on spodosols in Florida. *Journal of the American Society of Horticultural Science*, 120, 3, 394-402.
- McDonald, D. R.; Lau, L. S.; Wu, I. P.; Gee, H. K. y Young, S. C. H.** 1984. Improved emitter and network system design for wastewater reuse in drip irrigation. 163. Water Resources Research Center. Honolulu, Hawaii.

- McIntosh, G.** 1996. Reuse of urban wastewater in developing fringe areas of Metropolitan Adelaide. *Desalination*, 106, 1/3, 355-360.
- Mehoudar, R.** 1985. Trends in the development of self-compensating drippers. *Proceedings of the Third International Drip/Trickle Irrigation Congress*, Fresno, California, 639-645.
- Michel, T.** 1998. Tratamientos avanzados para la regeneración del agua. *Jornades Tècniques: la Gestió de l'aigua regenerada*, Palamós.
- Millet, X.** 1998. La reutilización del agua para el riego de campos de golf y especies verdes: la perspectiva del usuario. *Comunicacions de les Jornades Tècniques: la Gestió de l'Aigua Regenerada*, Palamós, 107-116.
- Monnet, G. T.; Reneau, R. B. y Hagedorn, C.** 1996. Evaluation of spray irrigation for on-site wastewater treatment and disposal on marginal soils. *Water Environment Research*, 68, 1, 11-18.
- Moreno, L.; Liquiñano, M. C.; Rubio, J. C. y Murillo, J. M.** 2000. Eliminación de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Impacto sobre el sistema solución del suelo-agua subterránea. *Boletín Geológico y Minero*, 111, 5, 47-62.
- Moutsopoulou, M. N.; Chartzoulakis, K. S. y Stefanoudaki, E.** 2002. Effects of application of raw olive mill wastewater on soil properties and plant performance of olive orchards: preliminary results. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 2, 155-159.
- Mujeriego, R.** 1998. Evolución y perspectiva de reutilización de aguas en España. *Comunicacions de les Jornades Tècniques: la Gestió de l'Aigua Regenerada*, Palamós, 1-14.
- Mujeriego, R. y Asano, T.** 1999. The role of advanced treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science and Technology*, 40, 4-5, 1-9.
- Mujeriego, R. y Sala, L.** 1991. Golf course irrigation with reclaimed wastewater. *Water Science and Technology*, 24, 9, 161-171.
- Mujeriego, R.; Sala, L.; Carbó, M. y Turet, J.** 1996. Agronomic and public health assessment of reclaimed water quality for landscape irrigation. *Water Science and Technology*, 33, 11-11, 336-344.
- Nakayama, F. S. y Bucks, D. A.** 1981. Emitter clogging effects on trickle irrigation uniformity. *Transactions of the ASAE*, 24, 1, 77-80.
- Nakayama, F. S. y Bucks, D. A.** 1991. Water quality in drip/trickle irrigation: a review. *Irrigation Science*, 12, 187-192.
- Nakayama, F. S.; Bucks, D. A. y French, O. F.** 1977. Reclaiming partially clogged trickle emitters. *Transactions of the ASAE*, 20, 2, 278-280.
- Nakayama, F. S.; Gilbert, R. G. y Bucks, D. A.** 1978. Water treatments in trickle irrigation systems. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 104, IR1, 23-34.
- Neal, J.** 1996. Wastewater reuse studies and trials in Canberra. *Desalination*, 106, 1/3, 399-405.
- Niedrum, S. B.; Karioun, A.; Mara, D. D. y Mills, S. W.** 1991. Appropriate wastewater treatment and reuse in Morocco-Boujad: a case study. *Water Science and Technology*, 24, 9, 205-213.

- Nieto, P. y Alamy, Z.** 1994a. Depuración natural de las aguas residuales brutas mediante su infiltración controlada. Una experiencia en marcha. I. Desarrollo del proyecto. *Boletín Geológico y Minero*, 105, 1, 102-109.
- Nieto, P. y Alamy, Z.** 1994b. Depuración natural de ARU mediante su infiltración controlada. Un paso más. Parte II. Resultados obtenidos. *Boletín Geológico y Minero*, 105, 3, 272-277.
- Ojha, C. S. P. y Graham, N. J. P.** 1994. Computer-aided simulation of slow sand filter performance. *Water Research*, 28, 5, 1025-1030.
- Oron, G.** 1996. Soil as a complementary treatment component for simultaneous wastewater disposal and reuse. *Water Science and Technology*, 34, 11, 243-252.
- Oron, G.; Armon, R.; Mandelbaum, R.; Manor, Y.; Campos, C.; Gillerman, L.; Salgot, M.; Gerba, C.; Klein, I. y Enríquez, C.** 2001. Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal risks. *Water Science and Technology*, 43, 10, 139-146.
- Oron, G.; Campos, C.; Gillerman, L. y Salgot, M.** 1999. Wastewater treatment renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. *Agricultural Waste Management*, 38, 3, 223-234.
- Oron, G.; DeMalach, Y.; Hoffman, Z. y Cibotaru, R.** 1991a. Subsurface microirrigation with effluent. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 117, 1, 25-36.
- Oron, G.; DeMalach, Y.; Hoffman, Z.; Keren, Y.; Hartman, H. y Plazner, N.** 1991b. Wastewater disposal by sub-surface trickle irrigation. *Water Science and Technology*, 23, 10-12, 2149-2158.
- Oron, G.; DeMalach, Y.; Hoffman, Z. y Manor, Y.** 1992a. Effluent reuse by trickle irrigation. *Water Science and Technology*, 24, 9, 103-108.
- Oron, G.; DeMalach, Y.; Hoffman, Z. y Manor, Y.** 1992b. Effect of effluent quality and application method on agricultural productivity and environmental control. *Water Science and Technology*, 26, 7-8, 1593-1601.
- Oron, G.; Shelef, G. y Truzynski, B.** 1979. Trickle irrigation using treated wastewaters. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 105, IR2, 175-126.
- Palacios, M. P.; Del-Nero, E. y Pavón, N.** 1999. Influencia del riego con agua depurada municipal de diferentes calidades sobre los suelos y el cultivo de la plantanera. En: *Estudios de la zona no saturada del suelo*. Muñoz-Carpena, R.; Ritter, A. y Tascón, C. (eds.). ICIA, Santa Cruz de Tenerife. 131-137.
- Pandey, D. K. y Soni, P.** 1994. Distillery effluent - a potential resource for irrigating forest seed beds. *Ambio*, 4, 5, 267-268.
- Parsons, L. R.; Wheaton, T. A. y Cross, P.** 1995. Reclaimed municipal wate for citrus irrigation in Florida. *Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 262-268.
- Peng, G. F.; Wu, I. P. y Phene, C. J.** 1986. Temperature effects on drip line hydraulics. *Transactions of the ASAE*, 29, 1, 211-215.
- Pérez, J. J. y Vallverdú, A.** 1998. Depuración y reutilización de aguas residuales. *Encuentro medioambiental almeriense: en busca de soluciones*, Almería, 35-55.

- Phillips, K. P.** 1995. Long-term operation of microirrigation filtration systems; success, failures and operational solutions. *Proceedings of the Fifth International Irrigation Congress*, Orlando, Florida, 579-584.
- Picologou, B. F.; Zelter, N. y Characklis, W. G.** 1980. Biofilm growth and hydraulics performance. *Journal of the Hydraulics Division*, 106, HY5, 733-476.
- Pitts, D. J.; Haman, D. Z. y Smajstrla, A. G.** 1993. Causes and prevention of emitter plugging in microirrigation systems. Bulletin 258. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Gainesville, Florida.
- Pizarro, F.** 1987. Riegos localizados de alta frecuencia. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Planas, S. y Gracia, F.** 1989. Sensibilidad de los emisores y tuberías emisoras de microirrigación a la temperatura del agua. *21 Conferencia Internacional de Mecanización Agraria*, Zaragoza, 307-312.
- Povoa, A. F. y Hills, D. J.** 1994. Sensitivity of microirrigation system pressure to emitter plugging and lateral line perforations. *Transactions of the ASAE*, 37, 3, 793-799.
- Proietti, P.; Pallioti, A. y Tombesi, A.** 1995. Riciclaggio delle acque reflue di frantoi oleari attraverso la fertirrigazione. *Rivista di Frutticoltura*, 12, 57-60.
- Pujol, J.** 2002. Un análisis multicriterio del impacto del nuevo marco normativo del agua en los regadíos de la zona regable del Bajo Ter y del Muga (Girona). Tesis Doctoral. Departamento de Economía, Sociología y Política Agrarias. Universidad de Córdoba. Córdoba.
- Ramírez de Cartagena, F.; Buil, C. y Puig, J.** 1998. Efecto sobre el medio del riego con efluentes de industrias cárnicas: primeros resultados. *Actas del XVI Congreso Nacional de Riegos*, Palma de Mallorca, 127-134.
- Ramos, C.** 1997. El uso de aguas residuales en riegos localizados y cultivos hidropónicos. III Fitech. La automatización de la hidroponía y fertirrigación, Valencia.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Schischa, A. y Sagi, G.** 1992. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater. *Irrigation Science*, 13, 129-139.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Schischa, A.; Sagi, G.; Yechialy, Z. y Lev, Y.** 1997. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. *Agricultural Waste Management*, 33, 2-3, 127-137.
- Ribas, L.** 1996. Riego con aguas residuales y salinas. Curso sobre reutilización de aguas residuales y salinas en regadíos: aplicación de tecnologías avanzadas. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Centro y Canarias. Madrid.
- Roberts, B. W. y O'Hern, C. W.** 1993. Inexpensive sand filters for drip irrigation systems. *HortTechnology*, 3, 1, 85-89.
- Rodrigo, J.; Hernández, J. M.; Pérez, A. y González, J. F.** 1997. Riego localizado. Ediciones Mundi-Prensa y MAPA-IRYDA, Madrid.
- Rodríguez-Sinobas, L.; Juana, L. y Losada, A.** 1999. Effects of temperature changes on emitter discharge. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 125, 2, 64-73.
- Russell, J. M.; Cooper, R. N. y Lindsey, S. B.** 1991. Reuse of wastewater from meat processing plants for agricultural and forestry irrigation. *Water Science and Technology*, 24, 9, 227-286.

- Russell, J. M.; Cooper, R. N. y Lindsey, S. B.** 1993. Soil denitrification rates at wastewater irrigation sites receiving primary treated and anaerobically treated meat-processing effluent. *Bioresource Technology*, 43, 41-46.
- Sagardoy, J. A.** 2001. La seguridad alimentaria mundial futura y el desarrollo del riego. *Actas del XIX Congreso Nacional de Riegos*, Zaragoza, 13-14.
- Sagi, G.; Paz, E.; Ravina, I.; Schischa, A.; Marcu, A. y Yechiely, Z.** 1995. Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa and sulfur bacteria. *Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 250-254.
- Sala, A.** 1991. Reutilización de aguas residuales para usos agrícolas. *Tecnología del Agua*, 82, 17-32.
- Sala, L. y Mujeriego, R.** 2001. Cultural eutrophication control through water reuse. *Water Science and Technology*, 43, 10, 109-116.
- Sala, L. y Serra, M.** 1998. Experiència pràctica i situació actual de la reutilització a la Costa Brava. *Comunicacions a les Jornades Tècniques: La gestió de l'aigua regenerada*, Palamós, 15-27.
- Sálek, J.** 1999. L'exploitation des eaux usées communales pour l'irrigation des plantations agricoles. *17th Congress on Irrigation and Drainage*, Granada, 1G, 33-44.
- Schischa, A.; Ravina, I.; Sagi, G.; Paz, E.; Yechiely, Z.; Alkon, A.; Scharamm, G.; Sofer, Z.; Marcu, A. y Lev, Y.** 1997. Drip irrigation with reclaimed effluent - the clogging problems. *International Water & Irrigation Review*, 17, 3, 8-12.
- Schönborn, A.; Züst, B. y Underwood, E.** 1997. Long term performance of the sand-plant filter Schattweid (Switzerland). *Water Science and Technology*, 35, 5, 307-314.
- Schoppman, B.** 1996. Reuse of treated wastewater - A case study in Peru. *Desalination*, 106, 1/3, 225-231.
- Schwankl, L. J. y Prichard, T. L.** 1990. Clogging of buried drip irrigation systems. *California Agriculture*, 44, 1, 16-17.
- Segal, D.** 1984. Filters in drip-irrigation systems. *Water & Irrigation Review*, october 1984, 18.
- Shalhevet, J.** 1994. Using water of marginal quality for crop production: major issues. *Agricultural Waste Management*, 25, 233-269.
- Shannon, W. M.; James, L.; Basset, D. L. y Mih, W. C.** 1982. Sediment transport and deposition in trickle irrigation laterals. *Transactions of the ASAE*, 25, 1, 160-164.
- Sheikh, B.** 1991. Long-range planning for water reuse in the City of Los Angeles. *Water Science and Technology*, 24, 9, 11-17.
- Sheikh, B.; Cort, R. P.; Kirkpatrick, W. R.; Jacques, R. S. y Asano, T.** 1990. Monterrey wastewater reclamation study for agriculture. *Research Journal Water Pollution Control Federation*, 62, 216-226.
- Shelef, G.** 1991. Wastewater reclamation and water resources management. *Water Science and Technology*, 24, 9, 251-265.
- Shelef, G.; Azov, Y.; Kanarek, A.; Zac, G. y Shaw, A.** 1994. The Dan Region wastewater treatment and reclamation scheme. *Water Science and Technology*, 30, 9, 229-238.

- Smajstrla, A. G. y Boman, B. J.** 1999. Flushing procedures for microirrigation systems. Bulletin 333. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Gainesville, Florida.
- Solomon, K.** 1985. Global uniformity of trickle irrigation systems. *Transactions of the ASAE*, 28, 4, 1151-1158.
- Strauss, M.** 1991. Human waste use: health protection practices and scheme monitoring. *Water Science and Technology*, 24, 9, 67-79.
- Suárez, D. L.** 1994. Obturaciones - utilización de aguas depuradas en riego localizado y mantenimiento de los mismos. VII Curso Internacional de Riego Localizado, La Laguna, Tenerife.
- Tajrishy, M. A.; Hills, D. J. y Tchobanoglous, G.** 1994. Pretreatment of secondary effluent for drip irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120, 4, 716-731.
- Tamrabet, L.; Golea, D. y Bouzerzour, H.** 2002. The freshwater resources crisis and the treated wastewater valorization in Algeria. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, 2, 37-41.
- Taniyama, S. y Adachi, O.** 1999. Utilization of treated sewage water for irrigation in paddy field areas in Japan. *17th Congress on Irrigation and Drainage*, Granada, 1G, 45-59.
- Tanji, K. K.** 1997. Irrigation with marginal quality waters: issues. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 123, 3, 165-169.
- Taylor, H. D.; Pearson, H. W. y Mara, D. D.** 1989. Microbial clogging of drip irrigation emitters in effluent reuse systems. *Irrigation, Theory and Practice. Proceedings of the International Conference*, Southampton, UK, 661-671.
- Telstch, B.; Juanico, M.; Azov, Y.; Ben-Harim, I. y Shelef, G.** 1991. The clogging capacity of reclaimed wastewater: a new quality criterion for drip irrigation. *Water Science and Technology*, 24, 9, 123-131.
- Thoma, K.; Baker, P. A. y Allender, E. B.** 1993. Design methods for the development of wastewater land disposal systems. *Water Science and Technology*, 27, 1, 77-86.
- Tsagarakis, K. P.; Dialynas, G. E. y Angelakis, A. N.** 2002. Water resources management in Greece including potential for water recycling and reuse: the case of Crete Island. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 1, 135-142.
- Tyagi, N. K.** 1999. Managing marginal quality waters in agriculture: the Indian experience. *17th Congress on Irrigation and Drainage*, Granada, 1G, 1-15.
- Ulloa, J. J.** 1996. El tratamiento de las aguas residuales. Necesidades, objetivos y sistemas. Curso sobre reutilización de aguas residuales y salinas en regadíos: aplicación de tecnologías avanzadas. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Centro y Canarias. Madrid.
- van Oorschot, R. y French, M.** 1996. Wastewater 2040 - alternative effluent disposal and reuse options for Perth and southern regions. *Desalination*, 106, 1/3, 157-163.
- Vaz da Costa-Vargas, S. M.; Mara, D. D. y Vargas-López, C. E.** 1991. Residual faecal contamination on effluent-irrigated lettuces. *Water Science and Technology*, 24, 9, 89-94.

- Vázquez, J.** 1996. El uso agrícola de aguas residuales. Curso sobre reutilización de aguas residuales y salinas en regadíos: aplicación de tecnologías avanzadas. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Centro y Canarias. Madrid.
- Vergés, C.** 1998. El agua regenerada como nuevo producto en el mercado del abastecimiento y saneamiento de las aguas. *Tecnología del Agua*, 180, 54-65.
- Wescot, D. W. y Ayers, R. S.** 1990. Criterios de calidad del agua de riego. En: *Riego con Agua Residual Municipal Regenerada. Manual Práctico*. Mujeriego, R. (eds.). Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona.
- Woods, C. T.** 1991. Recycling wastewater in Florida. *Yearbook of Agriculture*, 264-266.
- Wu, I. P.; Irudayaraj, J. M. y Feng, J. S.** 1988. Plugging evaluation for a drip irrigation submain unit. Paper #88-2062. ASAE. St. Joseph, Michigan.
- Xanthoulis, D. y Wallender, W. W.** 1991. Furrow infiltration and design with cannery wastewater. *Transactions of the ASAE*, 34, 6, 2390-2396.
- Yediler, A.; Grill, P.; Sun, T. y Kettrup, A.** 1994. Fate of heavy metals in a land treatment system irrigated with municipal wastewater. *Chemosphere*, 28, 2, 375-381.
- Yoon, C. H.; Kwun, S. K. y Ham, J. H.** 2001. Effects of treated sewage irrigation in paddy rice culture and its soil. *Irrigation and Drainage*, 50, 227-236.
- Yuan, Z.; Waller, P. M. y Choi, C. Y.** 1998. Effects of organic acids on salt precipitation in drip emitters and soil. *Transactions of the ASAE*, 41, 6, 1689-1696.
- Zeier, K. R. y Hills, D. J.** 1987. Trickle irrigation screen filter performance as affected by sand size and concentration. *Transactions of the ASAE*, 30, 3, 735-739.
- Zekri, M. y Koo, R. C. J.** 1994. Treated municipal wastewater for citrus irrigation. *Journal of Plant Nutrition*, 17, 5, 693-708.
- Zhanyi, G. y Jifu, Y.** 1999. Sewage irrigation in China. *17th Congress on Irrigation and Drainage, Granada, 1G*, 145-156.

*II. OBJETIVOS GENERALES Y
ESPECÍFICOS. ESTRUCTURA DE LA
TESIS*

2.1. OBJETIVOS

2.1.1. Objetivo general

A partir de la revisión bibliográfica realizada en el capítulo I, se destaca el alto riesgo de atascamiento que el uso de aguas residuales conlleva en los sistemas de riego localizado, por lo que se establece como objetivo general de la presente tesis doctoral conocer el comportamiento de los filtros y su relación con el embozamiento producido en las subunidades de riego localizado al utilizar aguas residuales.

2.1.2. Objetivos específicos

El objetivo general enunciado en el apartado anterior puede dividirse en varios objetivos específicos.

Un primer grupo de objetivos específicos están relacionados con la operación de filtración. En concreto, se pretende:

1. Profundizar en el conocimiento de los modelos de filtración con aguas residuales y conocer el potencial de embozamiento de los diversos tipos de filtros.
2. Analizar la influencia de la filtración en la distribución de partículas del efluente filtrado.
3. Buscar nuevas ecuaciones representativas del fenómeno de la filtración mediante la utilización de parámetros adimensionales.

Un segundo grupo de objetivos específicos está relacionado con el atascamiento que las aguas residuales, una vez filtradas, pueden provocar en el sistema de riego localizado que abastecen. Fundamentalmente se quiere:

4. Determinar el tipo y grado de las obturaciones producidas en las subunidades de riego en función de las diferentes características de las aguas residuales utilizadas.

2.2. ESTRUCTURA DE LA TESIS

El trabajo desarrollado a lo largo de la tesis doctoral se ha organizado en función de los objetivos a cubrir, planteándose ensayos y metodologías específicas para cada uno de ellos. Por este motivo ha parecido oportuno, al redactar la presente tesis doctoral, presentar en capítulos independientes todo lo referente a cada objetivo específico identificado en el apartado 2.1.2.

Se ha dado a cada capítulo un formato con los apartados de introducción, objetivos, material y métodos, resultados y discusión, conclusiones y referencias bibliográficas. En cada capítulo se presenta asimismo un índice de contenidos, otro de tablas, uno de figuras y un cuadro de notaciones, en el que se incluye el significado de cada símbolo usado en el texto, la ecuación dimensional y las unidades de cada una de las variables.

En el capítulo III se estudia el comportamiento de filtros de anillas, malla y arena con diferentes tipos de aguas residuales, analizando su incidencia en los parámetros físico-químicos de los efluentes y en la pérdida de carga producida.

El capítulo IV se dedica a determinar el efecto producido por los filtros en la distribución de las partículas de los efluentes para conocer la retención de aquellas partículas que pueden obturar los goteros.

En el capítulo V se utiliza el análisis dimensional para desarrollar ecuaciones justificativas del fenómeno de la filtración, las cuales se correlacionan con los datos obtenidos en los experimentos de los capítulos anteriores.

En el capítulo VI se estudian las obturaciones producidas en los emisores de subunidades de riego por diferentes efluentes secundarios y terciarios debidamente filtrados, así como su influencia en la uniformidad de riego.

Finalmente, el capítulo VII recoge una discusión general de los resultados obtenidos, las principales conclusiones y aquellos aspectos que pueden desarrollarse en nuevas investigaciones.

*III. FILTRACIÓN DE AGUAS
RESIDUALES PARA SU UTILIZACIÓN
EN RIEGO LOCALIZADO*

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

3.1. INTRODUCCIÓN	81
3.1.1. Teoría general de la filtración	81
3.1.1.1. Fundamentos de la filtración.....	81
3.1.1.2. Variación de presión en el filtro	82
3.1.1.2.1. Distribución de la caída total de presión	82
3.1.1.2.2. Caída de presión a través de la torta.....	84
3.1.1.2.3. Tortas compresibles y no compresibles	85
3.1.1.2.4. Resistencia de la torta y del medio filtrante	87
3.1.1.3. Procedimientos de filtración	88
3.1.1.3.1. Filtración a presión constante	88
3.1.1.3.2. Filtración a caudal constante	89
3.1.1.3.3. Filtración a caudal constante seguido de presión constante	89
3.1.1.3.4. Filtración a presión y caudal variables	90
3.1.2. Filtración superficial.....	90
3.1.2.1. Ley de Boucher.....	90
3.1.2.2. Ecuación de Zeier y Hills.....	91
3.1.2.3. Teoría de la malla de pozos	92
3.1.2.4. Cálculo del tiempo de filtración en filtros de malla.....	93
3.1.2.5. Flujo de suspensiones de sólidos a través de los filtros de malla.....	93
3.1.3. Filtración en profundidad.....	94
3.2. OBJETIVOS.....	96
3.3. MATERIAL Y MÉTODOS	97
3.3.1. Sistemas experimentales	97
3.3.1.1. Ensayos preliminares.....	97
3.3.1.1.1. Efluente utilizado en los ensayos preliminares.....	97
3.3.1.1.2. Sistema experimental en los ensayos preliminares.....	97
3.3.1.2. Ensayos con el banco de filtración	98
3.3.1.2.1. Efluentes utilizados en los ensayos con el banco de filtración.....	98
3.3.1.2.2. Banco de filtración de campo.....	98
3.3.1.3. Ensayos con subunidades de riego	100
3.3.1.3.1. Efluentes utilizados en los ensayos con las subunidades de riego	100
3.3.1.3.2. Sistema experimental en los ensayos con subunidades de riego	100
3.3.2. Metodología de los ensayos	102
3.3.2.1. Procedimiento experimental	102
3.3.2.2. Caracterización de las aguas de entrada y salida de los filtros	103
3.3.3. Caracterización de la granulometría de la arena del filtro	104
3.3.4. Tratamiento estadístico de los datos	106
3.3.4.1. Efecto de los filtros en los parámetros analíticos de los efluentes	106
3.3.4.2. Índices de filtrabilidad.....	106

3.3.4.3. Constante K	107
3.3.4.4. Ajustes con la ecuación de Zeier y Hills.....	107
3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	108
3.4.1. Caracterización de las aguas residuales.....	108
3.4.2. Efecto de los filtros en los parámetros físico-químicos de los efluentes.....	113
3.4.3. Evolución de la caída de presión en los filtros.....	122
3.4.4. Índices de filtrabilidad.....	125
3.4.5. Justificación del índice de filtrabilidad.....	131
3.4.6. Comportamiento de los sólidos retenidos en los filtros.....	134
3.4.7. Evolución de la granulometría de la arena del filtro.....	140
3.4.8. Ajustes con la ecuación de Zeier y Hills.....	141
3.5. CONCLUSIONES	143
3.6. REFERENCIAS.....	144

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla III 1. Velocidades medias de filtración por unidad de superficie en los diferentes filtros.	103
Tabla III 2. Parámetros físico-químicos determinados a la entrada y salida de los filtros en los diferentes ensayos realizados.	104
Tabla III 3. Parámetros físico-químicos de las aguas residuales utilizadas a la entrada de los filtros.	108
Tabla III 4. Matriz de correlaciones para los diferentes parámetros analíticos de los diferentes efluentes estudiados.	110
Tabla III 5. Matriz de correlaciones para los diferentes parámetros analíticos de los efluentes filtrados en los distintos filtros utilizados.	112
Tabla III 6. Media y desviación estándar de los índices de filtrabilidad I e intervalo de coeficiente de regresión ajustado para los diferentes tipos de filtros y efluentes.	125
Tabla III 7. Media y desviación estándar de los índices de filtrabilidad I e intervalo de coeficiente de regresión ajustado para los diferentes tipos de filtros y efluentes con caídas de presión no superiores a 5 m.c.a. Dentro de cada tipo de efluente, letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$).	126
Tabla III 8. Ecuaciones resultantes para calcular los índices de filtrabilidad en función del filtro con independencia del tipo de efluente a partir de los parámetros seleccionados mediante el método de regresión múltiple <i>Stepwise</i>	132
Tabla III 9. Ecuaciones resultantes para calcular los índices de filtrabilidad en función del tipo de efluente y de cada filtro a partir de los parámetros seleccionados mediante el método de regresión múltiple <i>Stepwise</i>	133
Tabla III 10. Valores medios de K para los diferentes filtros y efluentes analizados.	134
Tabla III 11. Valores característicos de la arena del filtro antes y después de ser utilizada con el efluente secundario de la EDAR de Girona.	140
Tabla III 12. Valores de los coeficientes y coeficiente de correlación para los ajustes de los datos experimentales a la ecuación de Zeier y Hills.	142

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura III 1. Sección del filtro y de la torta.....	83
Figura III 2. Esquema del sistema preliminar de filtración.....	98
Figura III 3. Esquema del funcionamiento del banco de filtración de campo.....	100
Figura III 4. Esquema de la disposición de los filtros en los ensayos con subunidades de riego.....	101
Figura III 5. Curva granulométrica de la arena sílicea utilizada en el filtro de arena.....	105
Figura III 6. Comparación entre los parámetros del efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 130 μm de 1“.....	114
Figura III 7. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con el efluente procedente de una industria cárnica. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).....	115
Figura III 8. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con el efluente secundario de la EDAR de Girona. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).....	117
Figura III 9. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena de 0,65 mm de diámetro efectivo. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).....	119
Figura III 10. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con los efluentes procedentes del tratamiento secundario y terciario de la estación depuradora de aguas residuales de Castell-Platja d’Aro. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).....	120
Figura III 11. Evolución de la caída de presión en el filtro de anillas de 130 μm de 2” en función del tipo de agua residual utilizada.....	123
Figura III 12. Evolución de la caída de presión en el filtro de malla de 115 μm de 2” en función del tipo de agua residual utilizada.....	123
Figura III 13. Evolución de la caída de presión en el filtro de arena en función del tipo de agua residual utilizada.....	124
Figura III 14. Evolución de la caída de presión en el filtro de malla de 130 μm de 2” en función del tipo de agua residual utilizada.....	124
Figura III 15. Comparación entre los índices de filtrabilidad medios de todos los filtros obtenidos en las diferentes pruebas hasta una presión de 5 m.c.a en función del efluente. Las columnas de un mismo filtro que tienen letras distintas presentan diferencias significativas ($P < 0,05$).....	129
Figura III 16. Comparación entre los índices de filtrabilidad medios de todos los filtros obtenidos en las diferentes pruebas hasta una presión de 5 m.c.a, considerando únicamente los efluentes de EDAR. Las columnas de un	

mismo filtro que tienen letras distintas presentan diferencias significativas ($P < 0,05$).....	130
Figura III 17. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 1" de 130 μm con el efluente de una industria cárnica.....	136
Figura III 18. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 2" de 130 μm con el efluente de una industria cárnica.....	137
Figura III 19. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 2" de 130 μm con el efluente secundario de la EDAR de Girona.....	137
Figura III 20. Evolución de la constante K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 2" de 130 μm con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.....	138
Figura III 21. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de arena y el efluente de una industria cárnica.....	139
Figura III 22. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de arena y el efluente secundario de la EDAR de Girona.	139
Figura III 23. Curva granulométrica de la arena utilizada para el filtro de arena antes y después de los ensayos para las experiencias de la EDAR.	140

NOTACIÓN

a	constante de la ecuación [III.15]	TL^{-6}	s/m^6
a_1	constante relacionada con propiedades de la suspensión	$ML^{-3}T^{-1}$	$kg/(m^3 \cdot s)$
a_2	constante de la ecuación [III.21]	$ML^{-7}T^{-3}$	$kg/(m^7 \cdot s^3)$
A	área de filtración	L^2	m^2
A_p	porcentaje de área abierta al paso del fluido	<i>adimensional</i>	-
$ATMIN$	capacidad embozante del agua	$ML^{-1}T^{-3}$	atm/min
b	constante de la ecuación [III.15]	TL^{-3}	s/m^3
b	constante empírica de la ecuación [III.26]	<i>adimensional</i>	-
b_1	constante relacionada con propiedades del filtro	L^{-2}	m^{-2}
b_2	constante de la ecuación [III.21]	$ML^{-4}T^{-2}$	$kg/(m^4 \cdot s^2)$
c	constante empírica de la ecuación [III.26]	LT^2M^{-1}	$m \cdot s^2/kg$
C	concentración de partículas depositadas en el filtro	ML^{-3}	kg/m^3
C_f	coeficiente del filtro	<i>adimensional</i>	-
C_m	coeficiente de malla	<i>adimensional</i>	-
C_s	concentración de arena en el agua	ML^{-3}	mg/l
CE	conductividad eléctrica	$L^3M^{-1}T^3A$	$\mu S/cm$
d	constante empírica de la ecuación [III.26]	$L^2T^4M^{-2}$	$m^2 \cdot s^4/kg^2$
D_e	diámetro del grano del filtro	L	m
D_p	diámetro de la partícula	L	m
DI	grado de suciedad	<i>adimensional</i>	-
DQO	demanda química de oxígeno	ML^{-3}	mg/l
F	factor de malla	L^3	m^3
g	aceleración de la gravedad	LT^{-2}	m/s^2
G	volumen de sedimentos acumulados	L^3	m^3
k	constante de Kozeny	$ML^{-2}T^{-2}$	kg/m^2s^2
k_1	constante adimensional de la ecuación [III.4]	<i>adimensional</i>	-
K	coeficiente de permeabilidad del medio de filtración	L^4	m^4
K	constante de la ecuación [III.10]	$L^{-1}T^{-2}$	$(m \cdot s^2)^{-1}$
		LM^{-1}	$m.c.a./kg$
K_f	coeficiente de filtración de la ecuación [III.30]	T^2L^{-6}	s^2/m^6
H_e	presión a la entrada de la torta	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
H_s	presión a de salida del medio filtrante	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
H'	presión en el límite de separación entre torta y medio	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
l	longitud de la malla	L	m
L	espesor de la torta de filtración	L	m
L_f	espesor del medio de filtración	L	m
m	masa de sólidos	M	kg
m_t	masa total de sólidos en la torta de filtración	M	kg
MES	materias en suspensión	ML^{-3}	mg/l

MLVS	materias líquidas volátiles en suspensión	ML^{-3}	mg/l
N_e	número de granos por unidad de volumen	L^{-3}	granos/m ³
N_p	número de partículas retenidas	L^{-3}	partículas/m ³
q	flujo paralelo a la malla	L^2T^{-1}	m ² /s
Q	caudal de líquido filtrado	L^3T^{-1}	m ³ /s, l/s
Q_0	caudal de líquido filtrado en el instante inicial	L^3T^{-1}	m ³ /s
r	resistencia del medio filtrante y del sistema de drenaje	L^{-1}	m ⁻¹
R	resistencia a la filtración	L^3	m ³
R_m	resistencia del medio filtrante	L^{-1}	m ⁻¹
s	constante empírica de la ecuación [III.11]	<i>adimensional</i>	-
S	masa de arena en el filtro	M	kg
S_m	masa de arena en el filtro al final de un ensayo	M	kg
S_p	superficie de una partícula	L^2	m ²
t	tiempo de filtración	T	s
t_s	tiempo de filtración a presión constante	T	s
t_V	tiempo de filtración para un volumen determinado	T	s
v	velocidad del fluido	LT^{-1}	m/s
V	volumen del líquido filtrado	L^3	m ³
V_f	volumen del filtro	L^3	m ³
V_p	volumen de una partícula	L^3	m ³
α	resistencia específica de la torta de filtración	LM^{-1}	m/kg
α_0	constante empírica de la ecuación [III.11]	$L^{1+s}T^{2s}M^{-1-s} m^{1+s} s^{2s} / kg^{1+s}$	
δ	fracción de partículas retenidas por el grano del filtro	<i>adimensional</i>	-
ΔH	caída de presión total en el filtro	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
ΔH_0	caída de presión inicial en el filtro	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
ΔH_t	caída de presión en la torta	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
ΔH_m	caída de presión en el medio filtrante	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
ΔH_s	caída de presión constante	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
ε	porosidad de la torta	<i>adimensional</i>	-
I	índice de filtrabilidad	L^{-3}	m ⁻³
μ	viscosidad	$ML^{-1}T^{-1}$	Pa·s
ρ	densidad del agua	ML^{-3}	kg/m ³
ρ_p	densidad de las partículas	ML^{-3}	kg/m ³
ϕ_f	luz de la malla	L	m
ψ	esfericidad de los granos del filtro	<i>adimensional</i>	-

3.1. INTRODUCCIÓN

3.1.1. Teoría general de la filtración

3.1.1.1. Fundamentos de la filtración

La filtración es la operación de separación de una mezcla de sólidos presente en un fluido que se basa en la circulación del fluido a través de una barrera porosa en la que se retienen la mayoría de las partículas sólidas contenidas en la mezcla (Perry *et al.*, 1997).

Aunque el mecanismo existente para la separación y acumulación de sólidos no es plenamente conocido, se suele considerar que existen dos modelos para la aplicación de la teoría del proceso de filtración (Adin y Alon, 1986; Dickenson, 1997; Perry *et al.*, 1997):

- a) **filtración superficial.** En este tipo de filtración las partículas de mayor dimensión que los poros del medio filtrante se retienen en la superficie del mismo, acumulándose unas encima de otras y formando una torta de un grosor que se va incrementando. Este tipo de filtración se produce en filtros de malla y de anillas.
- b) **filtración en profundidad.** Este tipo de filtración se produce cuando los sólidos son retenidos entre los poros del medio filtrante. Las partículas retenidas pueden ser más pequeñas que los poros del filtro puesto que la captación de partículas viene dominada por mecanismos físicos y químicos. Este tipo de filtración tiene lugar en los filtros de arena y, en menor proporción, en los filtros de anillas.

La teoría simplificada para la filtración continua y discontinua está basada en la ecuación de Hagen-Poiseuille (Perry *et al.*, 1997):

$$\frac{1}{A} \cdot \frac{dV}{dt} = \frac{\Delta H}{\mu \cdot \left(\frac{\alpha \cdot C \cdot V}{A} + r \right)} \quad \text{[III.1]}$$

siendo:

V : volumen del líquido filtrado

A : área de filtración

t : tiempo de filtración

ΔH : caída de presión total en el sistema

C : masa de las partículas presentes en la torta de filtración por unidad de volumen del líquido filtrado

μ : viscosidad del líquido filtrado

α : resistencia específica de la torta de filtración
 r : resistencia del medio filtrante y del sistema de drenaje

Chauhan (1995), en cambio, propone utilizar la ley de Darcy para un medio limpio:

$$Q = K \cdot \frac{\Delta H}{\mu \cdot L_f} = \frac{\Delta H}{\mu \cdot R} \quad \text{[III.2]}$$

donde:

Q : caudal de líquido filtrado
 K : coeficiente de permeabilidad del medio de filtración
 μ : viscosidad del líquido filtrado
 L_f : espesor del medio de filtración
 ΔH : pérdida de carga producida en el filtro
 R : resistencia a la filtración

En un medio limpio, todos los parámetros de la ecuación [III.2] se mantienen constantes. En cambio, para un líquido con material en suspensión, la pérdida de carga varía parabólicamente con el caudal a causa del embozamiento.

Los conocimientos de filtración se han desarrollado para las necesidades y equipos utilizados en ingeniería química, pero no para los equipos de riego (Chauhan, 1995). En las aplicaciones industriales se suelen distinguir dos procedimientos de filtración. El primero es la filtración a presión constante, en la que se mantiene la variación de presión en el filtro, lo que provoca que el caudal disminuya con el tiempo. El segundo es la filtración a caudal constante, con lo que se debe aumentar progresivamente la presión de entrada al filtro (McCabe *et al.*, 2001). Normalmente, a diferencia de los filtros industriales, en los filtros utilizados en instalaciones de riego se produce un aumento progresivo de la diferencia de presión con el tiempo de funcionamiento, debido a la obturación de los elementos filtrantes. Al aumentar la pérdida de carga en el filtro, indirectamente, aumenta también la pérdida de carga de la instalación de riego, derivándose de ello una disminución del caudal suministrado por la bomba, con lo que la velocidad del flujo tampoco permanece constante a lo largo de la filtración (Arnó, 1990).

3.1.1.2. Variación de presión en el filtro

3.1.1.2.1. Distribución de la caída total de presión

En el proceso de filtración se obliga a que el líquido que contiene las partículas a eliminar circule debido a una diferencia de presión aplicada entre la entrada y la salida del filtro. De esta forma, los sólidos de la suspensión permanecen retenidos en el filtro y forman un

lecho de partículas, denominado también torta de filtración, a través del cual tiene que fluir el filtrado, según se esquematiza en la Figura III 1.

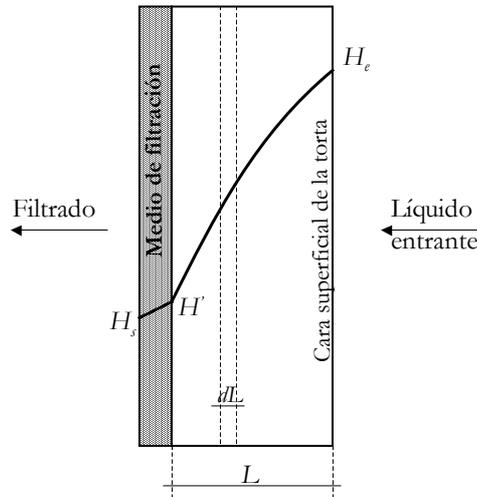


Figura III 1. Sección del filtro y de la torta.

Las ecuaciones que se deducen para la filtración con formación de torta difieren de aquellas que rigen en el caso de la filtración de suspensiones muy diluidas, denominada filtración clarificadora, donde las partículas son retenidas dentro del medio filtrante y no existe formación de torta. Con todo, la caída global de presión que se produce en el filtro se iguala a la suma de las diferencias de presión que se producen a través de las resistencias en serie con que se encuentra el caudal de filtrado. Estas resistencias son:

- 1) las resistencias de los conductos que llevan la suspensión hasta la cara superficial de la torta y de los conductos que evacúan el filtrado
- 2) la resistencia correspondiente a la torta
- 3) la resistencia correspondiente al medio filtrante

En un filtro bien diseñado, las resistencias de las conexiones de entrada y salida son pequeñas y pueden despreciarse en comparación con la resistencia de la torta y del medio filtrante. Por lo tanto, la diferencia global de presión en cualquier momento es igual a la suma de las diferencias de presión en el medio y en la torta. Si H_e es la presión a la entrada de la torta, H_s la de la salida del medio filtrante y H' la presión en el límite de separación entre la torta y el medio, se verifica (McCabe *et al.*, 2001):

$$\Delta H = H_e - H_s = (H_e - H') + (H' - H_s) = \Delta H_t + \Delta H_m \quad \text{[III.3]}$$

siendo:

ΔH : caída global de presión

ΔH_t : caída de presión en la torta

ΔH_m : caída de presión en el medio filtrante

Cuando un filtro está en marcha, se verifica que la resistencia que ofrece el medio filtrante es superior a la que presentaba cuando estaba limpio. A partir de los primeros instantes de filtración, las partículas sólidas se incrustan en el medio filtrante y producen resistencias anómalas a la filtración. Por este motivo, el término ΔH_m se debe a la resistencia total que se establece sobre el medio, incluyendo la de las partículas incrustadas. La resistencia que ofrecen los sólidos, y que no se debe al medio filtrante, se llama resistencia de la torta. La resistencia de la torta es nula al iniciar la filtración pero, a causa de la deposición continuada de sólidos sobre el medio, aumenta progresivamente con el tiempo de filtración. Se debe tener en cuenta que el tamaño de las partículas retenidas por un filtro es muchas veces muy inferior al del paso del medio filtrante, pues las propias partículas retenidas en bloque por el medio actúan como elemento filtrante (McCabe *et al.*, 2001).

3.1.1.2.2. Caída de presión a través de la torta

En el proceso de formación de la torta, la velocidad a través del lecho filtrante se considera suficientemente baja para que el flujo sea laminar, por lo que se podrá utilizar cualquier forma de la ecuación [III.1] de Hagen-Poiseuille (Perry *et al.*, 1997; McCabe *et al.*, 2001).

Partiendo del estudio teórico del flujo de una sola fase fluida a través de la columna de partículas sólidas estacionarias, la resistencia de los huecos de un lecho de sólidos es la resultante del rozamiento total de todas las partículas del lecho. Debido a la complejidad que supondría relacionar la caída total de presión a través de un lecho de sólidos con el rozamiento de las partículas individuales, se utilizan métodos de correlación basados en estimar el rozamiento total del fluido sobre las superficies sólidas que forman los canales tortuosos del lecho de partículas. Se supone que los canales reales pueden sustituirse por un conjunto de conducciones idénticas paralelas, cada una de las cuales con una sección transversal constante. También se establece que el radio hidráulico medio de los canales es el apropiado para tener en cuenta las variaciones de la sección transversal y forma del canal, y que el rozamiento total por unidad de área de la pared del canal es igual a la suma de dos tipos de fuerza: las fuerzas de frotamiento viscoso y las fuerzas de inercia.

Por otra parte, se supone que las partículas están dispuestas al azar, sin orientación preferente de las partículas individuales; que los efectos de la rugosidad no son importantes; que todas las partículas tienen el mismo tamaño y forma y que los efectos finales de la pared del filtro son despreciables (McCabe *et al.*, 2001).

Para el estudio de la caída de presión en la torta de filtración, se considera una capa delgada de espesor dL de la torta. Si H es la presión en este plano, teniendo en cuenta las consideraciones mencionadas anteriormente, se establece que:

$$\frac{dH}{dL} = \frac{k_1 \cdot \mu \cdot v \cdot (1 - \varepsilon)^2 \cdot (S_p / V_p)^2}{\varepsilon^3} \quad \text{[III.4]}$$

siendo:

dH/dL : gradiente de presión para un espesor de torta L

k_1 : constante adimensional

μ : viscosidad dinámica del líquido filtrado

v : velocidad del fluido

ε : porosidad de la torta

S_p : superficie de una partícula

V_p : volumen de una partícula

La velocidad lineal v del fluido que se filtra viene dada por la ecuación:

$$v = \frac{dV / dt}{A} \quad \text{[III.5]}$$

siendo V el volumen de filtrado recogido desde el comienzo de la filtración hasta el tiempo t . Puesto que el líquido filtrado debe pasar a través de toda la torta, V/A es igual en todas las capas y v es independiente de L (McCabe *et al.*, 2001).

El volumen de sólidos en la capa diferencial de la torta considerada es $A \cdot (1 - \varepsilon) \cdot dL$ y si ρ_p es la densidad de las partículas, la masa dm de sólidos en la capa considerada es de:

$$dm = \rho_p \cdot (1 - \varepsilon) \cdot A \cdot dL \quad \text{[III.6]}$$

Combinando las ecuaciones [III.4] y [III.6] resulta:

$$dH = \frac{k_1 \cdot \mu \cdot v \cdot (1 - \varepsilon) \cdot (S_p / V_p)^2}{\rho_p \cdot A \cdot \varepsilon^3} \cdot dm \quad \text{[III.7]}$$

3.1.1.2.3. Tortas compresibles y no compresibles

La caracterización del comportamiento de la torta formada sobre el medio de filtración en base a su compresibilidad es importante. La naturaleza compresible de las partículas depositadas sobre el medio filtrante repercute en conductas anómalas durante el proceso de formación de la torta. Cuando se incrementan los esfuerzos cortantes hidráulicos que actúan sobre la torta se puede provocar la separación de las partículas retenidas en la torta o bien variar las dimensiones de las partículas compresibles, de forma que pueden atravesar el medio filtrante. Las partículas liberadas desprendidas de la torta aparecen en el filtrado donde pueden formar agregados, con lo que puede provocar obstrucciones en los laterales y emisores de riego localizado (Halbertal *et al.*, 1984; Adin y Alon, 1986).

Cuando las partículas que quedan retenidas en el filtro son de naturaleza rígida y uniforme, como las partículas inorgánicas en suspensión, la ecuación [III.7] se puede integrar para todo el espesor de la torta, ya que todos los factores del segundo miembro, excepto m , son independientes del espesor de la torta L . Las tortas de este tipo se denominan no compresibles. Si m_t es la masa total de sólidos en la torta, el resultado es (McCabe *et al.*, 2001):

$$\int_{H'}^{H_e} dH = \frac{k_1 \cdot \mu \cdot v \cdot (1 - \varepsilon) \cdot (S_p / V_p)^2}{\rho_p \cdot A \cdot \varepsilon^3} \int_0^{m_t} dm$$

$$H_e - H' = \frac{k_1 \cdot \mu \cdot v \cdot (1 - \varepsilon) \cdot (S_p / V_p)^2 \cdot m_t}{\rho_p \cdot A \cdot \varepsilon^3} = \Delta H_t \quad \text{[III.8]}$$

Se define la resistencia específica de la torta con la ecuación:

$$\alpha = \frac{k_1 \cdot (1 - \varepsilon) \cdot (S_p / V_p)^2}{\rho_p \cdot \varepsilon^3} \quad \text{[III.9]}$$

Por lo tanto, la ecuación [III.8] puede escribirse:

$$\Delta H_t = \frac{\mu \cdot v \cdot \alpha}{A} \cdot m_t = K \cdot m_t \quad \text{[III.10]}$$

siendo K una constante. Un valor no constante de K indica que la torta producida es compresible (Adin y Alon, 1986).

En el agua utilizada para riego, sea o no de origen residual, no sólo están presentes sólidos inorgánicos en suspensión, como arena, limo y arcilla, que se comportan como partículas rígidas individuales, sino que se pueden encontrar materias orgánicas, distintas sustancias químicas susceptibles de precipitación, así como partículas de tipo biológico, principalmente bacterias y algas. De esta forma, durante el proceso de obturación de los filtros, si bien es dudosa la formación progresiva de una torta, tal como ocurre en los procesos industriales, sí se ha comprobado experimentalmente la naturaleza compresible de los sedimentos que se depositan en la cara anterior del medio filtrante (Adin y Alon, 1986). Estos sedimentos retenidos en el filtro son una mezcla de aglomerados, constituidos por partículas de distinta naturaleza, que pueden distorsionarse por los esfuerzos cortantes que existen en la torta, dando como resultado la formación de un retículo complicado de canales para el que no se cumple exactamente la ecuación [III.8] y donde los factores ε , k_1 y (S_p / V_p) varían de una capa a otra. Las tortas cuya resistencia cambia de esta forma son tortas compresibles. En las tortas compresibles la resistencia específica de la torta α varía con la distancia al medio de filtración, puesto que la cara de la torta más próxima al medio de filtración está sujeta a una mayor fuerza de compresión. Por este motivo, la porosidad de la torta de filtración es mínima en la cara del medio

filtrante y máxima en la cara superficial de la torta. Esto también provoca que el gradiente de presión no sea lineal, como se indica en la Figura III 1. El valor local de α puede incluso variar con el tiempo. En consecuencia, la ecuación [III.8] no se puede aplicar estrictamente. Sin embargo, en la práctica, se obtiene experimentalmente un valor medio para el fluido que se filtra utilizando para el cálculo la ecuación [III.8] (McCabe *et al.*, 2001).

3.1.1.2.4. Resistencia de la torta y del medio filtrante

Si se realizan diferentes experiencias de filtración a presión constante con distintas caídas de presión se puede determinar la variación de la resistencia específica de la torta α con la variación de presión ΔH . La torta es incompresible si α es independiente de ΔH . Normalmente, α se incrementa con ΔH puesto que la mayoría de las tortas son, en cierto punto, compresibles. Cuando la torta es altamente compresible, α se incrementa rápidamente con ΔH .

Los datos experimentales de caída de presión ΔH respecto α se pueden ajustar a ecuaciones empíricas, la más usual de las cuales es:

$$\alpha = \alpha_0 (\Delta H)^s \quad \text{[III.11]}$$

donde α_0 y s son constantes empíricas. La constante s es el coeficiente de compresibilidad de la torta. El coeficiente de compresibilidad de la torta es igual a cero para tortas incompresibles y es positivo para las tortas compresibles, presentando normalmente valores entre 0,2 y 0,8.

Por analogía con la resistencia de la torta $\alpha \cdot m_t / A$ se define la resistencia del medio filtrante R_m mediante la expresión:

$$R_m = \frac{H' - H_s}{\mu \cdot v} = \frac{\Delta H_m}{\mu \cdot v} \quad \text{[III.12]}$$

La resistencia del medio filtrante R_m puede variar con la caída de presión, pues la mayor velocidad del líquido originada por una gran variación de presión puede forzar a la entrada de partículas del sólido en el medio filtrante. La resistencia del medio filtrante también varía con la edad y la limpieza del mismo. Sin embargo, al ser la resistencia del medio filtrante sólo importante durante las primeras etapas de la filtración, se puede asumir que es constante durante cada proceso de filtración y se determina su valor a partir de datos experimentales. Cuando la resistencia del medio filtrante R_m se trata como una constante empírica, también incluye cualquier resistencia que pueda existir en las tuberías de entrada y de salida del filtro, de forma que sería igual a r según se definió en la ecuación [III.1] (McCabe *et al.*, 2001).

Al combinarse las ecuaciones [III.3], [III.10] y [III.12] se obtiene:

$$\Delta H = \Delta H_i + \Delta H_m = \mu \cdot v \cdot \left(\frac{m_i \cdot \alpha}{A} + R_m \right) \quad [\text{III.13}]$$

Si se expresa la velocidad lineal de filtrado v según la ecuación [III.5] y la masa total de sólidos en la torta m_i como $V \cdot C$, donde V es el volumen de filtrado y C es la masa de las partículas depositadas en el filtro por unidad de volumen filtrado, la ecuación [III.13] puede escribirse como:

$$\frac{dt}{dV} = \frac{\mu}{A \cdot \Delta H} \cdot \left(\frac{\alpha \cdot C \cdot V}{A} + R_m \right) = \frac{a_1 \cdot V}{A^2 \cdot \Delta H} + \frac{b_1 \cdot \mu \cdot V}{A^2 \cdot \Delta H} \quad [\text{III.14}]$$

donde dt/dV es la inversa del caudal Q y a_1 y b_1 son constantes relacionadas con propiedades de la suspensión y del filtro, respectivamente (Chauhan, 1995; McCabe *et al.*, 2001).

3.1.1.3. Procedimientos de filtración

Los parámetros que describen la caída de presión en los filtros dependen del procedimiento de filtración que se utilice. Por este motivo, a continuación se analizan los principales sistemas de filtración existentes y las ecuaciones que permiten calcular la variación de presión en los mismos.

3.1.1.3.1. Filtración a presión constante

Cuando la variación de presión ΔH es constante, las únicas variables en la ecuación [III.14] son el volumen V y el tiempo t . Integrando [III.14] se obtiene (Chauhan, 1995; McCabe *et al.*, 2001):

$$t = \left(\frac{\mu \cdot \alpha \cdot C}{2 \cdot A^2 \cdot \Delta H} \right) \cdot V^2 + \left(\frac{\mu \cdot R_m}{A \cdot \Delta H} \right) \cdot V = a \cdot V^2 + b \cdot V \quad [\text{III.15}]$$

siendo a y b constantes.

A partir de la ecuación [III.14], si se considera el instante inicial en el cual $V = 0$ y $t = 0$, se verifica que:

$$\frac{\mu \cdot R_m}{A \cdot \Delta H} = \left(\frac{dt}{dV} \right)_0 = \frac{1}{Q_0} \quad [\text{III.16}]$$

de forma que la ecuación [III.15] también puede expresarse como:

$$t = \left(\frac{\mu \cdot \alpha \cdot C}{2 \cdot A^2 \cdot \Delta H} \right) \cdot V^2 + \left(\frac{1}{Q_0} \right) \cdot V = a \cdot V^2 + b \cdot V \quad \text{[III.17]}$$

3.1.1.3.2. Filtración a caudal constante

Si el caudal es constante, la presión y el volumen filtrado varían con el tiempo, por lo que la ecuación [III.14] se puede escribir como (Chauhan, 1995):

$$\frac{dV}{dt} = Q = \frac{A \cdot \Delta H}{\alpha \cdot \mu \cdot C \cdot \left(\frac{V}{A} \right) + \mu \cdot R_m} \quad \text{[III.18]}$$

Reordenando los términos de la ecuación [III.18] y teniendo en cuenta que $V = Q \cdot t$, se obtiene que:

$$Q = \frac{\Delta H}{\alpha \cdot \mu \cdot C \cdot \left(\frac{Q \cdot t}{A} \right) + \frac{\mu \cdot R_m}{A}} \quad \text{[III.19]}$$

de donde resulta que:

$$\Delta H = \alpha \cdot \mu \cdot C \cdot t \cdot \left(\frac{Q^2}{A^2} \right) + \mu \cdot R_m \cdot \left(\frac{Q}{A} \right) \quad \text{[III.20]}$$

3.1.1.3.3. Filtración a caudal constante seguido de presión constante

En determinados casos, el proceso de filtración se inicia a caudal constante. A medida que la torta de filtración incrementa su espesor, mayor es su resistencia, por lo que la presión de la bomba se convierte en un factor limitante y la filtración se desarrolla a presión constante a partir de un instante de tiempo t_s . En este caso, a partir de la ecuación [III.20] se obtiene que (Chauhan, 1995):

$$\Delta H = a_1 \cdot V^2 \cdot t + b_1 \cdot V \quad t < t_s \quad \text{[III.21]}$$

$$\Delta H = \Delta H_s = ct \quad t \geq t_s \quad \text{[III.22]}$$

3.1.1.3.4. Filtración a presión y caudal variables

La filtración a presión y caudal variables suele ser la condición usual en los sistemas de riego. En este caso, se puede escribir la ecuación [III.14] reordenando las diferentes variables como (Chauhan, 1995):

$$V = \frac{\left(\frac{A \cdot \Delta H}{Q} - \mu \cdot R_m \right) \cdot A}{\alpha \cdot \mu \cdot C} \quad [\text{III.23}]$$

estando ΔH y Q relacionados con las características de la bomba. Se puede calcular el tiempo necesario para la filtración con la siguiente ecuación:

$$\int_0^t dt = \int_0^V \frac{dV}{Q} \quad [\text{III.24}]$$

3.1.2. Filtración superficial

En este apartado se indican los diferentes desarrollos teóricos realizados para la filtración superficial, fundamentalmente en filtros de malla, utilizados en sistemas de riego.

3.1.2.1. Ley de Boucher

En la filtración superficial es de aplicación la ley de Boucher (Adin y Alon, 1986). En la ley de Boucher se suponen dos procesos simultáneos:

- una deposición de partículas entre los poros del medio filtrante y la torta de filtración retenida en el filtro que obstruye el paso de las partículas.
- una deposición constante de partículas en la superficie del filtro.

La ley de Boucher indica que el incremento de la pérdida de carga de un filtro para una calidad de agua determinada es exponencial y se puede expresar con una ecuación del tipo:

$$\Delta H = \Delta H_0 e^{IV} \quad [\text{III.25}]$$

donde:

ΔH : caída de presión final en el filtro

ΔH_0 : caída de presión inicial en el filtro

V : volumen de líquido filtrado

I : índice de filtrabilidad

En la ecuación [III.25] se puede sustituir el volumen V por el producto del caudal por tiempo $Q \cdot t$. De esta forma, puede calcularse el tiempo que tardará en llegarse a una caída de presión admisible, si se conoce el índice de filtrabilidad, la pérdida de carga inicial y el caudal de funcionamiento.

El índice de filtrabilidad depende de las características del filtro como su geometría, el tipo de medio filtrante y de soporte, y también de las características del agua, especialmente la concentración de materias en suspensión. Sin embargo, en la ley de Boucher no se tiene en cuenta la configuración del filtro ni se indica cómo afecta la compresibilidad de la torta de filtración.

Cuando mayor sea el índice de filtrabilidad, mayor será la dificultad de filtración. Por este motivo, el índice de filtrabilidad representa la resistencia del filtro y de la torta de filtración. El índice de filtrabilidad es más elevado y, por lo tanto aumenta el embozamiento del filtro, a mayor concentración de sólidos en suspensión, mayor caudal de filtración y menor apertura de la luz del filtro (Adin y Alon, 1986).

Arnó (1990), trabajando con filtros de malla, observó que el índice de filtrabilidad se adapta bien en las primeras fases de filtración, pero se desvía bastante en las últimas. Por este motivo propone definir dos índices de filtrabilidad para cada una de las etapas de filtración.

Normalmente en los filtros de arena la pérdida de carga es más lenta que en filtros de malla o de anillas, de forma que no se sigue el incremento exponencial de la ley de Boucher (Rodrigo *et al.*, 1997). Sin embargo, Adin (2002) indica que la ley de Boucher también es de aplicación en la filtración con arena siempre que ésta se realice a bajas velocidades, pues en estos casos se observa que la pérdida de carga aumenta exponencialmente en función del volumen de agua filtrada, especialmente en las capas superficiales. El mismo autor anterior también propone que en el exponente de la ley de Boucher figure el producto $V \cdot t$ como sistema para permitir la comparación del comportamiento de un filtro a diferentes velocidades de filtración.

3.1.2.2. Ecuación de Zeier y Hills

Zeier y Hills (1987) hallaron una ecuación que permite calcular la caída de presión causada por diferentes concentraciones de arenas de tamaños diferentes en un filtro de malla de 300 mesh:

$$\ln\left(\frac{S_m - S}{S_m}\right) = b + c \cdot \Delta H + d \cdot \Delta H^2 \quad \text{[III.26]}$$

donde:

- S_m : masa de arena en el filtro al final de un ensayo
 S : masa de arena en el filtro para una caída de presión determinada en un ensayo
 ΔH : pérdida de carga en el filtro
 b, c y d : constantes empíricas

La arena en el filtro a una determinada caída de presión se puede determinar aproximadamente con la ecuación:

$$S = 0,001 \cdot Q \cdot t \cdot C_s \quad [\text{III.27}]$$

donde:

- Q : caudal que circula por el filtro, en l/s
 t : tiempo de filtración, en s
 C_s : concentración de arena en el agua, en mg/l

Con los datos obtenidos en sus experiencias, Zeier y Hills (1987) elaboraron un nomograma para el cálculo del tiempo que tarda en producirse una determinada caída de presión en el filtro a partir de una concentración determinada de arena en el agua de riego y para un caudal dado.

3.1.2.3. Teoría de la malla de pozos

La teoría de la malla de pozos fue desarrollada por Petersen, Rohwer y Maurice en 1953 para aguas limpias a través de filtros de malla. Puesto que las condiciones de trabajo del filtro de malla para riego por goteo se pueden considerar similares a las de la malla de los pozos, se puede aplicar la teoría de la malla de pozos (Chauhan, 1995). En dicha teoría se calcula la pérdida de carga como (Parwal *et al.*, 1995):

$$\frac{\Delta H}{\frac{q^2}{A^2 \cdot g}} = \frac{\cosh\left(\frac{C_f \cdot l}{\phi_f}\right) + 1}{\cosh\left(\frac{C_f \cdot l}{\phi_f}\right) - 1} \quad [\text{III.28}]$$

siendo:

- ΔH : pérdida de carga en el filtro, en m
 q : flujo paralelo a la malla, en m²/s
 A : área de filtración, en m²
 g : aceleración de la gravedad, en m/s²
 l : longitud de la malla
 ϕ_f : luz de la malla
 C_f : coeficiente del filtro, que se calcula como:
- $$C_f = 11,31 \cdot C_m \cdot A_p \quad [\text{III.29}]$$

siendo:

C_m : coeficiente de la malla

A_p : porcentaje de área abierta al paso del fluido, adimensional

Si los filtros de malla para pozos se asimilan a los de malla utilizados en riego localizado, el uso del coeficiente de malla C_m se puede utilizar como criterio hidráulico.

Se pueden graficar los dos números adimensionales $\Delta H / (q^2 / A^2 \cdot g)$ y $(C_f \cdot l / d)$ para obtener una curva. Si $C_f \cdot l / d > 6$, el coeficiente de pérdida de carga vale 1 y la pérdida de carga es mínima. Existe una tendencia a la reducción del coeficiente de pérdida de carga con el incremento del grado de apertura del filtro a baja velocidad de filtración. Sin embargo, para velocidades superiores no se observa ninguna tendencia.

Parwal *et al.* (1995) intentaron determinar la pérdida de carga con filtros de malla limpios, pero el procedimiento experimental tenía bastantes inconvenientes operacionales.

3.1.2.4. Cálculo del tiempo de filtración en filtros de malla

Otro enfoque que se desarrolló inicialmente para los filtros de malla son diferentes ecuaciones para calcular el tiempo de filtración. Una de ellas es la ecuación de Farris que, en 1967, introdujo el concepto de capacidad de almacenamiento de sedimentos, expresado con la ecuación (Chauhan, 1995):

$$t = K_f \cdot G \cdot Q \quad \text{[III.30]}$$

en la que:

t : tiempo de filtración

K_f : coeficiente de filtración

G : volumen de sedimentos acumulados

Q : caudal que atraviesa el filtro

Un inconveniente para la aplicación de la ecuación [III.30] es que el autor que la definió no indicó en qué condiciones fue desarrollada.

3.1.2.5. Flujo de suspensiones de sólidos a través de los filtros de malla

El concepto de grado de suciedad fue desarrollado por van Niekerk (1995). El grado de suciedad se calcula como:

$$DI = \frac{F}{V} \quad \text{[III.31]}$$

donde:

DI : grado de suciedad

F : factor de malla.

V : volumen de agua que ha embozado el filtro

El factor de malla F se calcula como

$$F = 0,00632 \phi_f^{2,1} \quad [\text{III.32}]$$

donde ϕ_f es la apertura de la malla, en μm .

El agua a filtrar se clasifica en función del grado de suciedad. Cuando mayor sea el grado de suciedad, menor será el tiempo de obturación del filtro. En concreto, si es inferior a 1 el tiempo de bloqueo será muy largo. Si es de 5 será de pocos días, si es de 30 será de pocas horas y si es de 60 será de pocos minutos. Para determinar el grado de suciedad Van Niekerk construyó un aparato específico. El principal problema de este método es la medida de la suciedad puesto que ésta también varía con el tiempo. El grado de suciedad tiene interés para determinar el volumen mínimo de agua que un filtro puede limpiar (Chauhan, 1995).

Por su parte, Telstch *et al.* (1991) propusieron la utilización de un test de filtrabilidad para determinar la capacidad del agua para obturar los filtros y goteros en sistemas de riego localizado. El test consiste en medir la presión diferencial necesaria para mantener el caudal de agua constante a través de un filtro de malla. Este método es más efectivo que los convencionales como la medida de la turbidez, sólidos en suspensión, distribución de partículas, puesto que todos ellos son métodos indirectos y no realizables en campo. Se calcula la capacidad embozante del agua ($ATMMIN$) como:

$$ATMMIN = \frac{\Delta H}{t} \cdot 1000 \quad [\text{III.33}]$$

siendo ΔH la caída de presión y t el tiempo de filtración en minutos.

Otras aproximaciones similares a las de Van Niekerk y Telstch *et al.* son las de Sagi *et al.*, basadas en la construcción de un pequeño dispositivo consistente en un pequeño filtro de malla para determinar la capacidad de obturación de una agua (Ravina, 2002).

3.1.3. Filtración en profundidad

La filtración en profundidad se da propiamente en los filtros de medios granulares que utilizan grava y arena y, en menor proporción, en el filtro de anillas.

O'Melia y Ali propusieron la siguiente ecuación, basada en la ecuación de Kozeny-Carman incorporando las características del medio granular y de varias suspensiones, para

calcular la pérdida de carga en regímenes de flujo laminar para filtros granulares de profundidad (Alon y Adin, 1994):

$$\frac{\Delta H}{L_f} = \left(\frac{k}{g}\right) \cdot \left(\frac{\mu}{\rho}\right) \cdot v \cdot (1 - \varepsilon)^2 \cdot \varepsilon^{-3} \cdot \left(\frac{A}{V_f}\right)^2 \quad \text{[III.34]}$$

siendo:

- ΔH : pérdida de carga
- L_f : profundidad del filtro
- k : constante de Kozeny
- g : aceleración de la gravedad
- μ : viscosidad dinámica del agua
- ρ : densidad del agua
- v : velocidad del fluido
- ε : porosidad del filtro
- A : área del filtro
- V_f : volumen del filtro

Sustituyendo ciertas definiciones derivadas de la forma de la partícula, se obtiene la siguiente ecuación:

$$\frac{\Delta H}{L_f} = \left(\frac{k}{g}\right) \cdot \left(\frac{\mu}{\rho}\right) \cdot v \cdot (1 - \varepsilon)^2 \cdot \varepsilon^{-3} \cdot \left(\frac{6}{\psi \cdot D_e}\right)^2 \quad \text{[III.35]}$$

donde ψ es la esfericidad de los granos de filtro y D_e el diámetro del grano de filtro.

Aunque en las ecuaciones anteriores se tienen en cuenta las características fundamentales del medio granular, como la porosidad, la esfericidad y el diámetro del grano, las propiedades de la suspensión se limitan a los parámetros relacionados con la fase líquida como la densidad y la viscosidad del agua, sin ninguna referencia a las partículas en suspensión. Por este motivo, O'Melia y Ali desarrollaron una ecuación basada en la ecuación [III.35] en la que se incorporó el diámetro medio de la partícula en suspensión:

$$\frac{\Delta H}{L_f} = \left(\frac{k}{g}\right) \cdot \left(\frac{\mu}{\rho}\right) \cdot v \cdot (1 - \varepsilon)^2 \cdot \varepsilon^{-3} \cdot \left[\frac{1 + \frac{\delta \cdot N_p \cdot D_p^2}{N_e \cdot D_e^2}}{1 + \frac{N_p \cdot D_p^3}{N_e \cdot D_e^3}} \right]^2 \quad \text{[III.36]}$$

en la que δ equivale a la fracción de partículas retenidas por el grano del filtro, N_p es el número de partículas retenidas, D_p es el diámetro medio de las partículas retenidas, N_e es el número de granos por unidad de volumen y D_e es el diámetro medio del grano.

Son pocos los estudios realizados sobre filtros de arena para riego. Sood y Chauhan (1995) estudiaron la determinación de la pérdida de carga en filtros de arena para riego localizado y observaron que las máximas caídas de presiones determinadas por el método de Kozeny-Carman fueron menores que las observadas en los filtros estudiados. Estos autores encontraron que, ante la falta de un método normalizado, tuvieron que utilizar una metodología dificultosa para determinar la pérdida de carga en un filtro de arena que sólo permitió determinar las presiones mínimas y máximas diferenciales.

La mayoría de aplicaciones de las teorías de filtración en medio granular se han realizado en filtración para depuración de agua, como los trabajos de Vigneswaran y Song (1986) y de Shandalov *et al.* (1997) para filtros de lecho profundo y de Ojha y Graham (1994) para filtros de arena con baja velocidad de filtración.

3.2. OBJETIVOS

Los objetivos de este capítulo son:

- Determinar el efecto producido en los parámetros embozantes de las aguas residuales por los filtros de malla, anillas y arena utilizados en los sistemas de riego localizado.
- Identificar el filtro más idóneo en función del tipo de efluente.
- Conocer el potencial de embozamiento de los distintos tipos de filtros al operar con diferentes tipos de efluentes.
- Determinar los parámetros físico-químicos que tienen mayor influencia en la obturación de los filtros.
- Conocer la aplicabilidad de relaciones simples que puedan predecir el embozamiento de los filtros.

3.3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.3.1. Sistemas experimentales

Se realizaron distintos ensayos de filtración con condiciones y filtros diferentes para poder recoger un amplio espectro de características operacionales de los principales filtros utilizados en riego localizado. A continuación se describen los dispositivos experimentales utilizados en los diferentes ensayos.

3.3.1.1. Ensayos preliminares

3.3.1.1.1. Efluente utilizado en los ensayos preliminares

El sistema experimental era alimentado con agua residual procedente de una industria cárnica, la cual se pretrataba con un tamiz rotatorio, de donde pasaba a una balsa de captación de 129 m³ y posteriormente a una balsa de regulación de 4.000 m³.

3.3.1.1.2. Sistema experimental en los ensayos preliminares

En los ensayos preliminares de filtración se utilizó un filtro de anillas Arkal (Arkal Filtration Systems, Jordan Valley, Israel) de 1", de 130 µm de luz y una superficie de filtración total de 308 cm². Se instaló un manómetro a la entrada y otro a la salida del filtro para determinar la variación de presión. También se colocaron válvulas de paso para la toma de muestras del agua de entrada y de salida del filtro. El filtro comunicaba con 6 laterales de 46 m cada uno en el que alternativamente se dispusieron goteros de 4 l/h de botón y dos tipos de goteros autocompensantes, ubicados a distancias de 1 m en el lateral. En estos ensayos se conectó el sistema al grupo de bombeo existente para riego. El volumen que pasaba por el filtro se contabilizó a partir del caudal emitido por los goteros. El esquema de la instalación se muestra en la Figura III 2.

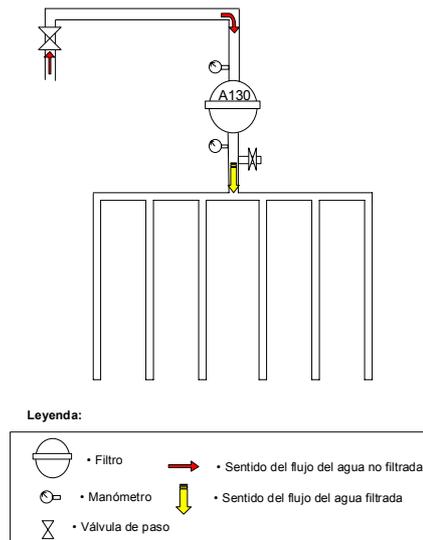


Figura III 2. Esquema del sistema preliminar de filtración.

3.3.1.2. Ensayos con el banco de filtración

3.3.1.2.1. Efluentes utilizados en los ensayos con el banco de filtración

En los ensayos en el banco de filtración se utilizaron tres tipos de efluentes. El primero era agua residual procedente de la misma industria cárnica, la cual tenía el tratamiento indicado en el apartado 3.3.1.1.1. El segundo tipo de agua residual utilizada era el efluente de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Girona con tratamiento secundario mediante el sistema de fangos activos. El tercer tipo era el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena para riego cuya caracterización granulométrica se determina en el apartado 3.3.3.

3.3.1.2.2. Banco de filtración de campo

Para la realización de estos ensayos se construyó un banco de filtración de campo en el que se dispusieron varios filtros que se alimentaban desde una misma tubería principal. Cada derivación en la que se encontraba un filtro disponía de un regulador de presión Netafim (Netafim, Tel Aviv, Israel) de 1 1/2", un contador volumétrico Multijet de 1 1/4" (Arad Ltd., Dalia, Israel) de chorro múltiple, válvulas de paso que permitían la toma de muestras y manómetros a la entrada y a la salida del filtro. El banco era fácilmente desmontable, de forma que se pudo trasladar para realizar las diferentes pruebas a las

respectivas localizaciones de los efluentes, y también se podía modificar con facilidad, lo que permitió variar las condiciones de operación, como se indicará más adelante.

Los filtros utilizados fueron escogidos de forma que se ensayaron los tipos más comunes en las instalaciones de riego localizado. En concreto, se utilizaron 3 filtros de malla DL (Regaber, Parets del Vallès), 3 de anillas Arkal (Arkal Filtration Systems, Jordan Valley, Israel) y 1 de arena Regaber. Los filtros de malla eran de 2 pulgadas, de nylon, con una superficie de filtración de 946 cm² y tenían luces de 98 µm (M98), 115 µm (M115) y 178 µm (M178). Los filtros de anillas eran de 2 pulgadas, tenían una superficie filtrante de 953 cm² y luces de 115 µm (A115), de 130 µm (A130) y de 200 µm (A200). El filtro de arena era de 20 pulgadas, con una superficie de filtración de 1.963 cm² y en él se dispusieron 175 kg de arena silíceo como única capa de filtración.

En los ensayos con los efluentes de la industria cárnica y el efluente secundario de la EDAR de Girona, el banco de filtración funcionaba de forma que los diferentes filtros operaban individualmente o simultáneamente, en cuyo caso el caudal se repartía por los filtros. En todos los casos, los filtros estaban provistos de salidas libres de PVC con una derivación dotada de una válvula de paso para la toma de muestras. El esquema del banco de filtración en estos ensayos se indica en la Figura III 3 a.

Cuando se trabajó con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena se conectó la salida del filtro de arena a la derivación principal de los restantes filtros (Figura III 3 b). De esta forma, el caudal filtrado por el filtro de arena se repartía uniformemente por los seis restantes filtros de malla y anillas. A la salida del filtro de arena se colocó una válvula de paso que permitía la toma de las muestras. También a la salida de cada uno de los filtros de malla y anillas había en este caso una salida libre con una derivación provista de otra válvula de paso para la toma de muestras. En la configuración del banco de filtración utilizada era posible proceder al contralavado de la arena mediante la circulación del efluente en sentido inverso.

En los ensayos con el agua residual de la industria cárnica, el agua era impulsada por la bomba del sistema de riego que existía en la parcela. En los ensayos en la EDAR de Girona se funcionó con el grupo de bombeo que daba presión a la red interna de la depuradora.

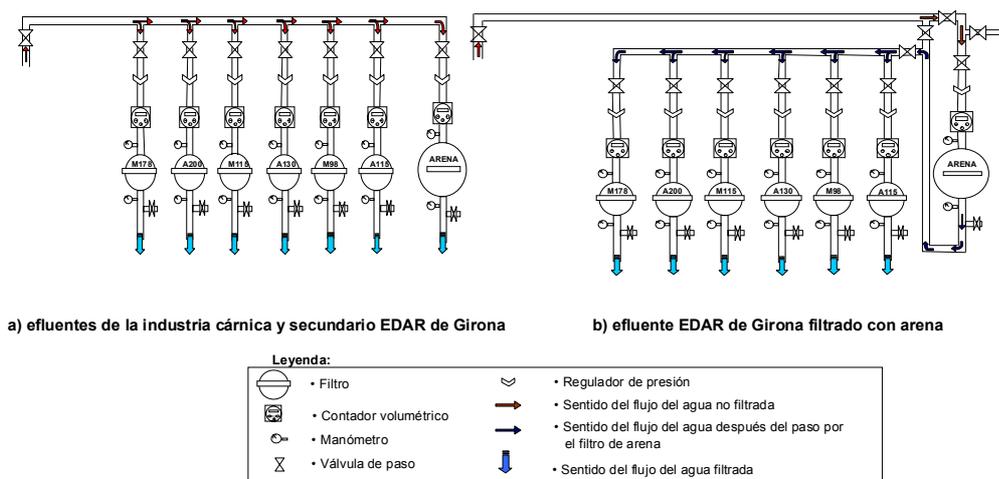


Figura III 3. Esquema del funcionamiento del banco de filtración de campo.

3.3.1.3. Ensayos con subunidades de riego

3.3.1.3.1. Efluentes utilizados en los ensayos con las subunidades de riego

En los ensayos de filtración con subunidades de riego se dispuso de dos tipos de efluentes. El primero era el efluente del tratamiento secundario mediante fangos activos de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. El segundo era el efluente del tratamiento terciario de la misma EDAR, el cual consiste en filtrar el efluente secundario con arena y realizar una desinfección del agua mediante rayos ultravioleta y una cloración final por adición de hipoclorito.

3.3.1.3.2. Sistema experimental en los ensayos con subunidades de riego

Los filtros utilizados con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro fueron un filtro de malla TVL (Regaber, Parets del Vallès) de 130 μm de luz (M130), inclinado, de 2 pulgadas, de nylon y con una superficie de filtración de 640 cm^2 , y un filtro de anillas Arkal (Arkal Filtration Systems, Jordan Valley, Israel) de 130 μm de luz (A130), de 2 pulgadas, con una superficie filtrante de 953 cm^2 . El efluente secundario era bombeado con una bomba centrífuga trifásica Espa Prisma 30-5 (Espa, Banyoles), de 2,2 kW de potencia. La bomba se controlaba desde un cuadro de control, con sus protecciones pertinentes, a través de un integrador horario con reserva.

El efluente terciario fue bombeado con una bomba centrífuga monofásica Espa Prisma 10-3 (Espa, Banyoles) de 0,6 kW de potencia. El control de la bomba se realizaba desde otro cuadro eléctrico mediante, en este caso, un programador horario enchufable. El filtro utilizado con el efluente terciario fue un filtro de malla, del mismo modelo y características que el filtro de malla utilizado con el efluente secundario.

Puesto que estos filtros servían a diferentes subunidades de riego, la disposición de los elementos varió con respecto a los ensayos con el banco de filtración. Cada subunidad constaba de un cabezal dotado de un filtro con un manómetro a la entrada y otro a la salida, un contador volumétrico Singlejet (Arad Ltd., Dalia, Israel) de chorro único de 1/2" y un regulador de presión Netafim (Netafim, Tel Aviv, Israel) de 3/4". Antes del contador volumétrico y a la salida del filtro se dispusieron válvulas para permitir la toma de muestras de las aguas residuales.

En los ensayos en la EDAR de Castell-Platja d'Aro, los filtros funcionaron simultáneamente puesto que la programación era la misma para todas las subunidades. El esquema del banco de filtración en estos ensayos se indica en la Figura III 4.

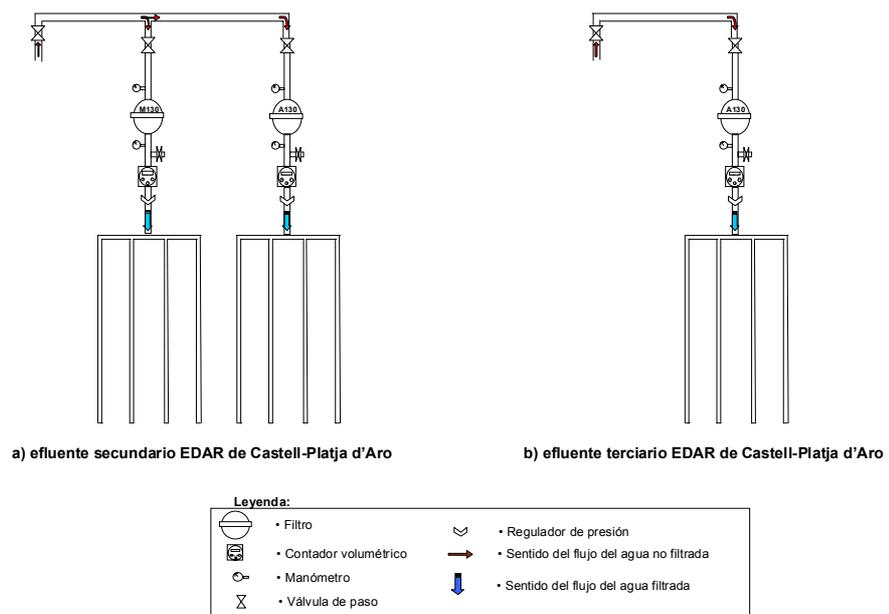


Figura III 4. Esquema de la disposición de los filtros en los ensayos con subunidades de riego.

3.3.2. Metodología de los ensayos

3.3.2.1. Procedimiento experimental

La experimentación consistió en determinar el embozamiento causado por las aguas residuales en los filtros ensayados. El parámetro utilizado para establecer la obturación fue la pérdida de carga producida en el filtro en función del volumen de agua que lo había atravesado. Para ello, se realizaron lecturas, a intervalos regulares de tiempo, de la presión indicada por los manómetros ubicados a la entrada y a la salida de cada filtro y del contador volumétrico. A partir de la pérdida de carga y del volumen de agua que había circulado por el filtro se calculó el índice de filtrabilidad de la ley de Boucher mediante la ecuación [III.25].

En los ensayos preliminares y con el banco de filtración con el efluente de la industria cárnica y de la EDAR de Girona, se consideró que los filtros estaban obturados cuando la pérdida de carga era superior a los 10 metros de columna de agua, procediéndose entonces a su limpieza. Los filtros de malla y de anillas se limpiaron manualmente utilizando agua a presión, mientras que para el filtro de arena se utilizó un sistema de contralavado por circulación del flujo en sentido inverso hasta que se observaba que en la arena no había presencia de suciedad. Durante el contralavado del filtro de arena se controlaba el tiempo y el volumen de agua que se utilizaba. De promedio, el tiempo necesario fue de 32 minutos con un consumo de agua de 1,09 m³.

En los ensayos realizados con el efluente secundario de la EDAR de Girona que era filtrado en el filtro de arena y posteriormente pasaba a los filtros de malla y anillas, las pruebas finalizaron antes de llegar a pérdidas de presión de 5 m.c.a. En estas pruebas, al utilizarse como sistema de impulsión el grupo de presión de la planta depuradora, no se dispuso de presión suficientemente elevada. Este hecho, combinado con la pérdida de carga producida en el filtro de arena, originó que la presión a la que trabajaron los filtros de malla y de anillas situados aguas abajo del filtro de arena fuera bastante baja.

En los ensayos realizados en la EDAR de Castell-Platja d'Aro se consideró que el filtro estaba obturado cuando la pérdida de carga alcanzaba los 5 metros de columna de agua.

Debido a las diferencias físico-químicas de los distintos tipos de aguas residuales utilizadas, el tiempo necesario para producir la pérdida de carga prefijada no fue idéntico. En los ensayos con las aguas residuales de la industria cárnica, se empezaba y acababa en cuestión de horas, mientras que los ensayos de la EDAR de Girona duraban en muchos casos más de 24 horas y los de la EDAR de Castell-Platja d'Aro más de varias semanas.

Como se ha indicado, el sistema de impulsión del agua fue diferente en cada tipo de ensayo, lo que originó que la velocidad superficial de filtración variara. En la Tabla III 1 se indican los valores medios de las velocidades de filtración con las que se pudo trabajar.

Tabla III 1. Velocidades medias de filtración por unidad de superficie en los diferentes filtros.

Filtro	Velocidad media superficial de filtración (l/m ² s)				
	Efluente industria cárnica	Efluente secundario EDAR Girona	Efluente secundario EDAR Girona y filtro de arena	Efluente secundario EDAR Castell-Platja d'Aro	Efluente terciario EDAR Castell-Platja d'Aro
A115 2"	11,53 ± 6,08	4,73 ± 2,43	1,40 ± 0,03	-	-
A130 1"	8,03 ± 0,92	-	-	-	-
A130 2"	7,75 ± 5,57	5,11 ± 3,02	1,34 ± 0,10	3,01 ± 0,14	-
A200 2"	7,23 ± 5,55	6,42 ± 0,22	1,29 ± 0,07	-	-
M98 2"	16,17 ± 5,09	2,67 ± 0,96	0,96 ± 0,02	-	-
M115 2"	11,23 ± 8,54	3,13 ± 3,00	0,91 ± 0,08	-	-
M130 2"	-	-	-	4,46 ± 0,34	5,09 ± 0,08
M178 2"	6,76 ± 4,04	5,41 ± 2,38	0,92 ± 0,01	-	-
Arena	3,88 ± 2,47	2,88 ± 0,25	-	-	-

Leyenda: A115 2": filtro de anillas de 115 µm de 2", A130 1": filtro de anillas de 130 µm de 1", A130 2": filtro de anillas de 130 µm de 2", A200 2": filtro de anillas de 200 µm de 2", M98 2": filtro de malla de 98 µm de 2", M115 2": filtro de malla de 115 µm de 2", M130 2": filtro de malla de 130 µm de 2", M178 2": filtro de malla de 178 µm de 2".

3.3.2.2. Caracterización de las aguas de entrada y salida de los filtros

En cada ensayo se realizaron muestreos del agua de entrada y de salida de los filtros para su posterior caracterización. La toma de muestras se efectuó en tiempos diferentes para cada prueba, tomando primero el agua de entrada y, a continuación, por orden de puesta en funcionamiento de cada filtro, las aguas de salida de los mismos.

En los ensayos preliminares se caracterizó el agua residual utilizada y el filtrado mediante análisis físico-químicos de materias en suspensión (MES), materias líquidas volátiles en suspensión (MLVS), conductividad eléctrica (CE) a 25°C, turbidez y pH. En los ensayos con el banco de filtración trabajando con los efluentes de la industria cárnica y del tratamiento secundario de la EDAR de Girona, filtrado o no con arena, se analizaron las materias en suspensión (MES), conductividad eléctrica (CE) a 20°C, pH, turbidez y demanda química de oxígeno (DQO). En los ensayos con los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro se determinaron las materias en suspensión

(MES), la demanda química de oxígeno (DQO) y la turbidez. En todos los ensayos se caracterizó la distribución de partículas del agua residual con un analizador de partículas láser Galai Cis1 (Galai, Migdal Haemek, Israel).

En total, en los ensayos preliminares se realizaron 12 muestreos para la determinación de las características físico-químicas y 7 para la determinación de la distribución del número de partículas. En los ensayos con el banco de filtración para cada filtro se efectuaron 7 muestreos para los efluentes de la industria cárnica, 8 para los efluentes secundarios de la EDAR de Girona y 10 para los efluentes secundarios de la EDAR de Girona filtrados con arena. En los ensayos con los efluentes secundarios y terciarios de la EDAR de Castell-Platja d'Aro se realizaron 8 tomas de muestras. Para las pruebas realizadas en las depuradoras de Girona y Castell-Platja d'Aro se pudo disponer, además, de los resultados analíticos de los controles realizados en la misma planta por las respectivas sociedades explotadoras.

En la Tabla III 2 se sumarian los parámetros muestreados a la entrada y salida de los filtros para cada tipo de ensayo realizado.

Tabla III 2. Parámetros físico-químicos determinados a la entrada y salida de los filtros en los diferentes ensayos realizados.

Parámetro analítico	Ensayo		
	Ensayos preliminares	Banco de filtración	Subunidades de riego
Materias en suspensión (MES)	X	X	X
Materias líquidas volátiles en suspensión (MLVS)	X	-	-
Conductividad eléctrica	X (25°C)	X	-
pH	X	X	-*
Demanda química de oxígeno (DQO)	X	X	X
Turbidez	X	X	X
Distribución de partículas	X	X	X

*: se dispuso de algunos resultados para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

3.3.3. Caracterización de la granulometría de la arena del filtro

La caracterización granulométrica de la arena del filtro se realizó antes de su utilización en los ensayos con los efluentes de la industria cárnica y de la EDAR de Girona. También se caracterizó la arena del interior del filtro al final de los ensayos en la EDAR de Girona.

Para proceder a la caracterización de la granulometría de la arena utilizada en los ensayos con el banco de filtración de campo se tomaron diferentes muestras en los sacos de arena antes de rellenar el filtro. Todas las muestras obtenidas se mezclaron para obtener una muestra homogénea representativa. Al finalizar los ensayos con los efluentes de la EDAR de Girona, se repitió el proceso, pero en este caso las muestras se tomaron a diferentes profundidades del filtro.

El método utilizado para la determinación de la curva granulométrica de la arena usada en las experiencias consistió en colocar 100 g de arena seca en una tamizadora Microcomputer Screener FT-91 (Filtración Vibración, Sant Adrià del Besòs) en la que se dispusieron un bloque de tamices con luces de 60 μm , 80 μm , 120 μm , 150 μm , 177 μm , 200 μm , 400 μm , 540 μm , 630 μm , 750 μm , 1000 μm , 1200 μm , 1500 μm y 2000 μm . Los tamices se dispusieron uno encima de otro en orden creciente a su grado de apertura. El tamizaje duró unos 5 minutos, con una potencia correspondiente a la posición "5" y una frecuencia de 2 segundos. Una vez detenida la tamizadora, se recogieron sobre un papel de filtro el material retenido en los tamices y se pesó descontando la tara del papel. La determinación se realizó por triplicado.

Con los datos de la masa media retenida en cada tamiz, se pudo calcular el porcentaje de granos retenidos en cada uno, de forma que se pudo generar la curva granulométrica en la que se expresan los porcentajes acumulados en función del paso de malla del tamiz. En la Figura III 5 se muestra la curva granulométrica obtenida.

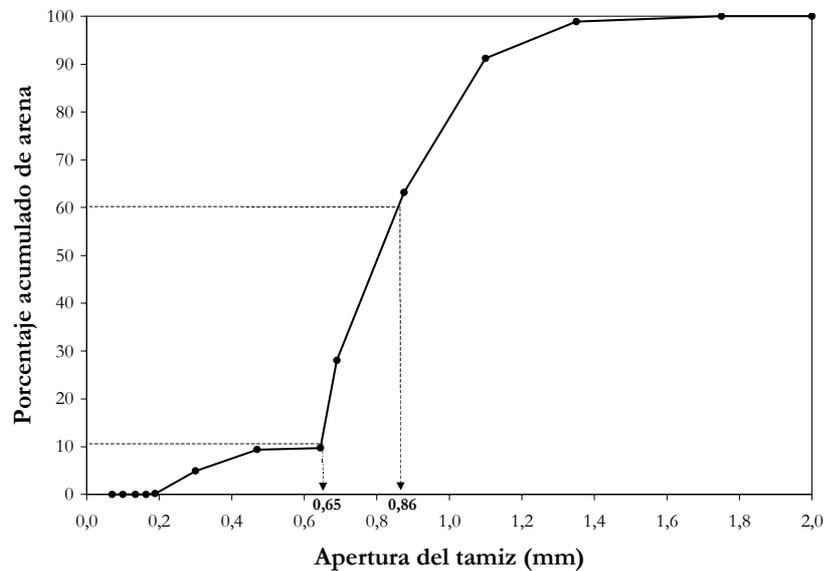


Figura III 5. Curva granulométrica de la arena silícea utilizada en el filtro de arena.

A partir de la curva granulométrica de la arena se hallaron tanto su diámetro efectivo como su coeficiente de uniformidad, parámetros descritos en el apartado 1.2.2.3.2., los cuales definen la arena utilizada en los ensayos:

diámetro efectivo: 0,65 mm

$$\text{coeficiente de uniformidad} = \frac{0,86 \text{ mm}}{0,65 \text{ mm}} = 1,32$$

3.3.4. Tratamiento estadístico de los datos

3.3.4.1. Efecto de los filtros en los parámetros analíticos de los efluentes

En primer lugar, se quiso determinar si existía algún tipo de correlación entre los parámetros analíticos de los efluentes utilizados. Para ello, se utilizó el programa CORR del paquete estadístico SAS (SAS, 1999).

Para comprobar si los filtros producían algún efecto en los parámetros analíticos de los efluentes se realizó un análisis de la varianza mediante el programa *General Linear Model* (GLM) del paquete estadístico SAS. Para hallar si existían diferencias significativas entre los valores de los parámetros analíticos en cada punto se aplicó el test de Duncan. En todos los casos se han considerado significativos los valores de probabilidad inferiores a 0,05.

3.3.4.2. Índices de filtrabilidad

La determinación de los índices de filtrabilidad se ha realizado mediante el programa REG del paquete estadístico SAS, considerando que existía una intersección con el origen de coordenadas.

Puesto que, como se ha indicado en el apartado 3.3.2.1. en los distintos ensayos se estableció un límite de presión distinta, los índices de filtrabilidad obtenidos inicialmente no son comparables directamente. Para poder analizar de forma coherente los resultados, se procedió a recalcular los índices de filtrabilidad considerando únicamente los datos disponibles hasta una caída de presión de 5 m.c.a. Esto conllevó que parte de los datos no fueran tenidos en cuenta en el cálculo y que, incluso, todos los valores obtenidos en algunos ensayos con el efluente de la industria cárnica no se pudieran utilizar puesto que la caída de presión superaba en el primer control los 5 m.c.a. Para el caso del filtro de anillas de 130 μm de 2" que operó con el efluente de la industria cárnica se desecharon

también dos valores muy extremos, puesto que podían distorsionar las comparaciones de resultados.

Para verificar si existía un efecto del filtro o de los efluentes, se realizó un análisis de varianza mediante el programa *General Linear Model* (GLM) del paquete estadístico SAS y una separación de medias utilizando el test de Duncan. Finalmente, para determinar los parámetros físico-químicos más influyentes en el índice de filtrabilidad se utilizó el método de regresión múltiple *Stepwise* mediante el procedimiento REG del paquete estadístico SAS.

3.3.4.3. Constante K

Para hallar los valores de la constante K de la ecuación [III.10] se utilizó el programa de regresión REG del paquete estadístico SAS, fijando que se producía una intercepción en el origen. En los cálculos se consideró la cantidad de masa de la torta como aquella resultante de multiplicar el volumen de agua que había atravesado el filtro en un momento determinado por la concentración de materias en suspensión del efluente utilizado en cada prueba.

3.3.4.4. Ajustes con la ecuación de Zeier y Hills

También se verificó si la ecuación de Zeier y Hills (1987) era válida para describir la pérdida de carga en los diferentes filtros. A partir de la concentración de las materias en suspensión de los diferentes efluentes se calculó la materia retenida teóricamente en el filtro con la ecuación [III.27]. Los datos anteriores, conjuntamente con las caídas de presión hasta 5 m.c.a., se ajustaron a la ecuación [III.26] mediante el programa de regresión REG del paquete estadístico SAS.

3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.4.1. Caracterización de las aguas residuales

En la Tabla III 3 se indican los valores medios de los parámetros físico-químicos de las aguas residuales utilizadas en los ensayos de filtración.

Tabla III 3. Parámetros físico-químicos de las aguas residuales utilizadas a la entrada de los filtros.

Parámetro	Efluente industria cárnica		Efluente secundario EDAR Girona	Efluente secundario EDAR Girona filtrado con arena	Efluente secundario EDAR Castell-Platja d'Aro	Efluente terciario EDAR Castell-Platja d'Aro
	Ensayos preliminares	Ensayos en banco de filtración				
MES (mg/l)	117 ± 41,2	176 ± 24,8	24,4 ± 14,7	8,61 ± 3,94	10,6 ± 3,42	4,93 ± 1,24
MLVS (mg/l)	110 ± 34,3	-	-	-	-	-
CE (μS/cm) (25°C)	3.696 ± 319	2.594 ± 151	1.145 ± 186	1.121 ± 185	1.630 ± 163	-
pH	6,72 ± 0,09	6,99 ± 0,05	7,25 ± 0,14	7,40 ± 0,13	7,63 ± 0,20	-
Turbidez (FTU)	178 ± 27,2	200 ± 29,0	11,3 ± 3,21	8,78 ± 6,05	4,51 ± 1,92	2,66 ± 1,30
DQO (mg O ₂ /l)	-	439 ± 39,1	63,3 ± 19,7	27,9 ± 7,86	42,5 ± 9,90	47,1 ± 13,8
Partículas/ml	56.571 ± 19.458	64.048 ± 41.479	50.470 ± 26.320	52.900 ± 21.300	61.909 ± 32.516	37.372 ± 24.899

Como se observa en la Tabla III 3, las aguas residuales tenían características muy diferentes. La calidad del efluente de la industria cárnica empeoró cuando se realizaron los ensayos con el banco de filtración al aumentar las MES, la turbidez y el número de partículas. El efluente de la industria cárnica se caracterizó por un riesgo importante de obturación física para los sistemas de microirrigación, de acuerdo con la clasificación de Bucks *et al.* (1979) (Tabla I 5), al superar las MES los 100 mg/l. En cambio, todos los efluentes de estaciones depuradoras utilizados tenían un riesgo débil de obturación pues las MES eran inferiores a 50 mg/l, correspondiendo los valores menores al efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. Las diferencias en el número de partículas

no fueron tan evidentes entre los distintos tipos de efluentes, excepto para el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. El efluente de la industria cárnica también tuvo valores de conductividad eléctrica, turbidez y DQO notablemente superiores a los del resto de efluentes estudiados.

El efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro presentó menores valores de materias en suspensión, turbidez y DQO que el efluente secundario de la EDAR de Girona. Sin embargo, el número de partículas, el pH y la conductividad eléctrica fueron superiores en el primer efluente que en el segundo. Debe comentarse que el sistema de tratamiento de las aguas residuales en las plantas de Girona y Castell-Platja d'Aro era, en ambos casos, el sistema de fangos activos. Por lo tanto, se constata la importancia de una buena caracterización del efluente que se utiliza, pues aguas residuales procedentes del mismo tipo de tratamiento pueden presentar características distintas.

El efluente secundario de la EDAR de Girona, una vez filtrado en el filtro de arena, mostró valores de MES, turbidez y DQO inferiores, pero se incrementó ligeramente el pH y, curiosamente, el número de partículas. El efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro se obtuvo por un proceso de filtración en células filtrantes de arena, de forma que puede considerarse un tratamiento alternativo al filtro de arena para riego localizado, pero a mayor escala. En este caso, el efluente terciario sí que evidenció una reducción importante tanto de materias en suspensión como de partículas y turbidez con respecto al efluente secundario, pero mostró un ligero incremento de la DQO.

En el caso de utilizar la filtración como tratamiento terciario de depuración, se recomienda que los sólidos en suspensión totales del influente sean inferiores a 20 mg/l, puesto que de esta forma se evita la colmatación del filtro, se mejora la eficiencia de la filtración, se reducen los patógenos que normalmente están asociados a partículas y se permite que los tratamientos posteriores operen mejor (Mujeriego y Asano, 1999). El único efluente secundario que cumple con esta condición es el de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Para detectar la existencia de relaciones entre los diferentes parámetros físico-químicos en las aguas residuales se realizó un análisis de correlación para todos ellos. Los resultados, en función de cada tipo de efluente, se indican en la Tabla III 4.

Tabla III 4. Matriz de correlaciones para los diferentes parámetros analíticos de los diferentes efluentes estudiados.

Industria cárnica ensayos preliminares							Secundario EDAR Girona filtrado con arena						
	MES	MLVS	Turbidez	pH	CE 25°C	Part/ml	Secund. EDAR Girona	MES	DQO	Turbidez	pH	CE	Part/ml
MES	1	0,997 ***	0,650 *	0,635 *	-0,095 ns	-0,078 ns	MES	1	-0,527 *	0,225 ns	0,058 ns	0,316 ns	0,172 ns
MLVS		1	0,626 *	0,635 *	-0,064 ns	-0,191 ns	DQO	0,471 ***	1	-0,651 **	0,249 ns	0,334 ns	-0,206 ns
Turbidez			1	0,609 *	-0,101 ns	0,446 ns	Turbidez	-0,079 ns	0,128 ns	1	-0,645 **	-0,410 ns	0,194 ns
pH				1	-0,165 ns	-0,419 ns	pH	0,005 ns	0,239 †	0,116 ns	1	0,704 **	0,412 ns
CE 25°C					1	-0,731 †	CE	0,216 ns	0,321 *	0,097 ns	0,493 ***	1	0,302 ns
Part/ml						1	Part/ml	-0,064 ns	0,189 ns	0,307 *	0,627 ***	0,225 †	1
Industria cárnica banco filtración							Terciario EDAR Castell-Platja d'Aro						
	MES	DQO	Turbidez	pH	CE	Part/ml	Secund. EDAR Aro	MES	DQO	Turbidez	pH	CE	Part/ml
MES	1	0,913 ***	0,904 ***	0,470 ***	0,476 **	0,490 ***	MES	1	0,885 *	0,986 **			0,878 †
DQO		1	0,824 ***	0,043 ns	0,322 *	0,171 ns	DQO	-0,285 ns	1	0,914 *			0,887 *
Turbidez			1	0,360 **	0,361 *	0,523 ***	Turbidez	-0,466 ns	0,909 ***	1			0,935 *
pH				1	0,392 **	0,678 ***	pH	-0,639 †	0,271 ns	0,119 ns	1		
CE					1	0,413 **	CE	0,432 ns	-0,989 ***	-0,934 ***	-0,350 ns	1	
Part/ml						1	Part/ml	0,594 †	-0,532 ns	-0,650 †	-0,438 ns	0,585 †	1

Leyenda: MES: materias en suspensión; MLVS: materias líquidas volátiles en suspensión; CE: conductividad eléctrica; Part/ml: número de partículas por ml.

(†) P<0,10; (*) P< 0,05; (**) P< 0,01; (***) P<0,001.

Los resultados de la Tabla III 4 indican que existen correlaciones diferentes entre los parámetros, incluso dentro de un mismo tipo de efluente, como sucede con las diferencias observadas con el efluente de la industria cárnica en los ensayos preliminares y en los ensayos con el banco de filtración.

Así, en las pruebas preliminares con el efluente de la industria cárnica se mostró que las materias en suspensión estuvieron altamente correlacionadas con las materias líquidas volátiles en suspensión, las cuales son representativas de los microorganismos presentes en los efluentes, y, en menor grado, también con la turbidez y el pH. Estos resultados concuerdan con los de Halbertal *et al.* (1984) quienes indican que la filtración respecto los sólidos en suspensión totales sigue la misma pauta que respecto los sólidos en suspensión volátiles.

Al realizar los ensayos con el banco de filtración, se desestimó determinar las MLVS y se introdujo el análisis de la DQO, parámetro relacionado con el grado de contaminación orgánica de las aguas residuales. En esta serie de ensayos se observó que las MES del agua residual de la industria cárnica correlacionaron con la turbidez de forma mucho más significativa que en los ensayos preliminares, así como con la DQO. También fue destacable la correlación de la turbidez con la DQO y del pH con el número de partículas. En este caso, aumentó considerablemente la correlación entre MES y CE y MES y partículas respecto a la existente con el efluente utilizado en los ensayos preliminares.

Con los distintos parámetros físico-químicos del efluente secundario de la EDAR de Girona no se obtuvieron coeficientes de correlación muy elevados. Sin embargo, destacan las correlaciones significativas entre el número de partículas y el pH, entre el pH y la CE y entre las MES y la DQO. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena, se observa una correlación positiva entre el pH y la CE y unas correlaciones negativas entre la turbidez y la DQO, y entre la turbidez y el pH. Por lo que respecta al efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, hubo una correlación positiva entre la DQO y la turbidez y negativa entre la DQO y la CE y entre la turbidez y la CE. En cambio, en el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, la correlación más importante fue entre las MES y la turbidez. Adin y Elimelech (1989) detectaron que existía una buena correlación lineal entre la turbidez y las materias en suspensión para los efluentes de procesos de depuración mediante fangos activos, pero en nuestro caso no ha sido así puesto que, tanto con el efluente secundario de la EDAR de Girona como con el de la de Castell-Platja d'Aro, las correlaciones no han sido significativas.

Las materias en suspensión se correlacionaron con el número de partículas de forma altamente significativa únicamente para el efluente de la industria cárnica utilizado en el banco de filtración, aunque con un coeficiente de correlación bajo. En el resto de efluentes, sólo los de la EDAR de Castell-Platja d'Aro presentaron correlaciones con un cierto grado de explicación, pero en este caso con una probabilidad $P < 0,10$. Sorprende esta baja correlación entre el número de partículas y las materias en suspensión. Una posible explicación podría radicar en el hecho de que en el método oficial de análisis de las materias en suspensión en aguas residuales se realiza una filtración al vacío y se determina gravimétricamente la masa acumulada (AENOR, 1996), por lo que las partículas más pequeñas no se retendrían completamente. En cambio, en la determinación del número de partículas se detectan todas las partículas. Debe tenerse en cuenta que las partículas más pequeñas son las más numerosas en la mayoría de distribuciones.

De los resultados del estudio de correlación se desprende que no parece existir una pauta única de comportamiento de los diferentes parámetros físico-químicos de las aguas

residuales, lo que conlleva que éstos justifiquen aspectos diferentes en función del tipo de efluente que se utilice.

En la Tabla III 5 se indican los resultados de las correlaciones de los parámetros analíticos a la salida de cada filtro considerando globalmente los distintos efluentes utilizados.

Tabla III 5. Matriz de correlaciones para los diferentes parámetros analíticos de los efluentes filtrados en los distintos filtros utilizados.

		A130					A200						
A115	MES	DQO	Turbidez	pH	CE	Part/ml	Arena	MES	DQO	Turbidez	pH	CE	Part/ml
MES	1	0,975 ***	0,636 **	-0,516 *	0,852 ***	0,664 **	MES	1	0,975 ***	-0,236 ns	-0,554 *	0,905 ***	0,780 ***
DQO	0,975 ***	1	0,550 *	-0,551 *	0,903 ***	0,631 **	DQO	0,948 ***	1	-0,247 ns	-0,632 *	0,954 ***	0,732 **
Turbidez	0,026 ns	-0,044 ns	1	-0,666 **	0,276 ns	0,243 ns	Turbidez	0,882 ***	0,914 ***	1	0,260 ns	-0,289 ns	-0,197 ns
pH	-0,437 ns	-0,484 †	0,175 ns	1	-0,326 ns	0,005 ns	pH	-0,648 ***	-0,699 ***	-0,636 ***	1	-0,617 *	-0,228 ns
CE	0,897 ***	0,947 ***	-0,214 ns	-0,431 ns	1	0,731 ***	CE	0,886 ***	0,923 ***	0,831 ***	-0,562 **	1	0,758 **
Part/ml	0,777 ***	0,729 **	0,009 ns	-0,183 ns	0,750 **	1	Part/ml	0,895 ***	0,953 ***	0,845 ***	-0,710 ***	0,931 ***	1
		M115					M178						
M98	MES	DQO	Turbidez	pH	CE	Part/ml	M130	MES	DQO	Turbidez	pH	CE	Part/ml
MES	1	0,966 ***	-0,132 ns	-0,287 ns	0,874 ***	0,869 ***	MES	1	0,969 ***	-0,255 ns	-0,464 †	0,878 ***	0,871 ***
DQO	0,981 ***	1	-0,136 ns	-0,381 ns	0,938 ***	0,826 ***	DQO	0,203 ns	1	-0,258 ns	-0,528 †	0,942 ***	0,822 ***
Turbidez	0,987 ***	0,966 ***	1	0,218 ns	-0,146 ns	-0,129 ns	Turbidez	0,252 ns	0,584 †	1	0,226 ns	-0,296 ns	-0,233 ns
pH	-0,578 ***	-0,648 ***	-0,564 ***	1	-0,277 ns	-0,163 ns	pH	-0,611 ns	0,289 ns	0,145 ns	1	-0,472 †	-0,251 ns
CE	0,898 ***	0,929 ***	0,871 ***	-0,491 **	1	0,845 ***	CE	0,458 ns	-0,986 **	-0,919 *	-0,366 ns	1	0,851 ***
Part/ml	0,827 ***	0,791 ***	0,813 ***	-0,369 **	0,783 ***	1	Part/ml	0,749 *	0,116 ns	0,244 ns	-0,339 ns	0,516 ns	1

Leyenda: A115: filtro de anillas de 2” de 115 µm; A130: filtro de anillas de 2” de 130 µm; A200: filtro de anillas de 2” de 200 µm; M98: filtro de malla de 2” de 98 µm; M115: filtro de malla de 2” de 115 µm; M130: filtro de malla de 2” de 130 µm, M178: filtro de malla de 2” de 178 µm.

MES: materias en suspensión; CE: conductividad eléctrica; Part/ml: número de partículas por ml.

(†) P<0,10; (*) P< 0,05; (**) P< 0,01; (***) P<0,001.

Los resultados que se indican en la Tabla III 5 muestran algunas diferencias entre filtros, pero hay un resultado que se repite en la mayoría de ellos. El mayor coeficiente de correlación es entre las MES y la DQO, seguido del de la DQO con la CE. El único filtro en el que no se verifica este hecho es el filtro de malla de 130 µm. Este filtro sólo operó con los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d’Aro. Sin embargo,

para este filtro, la correlación más buena fue para la DQO con la CE, pero con un signo negativo, lo que indica una tendencia inversa a la del resto de los filtros.

En el filtrado del filtro de arena también destacan el elevado coeficiente de correlación entre el número de partículas y la DQO, el número de partículas y la CE, y la turbidez y la DQO. Esta última correlación también aparece en el filtrado del filtro de malla de 98 μm .

En general, se observa una mayor correlación entre las materias en suspensión y el número de partículas en los filtrados que la que se obtuvo para los distintos efluentes (Tabla III 4). Si bien esta correlación entre las MES y el número de partículas no presenta valores muy destacados del coeficiente de correlación sí que su significación es elevada en la mayoría de filtros, con la excepción del filtro de malla de 130 μm de 2 pulgadas.

3.4.2. Efecto de los filtros en los parámetros físico-químicos de los efluentes

En la Figura III 6, Figura III 7, Figura III 8, Figura III 9 y Figura III 10 se indican los valores medios de los diferentes parámetros físico-químicos del agua de entrada y de salida de los filtros en función del tipo de efluente utilizado. En dichas figuras se muestra también el resultado de la prueba de separación de medias por el test de Duncan realizado para determinar si se produjeron diferencias significativas entre filtros. De estas figuras se desprende que el efecto del filtro en los parámetros físico-químicos de las aguas residuales varió en función de las mismas.

Con las aguas residuales de la industria cárnica utilizada en los ensayos preliminares (Figura III 6), el filtro de anillas de 130 μm de 1 pulgada no redujo significativamente ningún parámetro físico-químico del agua, si bien mostró una tendencia a disminuir ligeramente todos los parámetros analizados, con la excepción de la conductividad eléctrica a 25°C.

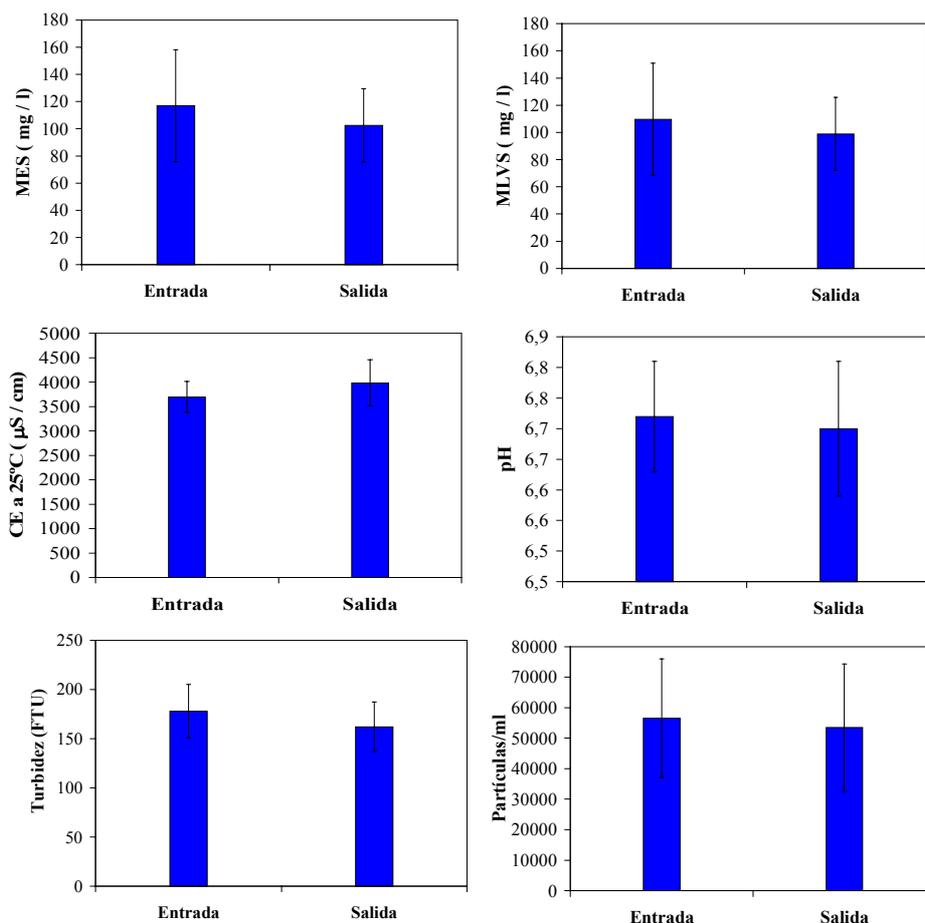


Figura III 6. Comparación entre los parámetros del efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 130 μm de 1“.

Con los ensayos del efluente de la industria cárnica en el banco de filtración (Figura III 7), el único filtro que redujo significativamente las materias en suspensión, la turbidez, la DQO y el número de partículas fue el de arena. Sin embargo, el filtro de arena no presentó diferencias con los filtros de malla aunque sí con los de anillas para la mayoría de parámetros. La CE no varió estadísticamente pero tendió a aumentar en el filtrado de todos los filtros de anillas y los de malla de 98 y 178 μm y a disminuir en el del filtro de malla de 115 μm y en el de arena. El incremento no estadísticamente significativo de la CE en los filtros de anillas coincide con el observado en los ensayos preliminares. Todos los filtros redujeron significativamente el pH. Se observaron incrementos no significativos del número de partículas a la salida de los filtros de anillas de 115 μm y de 130 μm y de malla de 115 μm . En el filtrado del filtro de anillas de 130 μm destaca la gran variabilidad de los resultados obtenidos del número de partículas. En este caso, no se sigue la tendencia indicada por varios autores (McDonald *et al.*, 1984; Adin y Elimelech,

1989; Arnó, 1990) de que la eficiencia de los filtros aumenta cuando el tamaño de la apertura del filtro disminuye. Otros autores como Ravina *et al.* (1995) indican que el embozamiento de los goteros fue similar con filtros de malla de 180 μm y de 120 μm , con lo que se pone de manifiesto que la reducción de las sustancias susceptibles de producir obstrucciones fue similar en filtros con tamaños de apertura distintos.

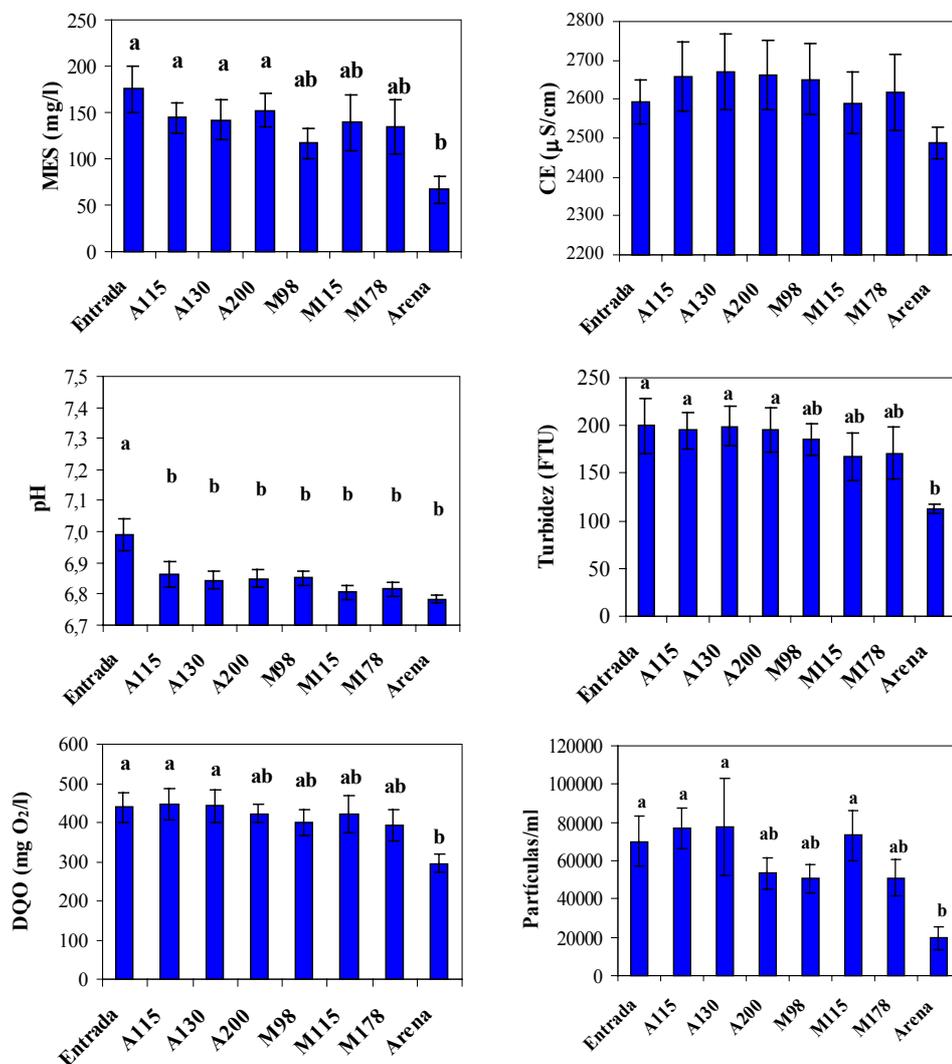


Figura III 7. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con el efluente procedente de una industria cárnica. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: A115: salida del filtro de anillas de 115 μm de 2", A130: salida del filtro de anillas de 130 μm de 2", A200: salida del filtro de anillas de 200 μm de 2", M98: salida del filtro de malla de 98 μm de 2", M115: salida del filtro de malla de 115 μm de 2" y M178: salida del filtro de malla de 178 μm de 2".

La reducción de la turbidez y de los sólidos en suspensión de los filtros de medio granular como el de arena también fue observada por Tajrishy *et al.* (1994), aunque Adin y Sacks (1991) comprobaron que se produce un efecto contrario. A pesar del mejor comportamiento general del filtro de arena, Gilbert *et al.* (1982) hallaron que el número de bacterias presentes en los goteros no variaba en función de si se utilizaba un único filtro de malla o una combinación de un filtro de malla y otro de arena.

En general, los resultados de reducción de las MES de las aguas residuales de las industrias cárnicas en los filtros de anillas y malla son bajos, lo que concuerda con diversos trabajos publicados (Nakayama *et al.*, 1978; Adin, 1987; Adin y Sacks, 1987; Adin y Elimelech, 1989; Taylor *et al.*, 1995; Ravina *et al.*, 1997). Sin embargo sorprende la mayor eficiencia de los filtros de malla en la eliminación de las materias en suspensión, puesto que, dada su construcción, los filtros de anillas deberían retener más materias en suspensión que los de malla.

Cuando se utilizó el efluente secundario de la EDAR de Girona (Figura III 8), todos los filtros de anillas, el de malla de 98 μm y el de arena redujeron significativamente las materias en suspensión. Aunque los filtros de malla de 115 y 178 μm no disminuyeron de forma estadísticamente significativa el contenido de MES, tampoco se diferenciaron respecto de los otros filtros. Para este tipo de efluente, el nivel de reducción de las MES producido es similar en los filtros de anillas y el de arena. En cuanto a la CE, se produjo una disminución significativa en el filtro de malla de 98 μm y una ligera tendencia a incrementarse en el filtro de anillas de 200 μm y en el de arena. No se hallaron diferencias significativas para el pH, pero sí una tendencia a su disminución en los filtros de anillas y malla, excepto en el filtro de arena. En cuanto a la turbidez y a la DQO, existieron diferencias estadísticamente significativas entre el agua de entrada y la de salida para todos los filtros, sin que éstos puedan diferenciarse. De todas formas, el filtro de arena presentó una mayor tendencia a la reducción de la DQO que el resto. Aunque no hubo diferencias significativas en el número de partículas, los filtros que mejor se comportaron fueron los de anillas de 115 μm y de 130 μm y el de malla de 115 μm . En el filtro de arena se observó un ligero incremento del número de partículas, lo que puede ser indicativo de liberación de las partículas retenidas o de parte de la arena del filtro.

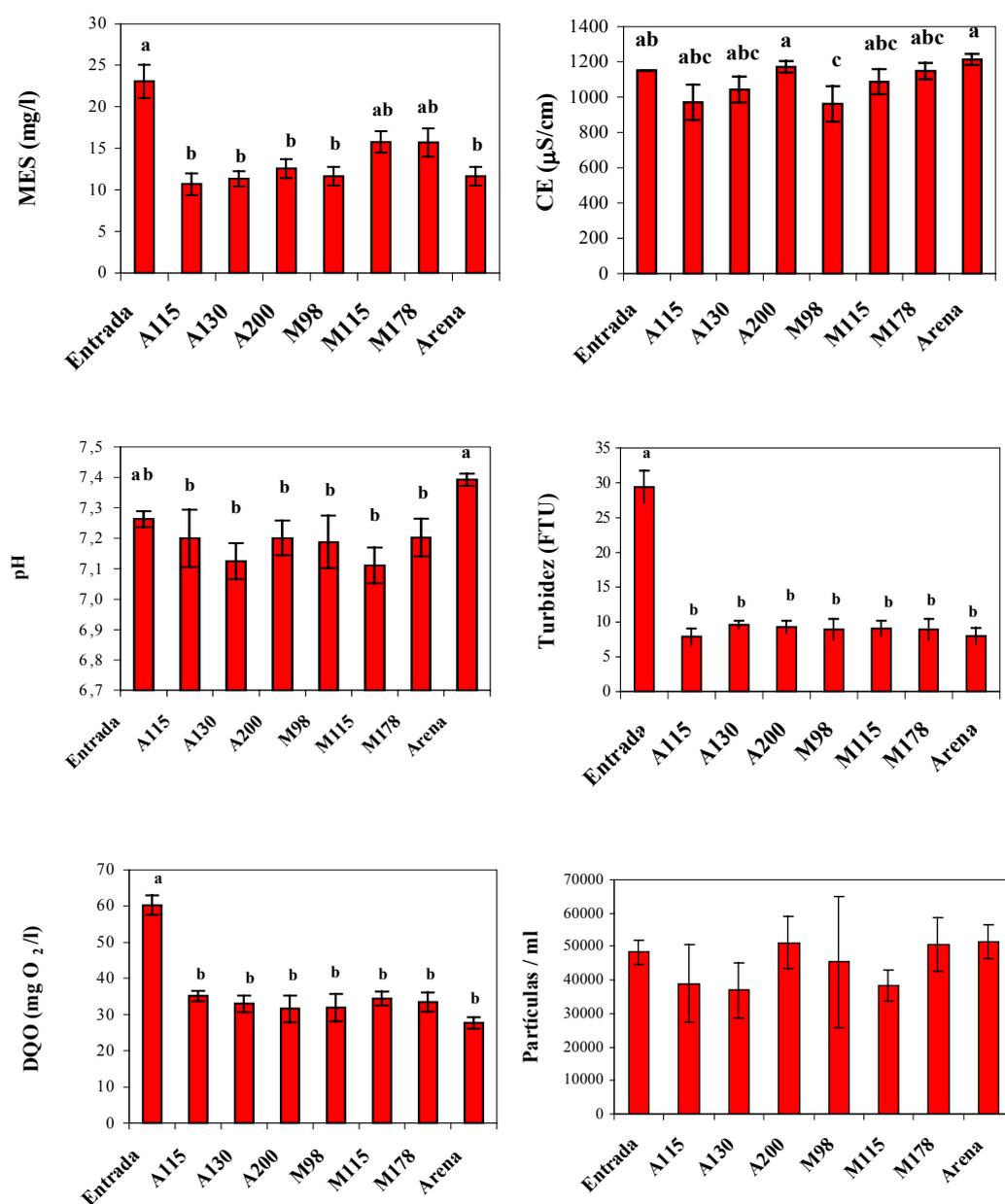


Figura III 8. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con el efluente secundario de la EDAR de Girona. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: A115: salida del filtro de anillas de 115 µm de 2", A130: salida del filtro de anillas de 130 µm de 2", A200: salida del filtro de anillas de 200 µm de 2", M98: salida del filtro de malla de 98 µm de 2", M115: salida del filtro de malla de 115 µm de 2" y M178: salida del filtro de malla de 178 µm de 2".

Si el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena se filtra a continuación con filtros de anillas y malla se aprecia un ligero incremento de las materias en suspensión en los filtrados, como se puede comprobar en la Figura III 9. Este aumento de las materias en suspensión del filtrado posiblemente se debe a la liberación de partículas de la torta de filtración, tal como indicaron Adin y Alon (1986). No se observó ninguna variación significativa de la CE y la DQO provocada en los filtros de anillas y malla. En cuanto al pH, las diferencias significativas se consiguieron con los dos filtros de malla de mayor luz, aunque sin diferenciarse de los otros filtros. Globalmente, parece clara la tendencia de los filtros a retener partículas básicas. En el caso de la turbidez, ésta aumenta ligeramente a la salida de todos los filtros de malla y anillas, aunque no de forma estadísticamente significativa. Este incremento de la turbidez se corresponde con el aumento de las materias en suspensión. En cuanto al número de partículas, tampoco se observaron diferencias estadísticamente significativas, aunque el filtro de anillas de 115 μm presentó una tendencia mayor a su reducción, seguido de todos los filtros de malla.

Los filtros muestran una tendencia no significativa estadísticamente ($P > 0,05$) a la reducción de las materias en suspensión del efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro (Figura III 10), que es ligeramente superior en el filtro de malla de 130 μm que en el de anillas de 130 μm . En cambio, con el efluente terciario (Figura III 10), el filtro de malla tiende a incrementar los valores de las materias en suspensión. En cuanto a la DQO, se produce un leve incremento a la salida de los filtros que operaron con efluentes del tratamiento secundario y, por el contrario, un ligero decremento en el filtro de malla que trabajó con el efluente terciario. La turbidez se reduce a la salida del filtro de malla y se incrementa a la salida del filtro de anillas con efluente secundario, aunque sin diferencias significativas. A la salida del filtro de malla con el efluente terciario también es mayor la turbidez, pero también sin diferencias significativas. En cuanto a las partículas, existe una tendencia a la reducción a la salida de los filtros, sin diferencias significativas con el agua de entrada en ninguno de los casos.

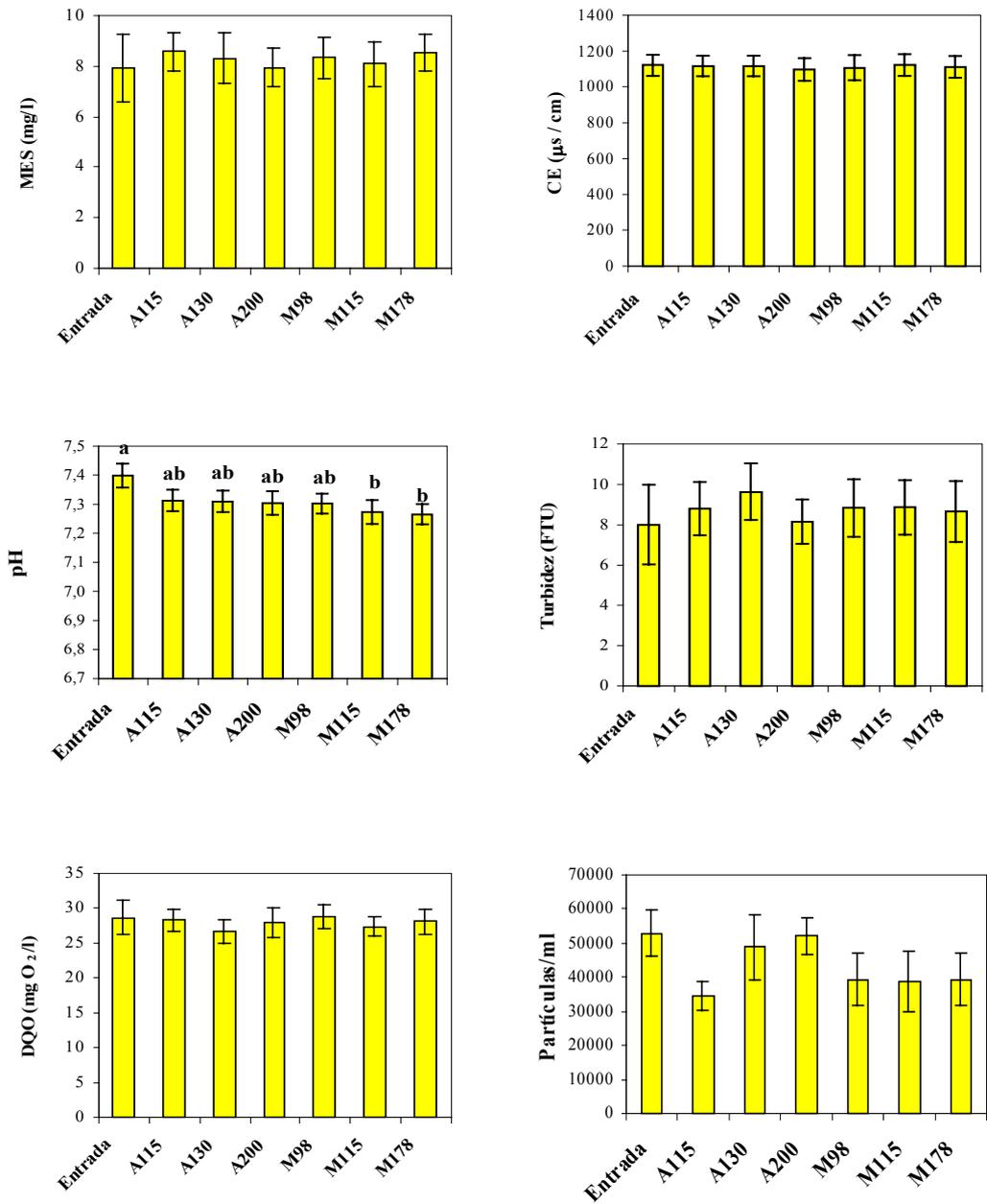


Figura III 9. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena de 0,65 mm de diámetro efectivo. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: A115: salida del filtro de anillas de 115 μm de 2", A130: salida del filtro de anillas de 130 μm de 2", A200: salida del filtro de anillas de 200 μm de 2", M98: salida del filtro de malla de 98 μm de 2", M115: salida del filtro de malla de 115 μm de 2" y M178: salida del filtro de malla de 178 μm de 2".

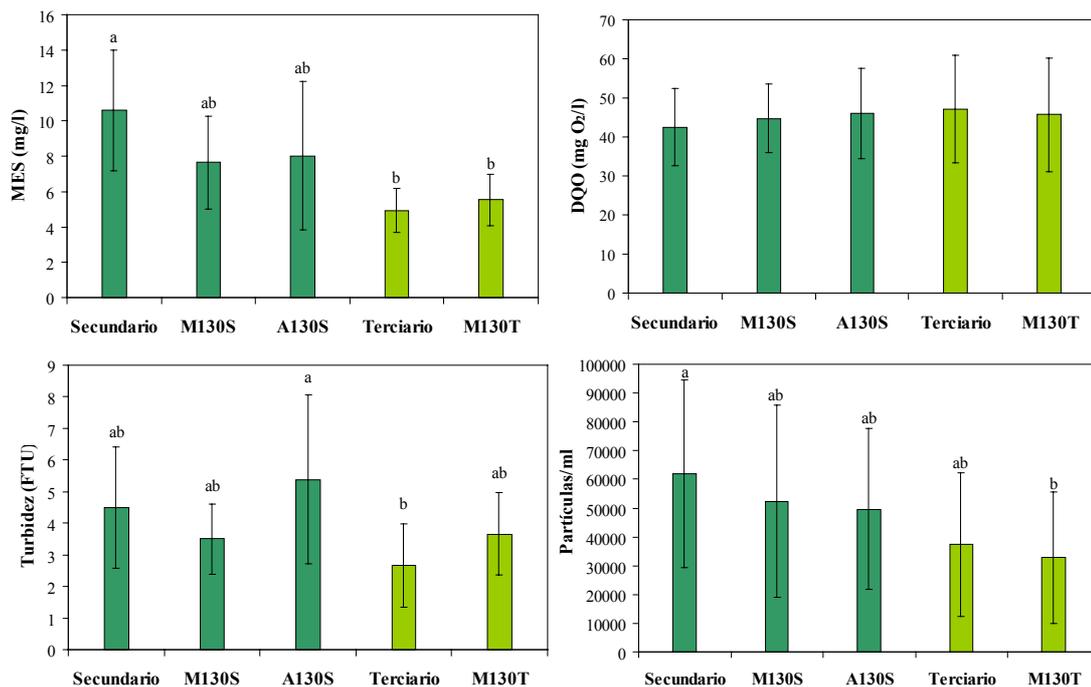


Figura III 10. Comparación entre los parámetros del agua de entrada y salida de los filtros con los efluentes procedentes del tratamiento secundario y terciario de la estación depuradora de aguas residuales de Castell-Platja d’Aro. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: M130S: salida del filtro de malla de 130 μm de 2^o con el efluente secundario, A130S: salida del filtro de anillas de 130 μm de 2^o con el efluente secundario y M130T: salida del filtro de malla de 130 μm de 2^o con el efluente terciario.

Oron *et al.* (1980) observaron que con diferentes tipos de aguas regeneradas y filtros de arena, malla y anillas, se consiguió una mayor reducción de la DQO con el filtro de anillas. En nuestro caso, tanto para el efluente secundario de la EDAR de Girona como para el efluente de la industria cárnica, el filtro de arena ha sido el que ha conseguido una mayor reducción de la DQO y el filtro de anillas ha mostrado unos resultados que no se pueden diferenciar de los del filtro de malla.

Hay que destacar la gran variabilidad temporal que presentaron los parámetros físico-químicos de las aguas residuales, lo que dificultó la representatividad de los muestreos realizados. En este sentido, Ravina *et al.* (1995) comenta que la medida de los sólidos en suspensión totales como medida de la idoneidad de filtración no suele ser útil porque a

veces no se detectan diferencias entre la entrada y la salida del filtro o bien se obtienen eficiencias negativas.

Si se analizan globalmente todos los resultados en función del tipo de filtro, se observa que el filtro que consigue unas mayores reducciones de los parámetros embozantes de las aguas residuales de la industria cárnica es el filtro de arena, seguido del filtro de malla y, por último, el filtro de anillas. Para el efluente secundario de la EDAR de Girona los mejores resultados de calidad del efluente se consiguen con los filtros de anillas y arena. En cambio, con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro se consigue una mayor tendencia a la reducción de los parámetros indicativos de embozamiento en el filtro de malla que en el de anillas. Si el efluente secundario de la EDAR de Girona se filtra en un filtro de arena, la filtración posterior en filtros de anillas o malla no mejora significativamente la calidad del filtrado, si bien se puede considerar como un elemento de seguridad por si se produce un fallo en el sistema o como prevención ante la ligera liberación de arena del filtro de medio granular. No se observan tampoco efectos significativos al filtrar con un filtro de malla de 130 μm el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Estos resultados concuerdan en parte con los de Ravina *et al.* (1997), quienes trabajando con diferentes tipos de aguas residuales y filtros concluyen que los filtros automáticos más idóneos son los de medio de filtración granular con un diámetro efectivo de 1 mm, seguido de los filtros de anillas, y por último de los filtros de malla. Si la filtración es manual, todos los filtros de malla se comportan por un igual y no se obtienen mejores resultados incrementando la presión de trabajo. McDonald *et al.* (1984), en cambio, opinan que el filtro de arena requiere demasiados lavados para que pueda ser efectivo con las aguas residuales. Ravina *et al.* (1997) y Schischa *et al.* (1997) también indican que debe prestarse especial atención al funcionamiento del filtro puesto que con problemas de bacterias sulfurosas con los filtros de arena y anillas se producía una mayor obturación biológica debido a que incorporaban más aire en el proceso de limpieza.

Los filtros de malla y anillas dan mejor protección si se lavan con un diferencial de presión bajo, cuyo valor óptimo se cifra en 20 kPa (Ravina *et al.*, 1997). En nuestro caso, la caída de presión admitida antes de proceder a la limpieza osciló entre los 50 y los 100 kPa, por lo que se pudo originar un mayor ensuciamiento de los filtros, dificultando de esta forma las operaciones de limpieza y originando una disminución en su eficacia.

Debe tenerse presente que la filtración por sí sola no evita el embozamiento de los emisores, aunque reduce las necesidades de cloración y de limpieza de los laterales (Nakayama *et al.*, 1978; Oron *et al.*, 1979; Nakayama y Bucks, 1991; Tajrishy *et al.*, 1994; Berkowitz, 2001). Con los resultados obtenidos, parece que el efecto de la filtración no es cuantitativamente destacado, por lo que se deben realizar pruebas con emisores para poder confirmar su efecto preventivo del embozamiento de los goteros.

3.4.3. Evolución de la caída de presión en los filtros

En los diferentes ensayos de filtración se determinó la evolución de la diferencia de presión producida en cada filtro en relación con el volumen de agua filtrada. Aunque para un mismo tipo de agua residual existieron algunas diferencias en el comportamiento de la evolución de la presión, las diferencias más relevantes dependieron de la calidad del efluente utilizado. En la Figura III 11 y en la Figura III 12 se muestra cómo evolucionó la caída de presión en diferentes ensayos para el filtro de anillas de 130 μm de 2" y el filtro de malla de 115 μm de 2". En dichas figuras queda reflejado como el efluente de la industria cárnica fue el que presentó un mayor potencial embozante al producir una caída de presión más importante con menor volumen de agua que los efluentes con menos potencial de obturación, que correspondieron al efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena y al secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Según se puede observar en la Figura III 13, el filtro de arena tuvo una caída de presión con el efluente de la industria cárnica ligeramente menor que la de los filtros de anillas pero un poco superior a la que presentaron los filtros de malla. En cambio, con el efluente secundario de la EDAR de Girona, la pérdida de carga del filtro de arena se produjo más rápidamente que en los filtros de malla y anillas de menor luz, pero fue más lenta que en los filtros de malla de 98 μm y de anillas de 115 μm .

Las caídas de presión en el filtro de malla de 130 μm provocadas por los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro fueron similares, aunque ligeramente superiores con el efluente terciario (Figura III 14), debido en parte a la mayor velocidad de filtración en este filtro, de acuerdo con los datos de la Tabla III 1. En el caso de los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, el volumen filtrado necesario para provocar una determinada caída de presión en el filtro fue considerablemente superior al de los efluentes de la EDAR de Girona.

El seguimiento de la evolución de la caída de presión en los filtros es imprescindible, según Ravina *et al.* (1997), para detectar a tiempo los problemas de obturación de los mismos y poderlos solucionar eficazmente.

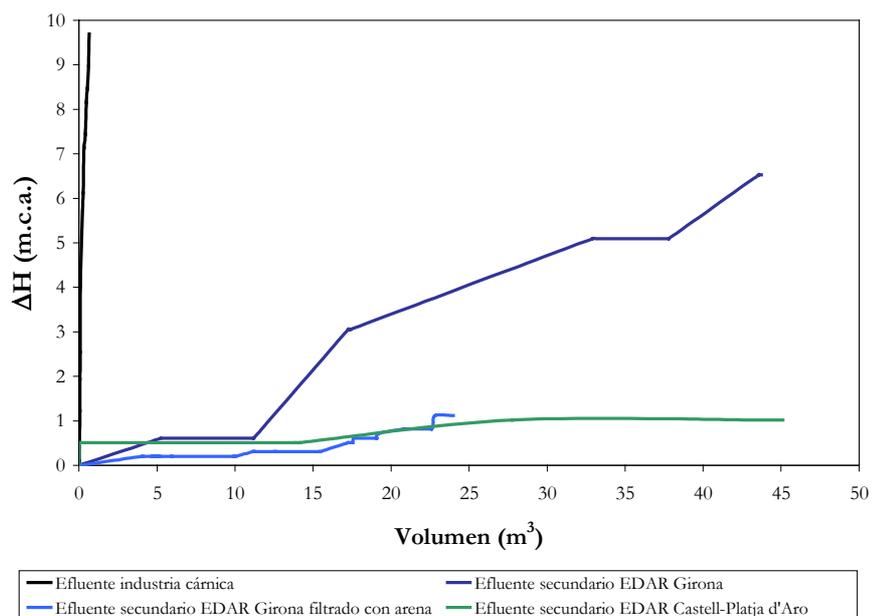


Figura III 11. Evolución de la caída de presión en el filtro de anillas de 130 μm de 2'' en función del tipo de agua residual utilizada.

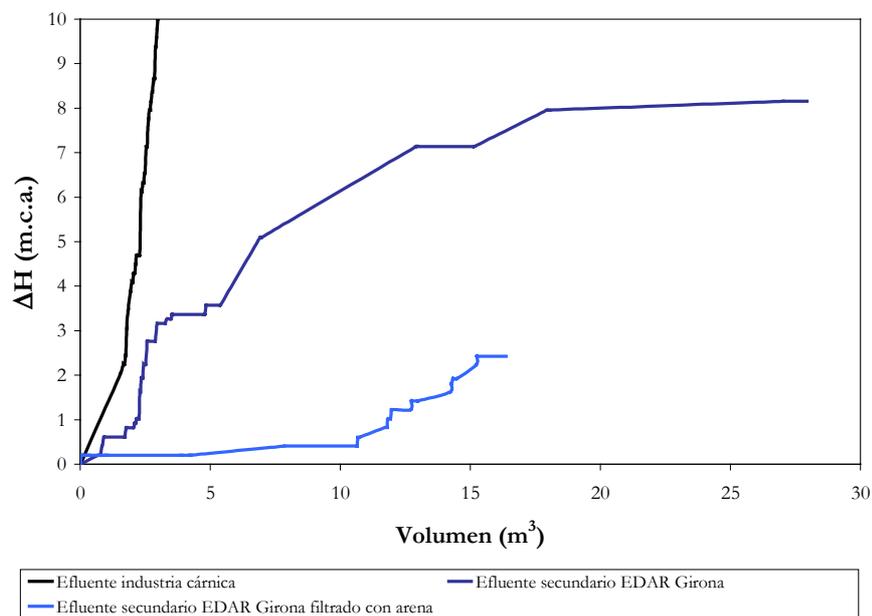


Figura III 12. Evolución de la caída de presión en el filtro de malla de 115 μm de 2'' en función del tipo de agua residual utilizada.

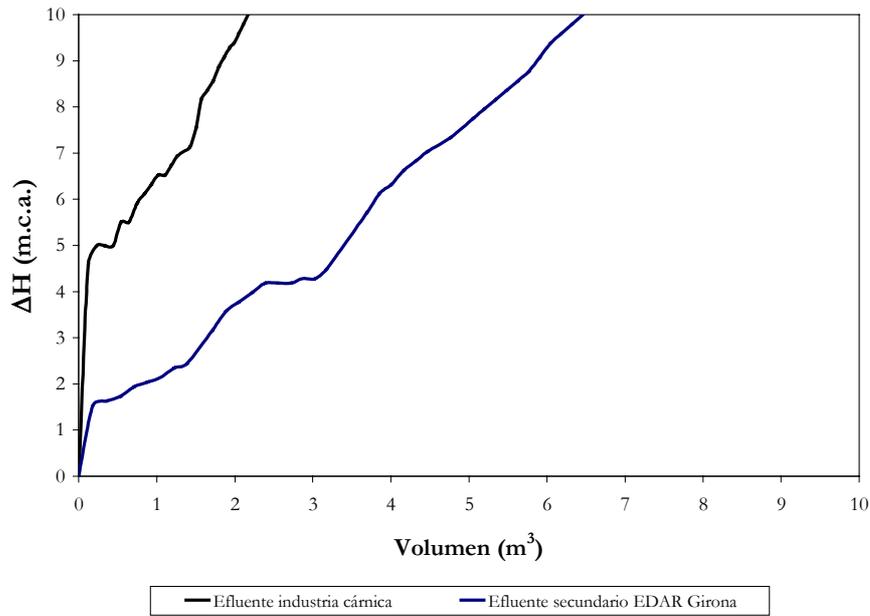


Figura III 13. Evolución de la caída de presión en el filtro de arena en función del tipo de agua residual utilizada.

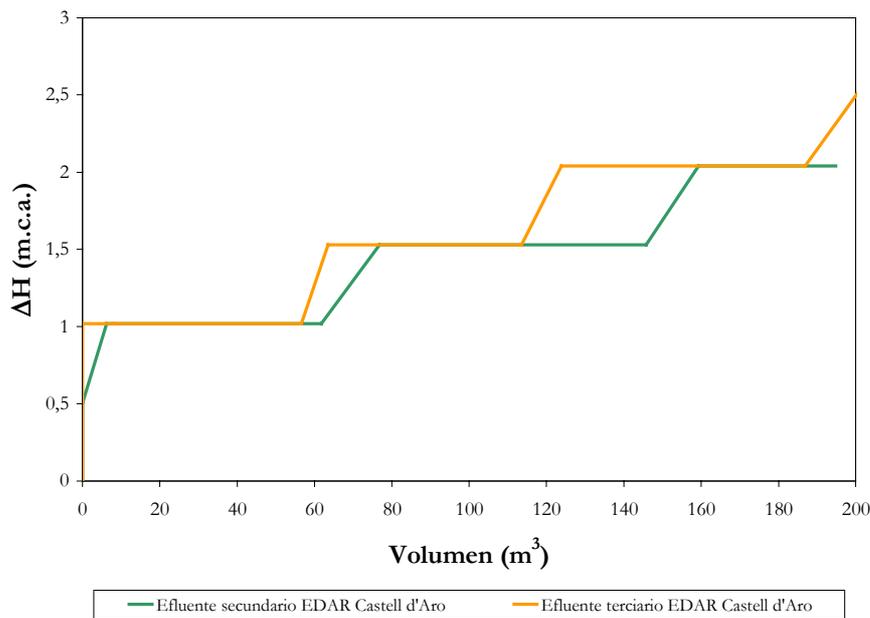


Figura III 14. Evolución de la caída de presión en el filtro de malla de 130 μm de 2ª en función del tipo de agua residual utilizada.

3.4.4. Índices de filtrabilidad

El cálculo de los índices de filtrabilidad de acuerdo con la ecuación [III.25] permite comparar la facilidad para obturarse que presentan los filtros. Aunque este índice se desarrolló para filtros de malla, es posible aplicarlo en filtros de arena si la velocidad de filtración es baja, como indica Adin (2002). Los valores de los índices de filtrabilidad considerando los datos obtenidos en los ensayos se indican en la Tabla III 6.

Los ajustes obtenidos en la Tabla III 6 para los índices de filtrabilidad han sido relativamente buenos, siendo todas las regresiones estadísticamente significativas, incluso aquellas con bajos valores del coeficiente de regresión. En los casos en los que el coeficiente de regresión es bajo se debe a que la ley de Boucher no se verifica para todo el ciclo del ensayo, según describe Arnó (1990).

Tabla III 6. Media y desviación estándar de los índices de filtrabilidad I e intervalo de coeficiente de regresión ajustado para los diferentes tipos de filtros y efluentes.

Filtro	Efluente industria cárnica		Efluente secundario EDAR Girona		Efluente secundario EDAR Girona filtrado con arena		Efluente secundario EDAR Castell-Platja d'Aro		Efluente terciario EDAR Castell-Platja d'Aro	
	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.
A115 2"	5,85 ± 1,37	0,953-0,984	1,04 ± 0,56	0,347-0,929	0,18 ± 0,09	0,669-0,998	-	-	-	-
A130 1"	4,52 ± 0,75	0,894-0,983	-	-	-	-	-	-	-	-
A130 2"	9,48 ± 3,28	0,601-0,977	0,20 ± 0,05	0,387-0,987	0,15 ± 0,05	0,502-0,973	0,01 ± 0,00	0,842-0,970	-	-
A200 2"	3,92 ± 2,22	0,691-0,989	0,02 ± 0,01	0,840-0,999	0,09 ± 0,02	0,476-0,952	-	-	-	-
M98 2"	2,71 ± 0,50	0,892-0,987	1,17 ± 0,38	0,514-0,941	0,71 ± 0,44	0,584-0,922	-	-	-	-
M115 2"	1,93 ± 0,46	0,887-0,994	1,39 ± 0,85	0,448-0,931	0,29 ± 0,09	0,508-0,960	-	-	-	-
M130 2"	-	-	-	-	-	-	0,01 ± 0,01	0,921-0,971	0,01 ± 0,00	0,792-0,988
M178 2"	1,98 ± 0,76	0,846-0,995	0,06 ± 0,01	0,929-0,999	0,22 ± 0,07	0,595-0,996	-	-	-	-
Arena	1,25 ± 0,31	0,938-0,965	0,42 ± 0,08	0,880-0,988	-	-	-	-	-	-

Leyenda: A115 2": filtro de anillas de 115 µm de 2", A130 1": filtro de anillas de 130 µm de 1", A130 2": filtro de anillas de 130 µm de 2", A200 2": filtro de anillas de 200 µm de 2", M98 2": filtro de malla de 98 µm de 2", M115 2": filtro de malla de 115 µm de 2", M130 2": filtro de malla de 130 µm de 2" y M178: filtro de malla de 178 µm de 2".

Los datos de la Tabla III 6 se han conseguido considerando todos los datos obtenidos en los ensayos, en los que el límite de presión fue distinta. Como se ha indicado en el apartado 3.3.4.2, se recalcularon los índices de filtrabilidad utilizando sólo los datos disponibles hasta una caída de presión de 5 m.c.a. para poder hallar valores directamente comparables. Los resultados de los índices de filtrabilidad calculados en estas condiciones se indican en la Tabla III 7.

Tabla III 7. Media y desviación estándar de los índices de filtrabilidad I e intervalo de coeficiente de regresión ajustado para los diferentes tipos de filtros y efluentes con caídas de presión no superiores a 5 m.c.a. Dentro de cada tipo de efluente, letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

Filtro	Efluente industria cárnica		Efluente secundario EDAR Girona		Efluente secundario EDAR Girona filtrado con arena		Efluente secundario EDAR Castell-Platja d'Aro		Efluente terciario EDAR Castell-Platja d'Aro	
	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.	I (m ⁻³)	R ² aj.
A115 2''	9,28 ± 2,75 ab	0,948-0,995	1,31 ± 0,49 ab	0,751-0,931	0,18 ± 0,09	0,669-0,998	-	-	-	-
A130 1''	1,99 ± 0,42 b	0,734-0,967	-	-	-	-	-	-	-	-
A130 2''	13,4 ± 6,71 a	0,583-0,992	0,28 ± 0,06 c	0,784-0,987	0,15 ± 0,05	0,502-0,973	0,01 ± 0,00	0,842-0,970	-	-
A200 2''	5,47 ± 2,97 ab	0,829-0,989	0,02 ± 0,00 c	0,840-0,995	0,09 ± 0,02	0,476-0,952	-	-	-	-
M98 2''	2,79 ± 0,49 b	0,894-0,979	1,85 ± 0,34 a	0,814-0,959	0,71 ± 0,44	0,584-0,922	-	-	-	-
M115 2''	2,08 ± 0,59 b	0,648-0,999	1,61 ± 0,80 a	0,820-0,931	0,29 ± 0,09	0,508-0,960	-	-	-	-
M130 2''	-	-	-	-	-	-	0,01 ± 0,01	0,921-0,971	0,01 ± 0,00	0,792-0,988
M178 2''	2,11 ± 0,76 b	0,809-0,988	0,06 ± 0,01 c	0,921-0,993	0,22 ± 0,07	0,595-0,996	-	-	-	-
Arena	4,70 ± 0,15 ab	0,778-0,825	0,53 ± 0,04 bc	0,956-0,997	-	-	-	-	-	-

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 µm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 µm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 µm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 µm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 µm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 µm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 µm de 2'' y M178: filtro de malla de 178 µm de 2''.

Los índices de filtrabilidad indicados en la Tabla III 7 difieren de los de la Tabla III 6, en especial para los datos obtenidos con el efluente de la industria cárnica. Esto es debido a

que, con este efluente, se producía inicialmente una caída de presión muy pronunciada, que a continuación se iba estabilizando hasta llegar al límite del ensayo, establecido inicialmente en 10 m.c.a.

De los datos corregidos de la Tabla III 7 se desprende que el filtro que se obturó más, es decir, tuvo un índice de filtrabilidad mayor, con los efluentes de la industria cárnica fue el de anillas de 130 μm de 2", aunque sin diferencias significativas con el resto de filtros de anillas de 2" y con el de arena. No es lógico que el filtro de anillas de 130 μm tenga un índice de filtrabilidad superior al del filtro de anillas de menor luz, de 115 μm . El filtro de anillas de 130 μm de 1 pulgada, al tener diferente superficie de filtración y admitir distinto caudal presenta un índice de filtrabilidad inferior al filtro de anillas de 130 μm de 2 pulgadas. En general, se observa una mayor tendencia a la obturación en los filtros de anillas para este tipo de efluente que con los filtros de malla y de arena. Este hecho contrasta con la afirmación de que los filtros de malla presentan un mayor embozamiento (Adin y Elimelech, 1989).

Para el efluente secundario de la EDAR de Girona, los índices de filtrabilidad obtenidos fueron muy inferiores a los hallados para el efluente de la industria cárnica. En este caso, los filtros que más se obturaron con respecto al resto de forma estadísticamente significativa fueron los de malla de 98 μm y de 115 μm . Los filtros de anillas de 200 μm y de malla de 178 μm fueron los que presentaron un menor índice de filtrabilidad, aunque sin diferencias significativas entre ambos. Estos resultados verifican que los filtros de malla y de anillas de menor apertura se obturan más fácilmente que los de mayor apertura, de acuerdo con Adin y Alon (1986). Con este tipo de efluente se comprueba que los filtros de malla se obturan más que los de anillas, lo que se puede deber a que este último tipo de filtro presenta menor atascamiento cuando la carga embozante del agua es menor.

Cuando el efluente secundario de la EDAR de Girona se filtra con un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm, los valores de los índices de filtrabilidad de los filtros de malla y de anillas ensayados no presentan diferencias estadísticamente significativas. Se verifica, sin embargo, que la media de los índices de filtrabilidad es ligeramente superior en los filtros de malla que en los filtros de anillas. Para los filtros de anillas de 200 μm y de malla de 178 μm , los índices de filtrabilidad obtenidos son mayores que los de estos mismos filtros operando con el efluente secundario sin filtrar con arena. Este hecho puede ser debido a problemas con las presiones en los ensayos con estos filtros, según se ha comentado en el apartado 3.3.2.1. Procedimiento experimental.

Con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, los índices de filtrabilidad de los filtros de malla y de anillas de 130 μm no muestran diferencias significativas, pero los menores valores se obtienen con el filtro de anillas. El filtro de malla de 130 μm también se utilizó con el efluente terciario, siendo el índice de filtrabilidad menor que con el efluente secundario, aunque sin diferencias significativas con este último. De todas

formas, el embozamiento del filtro de anillas fue ligeramente inferior al del filtro de malla, incluso cuando éste último operó con el efluente terciario. Este menor atascamiento de los filtros de anillas respecto a los de malla ya se verificó con el efluente secundario, filtrado o no, de la EDAR de Girona.

En la Figura III 15 se muestran los índices de filtrabilidad de cada filtro en función del efluente utilizado. Se puede comprobar como existen diferencias significativas para cada filtro, excepto para el filtro de malla de 98 μm y de 115 μm , entre el índice de filtrabilidad con el efluente de la industria cárnica y con el efluente secundario de la EDAR de Girona. Si el efluente secundario de la EDAR de Girona se filtra con arena, el índice de filtrabilidad no es significativamente distinto en ningún filtro del que se obtiene sin filtrar. En el caso del filtro de anillas de 130 μm de 2^o, además, también existen diferencias entre el índice de filtrabilidad con el efluente de la industria cárnica y el obtenido con los efluentes secundarios de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. Entre los índices de filtrabilidad obtenidos para los distintos tipos de aguas residuales procedentes de las estaciones depuradoras de las aguas residuales no se observan diferencias significativas.

El mayor índice de filtrabilidad que presentan los filtros con el efluente de la industria cárnica, indica que se producirá una mayor obturación, lo que concuerda con los resultados de Juanico *et al.* (1995b) quienes observaron que a peor calidad de las aguas residuales mayor es la obturación de los filtros. En este sentido, para el uso de aguas residuales en riego por goteo (Suárez, 1994) indica que es necesario utilizar como mínimo un tratamiento secundario.

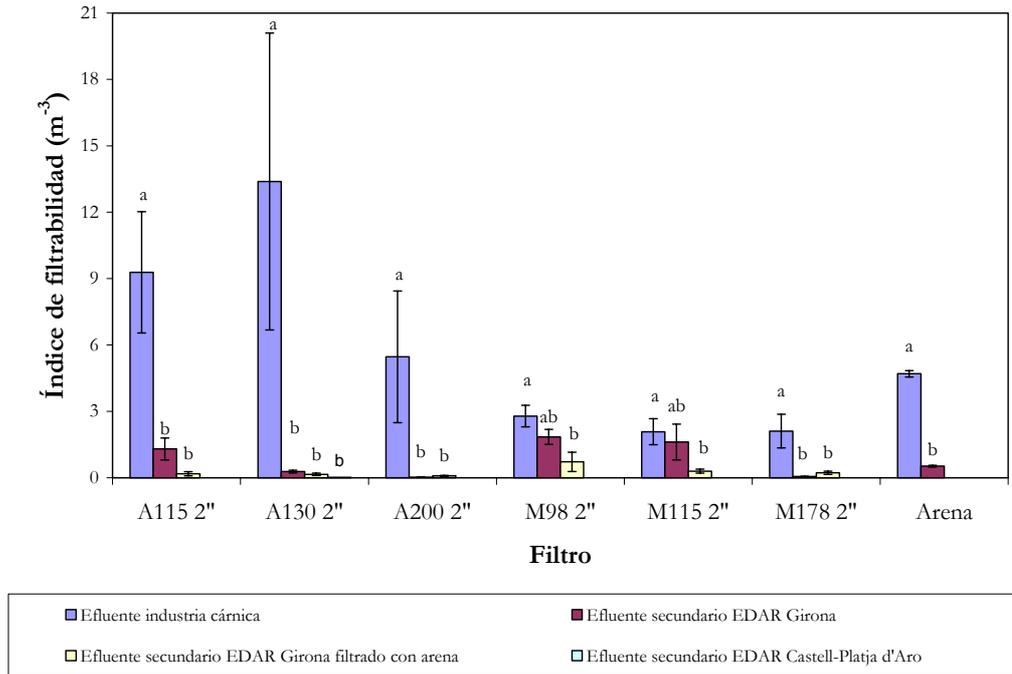


Figura III 15. Comparación entre los índices de filtrabilidad medios de todos los filtros obtenidos en las diferentes pruebas hasta una caída de presión de 5 m.c.a en función del efluente. Las columnas de un mismo filtro que tienen letras distintas presentan diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 μm de 2'', A130 2'': filtro de anillas de 130 μm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 μm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 μm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 μm de 2'' y M178: filtro de malla de 178 μm de 2''.

Como se visualiza en la Figura III 15, existe una gran diferencia entre los índices de filtrabilidad obtenidos con el efluente de la industria cárnica y con el resto de efluentes. Para determinar si existen diferencias significativas entre los índices de filtrabilidad para los efluentes generados en estaciones depuradoras de aguas residuales, se procedió a realizar una separación de medias sin considerar los resultados con el efluente de la industria cárnica.

En la Figura III 16 se puede observar como, al no computar los datos obtenidos en los ensayos con el agua residual de la industria cárnica, existen diferencias significativas entre los efluentes de las EDAR. Para los filtros de malla y anillas de 115 μm se produjo un embozamiento estadísticamente más elevado con el efluente secundario de la EDAR de Girona que con el mismo efluente filtrado con arena. Con los filtros de malla de 98 μm y de anillas de 130 μm no existieron diferencias significativas entre los índices de filtrabilidad con el efluente de la EDAR de Girona filtrado o no con arena. En cambio, los filtros de malla de 178 μm y de anillas de 200 μm se obturaron más con el efluente

secundario de la EDAR de Girona filtrado en el filtro de arena que con el mismo efluente sin filtrar. En el caso del filtro de anillas de 130 μm , el índice de filtrabilidad fue significativamente inferior para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro con respecto al efluente secundario de la EDAR de Girona, pero en ambos casos sin diferenciarse del efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena. El índice de filtrabilidad para el filtro de malla de 130 μm fue estadísticamente igual para el efluente secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. Queda patente, por tanto, la clara influencia de la calidad del agua en la obturación de cada filtro.

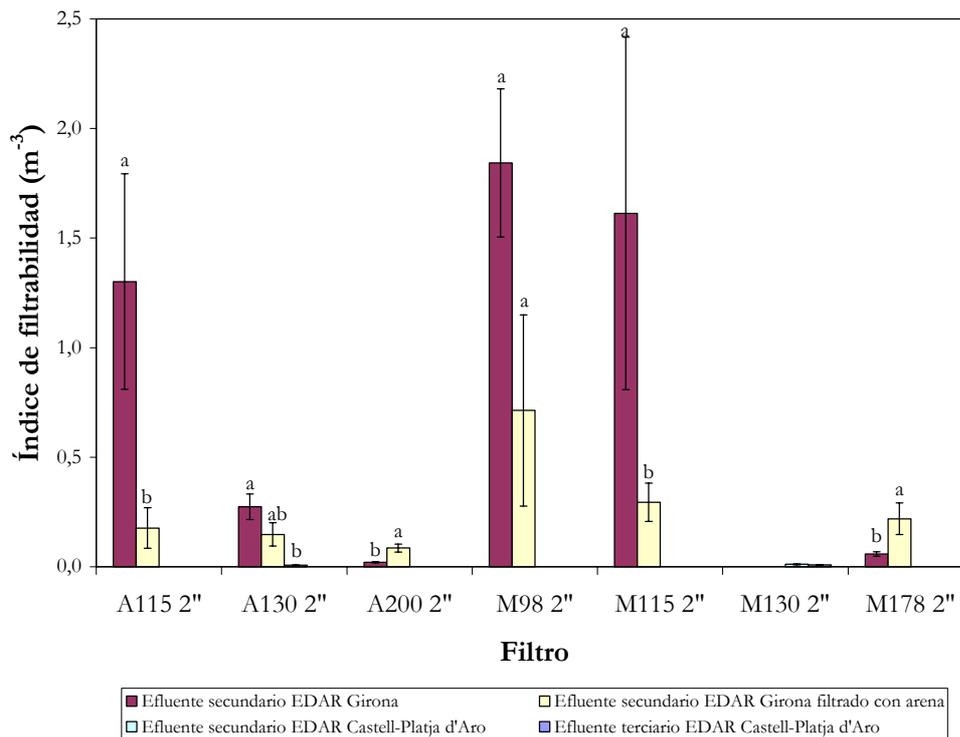


Figura III 16. Comparación entre los índices de filtrabilidad medios de todos los filtros obtenidos en las diferentes pruebas hasta una caída de presión de 5 m.c.a, considerando únicamente los efluentes de EDAR. Las columnas de un mismo filtro que tienen letras distintas presentan diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 μm de 2'', A130 2'': filtro de anillas de 130 μm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 μm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 μm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 μm de 2'', M130: filtro de malla de 130 μm de 2'' y M178: filtro de malla de 178 μm de 2''.

3.4.5. Justificación del índice de filtrabilidad

Con el objeto de intentar discernir la incidencia de los diferentes parámetros analíticos considerados en este trabajo en los índices de filtrabilidad ajustados a 5 m.c.a. se utilizó el método de regresión múltiple *Stepwise* del paquete estadístico SAS.

Inicialmente se utilizó este procedimiento considerando conjuntamente los valores de los índices de filtrabilidad obtenidos con todos los efluentes y todos los filtros, pero el ajuste no fue estadísticamente significativo, con $P > 0,10$. El siguiente paso fue considerar los índices de filtrabilidad globales de los distintos filtros que operaron con un mismo efluente. Sin embargo, para los efluentes de la EDAR de Girona, tanto el filtrado como el no filtrado con arena, los resultados no fueron significativos. Con el efluente de la industria cárnica se obtuvo un resultado con un $P < 0,01$ pero con un coeficiente de regresión ajustado $R^2_{aj.} = 0,272$, lo que indica la baja explicación que tienen los diferentes parámetros físico-químicos analizados sobre los índices de filtrabilidad obtenidos con este efluente. Para los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-d'Aro los resultados también fueron estadísticamente significativos con un coeficiente de regresión ajustado de 0,850 y de 0,956, respectivamente. Sin embargo, estos últimos resultados son engañosos pues con el efluente secundario se utilizaron sólo dos filtros, mientras que para el terciario sólo se usó un filtro de malla.

Cuando se analizó el efecto sobre el índice de filtrabilidad considerando el tipo de filtro, con independencia del tipo de efluente, se obtuvieron resultados de mayor interés. Los parámetros seleccionados mediante el método de regresión múltiple *Stepwise* son los que se presentan en la Tabla III 8.

Puesto que en los resultados listados en la Tabla III 8 existen algunos casos en los que el ajuste no es estadísticamente significativo y los coeficientes de regresión no son muy elevados, se procedió a determinar los parámetros que tienen influencia en el índice de filtrabilidad considerando cada tipo de efluente y cada filtro. Los resultados se indican en la Tabla III 9. En este caso, para el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena y el filtro de malla de 98 μm no se halló ninguna regresión entre los parámetros analíticos considerados y el índice de filtrabilidad obtenido aplicando la ley de Boucher.

Los resultados de la Tabla III 8 y de la Tabla III 9 muestran una gran variabilidad en el parámetro físico-químico que justifica los índices de filtrabilidad obtenidos. En general, no se producen explicaciones elevadas del índice de filtrabilidad, por lo que el uso de parámetros físico-químicos no parece aportar mucha información en el estudio del embozamiento de los filtros, tal y como manifiestan Ravina *et al.* (1995). El parámetro que aparece más veces es el número de partículas, seguido de las MES, el pH, la DQO, la CE y la turbidez.

Tabla III 8. Ecuaciones resultantes para calcular los índices de filtrabilidad en función del filtro con independencia del tipo de efluente a partir de los parámetros seleccionados mediante el método de regresión múltiple *Stepwise*.

Filtro	Efluentes utilizados	Ecuación	R ² ajustado	Nivel de significación
A115 2''	Industria cárnica, Secundario EDAR Girona y Secundario EDAR Girona filtrado con arena	$I = -0,00520 \cdot CE + 0,61855 \cdot pH + 0,10462 \cdot MES$	0,924	ns
A130 2''	Industria cárnica, Secundario EDAR Girona y Secundario EDAR Girona filtrado con arena y Secundario EDAR Castell-Platja d'Aro	$I = 0,00036 \cdot Partícules/ml$	0,666	***
A200 2''	Industria cárnica, Secundario EDAR Girona y Secundario EDAR Girona filtrado con arena	$I = 0,2348 \cdot MES - 0,10999 \cdot Turbidez - 0,03194 \cdot DQO$	0,637	†
M98 2''	Industria cárnica, Secundario EDAR Girona y Secundario EDAR Girona filtrado con arena	$I = 0,00117 \cdot CE$	0,538	***
M115 2''	Industria cárnica, Secundario EDAR Girona y Secundario EDAR Girona filtrado con arena	$I = 0,02130 \cdot MES + 0,30789 \cdot pH - 0,00144 \cdot CE$	0,682	ns
M130 2''	Secundario y Terciario EDAR Castell-Platja d'Aro	$I = 0,00108 \cdot MES$	0,956	***
M178 2''	Industria cárnica, Secundario EDAR Girona y Secundario EDAR Girona filtrado con arena	$I = 0,00002 \cdot Partícules/ml$	0,918	***
Arena	Industria cárnica y Secundario EDAR Girona	$I = 0,00005 \cdot Partícules/ml + 0,00603 \cdot DQO - 0,02285 \cdot pH$	0,981	*

Leyenda: (ns) no significativo; (†) P<0,10; (*) P< 0,05; (**) P< 0,01; (***) P<0,001.

A115 2'': filtro de anillas de 115 µm de 2'', A130 2'': filtro de anillas de 130 µm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 µm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 µm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 µm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 µm de 2'' y M178 2'': filtro de malla de 178 µm de 2''.

Tabla III 9. Ecuaciones resultantes para calcular los índices de filtrabilidad en función del tipo de efluente y de cada filtro a partir de los parámetros seleccionados mediante el método de regresión múltiple *Stepwise*.

Efluente	Filtro	Ecuación	R ² ajustado	Nivel de significación
Industria cárnica	A115 2''	$I = 0,09115 \cdot \text{Turbidez} - 0,00349 \cdot \text{CE}$	0,948	***
	A130 1''	$I = 0,00004 \cdot \text{Partículas/ml}$	0,822	**
	A130 2''	$I = 0,00043 \cdot \text{Partículas/ml}$	0,787	**
	A200 2''	$I = 0,03385 \cdot \text{MES}$	0,477	†
	M98 2''	$I = 0,02028 \cdot \text{MES} - 0,00001 \cdot \text{Partículas/ml}$	0,988	*
	M115 2''	$I = 0,02047 \cdot \text{MES} - 0,00055 \cdot \text{CE}$	0,975	†
	M178 2''	$I = 0,00002 \cdot \text{Partículas/ml}$	0,928	***
	Arena	$I = 0,00011 \cdot \text{Partículas/ml}$	0,999	***
Secundario EDAR Girona	A115 2''	$I = 0,19767 \cdot \text{MES} - 0,04671 \cdot \text{DQO}$	0,977	**
	A130 2''	$I = 0,09940 \cdot \text{pH} - 0,00875 \cdot \text{DQO}$	0,920	†
	A200 2''	$I = 0,00353 \cdot \text{pH}$	0,954	***
	M98 2''	$I = 0,10230 \cdot \text{MES}$	0,979	***
	M115 2''	$I = 0,22256 \cdot \text{pH}$	0,431	ns
	M178 2''	$I = 0,00869 \cdot \text{pH}$	0,891	**
	Arena	$I = 0,07244 \cdot \text{pH}$	0,910	***
	Secundario EDAR Girona filtrado con arena	A115 2''	$I = 0,02920 \cdot \text{Turbidez}$	0,834
A130 2''		$I = 0,02278 \cdot \text{Turbidez} + 0,00003 \cdot \text{Partículas/ml}$	0,779	ns
A200 2''		$I = 0,06731 \cdot \text{pH} - 0,00036 \cdot \text{CE}$	0,799	*
M98 2''		-	-	-
M115 2''		$I = 0,03894 \cdot \text{Turbidez} + 0,00010 \cdot \text{Partículas/ml} - 0,04825 \cdot \text{pH}$	0,985	ns
M178 2''		$I = 0,04327 \cdot \text{Turbidez}$	0,8531	**
Secundario EDAR Castell-Platja d'Aro		A130 2''	$I = 0,00016 \cdot \text{DQO}$	0,864
	M130 2''	$I = 0,00108 \cdot \text{MES}$	0,956	***

Leyenda: (ns) no significativo; (†) $P < 0,10$; (*) $P < 0,05$; (**) $P < 0,01$; (***) $P < 0,001$.

A115 2'': filtro de anillas de 115 μm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 μm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 μm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 μm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 μm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 μm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 μm de 2'' y M178 2'': filtro de malla de 178 μm de 2''.

3.4.6. Comportamiento de los sólidos retenidos en los filtros

En la Tabla III 10 se indican los resultados de la constante K obtenidos al ajustar a la ecuación [III.10] los datos de los ensayos realizados con diferentes filtros y aguas residuales. La diferencia de presión máxima utilizada en los cálculos ha sido de 5 m.c.a. En la Tabla III 10 se muestran sólo los resultados medios, aunque se deben tener en cuenta la gran variación que mostraron.

Tabla III 10. Valores medios de K para los diferentes filtros y efluentes analizados.

Efluente	Filtro	K (m.c.a/kg)	R^2 ajustado*
Industria cárnica	A130 1''	74,91	0,464
	A115 2''	51,74	0,894
	A130 2''	31,26	0,658
	A200 2''	6,64	0,812
	M98 2''	8,98	0,663
	M115 2''	3,78	0,253
	M178 2''	9,59	0,838
	Arena	119,18	0,756
Secundario EDAR Girona	A115 2''	49,32	0,859
	A130 2''	2,01	0,185
	A200 2''	1,38	0,712
	M98 2''	79,64	0,822
	M115 2''	7,47	0,165
	M178 2''	3,21	0,788
	Arena	51,27	0,718
Secundario EDAR Girona filtrado con arena	A115 2''	4,20	0,255
	A130 2''	4,92	0,786
	A200 2''	2,06	0,688
	M98 2''	7,47	0,726
	M115 2''	10,49	0,879
	M178 2''	6,02	0,378
Secundario EDAR Castell-Platja d'Aro	A130 2''	1,00	0,796
	M130 2''	1,81	0,895
Terciario EDAR Castell-Platja d'Aro	M130 2''	0,90	0,317
Todos los efluentes	A115 2''	43,28	0,761
	A130 2''	1,40	0,470
	A200 2''	3,09	0,490
	M98 2''	10,84	0,343
	M115 2''	5,26	0,182
	M130 2''	1,24	0,523
	M178 2''	4,28	0,624
	Arena	52,13	0,707

* todos los coeficientes son significativos ($P < 0,001$)

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 μm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 μm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 μm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 μm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 μm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 μm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 μm de 22 y M178 2'': filtro de malla de 178 μm de 2''.

Los resultados de la Tabla III 10 señalan que la caída de presión en función de la cantidad de materia filtrada depende del filtro y del efluente. La tendencia general es que cuando menor es la apertura de los filtros y mayor la cantidad de materias en suspensión que transporta el efluente, más grande es K . El filtro de arena es el que presenta unos mayores valores de K , lo que indica que rápidamente se produce una caída de presión, como verificaban los resultados presentados en el apartado 3.4.3.

En la Tabla III 10 también se aprecia que los valores de K obtenidos con el efluente de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena son superiores para los filtros de mayor luz a los obtenidos con el mismo efluente sin filtrar. Esta aparente contradicción se explica por las variaciones de presión originadas por el funcionamiento irregular del grupo de presión, como se ha comentado anteriormente. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona, los valores de K para los filtros de malla de 98 y 115 μm también son superiores a los obtenidos con el efluente de la industria cárnica, lo que indica que con estos filtros se produjo una mayor acumulación de materias en el filtro, lo que no parece tener justificación.

El valor de K no se mantuvo constante a lo largo de cada ensayo, lo que evidencia que la torta de filtración que se formó fue compresible, de acuerdo con Adin y Alon (1986). En la Figura III 17 se muestra la evolución de K en función de la sólidos transportados por el efluente en las distintas pruebas realizadas con el filtro de anillas de 130 μm de 1" y el efluente de la industria cárnica.

Se puede observar que hubo comportamientos distintos. Cuando el contenido en MES de los efluentes superó los 180 mg/l, K fue aumentando conforme lo hacía la materia transportada. Cuando los valores de las materias en suspensión del efluente eran inferiores a 100 mg/l, en todos los ensayos excepto uno K fue decreciendo paulatinamente. Cuando el efluente de la industria cárnica presentó contenidos de materias en suspensión entre 100 y 180 mg/l es cuando el comportamiento no fue predecible. Así, mientras que en la mayoría de pruebas K presentó un valor decreciente, en otras fue disminuyendo hasta que se produjo una inflexión para después volver a incrementar su valor e, incluso hubo alguna prueba en la que K aumentó inicialmente hasta un valor máximo a partir del cual su valor se redujo.

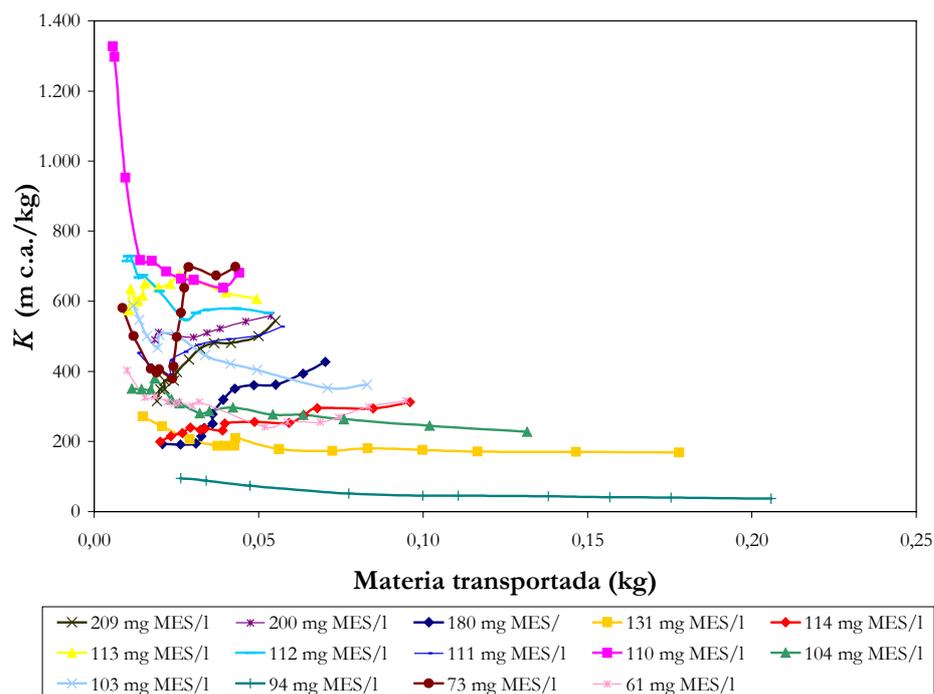


Figura III 17. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 1" de 130 μm con el efluente de una industria cárnica.

El hecho que K no fuera constante ya fue observado por Arnó (1990) y Adin y Alon (1986). Arnó detectó que cuando la caída de presión es prácticamente constante, los valores de K disminuían hasta un mínimo, y cuando se incrementaba la caída de presión, aumentaba también el valor de K . Puesto que las experiencias se realizaron con arena, esta evolución se atribuyó al proceso de obstrucción del filtro por deposición de partículas en el fondo de la carcasa y el taponamiento de los poros de la malla. Por su parte, Adin y Alon (1986) con ensayos de laboratorio con filtros de malla hallaron que K tiende a aumentar, lo que provoca un descenso en la porosidad de la torta.

En la Figura III 18, Figura III 19 y en la Figura III 20 se muestran la evolución de K para el filtro de anillas de 130 μm de 2" y los efluentes de la industria cárnica, secundario de la EDAR de Girona, secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena y secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. Los filtros de malla muestran tendencias similares a las que se presentan en las figuras anteriores.

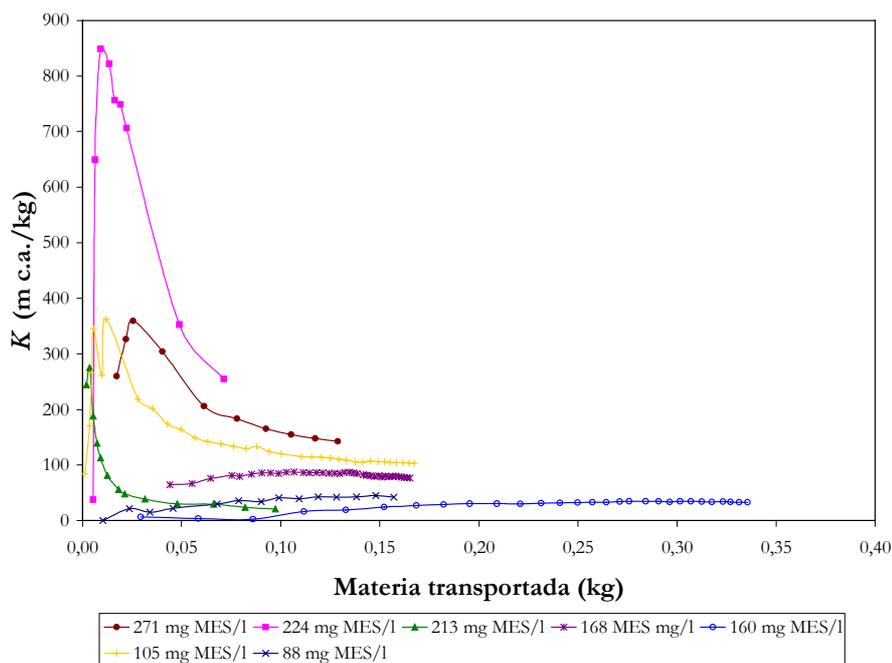


Figura III 18. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 2" de 130 μ m con el efluente de una industria cárnica.

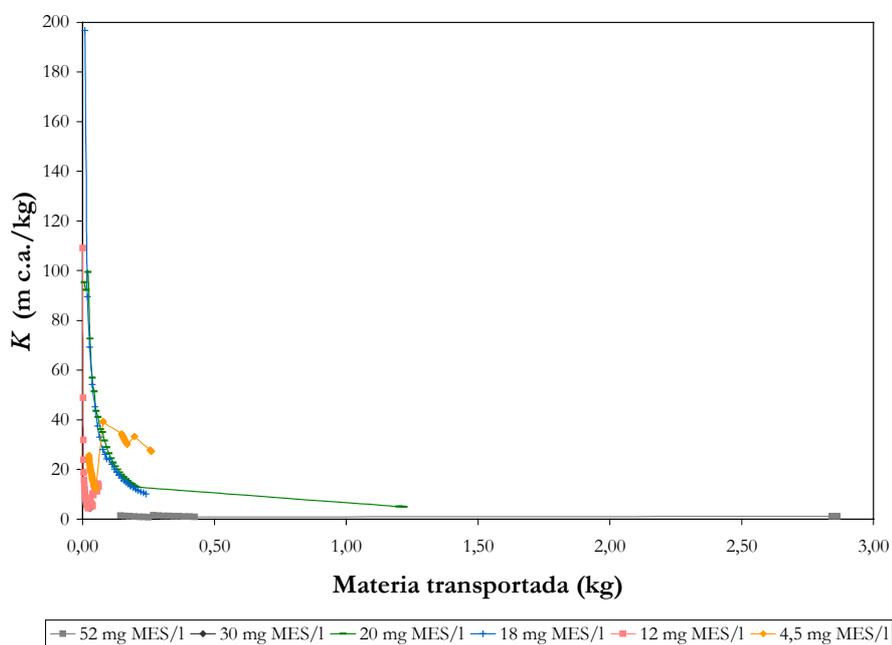


Figura III 19. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 2" de 130 μ m con el efluente secundario de la EDAR de Girona.

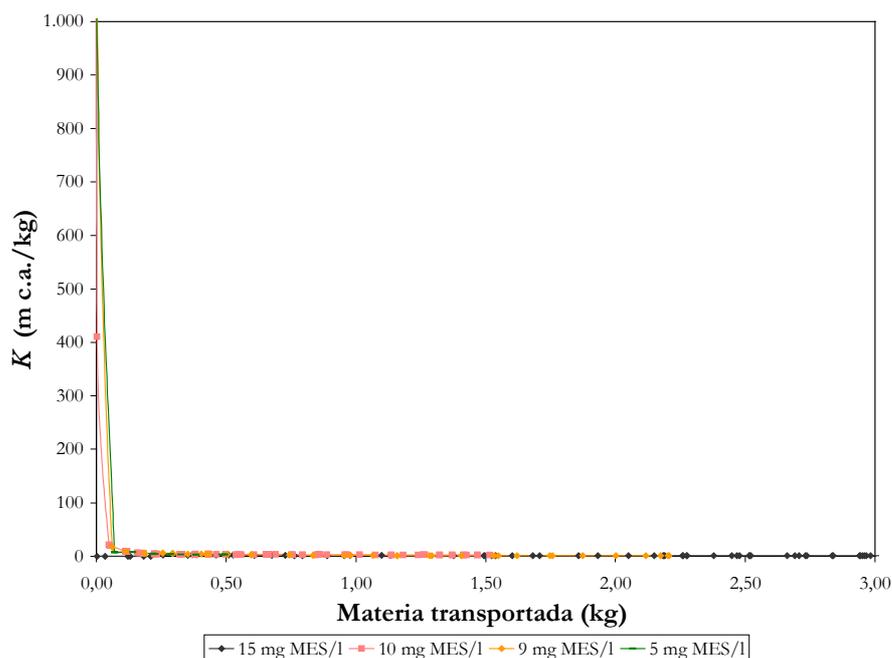


Figura III 20. Evolución de la constante K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de anillas de 2" de 130 μm con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Con el efluente de la industria cárnica (Figura III 18), la evolución de K en el filtro de anillas de 130 μm de 2" fue diferente a la observada con el filtro de anillas de 130 μm de 1". Cuando las materias en suspensión del efluente superaban los 200 mg/l, K aumentaba súbitamente hasta un máximo y después disminuía. Por debajo de este valor se producía un ligero incremento al aumentar la cantidad de materia transportada.

Cuando menos embozante es el agua a filtrar, como sucede con los efluentes secundarios de las EDAR de Girona y Castell-Platja d'Aro (Figura III 19 y Figura III 20), más parecidas son las evoluciones de K en las diferentes pruebas realizadas. En concreto, la tendencia es a disminuir K con independencia del contenido en sólidos en suspensión, si bien éstos presentan niveles no tan elevados como con el efluente de la industria cárnica. Al disminuir K la torta tiende a incrementar su porosidad, lo que difiere de lo observado por Adin y Alon (1986).

En la Figura III 21 y en la Figura III 22 se muestra la evolución de K en el filtro de arena con los efluentes de la industria cárnica y de la EDAR de Girona, respectivamente. Para este tipo de filtro, la constante K siempre disminuyó su valor con el incremento de la materia transportada para cualquier valor de las materias en suspensión del efluente.

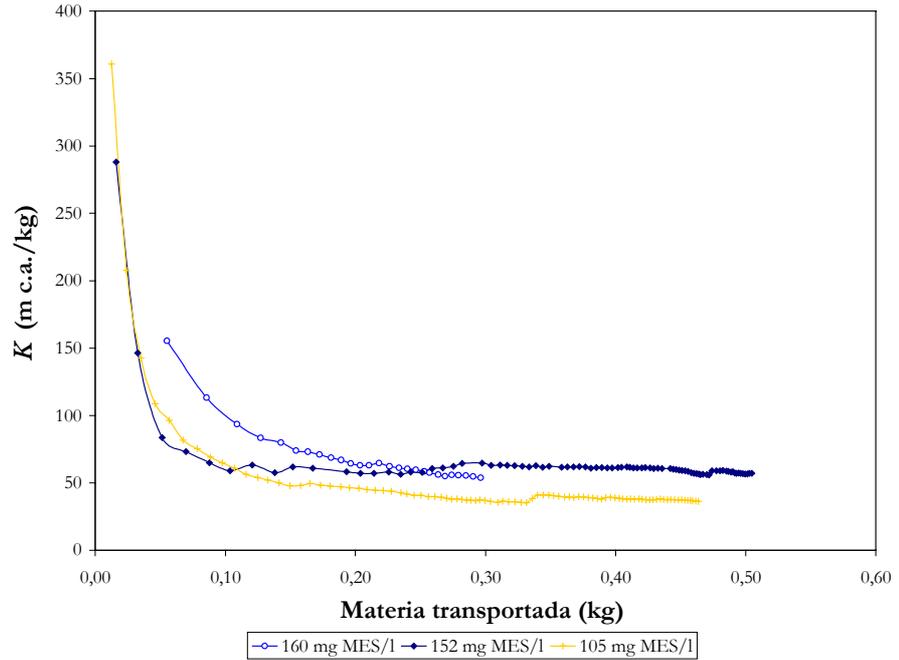


Figura III 21. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de arena y el efluente de una industria cárnica.

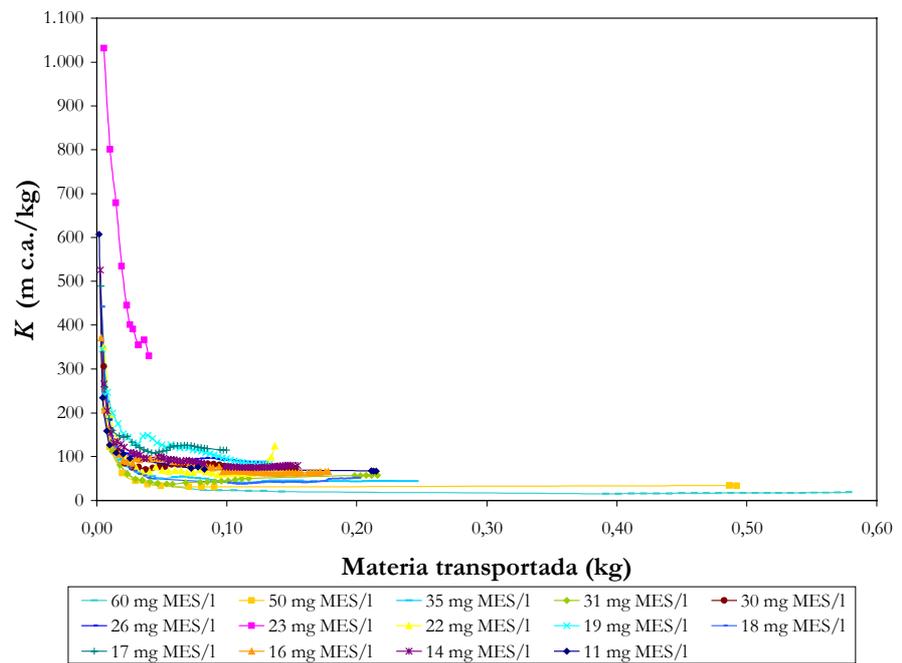


Figura III 22. Evolución de K en función de la materia transportada en los distintos ensayos con el filtro de arena y el efluente secundario de la EDAR de Girona.

3.4.7. Evolución de la granulometría de la arena del filtro

En la Figura III 23 se pueden observar las curvas granulométricas de la arena antes y después de ser utilizada en los ensayos de filtración de los efluentes secundarios de la EDAR de Girona. El volumen total de efluente que fue filtrado en los ensayos fue de 176 m³. Los valores característicos de la arena se indican en la Tabla III 11.

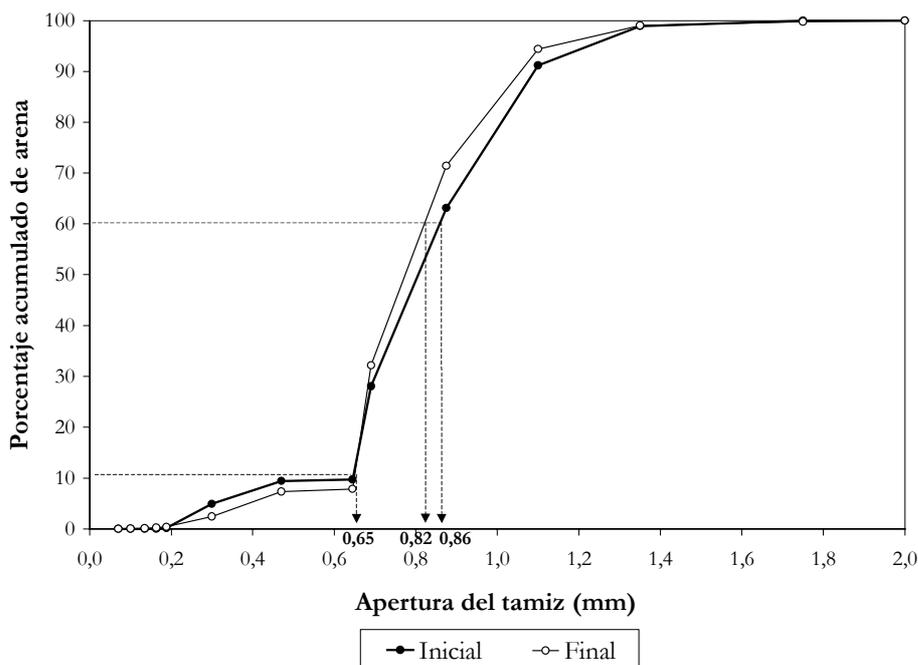


Figura III 23. Curva granulométrica de la arena utilizada para el filtro de arena antes y después de los ensayos para las experiencias de la EDAR.

Tabla III 11. Valores característicos de la arena del filtro antes y después de ser utilizada con el efluente secundario de la EDAR de Girona.

	Arena inicial	Arena final
Diámetro efectivo (mm)	0,65	0,65
Coefficiente de uniformidad	1,32	1,26

Como se observa en la Tabla III 11, los valores definidores de la arena al inicio y al final de los ensayos en la EDAR de Girona no variaron en cuanto al diámetro efectivo, pero sí que el coeficiente de uniformidad fue ligeramente inferior. Esto se debe a la menor presencia de partículas de arena de menor diámetro, lo que indica que se produjo una cierto arrastre de este tipo de partículas por los lavados a los que se sometió el filtro de

arena. De hecho, en el apartado 3.4.1 (Tabla III 3) ya se puso de manifiesto que el número de partículas que presentaba el efluente secundario de la EDAR de Girona una vez filtrado en el filtro de arena era superior al del efluente sin filtrar. La liberación de partículas de arena del filtro pudo haber originado el mayor índice de filtrabilidad de los filtros de anillas y de malla de mayor luz al filtrar este efluente, como se evidencia en la Tabla III 7.

3.4.8. Ajustes con la ecuación de Zeier y Hills

En la Tabla III 12 se indican los resultados de los ajustes de los datos de la presión y de las materias en suspensión con la ecuación [III.26] obtenida por Zeier y Hills (1987). Si bien dichos autores desarrollaron su expresión para filtros de malla, se ha considerado oportuno comprobar su posible adecuación a otros tipos de filtros como los de anillas y los de arena. La ecuación [III.26] se obtuvo trabajando en laboratorio y con arena, hasta unas presiones de 44,1 kPa. En nuestro caso no se ha utilizado una mezcla de agua y arena de granulometría conocida sino efluentes residuales. Como se ha indicado en el apartado 3.3.4.4., se han considerado los valores de las materias en suspensión para calcular la cantidad de materia retenida en el filtro y sólo se han tenido en cuenta las caídas de presión hasta 5 m.c.a. (49,0 kPa) para realizar los ajustes.

Como se puede comprobar en la Tabla III 12, los valores del coeficiente de regresión de los ajustes no son muy elevados, aunque en todos los casos son estadísticamente significativos. Si se analizan los resultados considerando todos los efluentes, los ajustes son mejores con el filtro de arena que con los distintos filtros de malla y de anillas. Si se estudian los ajustes en función del tipo de efluente, se verifica que con el efluente de industria cárnica los coeficientes de regresión son más elevados para los filtros de anillas que para los de malla. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado o no con arena y con efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, los ajustes ya son mejores con los filtros de malla que con los de anillas.

Es curioso que los mejores ajustes no siempre se han conseguido trabajando con los filtros de malla, que fue el tipo de filtro con el que Zeier y Hills obtuvieron su ecuación, lo que puede indicar que ésta puede ser extrapolable a filtros que no sean de malla. De todas formas, los valores no excesivamente elevados del coeficiente de regresión señalan que la explicación que se consigue con esta ecuación no es destacable. De hecho, ningún otro autor la ha utilizado posteriormente para el cálculo de la caída de presión en filtros para riego localizado. En este sentido, los mayores valores del coeficiente de regresión obtenidos para el índice de filtrabilidad de la ley de Boucher indican que este parámetro es más representativo de la caída de presión que la ecuación de Zeier y Hills.

Tabla III 12. Valores de los coeficientes y coeficiente de correlación para los ajustes de los datos experimentales a la ecuación de Zeier y Hills.

Efluente	Filtro	Ecuación	R ² ajustado*
Industria cárnica	A115 2''	$0,8276 - 0,0157 \cdot \Delta H - 7,68 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,912
	A130 1''	$0,8253 - 0,0466 \cdot \Delta H - 1,61 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,877
	A130 2''	$0,9083 - 0,0209 \cdot \Delta H - 4,30 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,714
	A200 2''	$0,7666 + 0,0085 \cdot \Delta H - 1,30 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,780
	M98 2''	$0,7894 - 0,0785 \cdot \Delta H + 2,80 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,802
	M115 2''	$0,5113 - 0,0354 \cdot \Delta H - 2,07 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,422
	M178 2''	$0,6488 - 0,0284 \cdot \Delta H - 2,00 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,706
Arena	$0,1178 + 0,2632 \cdot \Delta H - 4,93 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,764	
Secundario EDAR Girona	A115 2''	$0,9829 - 0,0555 \cdot \Delta H + 5,73 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,252
	A130 2''	$0,6860 + 0,0055 \cdot \Delta H - 5,50 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,260
	A200 2''	$-0,5711 + 0,0003 \cdot \Delta H - 7,37 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,588
	M98 2''	$1,0415 - 0,0606 \cdot \Delta H + 3,96 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,425
	M115 2''	$0,6518 + 0,0424 \cdot \Delta H - 1,90 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,388
	M178 2''	$-1,1484 + 0,0936 \cdot \Delta H - 4,69 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,384
	Arena	$0,8060 + 0,0257 \cdot \Delta H - 1,60 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,886
Secundario EDAR Girona filtrado con arena	A115 2''	$0,8595 - 1,4895 \cdot \Delta H + 0,1247 \cdot \Delta H^2$	0,376
	A130 2''	$0,3932 - 0,3267 \cdot \Delta H - 0,0041 \cdot \Delta H^2$	0,766
	A200 2''	$0,7336 + 0,1715 \cdot \Delta H - 0,9227 \cdot \Delta H^2$	0,574
	M98 2''	$-0,0612 + 0,0113 \cdot \Delta H - 0,0256 \cdot \Delta H^2$	0,427
	M115 2''	$0,5431 - 0,3861 \cdot \Delta H + 0,0118 \cdot \Delta H^2$	0,827
	M178 2''	$-0,3691 + 0,2379 \cdot \Delta H - 0,1029 \cdot \Delta H^2$	0,898
Secundario EDAR Castell-Platja d'Aro	A130 2''	$0,9444 + 0,0149 \cdot \Delta H - 0,0032 \cdot \Delta H^2$	0,525
	M130 2''	$0,8744 + 0,0186 \cdot \Delta H - 0,0033 \cdot \Delta H^2$	0,593
Terciario EDAR Castell-Platja d'Aro	M130 2''	$0,6697 + 0,0434 \cdot \Delta H - 0,0027 \cdot \Delta H^2$	0,763
Todos los efluentes	A115 2''	$0,6767 - 0,0280 \cdot \Delta H + 4,74 \cdot 10^{-5} \cdot \Delta H^2$	0,169
	A130 2''	$0,8006 - 0,0550 \cdot \Delta H + 2,97 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,193
	A200 2''	$0,7378 - 0,0355 \cdot \Delta H - 2,51 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,396
	M98 2''	$0,7777 - 0,0607 \cdot \Delta H + 4,58 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta H^2$	0,378
	M115 2''	$0,4953 + 0,0279 \cdot \Delta H - 1,50 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,244
	M130 2''	$0,9241 - 0,0029 \cdot \Delta H - 1,90 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,629
	M178 2''	$0,6177 - 0,0052 \cdot \Delta H - 1,36 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,406
	Arena	$0,9852 + 0,0060 \cdot \Delta H - 1,20 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta H^2$	0,814

* todos los coeficientes son significativos (P < 0,001)

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 µm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 µm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 µm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 µm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 µm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 µm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 µm de 2'' y M178 2'': filtro de malla de 178 µm de 2''.

3.5. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones que se desprenden de este capítulo son:

1. La ley de Boucher permite describir correctamente la pérdida de carga producida por el paso de los efluentes en los filtros de anillas, malla y arena.
2. El índice de filtrabilidad de la ley de Boucher se ha mostrado como un parámetro que permite comparar fácilmente la capacidad de obturación de diferentes filtros y efluentes.
3. No existe ningún parámetro físico-químico que justifique satisfactoriamente el índice de filtrabilidad analizado para todos los efluentes. Si bien la importancia relativa de cada parámetro varía en función del efluente, los que tienen una mayor incidencia son el número de partículas y las materias en suspensión.
4. En cuanto a la obturación de los filtros, medida a partir del índice de filtrabilidad:
 - 4.1. El filtro que presenta un mayor embozamiento con un efluente de una industria cárnica pretratado es el filtro de anillas de 2" y 130 μm , seguido del de anillas de 2" y 115 μm y del de anillas de 2" y 200 μm . El filtro de arena tiene una obturación menor que el filtro de anillas, pero superior a la de los filtros de malla.
 - 4.2. Para los efluentes secundarios de la EDAR de Girona, filtrado o no con un filtro de arena, secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, los filtros de malla se obturan más que los filtros de anillas. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona el filtro de arena presenta una obturación menor que la de los filtros de malla pero superior a la de los filtros de anillas.
5. En cuanto a la calidad de la filtración:
 - 5.1. Con el efluente pretratado de una industria cárnica el filtro con el que se obtiene una mayor calidad en el filtrado es el filtro de arena, sin que existan diferencias significativas entre los filtros de malla y anillas.
 - 5.2. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona no se observan diferencias significativas importantes entre los filtros de malla, anillas y arena, si bien existe una ligera tendencia a obtener una mejor calidad de filtración con los filtros de anillas.
 - 5.3. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena de 0,65 mm de diámetro efectivo no existen diferencias significativas en la calidad del efluente de los filtros de anillas y malla.

- 5.4. Con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, no existen diferencias significativas entre el filtro de anillas y de malla de 130 μm , aunque la calidad de filtración es ligeramente mayor con el filtro de malla.
- 5.5. El filtro de malla de 130 μm no origina una variación significativa en los parámetros físico-químicos embozantes del efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.
6. En los filtros de anillas, malla y arena trabajando con los diferentes efluentes se produce una torta de filtración que es compresible.
7. La ecuación de Zeier y Hills presenta algunos ajustes relativamente buenos para filtros de anillas y de arena, aparte de filtros de malla para los que fue desarrollada.

3.6. REFERENCIAS

Adin, A. 1987. Clogging in irrigation systems reusing pond effluents and its prevention. *Water Science and Technology*, 19, 12, 323-328.

Adin, A. 2002. Slow granular filtration for water reuse. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 1, 195-202.

Adin, A. y Alon, G. 1986. Mechanisms and process parameters of filter screens. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112, 4, 293-304.

Adin, A. y Elimelech, M. 1989. Particle filtration for wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115, 3, 474-487.

Adin, A. y Sacks, M. 1987. Water quality and emitter clogging relationship in wastewater irrigation. *Proceedings of Water Reuse Symposium*, Denver, Colorado, 517-530.

Adin, A. y Sacks, M. 1991. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 117, 6, 813-826.

AENOR. 1996. Norma UNE-EN 872. Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión. AENOR, Madrid.

Alon, G. y Adin, A. 1994. Mathematical modeling of particle size distribution in secondary effluent filtration. *Water Environment Research*, 66, 6, 836-841.

Arnó, J. 1990. Obturación física en filtros de malla. Comportamiento hidrodinámico y aplicación a la tecnología del riego localizado. Proyecto Final de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universitat Politècnica de Catalunya. Lleida.

- Berkowitz, S. J.** 2001. Hydraulic performance of subsurface wastewater drip system. On-Site Wastewater Treatment. *Proceedings of the National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, Fort Worth, Texas, 583-592.
- Bucks, D. A.; Nakayama, F. S. y Gilbert, R. G.** 1979. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. *Agricultural Water Management*, 2, 149-162.
- Chauhan, H. S.** 1995. Study approaches for trickle irrigation screen filters. *Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 597-602.
- Dickenson, T. C.** 1997. Filters and filtration handbook. 4th Edition. Elsevier Advanced Technology, Oxford.
- Gilbert, R. G.; Nakayama, F. S.; Bucks, D. A.; French, O. F.; Adamson, K. C. y Johnson, R. M.** 1982. Trickle irrigation: predominant bacteria in treated Colorado River water and biologically clogged emitters. *Irrigation Science*, 3, 123-132.
- Halbertal, J.; Segal, D. y Miron, A.** 1984. Filtration of effluents for drip irrigation: state of the art. *Water & Irrigation Review*, 3, 24-26.
- Juanico, M.; Azov, Y.; Telstch, B. y Shelef, G.** 1995b. Effect of effluent addition to a freshwater reservoir on the filter clogging capacity of irrigation water. *Water Research*, 29, 7, 1695-1702.
- McCabe, W. L.; Smith, J. C. y Harriott, P.** 2001. Unit operations of Chemical Engineering. 6th Edition. McGraw-Hill, New York.
- McDonald, D. R.; Lau, L. S.; Wu, I. P.; Gee, H. K. y Young, S. C. H.** 1984. Improved emitter and network system design for wastewater reuse in drip irrigation. 163. Water Resources Research Center. Honolulu, Hawaii.
- Mujeriego, R. y Asano, T.** 1999. The role of advanced treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science and Technology*, 40, 4-5, 1-9.
- Nakayama, F. S. y Bucks, D. A.** 1991. Water quality in drip/trickle irrigation: a review. *Irrigation Science*, 12, 187-192.
- Nakayama, F. S.; Gilbert, R. G. y Bucks, D. A.** 1978. Water treatments in trickle irrigation systems. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 104, IR1, 23-34.
- Ojha, C. S. P. y Graham, N. J. P.** 1994. Computer-aided simulation of slow sand filter performance. *Water Research*, 28, 5, 1025-1030.
- Oron, G.; Shelef, G. y Truzyński, B.** 1979. Trickle irrigation using treated wastewaters. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 105, IR2, 175-126.
- Oron, G.; Shelef, G. y Zur, B.** 1980. Stormwater and reclaimed effluent in trickle irrigation. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 106, IR4, 299-310.
- Parwal, D. S.; Chauhan, H. S. y Jaiswal, C. S.** 1995. Clean pressure drop and loss coefficient for trickle irrigation screen filters. *Fifth Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 875-880.
- Perry, R. H.; Green, D. W. y Malony, J. O.** (ed). 1997. Perry's Chemical Engineers' Handbook. McGraw Hill, New York.

- Ravina, I.** 2002. com. pers. *International Meeting on Advances in Drip/Microirrigation, Puerto de la Cruz, Tenerife.*
- Ravina, I.; Paz, E.; Sagi, G.; Schischa, A.; Marcu, A.; Yechiely, Z.; Sofu, Z. y Lev, Y.** 1995. Performance evaluation of filters and emitters with secondary effluent. *Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 244-249.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Schischa, A.; Sagi, G.; Yechiely, Z. y Lev, Y.** 1997. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. *Agricultural Water Management*, 33, 2-3, 127-137.
- Rodrigo, J.; Hernández, J. M.; Pérez, A. y González, J. F.** 1997. Riego localizado. Ediciones Mundi-Prensa y MAPA-IRYDA, Madrid.
- SAS.** 1999. SAS for Windows release 8e-2000. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Schischa, A.; Ravina, I.; Sagi, G.; Paz, E.; Yechiely, Z.; Alkon, A.; Scharamm, G.; Sofer, Z.; Marcu, A. y Lev, Y.** 1997. Drip irrigation with reclaimed effluent - the clogging problems. *International Water & Irrigation Review*, 17, 3, 8-12.
- Shandalov, S.; Yakirevich, A.; Brenner, A.; Oron, G. y Rebhun, M.** 1997. Model calibration of deep-bed filtration based on pilot-scale treatment of secondary effluent. *Water Science and Technology*, 36, 4, 231-237.
- Sood, V. K. y Chauhan, H. S.** 1995. Hydraulic performance of drip irrigation sand filters. *Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 881-886.
- Suárez, D. L.** 1994. Obturaciones - utilización de aguas depuradas en riego localizado y mantenimiento de los mismos. VII Curso Internacional de Riego Localizado, La Laguna, Tenerife.
- Tajrishy, M. A.; Hills, D. J. y Tchobanoglous, G.** 1994. Pretreatment of secondary effluent for drip irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120, 4, 716-731.
- Taylor, H. D.; Bastos, R. K. X.; Pearson, H. W. y Mara, D. D.** 1995. Drip irrigation with waste stabilisation pond effects: solving the problem of emitter fouling. *Water Science and Technology*, 31, 12, 417-424.
- Telstch, B.; Juanico, M.; Azov, Y.; Ben-Harim, I. y Shelef, G.** 1991. The clogging capacity of reclaimed wastewater: a new quality criterion for drip irrigation. *Water Science and Technology*, 24, 9, 123-131.
- van Niekerk, A. S.** 1995. Measuring the dirtiness of irrigation water for microirrigation filters. *Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 586-591.
- Vigneswaran, S. y Song, C. J.** 1986. Mathematical modelling of the entire cycle of deep bed filtration. *Water, Air and Soil Pollution*, 29, 155-164.
- Zeier, K. R. y Hills, D. J.** 1987. Trickle irrigation screen filter performance as affected by sand size and concentration. *Transactions of the ASAE*, 30, 3, 735-739.

*IV. CARACTERIZACIÓN DE LAS
PARTÍCULAS EN LA FILTRACIÓN DE
AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO
LOCALIZADO*

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

4.1. INTRODUCCIÓN	155
4.1.1. Características de las partículas de las aguas residuales	155
4.1.2. Distribución del tamaño y volumen de partículas	156
4.1.3. Efecto de la filtración en la distribución de partículas	161
4.2. OBJETIVOS	163
4.3. MATERIALES Y MÉTODOS	164
4.3.1. Efluentes utilizados	164
4.3.2. Determinación de la distribución de partículas	164
4.3.2.1. Analizador de partículas	164
4.3.2.2. Procedimiento experimental	165
4.3.2.3. Resultados obtenidos	166
4.3.3. Observación con microscopio electrónico	167
4.3.4. Tratamiento estadístico de los datos	168
4.3.4.1. Efecto de los filtros en las distribuciones de tamaño y de volumen de las partículas	168
4.3.4.2. Ajustes entre la distribución del número de partículas y el diámetro de la partícula	168
4.3.4.3. Cálculo de α y β	168
4.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	169
4.4.1. Efecto de los filtros en la distribución del número de partículas	169
4.4.2. Eficiencia de los filtros en la retención de partículas	174
4.4.3. Evolución de la eficiencia de filtración con el tiempo	178
4.4.4. Ecuaciones de la distribución del número de partículas	180
4.4.5. Efecto de los filtros en la distribución del volumen de partículas	184
4.4.6. Observación microscópica del filtrado	191
4.5. CONCLUSIONES	194
4.6. REFERENCIAS	195

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla IV 1. Resultados de las regresiones con ecuaciones potenciales, exponenciales y logarítmicas entre la distribución del número de partículas (N) y el diámetro de las partículas (D_p), a la entrada y a la salida de los diferentes filtros en función de los efluentes.....	181
Tabla IV 2. Media, desviación estándar e intervalo de coeficiente de regresión ajustado de los valores α y β de la distribución del número de partículas para los diferentes efluentes y filtros utilizados con el intervalo del coeficiente de regresión. Dentro de cada tipo de efluente, letras distintas indican diferencias significativas ($P<0,05$).....	182

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura IV 1. Distribución del número de partículas a partir de las frecuencias del número de partículas (N) en función del diámetro de las partículas (D_p).....	157
Figura IV 2. Distribución del número de partículas a partir de la curva acumulativa del número de partículas (N) en función del diámetro de las partículas (D_p).....	158
Figura IV 3. Procedimiento experimental para la determinación de la distribución de partículas con el efluente de la industria cárnica.....	166
Figura IV 4. Efecto de los diferentes filtros en la media de la distribución del número de partículas de los diferentes efluentes utilizados. Para cada tipo de efluente, columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P<0,05$).....	170
Figura IV 5. Distribución media del número de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado con un filtro de anillas de 130 μm de 1 pulgada.....	171
Figura IV 6. Distribución media del número de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado en filtros de anillas de 2" de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200), filtros de malla de 2" de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm.....	172
Figura IV 7. Distribución media del número de partículas para el efluente secundario de la EDAR de Girona sin filtrar y filtrado con filtros de anillas de	

- 2" de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200), filtros de malla de 2" de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm.172
- Figura IV 8.** Distribución media del número de partículas para el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm sin filtrar y filtrado con filtros de anillas de 2" de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200) y de malla de 2" de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178).173
- Figura IV 9.** Distribución media del número de partículas para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 2" de 130 μm (A130) y de malla de 2" de 130 μm (M130).173
- Figura IV 10.** Distribución media del número de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de malla de 2" de 130 μm (M130).174
- Figura IV 11.** Eficiencia del filtro de anillas de 2" de 130 μm en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.175
- Figura IV 12.** Eficiencia del filtro de malla de 2" de 115 μm en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.177
- Figura IV 13.** Eficiencia del filtro de malla de 2" de 98 μm en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.177
- Figura IV 14.** Eficiencia del filtro de arena en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.178
- Figura IV 15.** Evolución en función del porcentaje de tiempo de filtración del cociente β_f/β_0 en diferentes pruebas con el efluente secundario de la EDAR de Girona179
- Figura IV 16.** Efecto de los diferentes filtros con las diferentes aguas residuales utilizadas en la mediana de la distribución de volumen de las partículas. Para cada tipo de agua, columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).184
- Figura IV 17.** Distribución media del volumen de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 130 μm de 1"186
- Figura IV 18.** Distribución media del volumen de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado con filtros de anillas de 2" de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200), filtros de malla de 2" de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm.187
- Figura IV 19.** Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente secundario de la EDAR de Girona sin filtrar y filtrado en filtros de anillas de 2 pulgadas de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200), filtros de malla de 2 pulgadas de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm.188

- Figura IV 20.** Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm sin filtrar y filtrado en filtros de anillas de 2" de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200) y filtros de malla de 2" de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178). 189
- Figura IV 21.** Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 2" de 130 μm (A130) y uno de malla de 2" de 130 μm (M130). 190
- Figura IV 22.** Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de malla de 2" de 130 μm (M130). 191
- Figura IV 23.** Partícula más grande detectada a la salida del filtro de anillas de 2" de 130 μm con el efluente de la industria cárnica. 192
- Figura IV 24.** Partícula más grande detectada a la salida del filtro de malla de 2" de 115 μm con el efluente de la industria cárnica. 192
- Figura IV 25.** Partícula más grande detectada a la salida del filtro de malla de 2" de 178 μm con el efluente de la industria cárnica. 192
- Figura IV 26.** Muestra de las partículas a la salida del filtro de arena (a) con el efluente de la industria cárnica y (b) con el efluente secundario de la EDAR de Girona. 193

NOTACIÓN

a	constante de la ecuación [IV.5]	L^{b-3} partículas· $\mu\text{m}^b/\text{ml}$
b	constante de la ecuación [IV.5]	<i>adimensional</i> -
c	constante de la ecuación [IV.6]	L^{-3} partículas/ml
d	constante de la ecuación [IV.6]	L^{-1} μm^{-1}
D_i	diámetro inferior de la partícula en un intervalo	L μm
D_{i+1}	diámetro superior de la partícula en un intervalo	L μm
D_{ml}	diámetro medio logarítmico de la partícula	L μm
D_p	diámetro de la partícula	L μm
DQO	demanda química de oxígeno	ML^{-3} mg/l
e	constante de la ecuación logarítmica de la Tabla IV 1	L^{-2} partículas· $\mu\text{m}/\text{ml}$
E	eficiencia en la eliminación de partículas	<i>adimensional</i> -
f	constante de la ecuación logarítmica de la Tabla IV 1	L^{-3} partículas/ml
m	masa de partículas	M kg
N_o	número de partículas en el efluente sin filtrar	L^{-3} partículas/ml
N	número de partículas	L^{-3} partículas/ml
V_p	volumen de una partícula	L^3 μm^3
α	constante empírica de la ecuación [IV.4]	$L^{\beta-4}$ partículas· $\mu\text{m}^{\beta+1}/\text{ml}$
β	constante empírica de la ecuación [IV.4]	<i>adimensional</i> -
β_f	constante empírica de la ecuación [IV.4] del filtrado	<i>adimensional</i> -
β_o	constante empírica de la ecuación [IV.4] del efluente	<i>adimensional</i> -
ΔN_i	número de partículas en un intervalo	L^{-3} partículas/ml
ΔV_i	volumen de las partículas en un intervalo	L^3 m^3
ρ_p	densidad de las partículas	ML^{-3} kg/m^3

4.1. INTRODUCCIÓN

4.1.1. Características de las partículas de las aguas residuales

Los efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales contienen sobre todo suspensiones coloidales y partículas de grandes dimensiones, la mayor parte de las cuales son de origen orgánico (Adin, 1999). Debe tenerse en cuenta que muchos de los contaminantes químicos y biológicos que se encuentran en las aguas residuales son adsorbidos o incorporados en partículas, por lo que su estudio es de especial interés (Lawler *et al.*, 1980).

Las propiedades de las partículas que afectan a su comportamiento en la suspensión y a su capacidad para ser eliminadas son el tamaño, la forma, la carga superficial, la velocidad de sedimentación y, probablemente, la porosidad. Estas propiedades varían de partícula a partícula en las suspensiones de aguas residuales, por lo que se deben tener en cuenta la distribución del tamaño de partículas, la variedad de formas y el intervalo de densidades (Lawler, 1997).

El tipo de partícula predominante en las aguas residuales es función del proceso de tratamiento al que se hayan sometido (Adin y Elimelech, 1989; Adin *et al.*, 1989; Tiehm *et al.*, 1999). Las partículas procedentes de efluentes del tratamiento por fangos activos tienen forma oval y están bien definidas, lo que facilita su retención por los filtros. Las que provienen de filtros biológicos están bien delimitadas pero algunas presentan formas irregulares. En los efluentes de lagunas aireadas existen partículas ovales y otras forman una especie de esponja, lo que dificulta su filtración. En los efluentes de balsas de almacenaje de efluentes hay una gran variedad de partículas con una gelatina que las recubre, de forma que tienen gran capacidad embozante (Adin *et al.*, 1989). Las diferencias en la forma de las partículas también se corresponden con una distinta composición química de su superficie (Adin, 1999).

Las partículas coloidales presentes en las aguas residuales presentan carga negativa, de forma que se repelen unas con otras y la suspensión de las partículas permanece estable. Los valores del potencial electrocinético de diferentes efluentes muestran que a veces las fuerzas repulsivas entre las partículas no son tan fuertes como las fuerzas repulsivas en los diferentes tipos de aguas superficiales, de forma que existe un cierto potencial de coagulación de las partículas coloidales en las aguas residuales (Adin *et al.*, 1989).

Las partículas presentes en los efluentes pueden ser retenidas en la biomasa gelatinosa producida en los goteros por bacterias y algas. En estos casos se forma un tapón que puede atrapar además algas y zooplancton, lo que incrementa el volumen del sedimento hasta que se bloquea completamente el paso del agua en el gotero (Adin y Sacks, 1991). Incluso se han desarrollado algunos modelos matemáticos, como el de Kanaani, en el que a partir de la cantidad de polisacáridos se predice la formación de biomasa y, por tanto, la capacidad de obturación. La presencia de polisacáridos afecta la distribución de las partículas, al permitir el desarrollo de copos que favorecen la floculación de las partículas arcillosas presentes en las aguas residuales (Adin, 1999).

Se ha verificado también que existe una fuerte asociación entre la DQO, el fósforo y los sólidos de las aguas residuales, pues se ha determinado que cantidades importantes de la DQO y el fósforo están en forma de partículas (Neis y Tiehm, 1997; Tiehm *et al.*, 1999).

4.1.2. Distribución del tamaño y volumen de partículas

La mayoría de las suspensiones en un líquido están formadas por partículas de una amplia gama de tamaños. Por este motivo, es necesario poder cuantificar tanto las dimensiones medias como la distribución de los distintos tamaños de las partículas, que es la característica física más importante del sistema (Lawler *et al.*, 1980; Coulson y Richardson, 1988).

En una muestra de partículas uniformes con un diámetro D_p , el volumen total de partículas es m/ρ_p , donde m y ρ_p son la masa total de la muestra y la densidad de la partículas, respectivamente. Si el volumen de una partícula es V_p , el número de partículas en la muestra N se puede calcular como:

$$N = \frac{m}{\rho_p \cdot V_p} \quad [\text{IV.1}]$$

Para aplicar la ecuación [IV.1] en mezclas de partículas de diferentes tamaños y densidades, la mezcla se divide en diferentes fracciones, cada una de las cuales se considera que tiene una densidad y un tamaño constantes. Si se contabilizan las diferentes partículas de forma individualizada, la ecuación [IV.1] se puede aplicar en cada fracción (McCabe *et al.*, 2001). De esta forma, se considera que una suspensión que contiene partículas de dimensiones distintas tiene una distribución de tamaño continua (Lawler *et al.*, 1980). Sin embargo, la asunción que la distribución de partículas suspendidas es uniforme no es del todo cierta para las suspensiones de efluentes de

aguas residuales en las que el tamaño de las partículas puede oscilar desde varios nanómetros hasta más de 100 μm (Adin, 1999).

Si se expresa gráficamente la frecuencia del número de partículas para cada intervalo de diámetro de partícula considerado se obtiene un histograma, como se muestra en la Figura IV 1, en el que se puede ajustar una curva continua para representar la distribución del número de partículas.

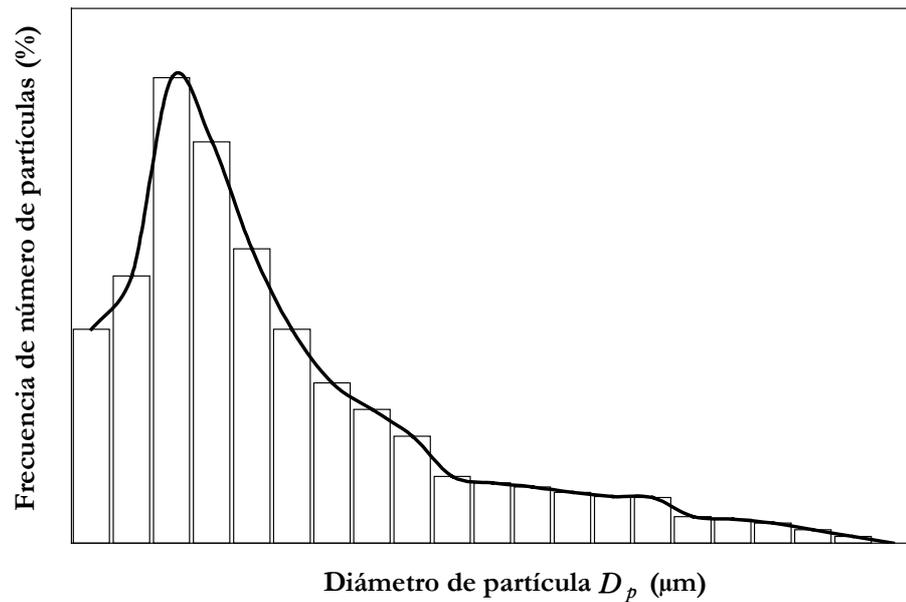


Figura IV 1. Distribución del número de partículas a partir de las frecuencias del número de partículas (N) en función del diámetro de las partículas (D_p).

Otra forma de mostrar la distribución del número de partículas es a través de una curva acumulativa del número de partículas (Figura IV 2), obtenida mediante la adición consecutiva del número de partículas de cada intervalo de diámetro de partícula considerado (Coulson y Richardson, 1988; McCabe *et al.*, 2001).

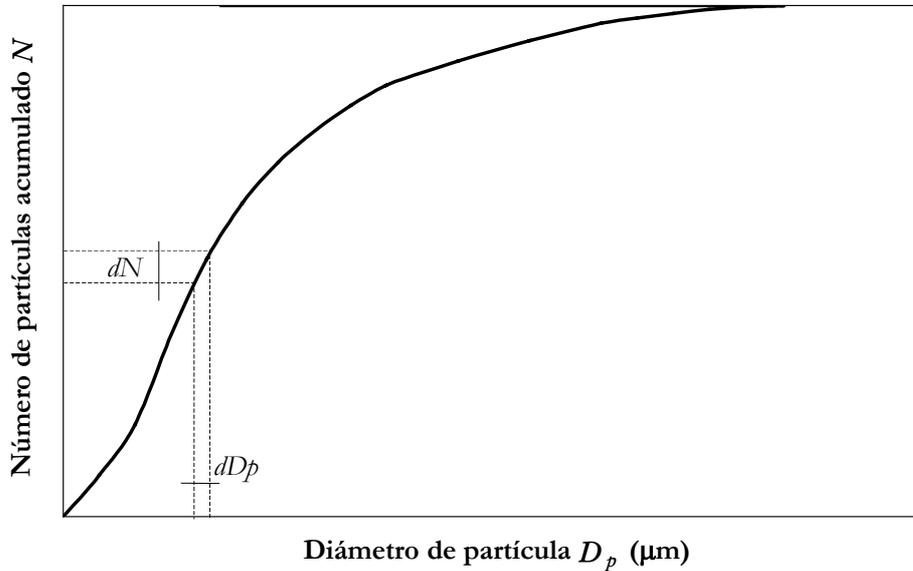


Figura IV 2. Distribución del número de partículas a partir de la curva acumulativa del número de partículas (N) en función del diámetro de las partículas (D_p).

Se puede calcular la distribución de volumen de partículas a partir de la distribución del número de partículas, asumiendo que se verifica la siguiente relación (Adin y Elimelech, 1989):

$$\Delta V_i = \Delta N_i \cdot \frac{\pi}{6} \cdot D_{ml}^3 \quad [\text{IV.2}]$$

donde:

ΔV_i : volumen ocupado por las partículas en el intervalo de tamaño de partícula estudiado

ΔN_i : número de partículas en el intervalo considerado

D_{ml} : diámetro medio logarítmico de las partículas en el intervalo, calculado como:

$$D_{ml} = \frac{D_{i+1} - D_i}{\ln\left(\frac{D_{i+1}}{D_i}\right)} \quad [\text{IV.3}]$$

siendo D_{i+1} y D_i los límites superior e inferior, respectivamente, del intervalo de diámetro de partículas considerado.

De forma análoga a como se ha deducido la ecuación [IV.2], se podría calcular también la distribución de la superficie de las partículas.

La determinación de la distribución del volumen de partículas permite conocer el volumen de sólidos capturado por un filtro o un emisor entre los tamaños de partícula predominantes (Adin, 1999).

La ecuación [IV.2] se obtiene considerando que las partículas son esféricas. Si esta suposición no es cierta, el volumen ocupado por las partículas de un determinado tamaño es proporcional, pero no igual, a la concentración en volumen de las partículas (Lawler *et al.*, 1980).

Las curvas de la distribución de número y de volumen de partículas generalmente presentan formas distintas en las aguas residuales. Mientras la curva de la distribución de número disminuye con el tamaño de la partícula, la de distribución de volumen tiene forma acampanada. La explicación está en que el volumen de la partícula es una potencia de tercer orden respecto a su tamaño, por lo que el volumen total de las partículas de menores dimensiones es pequeño en comparación con el de las partículas mayores, mientras que el número total de las partículas de mayor tamaño es bajo debido a su reducido número (Adin *et al.*, 1989).

Las distribuciones de número, superficie y volumen de partículas son especialmente interesantes para expresar los datos obtenidos con los contadores de partículas que determinan directamente el número de partículas en determinados intervalos de tamaños.

La distribución de número de las partículas en las suspensiones acuosas se corresponde con una ley de tipo potencial expresada como (Lawler *et al.*, 1980):

$$\frac{dN}{dD_p} = \alpha \cdot D_p^{-\beta} \quad \text{[IV.4]}$$

donde:

N : número de partículas por unidad de volumen

D_p : diámetro de las partículas

α y β : constantes empíricas

La constante empírica α es un coeficiente relacionado con la concentración total de materia particulada en el sistema. El exponente β resulta de las interacciones de diversos procesos físicos como la coagulación y la sedimentación (Lawler *et al.*, 1980).

El exponente β también proporciona una estimación del tamaño de las partículas. Si el

valor de esta constante es bajo, es indicativo que en el agua residual predominan las partículas de gran tamaño, mientras que si su valor es alto las partículas pequeñas son las mayoritarias (Lawler *et al.*, 1980; Adin y Elimelech, 1989).

La validez de la ley de tipo potencial para describir la distribución del número de las partículas ha sido comprobada por diversos autores (Lawler *et al.*, 1980; Adin y Elimelech, 1989; Alon y Adin, 1994) y se puede aplicar cuando las partículas tengan dimensiones superiores a 1 μm (Adin, 1999). Según Alon y Adin (1994) en los modelos descriptivos de la filtración se debe tener en consideración la distribución del número de partículas más que un solo valor representativo del diámetro de las mismas, por lo que la ley de tipo potencial permite introducir correctamente la distribución del número de partículas existentes.

La ecuación [IV.4] únicamente es válida cuando la distribución de partículas es unimodal, como en los efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales con fangos activos y de lagunas de aguas residuales (Adin y Elimelech, 1989). Sin embargo, se han descrito distribuciones de partículas bimodales para otros efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales con un proceso de tratamiento mediante fangos activos (McDonald *et al.*, 1984; Tajrishy *et al.*, 1994).

Adin *et al.* (1989) estudiaron la distribución del número de partículas de diferentes efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales respecto a dos tipos de funciones, una potencial y la otra exponencial, expresadas como:

$$N = a \cdot D_p^{-b} \quad \text{[IV.5]}$$

$$N = c \cdot e^{-d \cdot D_p} \quad \text{[IV.6]}$$

donde a , b , c y d son constantes experimentales. La ecuación [IV.5] es una modificación de la ecuación [IV.4] en la que el número de partículas no se divide por el diámetro de las mismas. Estos autores hallaron que las funciones exponenciales describen ligeramente mejor la distribución de partículas de los efluentes que las funciones potenciales. De todas formas, como las diferencias no fueron muy importantes, recomendaron el uso de la función potencial pues había sido demostrada por Lawler *et al.* (1980).

Existe una gran variedad de técnicas que permiten determinar el tamaño de las partículas. Destacan el análisis microscópico, el cambio de resistencia eléctrica, la dispersión de la luz, el bloqueo de la luz, la filtración de membrana y el fraccionamiento del caudal (Lawler, 1997; Neis y Tiehm, 1997). Los diferentes métodos se han comprobado ampliamente para obtener resultados exactos y reproducibles (Neis y Tiehm, 1997). Sin embargo, los contadores de partículas que operan bajo los principios

de dispersión y bloqueo de la luz presentan un error con los microorganismos pues, al ser transparentes, los consideran con unas dimensiones inferiores a las que realmente presentan (Lipp y Baldauf, 2000).

La determinación de la distribución del número de partículas es una herramienta que permite evaluar la eficiencia de los sistemas de filtración pues puede revelar la existencia de problemas que otros métodos no detectan (Hatukai *et al.*, 1997; Kobler y Boller, 1997) y, además, permite realizar simulaciones más exactas de los modelos de filtración (Kaminski *et al.*, 1997). Otros autores cuestionan más esta técnica. En concreto, Boller *et al.* (1997) indican que el análisis de la distribución de partículas no es representativo del fenómeno de transporte de partículas por la mezcla y la formación de canales preferentes, aunque es un método válido para evaluar los lugares en los que se produce una mayor deposición en los filtros y las diferencias entre la retención de partículas pequeñas y partículas grandes.

El análisis del tamaño partículas se puede utilizar cuando otros métodos pueden presentar resultados erróneos. En concreto, se ha descrito que la turbidez no es una medida muy significativa para determinar el efecto de la filtración (Hatukai *et al.*, 1997), especialmente en aguas con bajo contenido de partículas (Lipp y Baldauf, 2000). También, cuando los sólidos en suspensión tienen valores por debajo los 5 mg/l, este parámetro es menos útil que la determinación de la distribución de las partículas para el estudio de la eficiencia de la filtración (van der Graaf *et al.*, 2001).

4.1.3. Efecto de la filtración en la distribución de partículas

La eliminación de las partículas presentes en las aguas residuales puede disminuir el embozamiento de los goteros en sistemas de riego localizado (Adin y Sacks, 1991).

El efecto de la filtración en la distribución de partículas de aguas residuales ha sido poco estudiado en los filtros usuales en los sistemas de riego localizado. Destacan los trabajos realizados en filtros de malla y en filtros de arena (Adin y Alon, 1986; Adin, 1987; Adin y Elimelech, 1989; Tajrishy *et al.*, 1994). Las principales conclusiones de estos estudios indican que los filtros de arena tienen una eficiencia de eliminación de las partículas más embozantes de las aguas residuales, con tamaños comprendidos entre los 10 y los 80 μm , muy superior a la que presentan los filtros de malla, aunque la retención de partículas sólidas no superó, en el mejor de los casos, el 20% (Adin *et al.*, 1989).

Aunque los estudios realizados en filtros de instalaciones de riego localizado son escasos, se han publicado bastantes trabajos acerca del efecto en la distribución de partículas de la filtración en medio granular como un proceso de tratamiento de las aguas residuales (Vigneswaran *et al.*, 1990; Ben Aim *et al.*, 1997; Hatukai *et al.*, 1997; Kaminski *et al.*, 1997; Kobler y Boller, 1997; Landa *et al.*, 1997; Neis y Tiehm, 1997; Tiehm *et al.*, 1999; van Buuren *et al.*, 1999; Lipp y Baldauf, 2000; van der Graaf *et al.*, 2001). Puesto que los resultados obtenidos en la filtración en medio granular en las plantas depuradoras son extrapolables a los que se obtendrían a la filtración en un medio granular como la arena, utilizada en algunos filtros para sistemas de riego localizado, a continuación se comentan los principales resultados obtenidos.

La comprensión del mecanismo de filtración en medio granular es incompleto debido a la complejidad del proceso, pues nunca se está en estado estacionario y la eliminación de partículas va variando con el tiempo (Vigneswaran *et al.*, 1990; Lawler, 1997). Las partículas inferiores a 1 μm se transportan por difusión, mientras que las que son mayores de 1 μm se transportan por gravedad. El transporte de partículas relativamente grandes viene dominado por la interceptación, aunque también pueden estar retenidas por tensiones intersticiales. Las partículas entre 1 y 2 μm tienen una mínima oportunidad de eliminación (Kaminski *et al.*, 1997; Adin, 1999). Las partículas que se capturan en el medio de filtración pasan a formar parte del mismo incrementando la eficiencia del filtro al permitir que se retengan más partículas, o bien disminuyéndola al producir una menor captación de sólidos o al generar una liberación de partículas (Lawler, 1997). La liberación de partículas del filtro es debida fundamentalmente al incremento de presión, lo que provoca que se lleguen a formar agregados de hasta 20 μm en el filtrado (Adin, 1999). Lawler (1997) indica que la formación de agregados en el filtrado parece ser un proceso aleatorio. Se ha comprobado que el tamaño de las partículas retenidas varía con el tiempo de filtración (Ben Aim *et al.*, 1997; Boller *et al.*, 1997). En concreto, cuando el filtro entra en estado transitorio es capaz de retener aquellas partículas de pequeñas dimensiones que se liberan cuando el filtro está limpio porque aumenta la fuerza adhesiva consiguiendo de esta forma una mayor retención.

La eficiencia de un filtro de arena disminuye cuando en el agua a filtrar predominan las partículas de dimensiones próximas a 1 μm y se incrementa cuando aumenta el tamaño de las partículas, siendo máxima con partículas entre 9 y 10 μm (Ben Aim *et al.*, 1997; Adin, 1999). En cambio, según Kaminski *et al.* (1997) en un filtro granular sin adición de productos químicos las partículas pequeñas de 5 a 10 μm se eliminan poco. Vigneswaran *et al.* (1990) pusieron de manifiesto que cuando existe una mayor relación de partículas grandes respecto las partículas pequeñas, aumentaba la eficacia de la eliminación de las partículas pequeñas.

Hay un efecto significativo del tamaño del grano del filtro granular en la eliminación de las partículas. Cuando se incrementa el diámetro efectivo de la arena o de la grava, aumenta la eficacia de eliminación de las partículas (Vigneswaran *et al.*, 1990), especialmente las pequeñas (Adin, 1999). Sin embargo, otros autores indican que se produce una mayor eliminación global de partículas cuando el diámetro efectivo de la arena es menor, consiguiéndose una mejor retención de las partículas de mayores dimensiones, aunque no de aquéllas de menor tamaño (Tiehm *et al.*, 1999).

La velocidad de filtración también tiene especial importancia. Con una baja velocidad de filtración se mejora la eficiencia de la filtración (Kaminski *et al.*, 1997; Landa *et al.*, 1997; Lipp y Baldauf, 2000).

La eliminación de partículas en la filtración se puede mejorar mediante la dosificación óptima de floculantes o con una ozonificación previa (Kaminski *et al.*, 1997; Adin, 1999; Lipp y Baldauf, 2000), lo que repercute en un menor coste de la filtración (Adin, 1999).

4.2. OBJETIVOS

Los objetivos que se plantearon fueron:

- Caracterizar la distribución del número y volumen de partículas de los diferentes efluentes utilizados
- Determinar el efecto de los filtros en la variación de la distribución del número y volumen de partículas
- Comprobar si las distribuciones del número de partículas de los efluentes con y sin filtrar se ajustan a las ecuaciones existentes
- Determinar la calidad de la filtración en base a la retención de partículas efectuada por el filtro
- Identificar la existencia de problemas de filtración que no se hubiesen detectado con el análisis de los parámetros físico-químicos e hidráulicos

4.3. MATERIALES Y MÉTODOS

4.3.1. Efluentes utilizados

Los tipos de efluentes utilizados son los mismos con los que se realizaron los diferentes ensayos de filtración descritos en el apartado 3.3.1 del capítulo III. El procedimiento experimental está descrito en el apartado 3.3.2.1. y la toma de muestras de las aguas en el apartado 3.3.2.2.

4.3.2. Determinación de la distribución de partículas

4.3.2.1. Analizador de partículas

Para determinar la distribución de partículas se utilizó un analizador de partículas Galai Cis 1 (Galai, Migdal Haemek, Israel). El analizador de partículas Galai se basa en el principio de tiempo de transición. En este aparato, un haz de luz láser de He-Ne de 1,2 μm escanea el volumen de la suspensión cuya distribución de partículas se quiere determinar. Las sombras detectadas por un fotodiodo colocado en el otro extremo de la muestra son debidas a las partículas presentes en la suspensión. El tamaño de partículas se corresponde con el tiempo individual durante el cual se ha bloqueado el paso de la luz.

El analizador de partículas permite determinar la distribución del número, de la superficie y del volumen de partículas con una determinada confianza. En nuestro caso, se fijó que la distribución del volumen de partículas se debía determinar con una confianza mínima del 95%.

El analizador de partículas utilizado permite la lectura en diferentes rangos de diámetro de partículas. Utilizando la lente B se pueden determinar los tamaños de partículas entre 2 y 300 μm mediante una configuración de software B1, y entre 5 y 600 μm con una configuración de software B2. Los rangos de lectura que se utilizaron fueron de:

- a) de 2 a 300 μm , en los ensayos preliminares con el efluente de la industria cárnica y con los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

- b) de 5 a 600 μm , durante los ensayos del banco de filtración con el efluente de la industria cárnica y el efluente secundario de la EDAR de Girona, filtrado o no con arena.

Los intervalos de medida fueron establecidos a partir de unas pruebas preliminares para detectar el tamaño de las partículas de mayores dimensiones.

4.3.2.2. Procedimiento experimental

El procedimiento experimental de lectura consistía, en primer lugar, en calibrar el analizador de partículas interponiendo una célula de lectura con agua bidestilada en el haz del rayo láser. Una vez efectuada esta calibración previa se procedía al análisis de las diferentes muestras.

En la mayoría de casos se dispuso una muestra del efluente en una célula de lectura con una capacidad de 5 ml. En la célula de lectura se colocaba un agitador magnético para que el líquido se mantuviera en continua agitación y evitar así la sedimentación de partículas.

Puesto que las muestras de los efluentes de la industria cárnica eran altamente turbulentas, con valores superiores al centenar de unidades de turbidez, las muestras se diluyeron con agua destilada en una proporción de 1:6,5. Si no se realizaba esta dilución el aparato no podía ofrecer resultados o tardaba mucho tiempo en poder realizar la lectura. Adin *et al.* (1989) verificaron que cuando se diluyen las aguas residuales con elevada turbulencia para proceder a la determinación de la distribución de los tamaños de partículas se afecta de forma significativa en la misma. De todas formas, cuando el factor de dilución está entre 5 y 20, la distribución del número de partículas se mantiene prácticamente constante. A partir de factores de dilución superiores a 20, los resultados de la distribución del número de partículas son inestables, por lo que no se debe trabajar en estos intervalos. En nuestro caso, el factor de dilución está dentro del intervalo válido según los citados autores.

Se observó también que si con las muestras de los efluentes de la industria cárnica se realizaba la lectura en una célula normal los resultados variaban con el tiempo de forma acusada, aunque la velocidad de agitación fuera la máxima. Debe tenerse en cuenta que una limitación del analizador de partículas es que cuando aumenta el tiempo de análisis se incrementa la agregación de partículas (Neis y Tiehm, 1997). Para evitar este problema, se optó por variar el procedimiento de lectura con las muestras de este tipo de efluente para intentar garantizar que la suspensión de las partículas fuera homogénea

y constante con el tiempo. En concreto, según se muestra en la Figura IV 3, la muestra diluida se hacía circular continuamente desde un depósito dotado de un agitador Heidolph RZR 2001 (Heidolph Instruments, Alemania) a través de una célula de medida continua, en la que la muestra entraba por la parte inferior y salía por la parte superior mediante una bomba peristáltica Masterflex (Cole-Parmer Instrument Company, Vermont Hills, IL, EE.UU.).

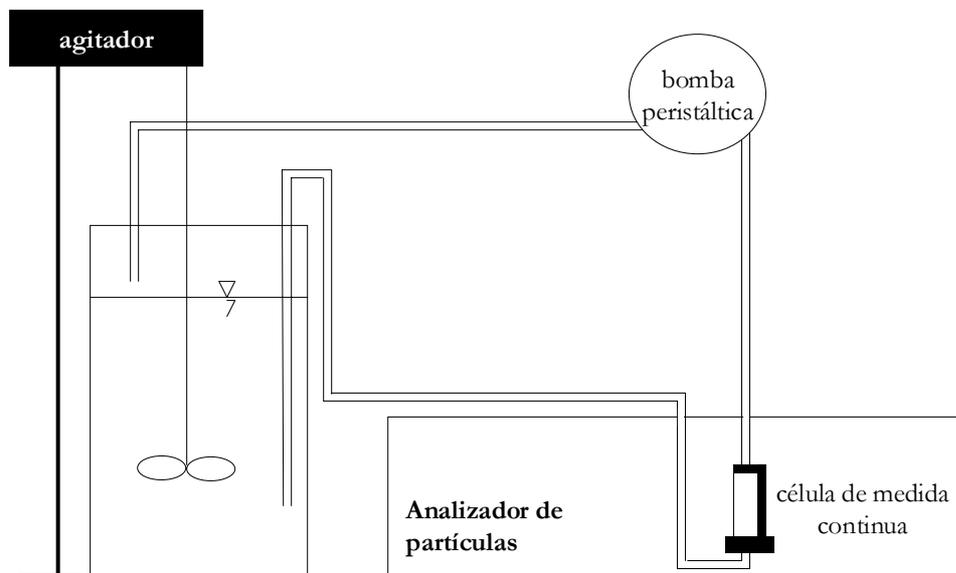


Figura IV 3. Procedimiento experimental para la determinación de la distribución de partículas con el efluente de la industria cárnica.

4.3.2.3. Resultados obtenidos

El analizador de partículas proporcionaba la siguiente información para cada muestra:

- a) distribución del número de partículas:
 - frecuencia relativa del número de partículas en cada intervalo de lectura
 - número total de partículas por mililitro
 - moda
 - mediana
 - media
 - desviación estándar
 - nivel de confianza

- b) distribución del volumen de partículas:
- frecuencia relativa del volumen de partículas en cada intervalo de lectura
 - volumen de partículas (cm³) por mililitro
 - moda
 - media del volumen de partículas
 - desviación estándar del volumen de partículas
 - mediana
 - media del momento de volumen de partículas
 - desviación estándar del momento de volumen de partículas
 - nivel de confianza

Con los datos obtenidos de la distribución del número de partículas se procedió a calcular la eficacia de la filtración. Para ello, se determinó el número de partículas en cada intervalo de lectura multiplicando la frecuencia relativa de partículas por el número total de partículas. Con los datos del número de partículas en cada intervalo para los efluentes filtrados y sin filtrar, se determinó la eficiencia de eliminación de las partículas E como:

$$E = \frac{N_o - N}{N_o} \quad [\text{IV.7}]$$

siendo:

N_o : número de partículas del efluente sin filtrar en un determinado intervalo de diámetro de partículas

N : número de partículas del efluente filtrado en el intervalo considerado

4.3.3. Observación con microscopio electrónico

Para poder determinar visualmente las partículas presentes en los efluentes utilizados y evaluar cualitativamente la calidad de la filtración se utilizaron técnicas de microscopia. Para ello, se tomaron muestras puntuales de los efluentes de la industria cárnica y de la EDAR de Girona a la entrada y salida de diferentes filtros que operaron en el banco de filtración. Estas muestras se conservaron en botellas de plástico de 1,5 l y en refrigeración hasta su preparación para su visualización mediante un microscopio electrónico.

Las observaciones se realizaron en un microscopio electrónico de barrido (SEM, *Scanning Electron Microscopy*) Zeiss DSM 960 A (1994) (Carl Zeiss Electron Optics Division, Oberkochen, Alemania) y con unas condiciones de trabajo de 15 kV y 12 mm

de distancia de trabajo (WD, *working distance*). La preparación de las muestras consistió en filtrar parte de las mismas en un filtro de policarbonato Nuclepore (Whatman, Maidstone, Kent, Reino Unido) de 0,2 μm de poro. El filtro con las partículas retenidas se montó en un soporte adecuado con plata coloidal Acheson Electrodag 1415 (Acheson Colloids Company, Port Huron, MI, EE.UU.) y se recubrieron con una capa de oro de 30 nm con un equipo "diode sputtering" Emitech K550 (EM Integrated Technology, Kent, Reino Unido).

4.3.4. Tratamiento estadístico de los datos

4.3.4.1. Efecto de los filtros en las distribuciones de tamaño y de volumen de las partículas

Para comprobar si los filtros producían algún efecto en la media de la distribución del número y en la mediana de la distribución del volumen de las partículas se realizó un análisis de la varianza mediante el programa *General Linear Model* (GLM) del paquete estadístico SAS (SAS, 1999). Para hallar si existían diferencias significativas entre los valores de las principales magnitudes que definen las distribuciones del número y del volumen de las partículas se utilizó el test de Duncan, con un nivel de significación del 5%.

4.3.4.2. Ajustes entre la distribución del número de partículas y el diámetro de la partícula

Se ajustaron los datos del número de partículas en cada intervalo N con el diámetro de partícula del intervalo D_p a distintas funciones de tipo potencial, exponencial y logarítmico. Los ajustes se realizaron con el programa Excel 97.

4.3.4.3. Cálculo de α y β

Para calcular los parámetros α y β de la ecuación [IV.4] se transformaron los datos de frecuencia en cada intervalo de lectura que daba el analizador de partículas para disponer del número de partículas en cada rango de diámetro de partícula. Para ello, se multiplicó cada frecuencia por el número total de partículas de cada prueba. Con estos datos, se obtuvo por un lado dN/dD_p y por el otro el diámetro de partícula característico del intervalo D_p . Para obtener el valor de los parámetros α y β se calculó el logaritmo neperiano de dN/dD_p y de D_p en cada intervalo y los resultados se ajustaron mediante el programa de regresión REG del paquete estadístico SAS.

Con los valores de α y β obtenidos para cada muestra de cada tipo de efluente, se realizó un análisis de la varianza mediante el programa *General Linear Model* (GLM) del paquete estadístico SAS. Para hallar si existían diferencias significativas entre los valores de los parámetros analíticos en cada punto se aplicó el test de Duncan. En todos los casos se han considerado significativos los valores de probabilidad inferiores a 0,05.

4.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.4.1. Efecto de los filtros en la distribución del número de partículas

La media del diámetro de las partículas (Figura IV 4) fue de 10,1 μm para el efluente de la industria cárnica, de 8,8 μm para el efluente secundario de la EDAR de Girona, de 8,2 μm para el mismo efluente filtrado con arena, de 3,9 μm para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro y de 3,5 μm para el efluente terciario de la misma EDAR anterior.

Para el filtrado del efluente de la industria cárnica se detectó que la media de la distribución del número de partículas sólo fue significativamente inferior a la salida del filtro de arena. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona, la media de la distribución del número de partículas a la salida de todos los filtros de anillas estudiados (115 μm , 130 μm y 200 μm) y del de malla de 115 μm fue significativamente superior a la que se observa en la salida del filtro de arena. No se observó ninguna diferencia significativa con los efluentes secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena y el secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Los efectos que los diferentes filtros provocan en el número de partículas se han indicado en el capítulo anterior.

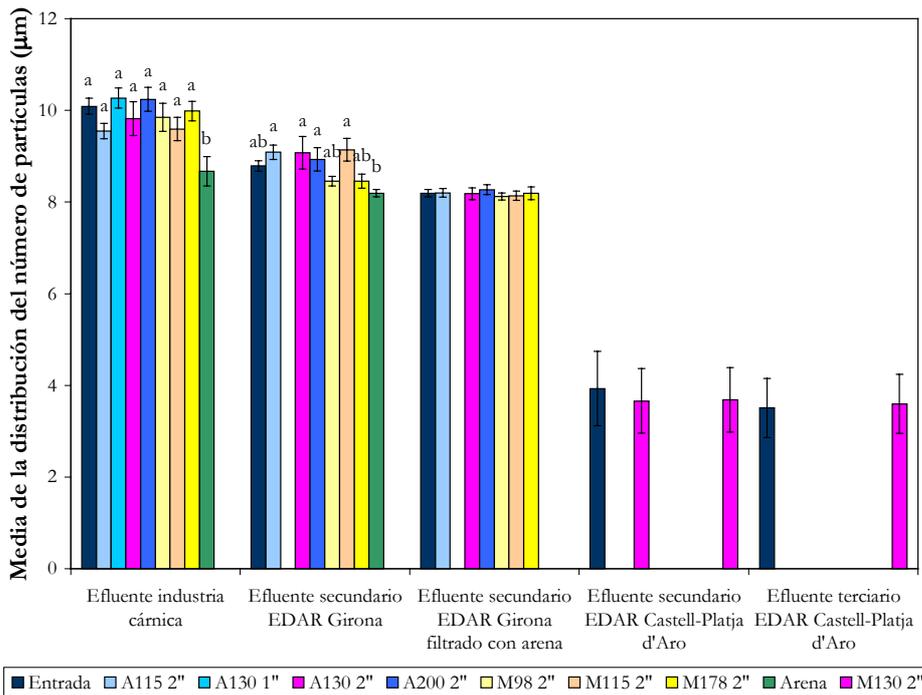


Figura IV 4. Efecto de los diferentes filtros en la media de la distribución del número de partículas de los diferentes efluentes utilizados. Para cada tipo de efluente, columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 µm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 µm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 µm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 µm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 µm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 µm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 µm de 2'' y M178 2'': filtro de malla de 178 µm de 2''.

En la Figura IV 5, Figura IV 6, Figura IV 7, Figura IV 8, Figura IV 9 y Figura IV 10 se muestran cómo varía la distribución media del número de partículas en los diferentes ensayos con los distintos tipos de efluentes. Se puede observar que todas las distribuciones son unimodales, con un único punto máximo. En todas las distribuciones del número de partículas predominan las partículas pequeñas sobre las de mayores dimensiones. La mayor frecuencia de partículas en los efluentes de la industria cárnica y de la EDAR de Girona filtrado o no con arena, que supone alrededor del 30% de las partículas, tiene un diámetro entre 6 y 8 µm. En cambio, para los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, un 80% de las partículas tiene diámetros comprendidos entre los 2 y los 4 µm. Las partículas por debajo de 14 µm representan alrededor del 86% del total en el efluente de la industria cárnica, del 94% en el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado o sin filtrar con arena y del 98% en los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. La

frecuencia observada de partículas por encima de 100 μm es testimonial en todos los efluentes estudiados excepto el secundario de la EDAR de Girona. Los efluentes de la industria cárnica y de la EDAR de Girona presentaban algunas partículas visibles a simple vista que difícilmente se detectaron con el analizador de partículas. Debe tenerse en cuenta que la frecuencia de estas partículas visibles era prácticamente nula si se contabilizaban todas las partículas presentes.

Los resultados obtenidos concuerdan con los de otros estudios con efluentes utilizados en riego localizado. Ravina *et al.* (1995) hallaron que el 98% de los sólidos en suspensión son partículas de tamaño inferior a 100 μm , mientras que según Adin y Elimelech (1989) más del 90% de las partículas de aguas residuales procedentes de balsas de almacenaje tienen un diámetro inferior a los 10 μm .

Las distribuciones del número de partículas de los distintos efluentes sin filtrar y filtrados presentan una superposición, por lo que no se pueden visualizar si existen diferencias provocadas por los diferentes filtros. Esto se debe a que las partículas menores de 10 μm difícilmente se eliminan en la filtración (Adin y Elimelech, 1989), lo que queda patente por el elevado número de partículas de estas dimensiones presentes en los filtrados de todos los filtros estudiados.

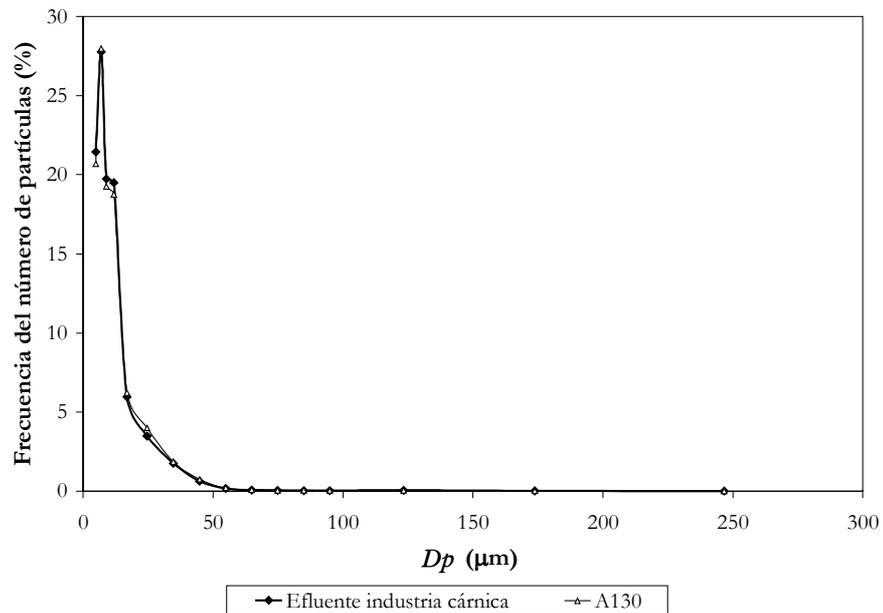


Figura IV 5. Distribución media del número de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado con un filtro de anillas de 130 μm de 1 pulgada.

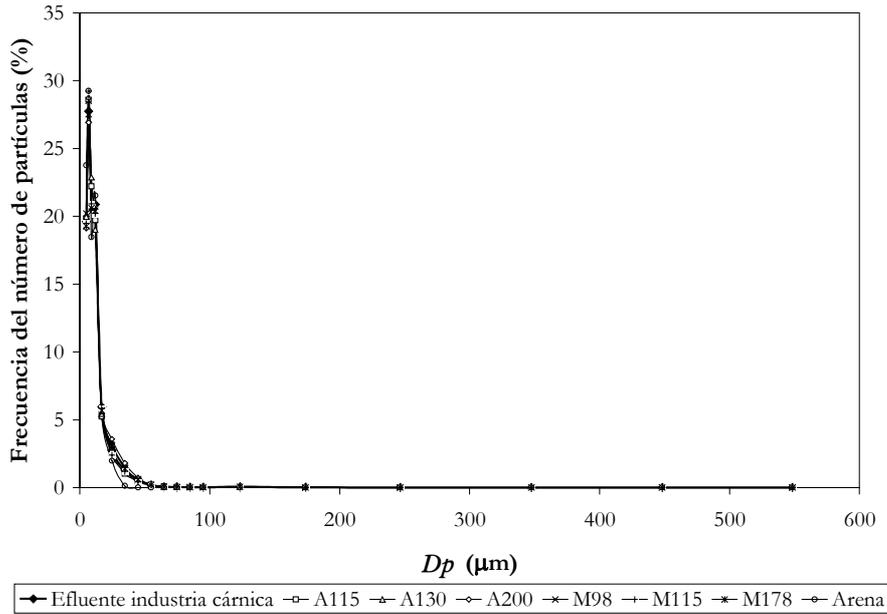


Figura IV 6. Distribución media del número de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado en filtros de anillas de 2” de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200), filtros de malla de 2” de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm.

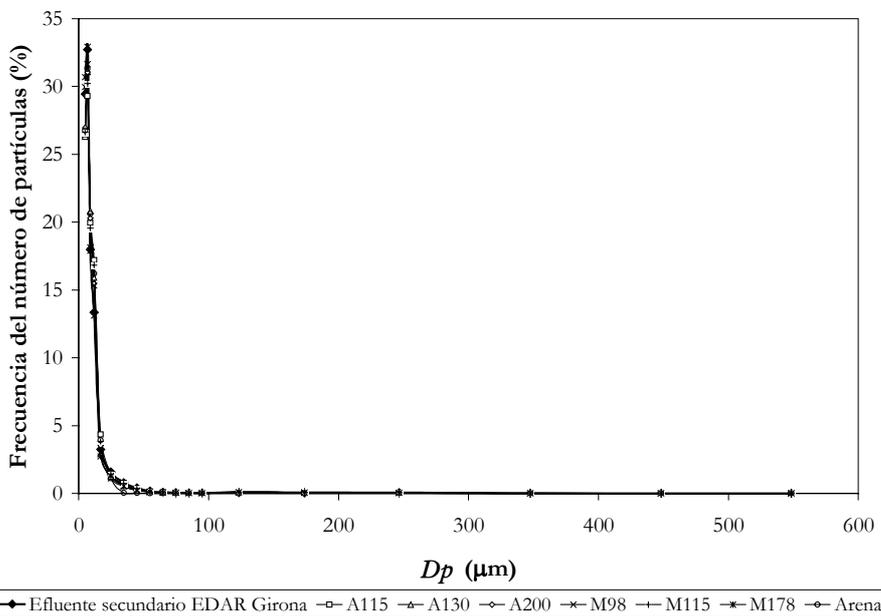


Figura IV 7. Distribución media del número de partículas para el efluente secundario de la EDAR de Girona sin filtrar y filtrado con filtros de anillas de 2” de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200), filtros de malla de 2” de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm.

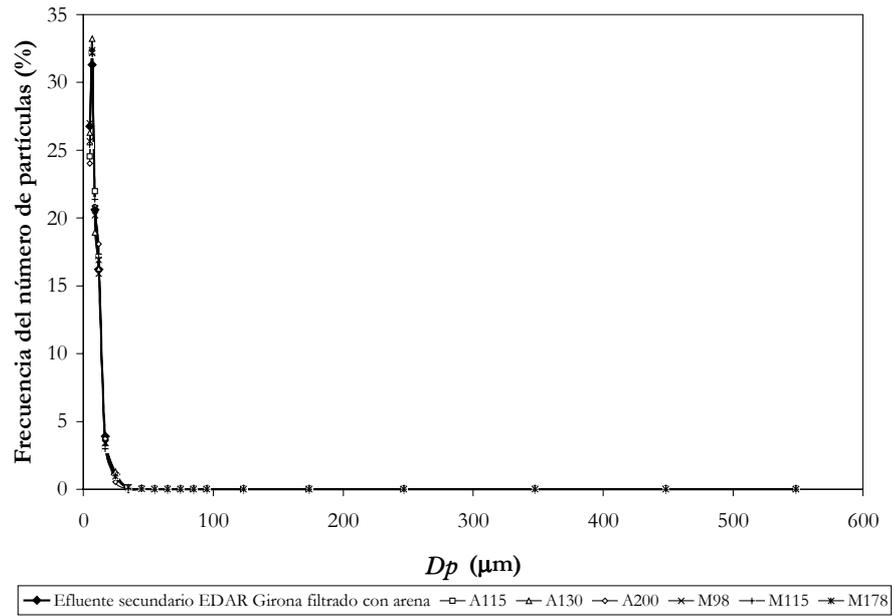


Figura IV 8. Distribución media del número de partículas para el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm sin filtrar y filtrado con filtros de anillas de 2" de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200) y de malla de 2" de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178).

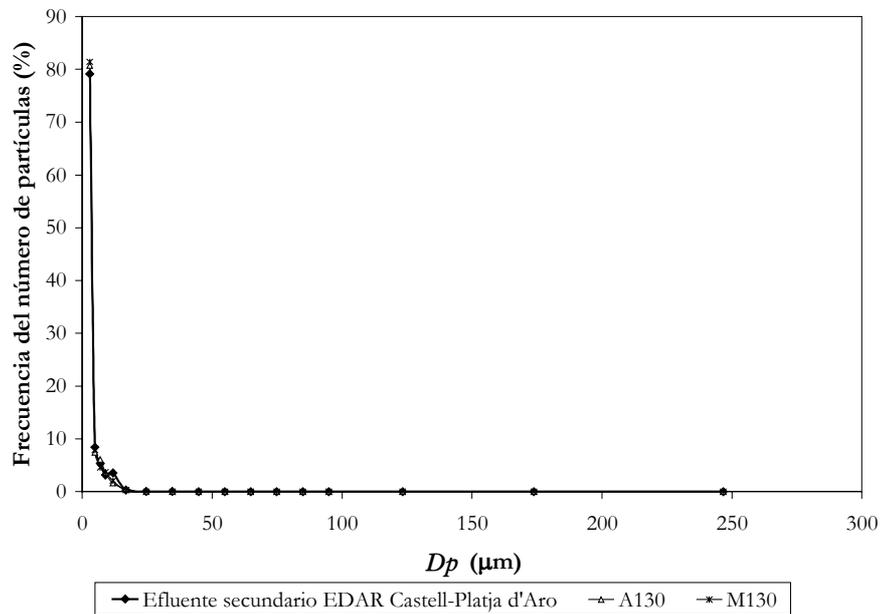


Figura IV 9. Distribución media del número de partículas para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 2" de 130 μm (A130) y de malla de 2" de 130 μm (M130).

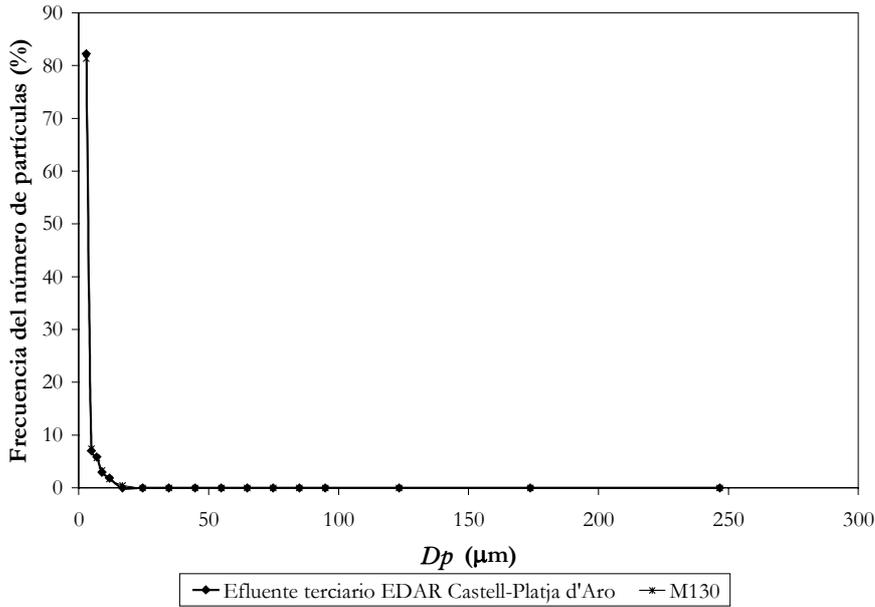


Figura IV 10. Distribución media del número de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de malla de 2'' de 130 μm (M130).

En todos los efluentes la mayoría de partículas son más pequeñas que la luz de los diferentes filtros. Aún y así, según se ha comentado en el capítulo III, los filtros se obturaron, como también constataron Adin y Alon (1986). Como se comentará más adelante, la distribución de tamaños, al mostrar sólo la cantidad de partículas presentes, no tiene en cuenta aquellas partículas presentes en muy poca cantidad pero que, por su volumen, pueden obturar tanto el filtro como los emisores de las instalaciones de riego localizado.

4.4.2. Eficiencia de los filtros en la retención de partículas

La comparación entre las distribuciones del número de partículas del efluente filtrado y sin filtrar no permite verificar la capacidad de los filtros para retener partículas. Para ello, se han determinado las eficiencias medias de eliminación de partículas en cada intervalo de diámetro de partículas utilizando la ecuación [IV.7].

Se ha observado que las eficiencias de un mismo filtro son distintas en función del tipo de efluente. En la Figura IV 11 se ilustra la eficiencia del filtro de anillas de 2 pulgadas de 130 μm para los 4 efluentes con los que operó.

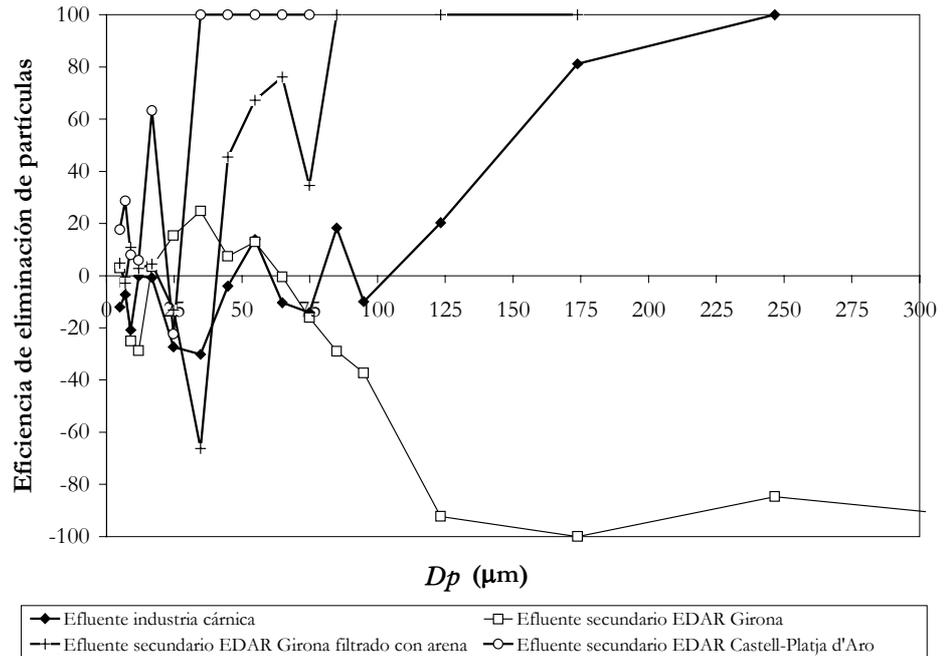


Figura IV 11. Eficiencia del filtro de anillas de 2" de 130 μm en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.

Los resultados de la Figura IV 11 muestran que no hay ningún diámetro de partícula que sea retenido de manera especial con el filtro de anillas de 2" y 130 μm de luz. Para todos los efluentes existen eficiencias negativas en algunos tamaños de partículas, lo que indica que en el filtrado hay mayor presencia de partículas que en el influente. Otro aspecto importante a comentar es que por encima de 130 μm la eficiencia del filtro con el efluente de la industria cárnica es tal que retiene cerca del 20% de las partículas de estas dimensiones, mientras que cuando las partículas son de 175 μm se eliminan el 80% en el filtrado. El filtro de anillas de 130 μm consigue eliminar totalmente las partículas de diámetro superior a 85 μm del efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena y a 35 μm con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. Peor es el comportamiento con el efluente secundario de la EDAR de Girona, pues las partículas de diámetro superior a 65 μm no son retenidas por el filtro, alcanzándose eficiencias negativas del 100% para un diámetro de 175 μm .

Los resultados tan negativos para el efluente secundario de la EDAR de Girona sólo se pueden explicar, una vez descartada la existencia de problemas hidráulicos en el filtro, por la presencia en el efluente de un flóculo de gran debilidad. Cuando el flóculo era retenido por las anillas se formaba una torta de filtración bastante inconsistente, a diferencia de la que se producía con el efluente de la industria cárnica. Debido a la presión existente, el flóculo se rompía en partículas más pequeñas que podían superar el

filtro para, aguas abajo, reagruparse. Neis y Tiehm (1997) apuntan que hay efluentes en los que las partículas son menos resistentes que en otros, originándose mayor rotura de los agregados. Aunque en un estudio realizado en Alemania se comprobó que los efluentes de los procesos secundarios presentaban un tamaño de partícula superior a los efluentes de los tratamientos primarios (Tiehm *et al.*, 1999), con lo que son más resistentes, esta podría ser la explicación de lo sucedido con el efluente de la EDAR de Girona. Con el resto de aguas residuales utilizadas no se presentó el problema observado con el efluente secundario de la EDAR de Girona.

La liberación de partículas que posteriormente origina agregados de diámetro más elevado se observa en todos los filtros de anillas y en los de malla de 115 μm y 178 μm con el efluente secundario de la EDAR de Girona. A modo de ejemplo, en la Figura IV 12 se muestran las eficiencias obtenidas con el filtro de malla de 115 μm en la que queda patente el problema detectado. Con el filtro de malla de 98 μm (Figura IV 13), curiosamente, la eficiencia en la eliminación de partículas es relativamente buena con el efluente secundario de la EDAR de Girona pero empeoró al máximo cuando este efluente era filtrado con arena. En este caso el problema fue debido básicamente a una degradación de la malla de filtración.

El filtro de arena fue el que mayor eficiencia global presentó (Figura IV 14), tanto para el efluente de la industria cárnica como para el de la EDAR de Girona. Con el efluente de la industria cárnica retuvo partículas de todos los diámetros, llegándose a una retención total de las partículas con diámetros superiores a 45 μm . En cambio, con el efluente secundario de la EDAR de Girona la eficiencia fue positiva a partir de un diámetro de partícula de 25 μm y prácticamente máxima a partir de 125 μm .

Los resultados obtenidos no concuerdan con los de Arnó (1990), quien observó que para partículas de arena entre 200 y 300 μm se comportaba mejor un filtro de malla de 130 μm , mientras que para partículas entre 80 y 200 μm , la mayor retención se consiguió con filtros de malla de 100 μm y 80 μm . Debe tenerse en cuenta que los resultados del presente trabajo se han obtenido en condiciones de campo y con efluentes con partículas inorgánicas y orgánicas, las cuales pueden presentar formas mucho más irregulares que las partículas de arena y provocar que el efecto de la filtración no sea tan evidente.

El comportamiento desigual de la eficiencia de los filtros no ha sido descrito por ningún otro autor, entre otras cosas porque no existen publicados trabajos comparando la eficiencia de la filtración en filtros de instalaciones de riego localizado utilizando distintos efluentes.

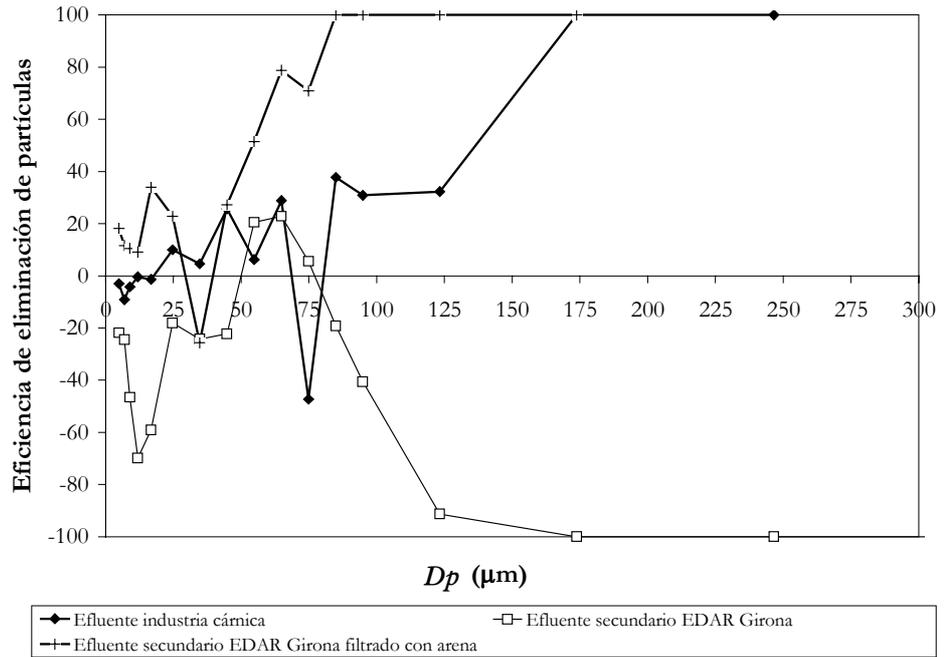


Figura IV 12. Eficiencia del filtro de malla de 2'' de 115 µm en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.

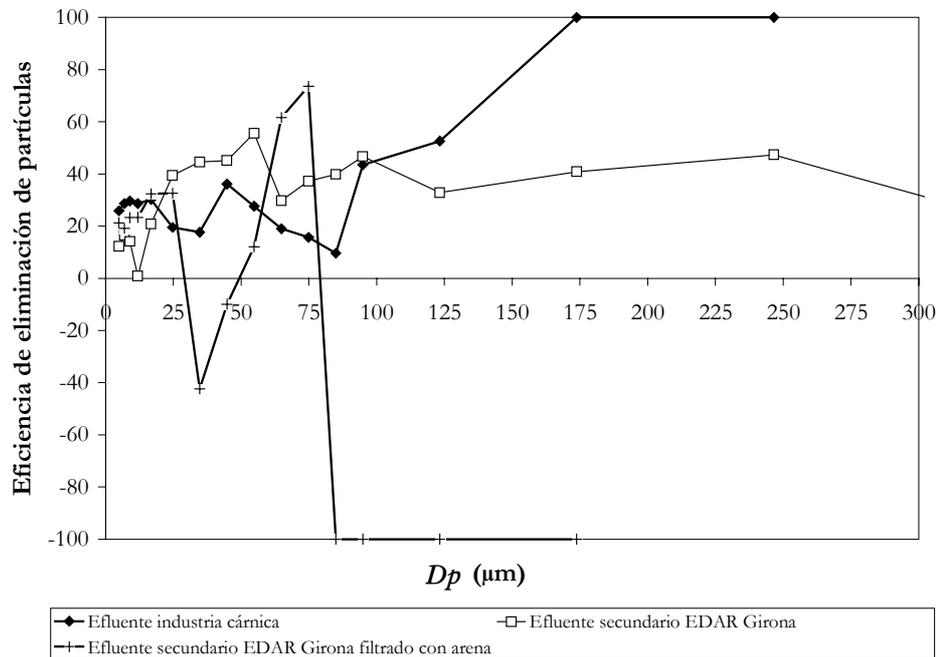


Figura IV 13. Eficiencia del filtro de malla de 2'' de 98 µm en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.

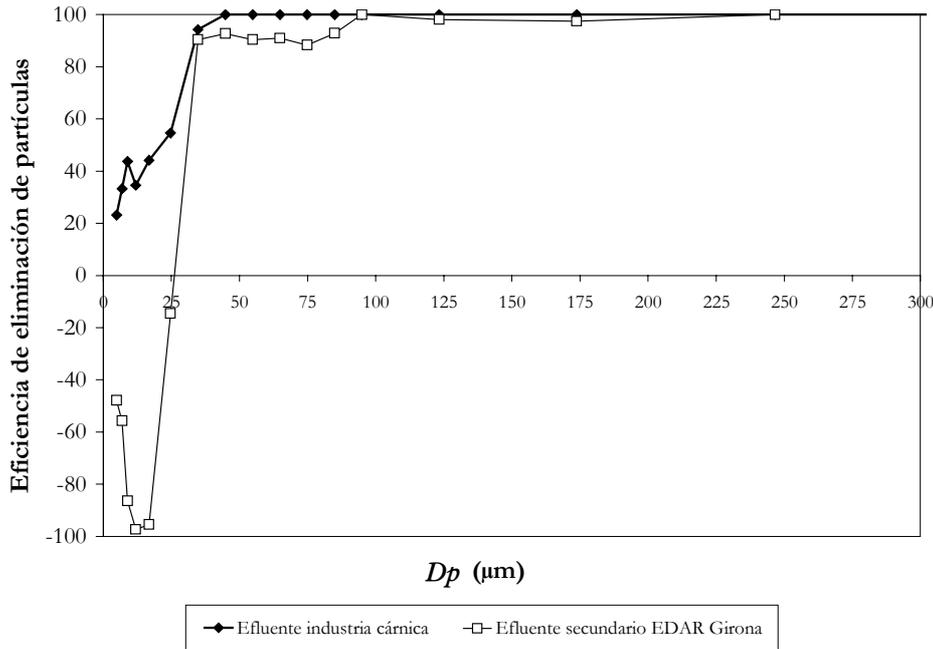


Figura IV 14. Eficiencia del filtro de arena en la eliminación de los distintos diámetros de partículas (D_p) en función del tipo de efluente.

4.4.3. Evolución de la eficiencia de filtración con el tiempo

Es importante determinar cómo evoluciona la eficiencia de los filtros a medida que transcurre el ciclo de filtración. La variación de la eficiencia se puede conocer con la variación del exponente β con el tiempo de operación (Kaminski *et al.*, 1997; Shin *et al.*, 2001; van der Graaf *et al.*, 2001).

En algunas de las pruebas realizadas con el efluente secundario de la EDAR se determinó la distribución de partículas en diferentes momentos de la filtración. Con estas distribuciones se pudo calcular el exponente β de acuerdo con la ecuación [IV.4]. Para tener en cuenta la variación de la distribución del número de partículas del efluente se calculó para cada instante de tiempo determinado la relación entre el exponente β del filtrado (β_f) respecto del efluente (β_0). De esta forma, los valores del cociente β_f/β_0 superiores a 1 indican que se retienen partículas de mayores dimensiones que las presentes en el efluente mientras que valores menores de 1 indican que estas partículas son liberadas. Puesto que los tiempos de filtración no fueron idénticos para todos los filtros, la magnitud temporal se expresa como el porcentaje del momento en que se

tomaron las muestras con respecto la duración total de cada prueba. Los resultados se indican en la Figura IV 15.

En la Figura IV 15 se puede observar que la mayor eliminación de partículas de diámetro superior se produce con el filtro de arena, si bien su eficiencia disminuye considerablemente hacia el final de la prueba. Los filtros de malla y de anillas de menor luz, de 98 y 115 μm respectivamente, van incrementando la retención de partículas de mayores dimensiones con el tiempo del ensayo debido al efecto suplementario de filtración realizado por la torta de filtración formada. En otros filtros, como el de malla de 115 μm cuando transcurrió el 20% del tiempo de filtración ya se formaban agregados de mayores dimensiones en el filtrado.

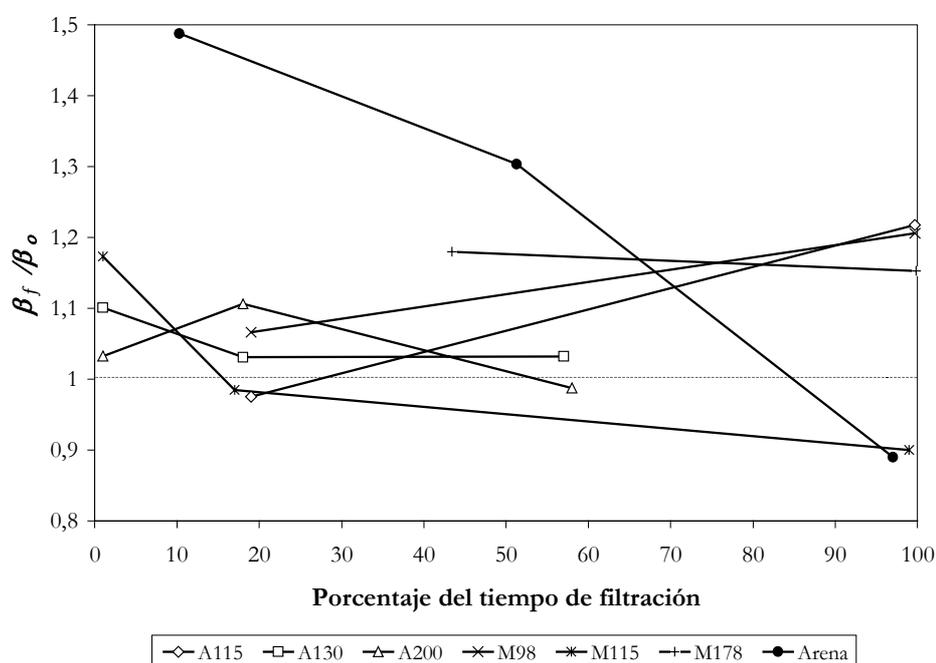


Figura IV 15. Evolución en función del porcentaje de tiempo de filtración del cociente β_f / β_0 en diferentes pruebas con el efluente secundario de la EDAR de Girona

Leyenda: A115: filtro de anillas de 2" de 115 μm , A130: filtro de anillas de 2" de 130 μm , M98: filtro de malla de 2" de 98 μm , M115: filtro de malla de 2" de 115 μm y M178: del filtro de malla de 2" de 178 μm .

Aunque los resultados indicados en la Figura IV 15 corresponden a una única prueba para cada filtro y en ellas no se evidenció el problema del flóculo del efluente secundario de la EDAR de Girona, sí que permiten evidenciar la mayor eliminación de

partículas de diámetros elevados que realiza el filtro de arena en comparación con el resto, hasta que éste se satura.

4.4.4. Ecuaciones de la distribución del número de partículas

En este apartado se pretenden hallar las diferentes ecuaciones que justifican la distribución del número de partículas observada en los diferentes efluentes y a la salida de los distintos filtros.

En primer lugar, se ha ajustado la distribución del número de partículas de cada tipo de efluente y filtro a las ecuaciones de tipo potencial [IV.5] y exponencial [IV.6] indicadas por Adin *et al.* (1989). Se ha probado también la aptitud de una ecuación de tipo logarítmico. Los resultados obtenidos se indican en la Tabla IV 1.

Los coeficientes de regresión de las ecuaciones ajustadas en la Tabla IV 1 varían en función del tipo de efluente y de filtro. La ecuación potencial es con la que se obtienen para la mayoría de casos unos valores más elevados del coeficiente de regresión. Tan solo las distribuciones de partículas a la salida del filtro de arena con el efluente de la industria cárnica, de los filtros de anillas de 115 μm y de 130 μm y de malla de 115 μm con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena, del filtro de malla de 130 μm con los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro presentan una regresión ligeramente mejor con la ecuación de tipo exponencial. La ecuación de tipo logarítmico presenta globalmente unos ajustes peores que con los otros dos tipos de ecuaciones.

Adin *et al.* (1989) hallaron que los ajustes del número de partículas de diferentes tipos de efluentes son mejores a una ley de tipo exponencial que potencial, aunque por poca diferencia. En nuestro caso la tendencia observada es la contraria. Puesto que la validez de las ecuaciones de tipo potencial ha sido ampliamente demostrada (Lawler *et al.*, 1980; Alon y Adin, 1994) es la que se utiliza mayoritariamente en muchos trabajos (Adin y Elimelech, 1989; Kaminski *et al.*, 1997; Shin *et al.*, 2001; van der Graaf *et al.*, 2001).

En la Tabla IV 1 se ha utilizado una función potencial (ecuación [IV.5]) que difiere ligeramente de la que fue definida por Lawler *et al.* (1980) (ecuación [IV.4]) y que se aplica ampliamente. En la Tabla IV 2 aparecen los valores obtenidos del ajuste de la distribución del número de partículas en los efluentes y en sus filtrados a la ley de la potencia de la ecuación [IV.4]. Los ajustes han sido todos estadísticamente significativos y los coeficientes de regresión elevados, lo que confirma la validez del modelo utilizado, el cual ha sido contrastado por diversos autores.

Tabla IV 1. Resultados de las regresiones con ecuaciones potenciales, exponenciales y logarítmicas entre la distribución del número de partículas (N) y el diámetro de las partículas (D_p), a la entrada y a la salida de los diferentes filtros en función de los efluentes.

Efluente	Muestreo	$N = a \cdot D_p^{-b}$	R^2	$N = c \cdot e^{dD_p}$	R^2	$N = e \cdot \ln(D_p) + f$	R^2
Industria cármica	Entrada	$2 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,49}$	0,935	$6422 \cdot e^{-0,05D_p}$	0,800	$-4519 \cdot \ln(D_p) + 19775$	0,801
	A 130 1''	$2 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,46}$	0,940	$6774 \cdot e^{-0,05D_p}$	0,840	$-4196 \cdot \ln(D_p) + 18398$	0,805
	Entrada	$2 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,43}$	0,944	$4233 \cdot e^{-0,04D_p}$	0,754	$-4535 \cdot \ln(D_p) + 20602$	0,748
	A115 2''	$4 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,69}$	0,939	$13768 \cdot e^{-0,07D_p}$	0,907	$-5755 \cdot \ln(D_p) + 24345$	0,795
	A130 2''	$6 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,72}$	0,936	$10195 \cdot e^{-0,06D_p}$	0,861	$-6179 \cdot \ln(D_p) + 27026$	0,784
	A200 2''	$3 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,54}$	0,938	$4150 \cdot e^{-0,04D_p}$	0,819	$-3760 \cdot \ln(D_p) + 17100$	0,748
	M98 2''	$3 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,60}$	0,932	$10926 \cdot e^{-0,07D_p}$	0,903	$-4412 \cdot \ln(D_p) + 18719$	0,814
	M115 2''	$5 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,69}$	0,929	$14925 \cdot e^{-0,07D_p}$	0,885	$-6432 \cdot \ln(D_p) + 27229$	0,793
	M178 2''	$3 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,62}$	0,933	$6717 \cdot e^{-0,06D_p}$	0,860	$-4051 \cdot \ln(D_p) + 17736$	0,773
	Arena	$2 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-2,57}$	0,795	$46461 \cdot e^{-0,18D_p}$	0,950	$-6894 \cdot \ln(D_p) + 23931$	0,845
Secundario EDAR Girona	Entrada	$7 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-2,18}$	0,934	$967 \cdot e^{-0,02D_p}$	0,609	$-3043 \cdot \ln(D_p) + 14659$	0,610
	A115 2''	$4 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-2,13}$	0,896	$2741 \cdot e^{-0,07D_p}$	0,731	$-2134 \cdot \ln(D_p) + 9952$	0,686
	A130 2''	$3 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-1,97}$	0,895	$592 \cdot e^{-0,02D_p}$	0,524	$-2037 \cdot \ln(D_p) + 9838$	0,624
	A200 2''	$4 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-2,05}$	0,888	$762 \cdot e^{-0,02D_p}$	0,506	$-2886 \cdot \ln(D_p) + 13933$	0,629
	M98 2''	$4 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-2,23}$	0,913	$507 \cdot e^{-0,02D_p}$	0,508	$-1853 \cdot \ln(D_p) + 8594$	0,651
	M115 2''	$4 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-2,03}$	0,880	$686 \cdot e^{-0,02D_p}$	0,496	$-2528 \cdot \ln(D_p) + 12223$	0,639
	M178 2''	$6 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-2,17}$	0,928	$717 \cdot e^{-0,02D_p}$	0,594	$-3107 \cdot \ln(D_p) + 15457$	0,570
	Arena	$2 \cdot 10^7 \cdot D_p^{-3,74}$	0,952	$2740 \cdot e^{-0,07D_p}$	0,730	$-4448 \cdot \ln(D_p) + 19005$	0,746
	Entrada	$2 \cdot 10^7 \cdot D_p^{-3,74}$	0,952	$2740 \cdot e^{-0,07D_p}$	0,730	$-4448 \cdot \ln(D_p) + 19005$	0,746
	A115 2''	$6 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-3,23}$	0,900	$32616 \cdot e^{-0,18D_p}$	0,984	$-5257 \cdot \ln(D_p) + 18513$	0,842
Secundario EDAR Girona filtrado en un filtro de arena	A130 2''	$8 \cdot 10^7 \cdot D_p^{-4,24}$	0,924	$30220 \cdot e^{-0,16D_p}$	0,952	$-5732 \cdot \ln(D_p) + 22199$	0,815
	A200 2''	$7 \cdot 10^7 \cdot D_p^{-4,14}$	0,956	$14491 \cdot e^{-0,13D_p}$	0,916	$-5305 \cdot \ln(D_p) + 21566$	0,785
	M98 2''	$3 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-3,07}$	0,845	$1371 \cdot e^{-0,06D_p}$	0,539	$-3437 \cdot \ln(D_p) + 14781$	0,737
	M115 2''	$8 \cdot 10^7 \cdot D_p^{-4,26}$	0,933	$27340 \cdot e^{-0,17D_p}$	0,972	$-5092 \cdot \ln(D_p) + 19727$	0,814
	M178 2''	$1 \cdot 10^7 \cdot D_p^{-3,56}$	0,948	$2584 \cdot e^{-0,07D_p}$	0,729	$-3903 \cdot \ln(D_p) + 16723$	0,722
	Entrada	$3 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-3,45}$	0,975	$9459 \cdot e^{-0,16D_p}$	0,908	$-10540 \cdot \ln(D_p) + 35986$	0,388
	A130 2''	$8 \cdot 10^5 \cdot D_p^{-3,10}$	0,961	$407 \cdot e^{-0,37D_p}$	0,868	$-23126 \cdot \ln(D_p) + 55565$	0,602
	M130 2''	$1 \cdot 10^7 \cdot D_p^{-4,40}$	0,840	$92967 \cdot e^{-0,45D_p}$	0,946	$-17787 \cdot \ln(D_p) + 47103$	0,530
	Entrada	$3 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-4,08}$	0,855	$86228 \cdot e^{-0,53D_p}$	0,915	$-16980 \cdot \ln(D_p) + 40870$	0,604
	M130 2''	$2 \cdot 10^6 \cdot D_p^{-3,83}$	0,910	$31449 \cdot e^{-0,38D_p}$	0,944	$-12054 \cdot \ln(D_p) + 31744$	0,517

Legenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 µm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 µm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 µm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 µm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 µm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 µm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 µm de 2'' y M178 2'': filtro de malla de 178 µm de 2''.

Tabla IV 2. Media, desviación estándar e intervalo de coeficiente de regresión ajustado de los valores α y β de la distribución del número de partículas para los diferentes efluentes y filtros utilizados con el intervalo del coeficiente de regresión. Dentro de cada tipo de efluente, letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

Efluente	Muestreo	α	β	R ² ajustado
Industria cárnica	Entrada	$2,3 \cdot 10^6 \pm 0,2 \cdot 10^6$	$2,51 \pm 0,06$	0,714 – 0,938
	A130 1''	$2,1 \cdot 10^6 \pm 0,3 \cdot 10^6$	$2,47 \pm 0,04$	0,794 – 0,951
	Entrada	$2,3 \cdot 10^6 \pm 0,7 \cdot 10^6$ ab	$2,37 \pm 0,08$	0,690 – 0,940
	A115 2''	$3,2 \cdot 10^6 \pm 0,7 \cdot 10^6$ ab	$2,44 \pm 0,15$	0,641 – 0,942
	A130 2''	$6,4 \cdot 10^6 \pm 3,6 \cdot 10^6$ a	$2,30 \pm 0,23$	0,663 – 0,928
	A200 2''	$2,1 \cdot 10^6 \pm 0,4 \cdot 10^6$ ab	$2,44 \pm 0,05$	0,872 – 0,932
	M98 2''	$2,6 \cdot 10^6 \pm 0,5 \cdot 10^6$ ab	$2,57 \pm 0,06$	0,880 – 0,964
	M115 2''	$3,9 \cdot 10^6 \pm 1,1 \cdot 10^6$ ab	$2,54 \pm 0,10$	0,893 – 0,920
	M178 2''	$2,6 \cdot 10^6 \pm 0,5 \cdot 10^6$ ab	$2,56 \pm 0,07$	0,645 – 0,915
Arena	$3,6 \cdot 10^5 \pm 0,2 \cdot 10^6$ b	$2,45 \pm 0,04$	0,580 – 0,811	
Secundario EDAR Girona	Entrada	$1,5 \cdot 10^6 \pm 0,3 \cdot 10^6$	$2,26 \pm 0,05$	0,756 – 0,973
	A115 2''	$8,4 \cdot 10^5 \pm 0,7 \cdot 10^6$	$2,17 \pm 0,15$	0,809 – 0,900
	A130 2''	$3,3 \cdot 10^5 \pm 0,2 \cdot 10^6$	$2,06 \pm 0,11$	0,761 – 0,941
	A200 2''	$9,4 \cdot 10^5 \pm 0,4 \cdot 10^6$	$2,18 \pm 0,11$	0,765 – 0,966
	M98 2''	$5,3 \cdot 10^5 \pm 0,2 \cdot 10^6$	$2,35 \pm 0,11$	0,829 – 0,952
	M115 2''	$7,1 \cdot 10^5 \pm 0,2 \cdot 10^6$	$2,12 \pm 0,10$	0,798 – 0,919
	M178 2''	$1,6 \cdot 10^6 \pm 0,5 \cdot 10^6$	$2,25 \pm 0,11$	0,859 – 0,960
	Arena	$3,2 \cdot 10^6 \pm 2,3 \cdot 10^6$	$2,21 \pm 0,11$	0,552 – 0,963
Secundario EDAR Girona filtrado con arena	Entrada	$3,2 \cdot 10^6 \pm 2,3 \cdot 10^6$	$2,21 \pm 0,11$	0,552 – 0,963
	A115 2''	$2,9 \cdot 10^6 \pm 0,1 \cdot 10^6$	$2,28 \pm 0,23$	0,567 – 0,933
	A130 2''	$8,2 \cdot 10^6 \pm 0,4 \cdot 10^6$	$2,47 \pm 0,29$	0,560 – 0,939
	A200 2''	$6,4 \cdot 10^6 \pm 0,4 \cdot 10^6$	$2,16 \pm 0,31$	0,564 – 0,966
	M98 2''	$3,1 \cdot 10^6 \pm 1,7 \cdot 10^6$	$2,58 \pm 0,17$	0,606 – 0,894
	M115 2''	$1,6 \cdot 10^7 \pm 1,3 \cdot 10^6$	$2,59 \pm 0,26$	0,618 – 0,921
	M178 2''	$6,9 \cdot 10^5 \pm 0,3 \cdot 10^6$	$2,12 \pm 0,15$	0,523 – 0,967
Secundario EDAR Castell-Platja d'Aro	Entrada	$1,5 \cdot 10^7 \pm 1,4 \cdot 10^7$	$3,55 \pm 0,47$	0,627 - 0,980
	A130 2''	$1,6 \cdot 10^7 \pm 1,3 \cdot 10^7$	$4,23 \pm 0,47$	0,745 - 0,986
	M130 2''	$4,1 \cdot 10^6 \pm 1,4 \cdot 10^6$	$3,89 \pm 0,38$	0,881 - 0,999
Terciario EDAR Castell-Platja d'Aro	Entrada	$6,7 \cdot 10^6 \pm 4,0 \cdot 10^6$	$4,13 \pm 0,26$	0,603 - 0,956
	M130 2''	$1,6 \cdot 10^6 \pm 0,6 \cdot 10^6$	$3,51 \pm 0,16$	0,787 - 0,952

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 μm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 μm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 μm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 μm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 μm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 μm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 μm de 2'' y M178 2'': filtro de malla de 178 μm de 2''.

Kaminski *et al.* (1997) observaron que la ley de potencia se ajustaba mejor con el filtrado que con el líquido influente, debido a que la relación entre partículas entrantes y liberadas cambia al filtrar, lo que afecta a las correlaciones de la distribución del número de las partículas. Sin embargo, los resultados de la Tabla IV 2 no indican un mejor ajuste en todas las ocasiones con las distribuciones del número de partículas de los filtrados.

Los valores del exponente β del efluente de la industria cárnica y del efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado o sin filtrar están comprendidos en el intervalo de 2,2 a 2,5. Estos valores son claramente inferiores a los obtenidos con los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, con β de 3,6 y 4,1, respectivamente. Los valores de β obtenidos son relativamente similares a los indicados por Lawler *et al.* (1980) para efluentes secundarios procedentes de un tratamiento mediante fangos activos (β entre 2,2 y 4,7) o por van der Graaf *et al.* (2001) para efluentes secundarios (2,75), aunque para este tipo de efluentes Neis y Tiehm (1997) indican que β es inferior o igual a 1. Los mayores valores de β de las distribuciones de número de partículas de los efluentes de la EDAR de Castell-Platja d'Aro indican una menor presencia de partículas de mayores dimensiones con respecto al resto de los efluentes considerados, tal y como ha quedado evidenciado también en el apartado 4.4.1.

En la Tabla IV 2 también se indican los resultados de la separación de medias realizada tanto para α como para β . No se ha hallado ninguna diferencia significativa del coeficiente α ni del exponente β entre los efluentes filtrados y sin filtrar. Únicamente el coeficiente α es significativamente mayor en el filtrado del filtro de anillas de 2" de 130 μm con respecto al del filtro de arena cuando operaron con el efluente de la industria cárnica.

El hecho de que el exponente β no sea estadísticamente significativo en los diferentes filtrados indica que no se produce un efecto evidente de los filtros en la retención o liberación de partículas. De hecho, los resultados obtenidos son muy variables, pero existe una tendencia a reducir β en todos los filtros que operaron con el efluente secundario de la EDAR de Girona, lo que indica que en filtrado están presentes partículas de mayor diámetro producto de la agregación de otras de menores dimensiones (Kaminski *et al.*, 1997; Shin *et al.*, 2001; van der Graaf *et al.*, 2001), como se ha comentado. En cambio, β se incrementa a la salida de los filtros utilizados con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro y el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado con arena, exceptuando los de anillas de 200 μm y de malla

de 178 μm . El mayor valor de β en estos casos evidencia que los filtros retienen aquellas partículas de mayor diámetro presentes en la suspensión.

4.4.5. Efecto de los filtros en la distribución del volumen de partículas

La mediana es la magnitud que normalmente se utiliza para estudiar la distribución en volumen de las partículas. En la Figura IV 16 se indican los valores medios de la mediana de las distribuciones de volumen de las partículas obtenidas por el analizador de partículas.

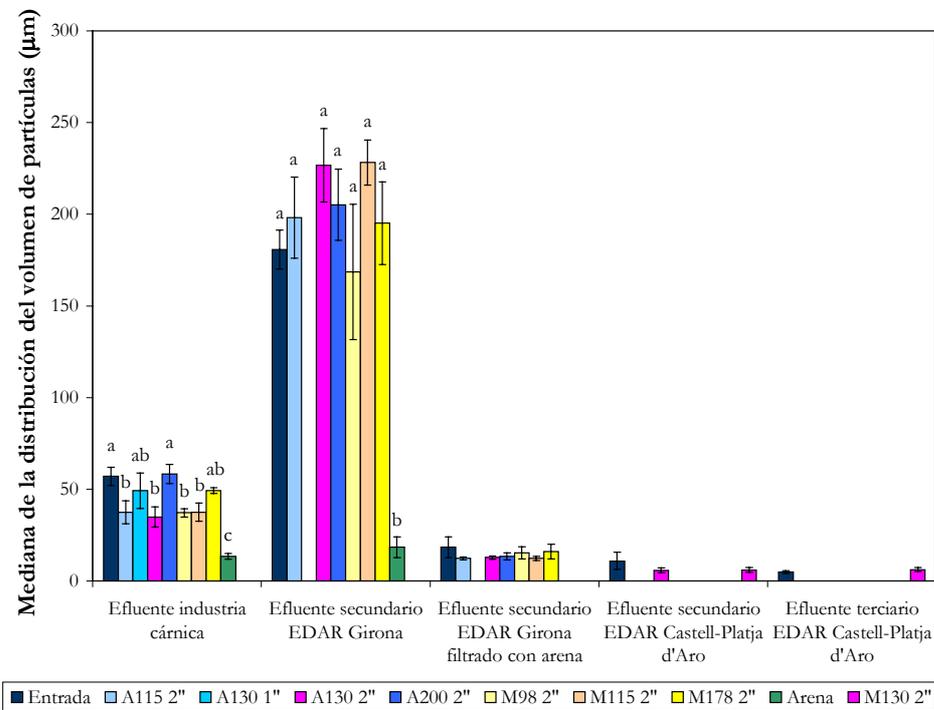


Figura IV 16. Efecto de los diferentes filtros con las diferentes aguas residuales utilizadas en la mediana de la distribución de volumen de las partículas. Para cada tipo de agua, columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: A115 2": filtro de anillas de 115 μm de 2", A130 1": filtro de anillas de 130 μm de 1", A130 2": filtro de anillas de 130 μm de 2", A200 2": filtro de anillas de 200 μm de 2", M98 2": filtro de malla de 98 μm de 2", M115 2": filtro de malla de 115 μm de 2", M130 2": filtro de malla de 130 μm de 2" y M178 2": filtro de malla de 178 μm de 2".

La Figura IV 16 indica que la mediana de la distribución de volumen de las partículas es superior con el efluente secundario de la EDAR de Girona a las del resto de efluentes. Por lo tanto, las partículas de este efluente presentan un mayor volumen, lo que les confiere un poder embozante más elevado. Esta observación confirma la hipótesis realizada en el apartado 4.4.2. cuando se comentaba la baja eficiencia de los filtros con el efluente secundario de la EDAR de Girona y la formación de un flóculo de mayores dimensiones que la luz de los filtros aguas abajo de los mismos.

El efluente de la industria cárnica presenta unos valores inferiores a los del efluente secundario de la EDAR de Girona, lo que por una parte extraña por la mayor capacidad de obturación de los filtros del efluente industrial, como ha quedado evidenciado en el capítulo III. Una posible explicación puede ser que la elevada turbidez de este efluente haya afectado las lecturas del analizador de partículas, incluso después de haberlo diluido para su análisis.

El filtro de arena consigue reducir de forma estadísticamente significativa la mediana de la distribución de volumen de partículas, tanto para el efluente de la industria cárnica como para el secundario de la EDAR de Girona. El filtrado de este último presenta unos valores de este parámetro inferiores a los del efluente de la industria cárnica y ligeramente superiores a los de los efluentes secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. Con estos resultados se pone, por tanto, otra vez en evidencia la capacidad del filtro de arena para retener aquellas partículas de mayor volumen.

Si se analiza globalmente la información que se presenta en la Figura IV 16 se puede concluir que los diferentes filtros de malla y anillas no consiguen disminuir significativamente la mediana del volumen de las partículas del efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado o no con arena, del efluente secundario y del efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

Los filtros de anillas de 2" de 115 μm y 130 μm y los de malla de 98 y 115 μm disminuyen la mediana de la distribución en volumen de las partículas del efluente de la industria cárnica. Sin embargo, con estos filtros, los resultados son superiores a los que presenta el agua de salida del filtro de arena. Es lógico que los filtros de menor luz consigan retener partículas de mayor volumen que los de menor grado de apertura. La única excepción es el filtro de anillas de 130 μm y 1 pulgada.

En cuanto al efluente secundario de la EDAR de Girona, en casi todos los filtros de malla y de anillas el filtrado presenta una tendencia a mostrar valores más elevados de la mediana de la distribución de volumen de las partículas, aunque sin diferencias significativas. Este hecho contrasta con la acción que mostraban algunos de estos filtros

de menor luz con el efluente de la industria cárnica. La explicación es doble. Por un lado, el tipo de partícula presente en el efluente urbano de Girona que tiene facilidad para agregarse una vez superado el filtro. Por otro lado, al provocar el efluente de la industria cárnica una mayor obturación del filtro, la rápida formación de una torta de un espesor destacable implica un efecto de retención suplementario de aquellas partículas de mayores dimensiones que serían capaces de atravesar una torta de filtración de menor grosor.

Si se consideran las frecuencias del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas se puede extraer información relevante. En la Figura IV 17 se comparan la distribución media del volumen de partículas del efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 1” y 130 μm . Se puede comprobar cómo en el filtrado existen partículas en volumen cuyo diámetro es superior a la luz del filtro y cómo incluso están en mayor proporción que en el mismo efluente, lo que sería indicativo de una mala calidad de filtración. La liberación de partículas de diámetro superior al del poro ya fue observada por Adin y Alon (1986), quienes la justificaron por la formación de canales y la desagregación de partículas de la torta de filtración, lo que puede originar la creación de agregados una vez superado el filtro.

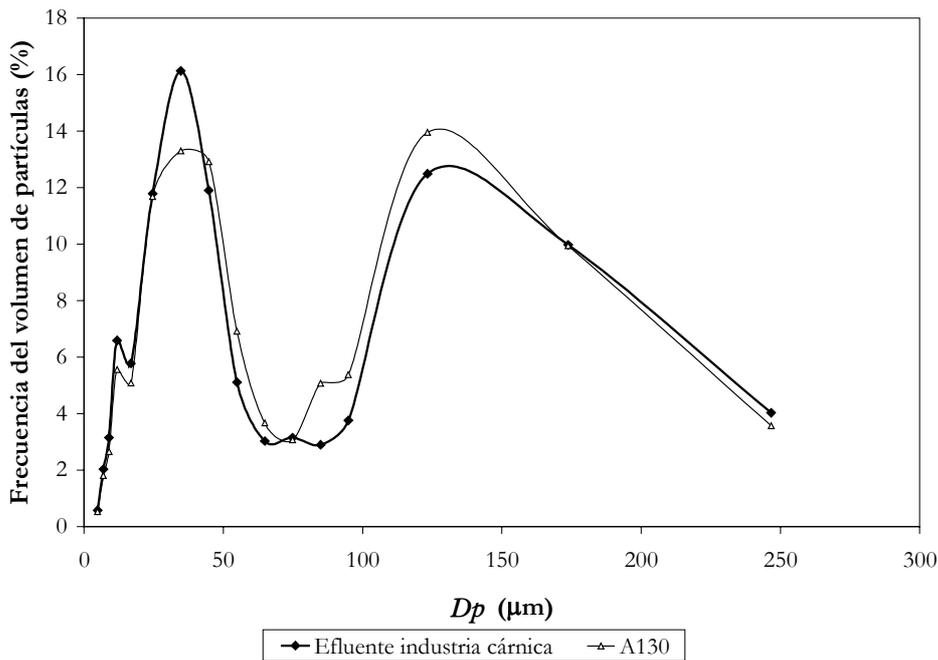


Figura IV 17. Distribución media del volumen de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 130 μm de 1”.

El efecto evidente del filtro de arena en la eliminación de las partículas embozantes de los efluentes de la industria cárnica y secundario de la EDAR de Girona se percibe claramente en la Figura IV 18 y en la Figura IV 19. En dichas figuras se visualiza como en el filtrado del filtro de arena se incrementa la proporción relativa de las partículas de menor diámetro y no se detectan volúmenes debidos a partículas de diámetro superior a $45 \mu\text{m}$ y a $95 \mu\text{m}$ con el efluente de la industria cárnica y el secundario de la EDAR de Girona, respectivamente.

Con el efluente de la industria cárnica (Figura IV 18) también se detecta poca frecuencia de partículas de gran volumen con diámetros superiores a la luz de los filtros de malla y de anillas. Tan solo con los filtros de malla de $178 \mu\text{m}$ y de anillas de $200 \mu\text{m}$, aparece una mayor frecuencia de volumen respecto al influente para un diámetro de partícula de $125 \mu\text{m}$. En cambio, con el efluente secundario de la EDAR de Girona (Figura IV 19), es más evidente la liberación de partículas de mayor volumen en los filtrados de todos los filtros de malla y anillas, como se evidenció en el apartado 4.4.2.

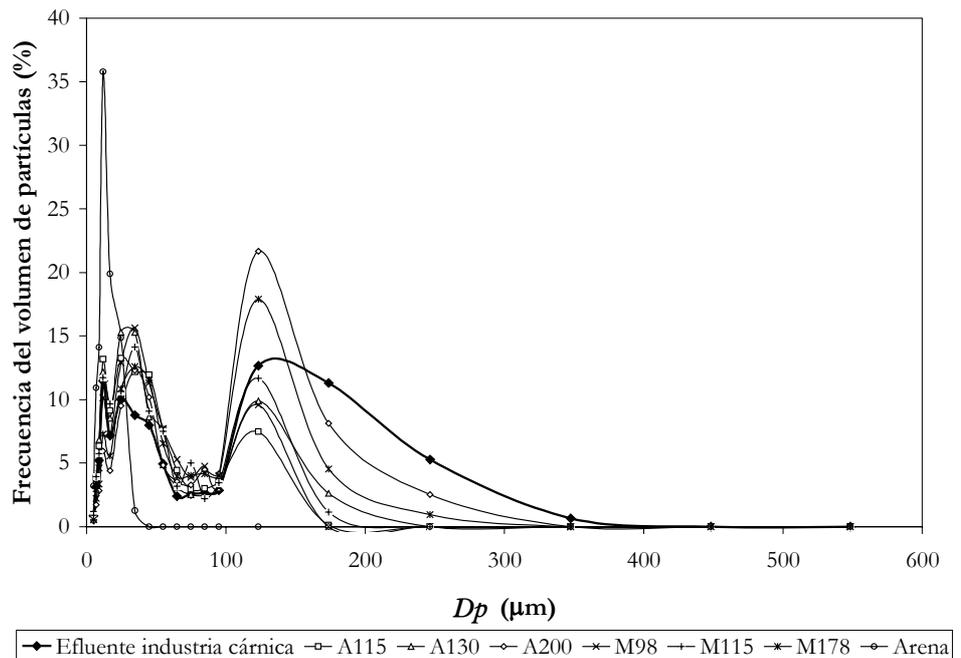


Figura IV 18. Distribución media del volumen de partículas para el efluente de la industria cárnica sin filtrar y filtrado con filtros de anillas de 2" de $115 \mu\text{m}$ (A115), $130 \mu\text{m}$ (A130), $200 \mu\text{m}$ (A200), filtros de malla de 2" de $98 \mu\text{m}$ (M98), de $115 \mu\text{m}$ (M115) y de $178 \mu\text{m}$ (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de $0,65 \text{ mm}$.

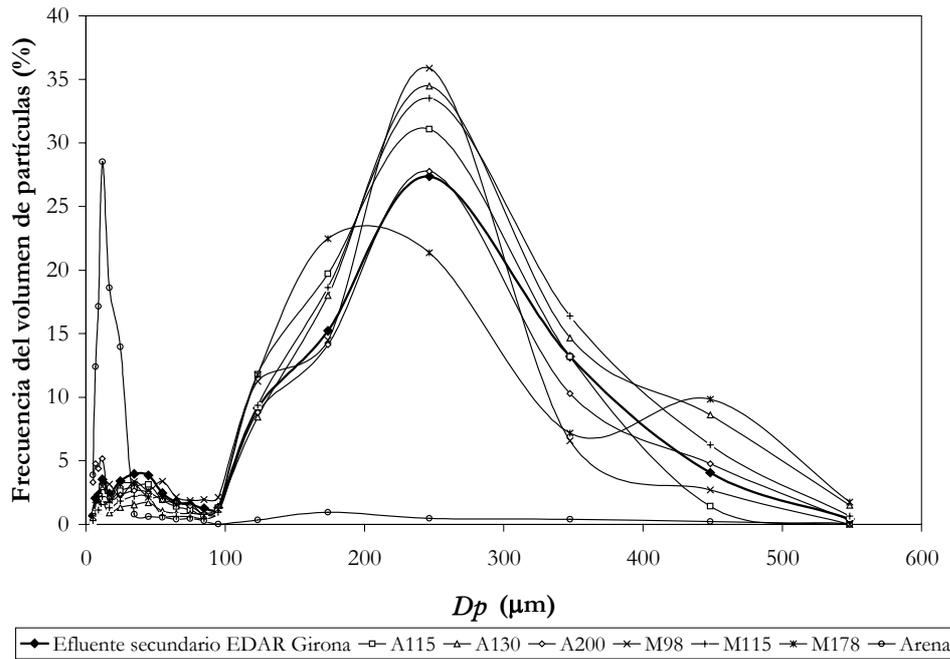


Figura IV 19. Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente secundario de la EDAR de Girona sin filtrar y filtrado en filtros de anillas de 2 pulgadas de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200), filtros de malla de 2 pulgadas de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178) y filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm.

Tajrishy *et al.* (1994) verificaron que en un medio de filtración granular de 0,45 mm de diámetro efectivo se eliminan las partículas de alrededor de 40 μm , provocando un incremento de las partículas de 1 μm y de 35 μm en la distribución de volumen. Si bien el rango de diámetro de partículas que se ha considerado en el presente trabajo es mucho más amplio, los resultados obtenidos al utilizar un filtro de arena con el efluente de una industria cárnica y el efluente secundario de la EDAR confirman esta tendencia, pues a partir de este diámetro el volumen de las partículas disminuye con respecto al efluente inicial. La validez de esta observación la corrobora Adin (1999) pues afirma que, con independencia del diámetro efectivo de la arena, prácticamente no existen diferencias en la retención de partículas de 10 μm a 60 μm . La eliminación de partículas en estos intervalos de diámetro presenta un evidente interés sanitario pues se puede conseguir separar los huevos de helminto, los cuales tienen diámetros entre los 20 y los 80 μm (Landa *et al.*, 1997).

En la Figura IV 20 se puede comprobar que los filtros de malla y de anillas atenúan muy ligeramente la distribución del volumen de las partículas del efluente secundario de la

EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm. Únicamente el filtrado del filtro de malla de 98 μm presenta partículas con mayores volúmenes que el agua de entrada para un rango de diámetros de partícula de 100 a 200 μm , como también se evidenció al estudiar la eficiencia de filtración respecto al número de partículas de este filtro (Figura IV 13).

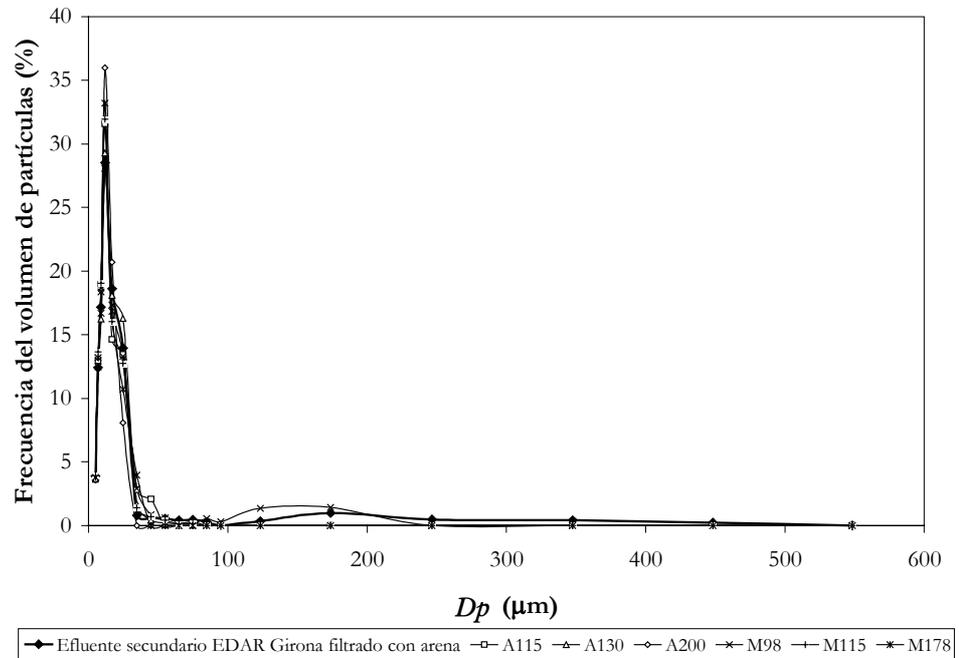


Figura IV 20. Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm sin filtrar y filtrado en filtros de anillas de 2" de 115 μm (A115), 130 μm (A130), 200 μm (A200) y filtros de malla de 2" de 98 μm (M98), de 115 μm (M115) y de 178 μm (M178).

En la Figura IV 21 se muestra la distribución del volumen de partículas para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro filtrado y sin filtrar. Tanto el filtro de anillas de 2" de 130 μm como el de malla de 2" de 130 μm retienen volúmenes de partículas a partir de 30 μm de diámetro. En esta ocasión, el efluente presenta pocas partículas de grandes dimensiones, por lo que los filtros pueden ser más efectivos que en los otros casos analizados.

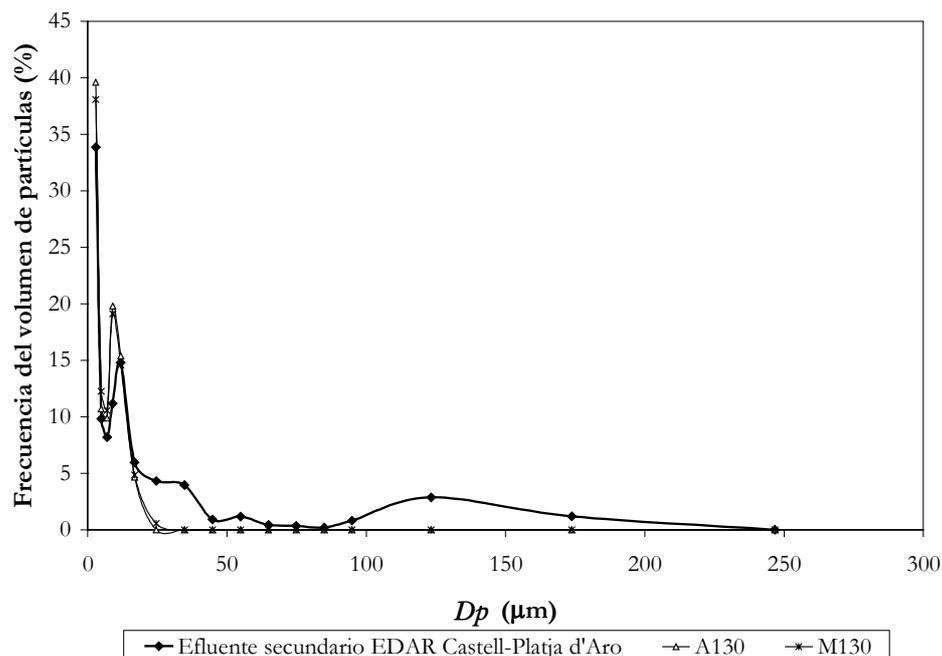


Figura IV 21. Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de anillas de 2'' de 130 μm (A130) y uno de malla de 2'' de 130 μm (M130).

Con el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro (Figura IV 22), el filtro de malla de 2'' y 130 μm sólo libera partículas de mayor volumen que el efluente en el rango de 15 a 20 μm. Para el resto de diámetros de partícula, los valores de volúmenes de las partículas del líquido filtrado están ligeramente por debajo de los del efluente.

La distribución del volumen de partículas presenta, para la mayoría de los efluentes, una distribución bimodal en la que se detectan dos diámetros a los que corresponden las frecuencias más grandes de volúmenes de las partículas, como evidencian Tajrishy *et al.* (1994) en la distribución de volumen de un efluente secundario.

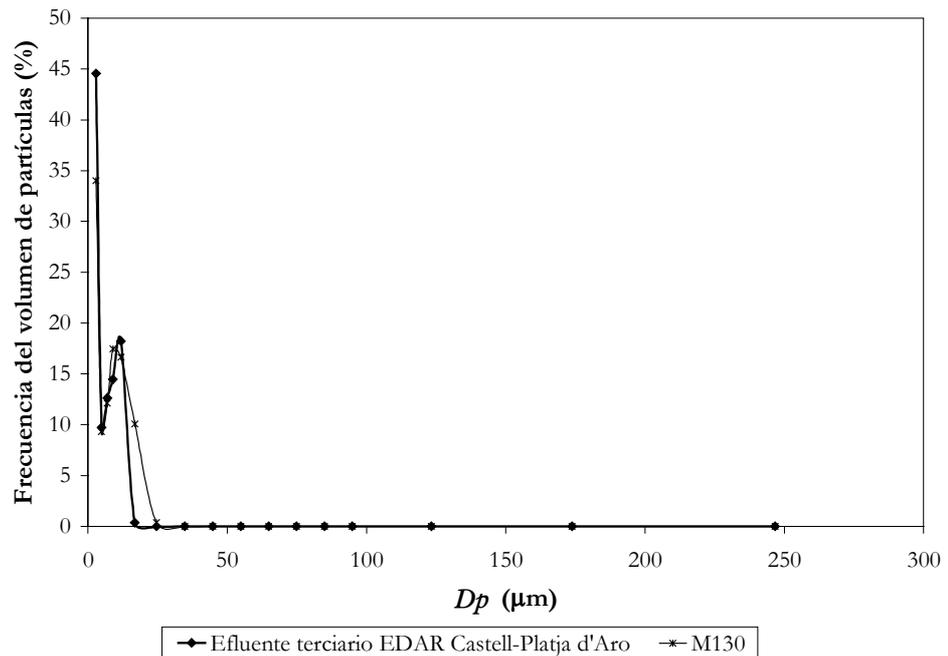


Figura IV 22. Distribución media del volumen de partículas en función del diámetro de las mismas para el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro sin filtrar y filtrado en un filtro de malla de 2" de 130 μm (M130).

4.4.6. Observación microscópica del filtrado

Se procedió a la observación mediante el microscopio electrónico del líquido filtrado en diferentes filtros para poder determinar la forma de las partículas de los efluentes y poder contrastar los resultados obtenidos con la ayuda del analizador de partículas. Al ser la toma de muestras puntual, los resultados que se comentan tienen sólo un valor orientativo puesto que no se realizó un programa de muestreo exhaustivo que hubiese permitido extraer conclusiones sobre una base más firme.

En buena parte de las fotografías se detectaron formas bacilares típicas de bacterias, así como algunos cristales de sales y restos vegetales. Se observó que las partículas mayores detectadas a la salida del efluente de la industria cárnica filtrado en un filtro de anillas de 2" con una luz de 130 μm (Figura IV 23) y en un filtro de malla de 2" con una luz de 115 μm (Figura IV 24) no superaban la apertura del filtro. En cambio, sí que se detectó que la longitud de la mayor partícula visualizada a la salida del filtro de malla de 178 μm

con el efluente de la industria cárnica (Figura IV 25) excedió claramente la luz del filtro, pero no así su anchura. En general, las partículas observadas en el efluente de la industria cárnica son de forma irregular, lo que dificulta su retención en el filtro (Adin *et al.*, 1989).

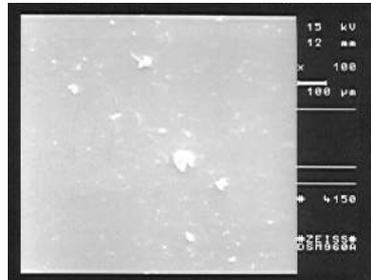


Figura IV 23. Partícula más grande detectada a la salida del filtro de anillas de 2" de 130 µm con el efluente de la industria cárnica.

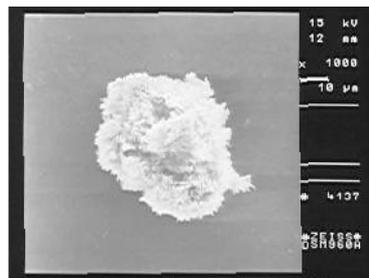


Figura IV 24. Partícula más grande detectada a la salida del filtro de malla de 2" de 115 µm con el efluente de la industria cárnica.

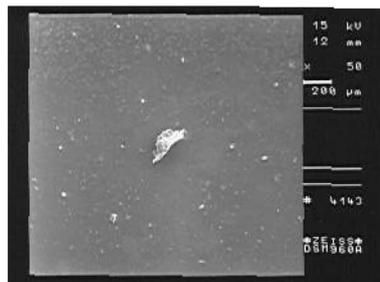
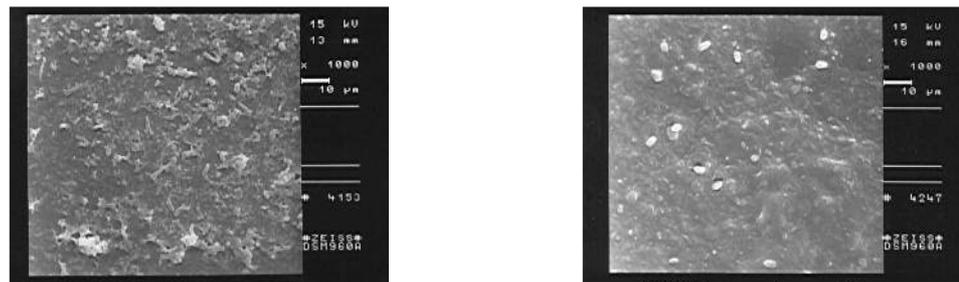


Figura IV 25. Partícula más grande detectada a la salida del filtro de malla de 2" de 178 µm con el efluente de la industria cárnica.

En la Figura IV 26 se comparan las partículas presentes en los filtrados del filtro de arena operando con el efluente de la industria cárnica y con el efluente secundario de la EDAR de Girona.

Con el filtrado del efluente de la industria cárnica se observan partículas de mayores dimensiones que con el de la EDAR de Girona. Sin embargo, con este último efluente se observan ciertas partículas discretas de mayor densidad que el fondo que podrían corresponder al flóculo formado por agregación de partícula que se habían desprendido del filtro. Las partículas visualizadas a la salida del filtro de arena que operó con el efluente secundario de la EDAR no presentan la forma oval perfectamente definida que Adin *et al.* (1989) identificaron para los efluentes de las plantas depuradoras que utilizan el sistema de fangos activos.

Las imágenes de la Figura IV 26 confirman que las partículas del efluente de la industria cárnica tienen mayor tamaño que las del efluente secundario de la EDAR de Girona. Sin embargo, como se ha comentado, cuando se analiza la distribución de volumen, con el efluente de la estación depuradora se obtienen los valores máximos. A la vista de las fotografías realizadas no parece confirmarse la información facilitada por el analizador de partículas en cuanto al volumen ocupado.



(a)

(b)

Figura IV 26. Muestra de las partículas a la salida del filtro de arena (a) con el efluente de la industria cárnica y (b) con el efluente secundario de la EDAR de Girona.

4.5. CONCLUSIONES

Las conclusiones a las que se llega a raíz de los resultados obtenidos y de su discusión son:

1. En los distintos efluentes estudiados prácticamente la totalidad de las partículas tiene diámetros inferiores a 20 μm .
2. El número de partículas retenidas en los filtros es muy bajo puesto que la mayoría de las partículas presentes en los efluentes tienen un diámetro inferior a la luz de los filtros.
3. La eficiencia de filtración en los filtros se debe más al tipo de efluente que al efecto del filtro.
4. El filtro de arena se muestra con un grado de eficiencia más estable en función del tipo de efluente que los filtros de malla y de anillas.
5. La eficiencia de la filtración viene condicionada a la resistencia de las partículas presentes en los efluentes.
6. La ley de la potencia se verifica para describir la distribución del número de las partículas de todos los efluentes y filtrados.
7. El exponente β de la distribución potencial del número de partículas no ha permitido discernir el efecto que han provocado los diferentes filtros en la distribución de las partículas.
8. La distribución del volumen de partículas aporta más información acerca del potencial embozante de las partículas que la distribución del número de las partículas.
9. El filtro de arena consigue retener aquellas partículas de mayores dimensiones, de forma que no se liberan partículas de volumen superior a las del efluente inicial.
10. El efecto en la reducción del volumen de las partículas del filtrado por parte de los filtros de malla y anillas es mínimo.
11. Cuando se analiza la distribución en volumen de las partículas, los filtros de anillas y malla no retienen partículas de diámetro superior a la luz de los mismos, lo que puede provocar la obturación de los goteros de las instalaciones de riego localizado.

4.6. REFERENCIAS

- Adin, A.** 1987. Clogging in irrigation systems reusing pond effluents and its prevention. *Water Science and Technology*, 19, 12, 323-328.
- Adin, A.** 1999. Particle characteristics: a key factor in effluent treatment and reuse. *Water Science and Technology*, 40, 4-5, 67-74.
- Adin, A. y Alon, G.** 1986. Mechanisms and process parameters of filter screens. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112, 4, 293-304.
- Adin, A. y Elimelech, M.** 1989. Particle filtration for wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115, 3, 474-487.
- Adin, A.; Rubinstein, L. y Zilberman, A.** 1989. Particle characterization in wastewater effluents in relation to filtration and irrigation. *Filtration and Separation*, 26, 284-287.
- Adin, A. y Sacks, M.** 1991. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 117, 6, 813-826.
- Alon, G. y Adin, A.** 1994. Mathematical modeling of particle size distribution in secondary effluent filtration. *Water Environment Research*, 66, 6, 836-841.
- Arnó, J.** 1990. Obturación física en filtros de malla. Comportamiento hidrodinámico y aplicación a la tecnología del riego localizado. Proyecto Final de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universitat Politècnica de Catalunya. Lleida.
- Ben Aim, R.; Vigneswaran, S.; Prasanthi, H. y Jegatheesan, V.** 1997. Influence of particle size and size distribution in granular bed filtration and dynamic microfiltration. *Water Science and Technology*, 36, 4, 207-215.
- Boller, M.; Klobler, D. y Koch, G.** 1997. Particle separation, solids budgets and headloss development in different biofilters. *Water Science and Technology*, 36, 4, 239-247.
- Coulson, J. M. y Richardson, J. F.** 1988. Ingeniería Química. Tomo II. Operaciones básicas. Editorial Reverté, Barcelona.
- Hatukai, S.; Ben-Tzur, Y. y Rebhun, M.** 1997. Particle counts and size distribution in system design for removal of turbidity by granular deep bed filtration. *Water Science and Technology*, 36, 4, 225-230.
- Kaminski, I.; Vescan, N. y Adin, A.** 1997. Particle size distribution and wastewater filter performance. *Water Science and Technology*, 36, 4, 217-224.
- Kobler, D. y Boller, M.** 1997. Particle removal in different filtration systems for tertiary wastewater treatment - a comparison. *Water Science and Technology*, 36, 4, 259-267.
- Landa, H.; Capella, a. y Jiménez, B.** 1997. Particle size distribution in an effluent from an advanced primary treatment and its removal during filtration. *Water Science and Technology*, 36, 4, 159-165.

- Lawler, D. F.** 1997. Particle size distribution in treatment processes: theory and practice. *Water Science and Technology*, 36, 4, 15-23.
- Lawler, D. F.; O'Melia, C. R. y Tobiasson, J. E.** 1980. Integral water treatment plant design from particle size to plant performance. En: *Particulates in water*. Kavanaugh, M. C. y Leckie, J. O. (eds.). Editorial American Chemical Society, Washington, DC. 353-388.
- Lipp, P. y Baldauf, G.** 2000. Enhanced particle removal in drinking water treatment plants - case studies. *Water Science and Technology*, 41, 7, 135-142.
- McCabe, W. L.; Smith, J. C. y Harriott, P.** 2001. Unit operations of Chemical Engineering. 6th Edition. McGraw-Hill, New York.
- McDonald, D. R.; Lau, L. S.; Wu, I. P.; Gee, H. K. y Young, S. C. H.** 1984. Improved emitter and network system design for wastewater reuse in drip irrigation. 163. Water Resources Research Center. Honolulu, Hawaii.
- Neis, U. y Tiehm, A.** 1997. Particle size analysis in primary and secondary waste water effluents. *Water Science and Technology*, 36, 4, 151-158.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sagi, G.; Schischa, A.; Marcu, A.; Yechiely, Z.; Sofu, Z. y Lev, Y.** 1995. Performance evaluation of filters and emitters with secondary effluent. *Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 244-249.
- SAS.** 1999. SAS for Windows release 8e-2000. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Shin, E. B.; Yoon, H. S.; Lee, Y. D.; Pae, Y. S.; Hong, S. W. y Joo, B. H.** 2001. The effects of particle size distribution on the settleability of CSOs pollutants. *Water Science and Technology*, 43, 5, 103-110.
- Tajrishy, M. A.; Hills, D. J. y Tchobanoglous, G.** 1994. Pretreatment of secondary effluent for drip irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120, 4, 716-731.
- Tiehm, A.; Herwig, V. y Neis, U.** 1999. Particle size analysis for improved sedimentation and filtration in waste water treatment. *Water Science and Technology*, 39, 8, 99-106.
- van Buuren, J. C. L.; Abusam, A.; Zeeman, G. y Lettinga, G.** 1999. Primary effluent filtration in small-scale installations. *Water Science and Technology*, 39, 5, 195-202.
- van der Graaf, J. H. J. M.; de Koning, J. y Tang, J.** 2001. Particle size analysis as a tool for performance measurements in high rate effluent filtration. *Water Science and Technology*, 43, 10, 303-310.
- Vigneswaran, S.; Chang, J. S. y Janssens, J. G.** 1990. Experimental investigation of size distribution of suspended particles in granular bed filtration. *Water Research*, 7, 927-930.

*V. APLICACIÓN DEL ANÁLISIS
DIMENSIONAL A LA FILTRACIÓN DE
AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO
LOCALIZADO*

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

5.1. INTRODUCCIÓN	201
5.2. OBJETIVOS.....	202
5.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	202
5.3.1. Obtención de los grupos adimensionales	202
5.3.1.1. Grupos adimensionales para todos los filtros	202
5.3.1.2. Grupos adimensionales para el filtro de arena.....	204
5.3.2. Obtención experimental de las relaciones entre grupos adimensionales.....	207
5.3.3. Tratamiento estadístico de los datos.....	208
5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	208
5.4.1. Grupos adimensionales para todos los filtros.....	208
Industria cárnica	209
Todos los efluentes	210
5.4.2. Grupos adimensionales para el filtro de arena.....	212
5.4.3. Ejemplos de aplicación	213
5.4.3.1. Efecto de la luz del filtro	213
5.4.3.2. Efecto de las materias en suspensión del efluente.....	214
5.4.3.3. Volumen filtrado en distintos tipos de filtros.....	215
5.5. CONCLUSIONES.....	216
5.6. REFERENCIAS	216

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla V 1. Coeficientes de regresión ajustados y nivel de significación* de las diferentes relaciones dimensionales ensayadas para todos los filtros y tipos de filtros en función del efluente.....	209
Tabla V 2. Coeficientes de regresión ajustados y nivel de significación* de las diferentes relaciones dimensionales para el filtro de arena.....	212

NOTACIÓN

a	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
A	superficie de filtración	L^2	m^2
b	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
c	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
C	concentración de materias en suspensión	ML^{-3}	kg/m^3
d	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
D	diámetro ocupado por la arena en el interior del filtro	L	m
D_e	diámetro efectivo de la arena del filtro	L	m
D_p	diámetro medio de las partículas del agua	L	m
e	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
h	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
H	altura de la arena en el interior del filtro	L	m
i	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
j	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
k	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
l	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
m	masa de arena en el interior del filtro	M	kg
MES	materias en suspensión	ML^{-3}	kg/m^3
n	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
o	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
p	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
q	constante empírica	<i>adimensional</i>	-
Q	caudal de líquido filtrado	L^3T^{-1}	m^3/s
V	volumen de líquido filtrado	L^3	m^3
ΔH	caída de presión total en el filtro	$ML^{-1}T^{-2}$	Pa
μ	viscosidad del agua	$ML^{-1}T^{-1}$	$Pa\cdot s$
ρ	densidad del agua	ML^{-3}	kg/m^3
ϕ_f	luz de los filtros	L	m

5.1. INTRODUCCIÓN

En muchos problemas de Ingeniería Hidráulica las herramientas analíticas disponibles actualmente no son capaces de encontrar una solución suficientemente precisa, salvo en los problemas hidrostáticos y en los de flujo laminar. En los problemas de flujo turbulento, cuando son abordables numéricamente, las soluciones sólo pueden tomarse como una primera aproximación y a menudo hay que recurrir a su verificación y ajuste por vía experimental. Es en esta fase empírica cuando adquiere un gran interés el empleo del análisis dimensional y el uso de parámetros adimensionales.

Cuando esta técnica se aplica al estudio de un fenómeno físico, que sea función de m variables independientes, puede encontrarse una función equivalente para representar dicho fenómeno, pero que sólo sea función de $m-r$ parámetros adimensionales independientes, siendo r el rango de la matriz dimensional del fenómeno. Esta reducción de variables simplifica bastante las experiencias a realizar. El teorema de Buckingham, o de los grupos Π , y el método de Rayleigh son sistemas que permiten la obtención de los grupos adimensionales que intervienen en el fenómeno. En definitiva, se trata de sustituir una función desconocida de m variables por otra función desconocida de $m-r$ variables adimensionales. El conocimiento de la función deberá hacerse por vía experimental (Costa *et al.*, 1983; Shames, 1995; Perry *et al.*, 1997; Coutinho de Lencastre, 1998; Losada, 2000).

En las redes de riego a presión el flujo del agua a través de los sistemas de filtración es realmente complejo tanto por la geometría que lo limita y conduce, como por la propia naturaleza del agua que circula. La complejidad aumenta cuando son reutilizadas para el riego aguas residuales con su alto potencial embozante. Si además el sistema de riego empleado es el de riego localizado, con sus pequeños pasos para el agua, se puede concluir el interés que presenta el conocer las leyes de embozamiento y caracterizar el comportamiento de los filtros ante este tipo de efluentes.

Como se ha visto en el capítulo III, las ecuaciones que explican el funcionamiento de los filtros usados en riego se desarrollaron fundamentalmente para los filtros de malla y arena, pero no para los de anillas. Además, las ecuaciones utilizadas tradicionalmente para el estudio de la filtración requieren la determinación de parámetros difíciles de estimar, en especial los que hacen referencia a las características de la torta de filtración formada, las cuales van variando a lo largo del ciclo de filtración (Adin y Alon, 1986; McCabe *et al.*, 2001). El análisis dimensional y el uso de parámetros adimensionales al abordar la experimentación se presentan como unas buenas herramientas para analizar este tipo de

problema hidráulico. Arnó (1990) utilizó esta técnica para filtros de malla y partículas en suspensión de tamaño uniforme en agua limpia, obteniendo dos grupos adimensionales que caracterizaban el fenómeno de filtración.

5.2. OBJETIVOS

Los objetivos que se han fijado en el presente capítulo han sido:

- Determinar la utilidad de la aplicación de la técnica del análisis dimensional al problema de filtración de aguas residuales en los sistemas de riego localizado.
- Encontrar ecuaciones que describan el embozamiento de los filtros mediante grupos adimensionales.

5.3. MATERIALES Y MÉTODOS

5.3.1. Obtención de los grupos adimensionales

5.3.1.1. Grupos adimensionales para todos los filtros

El embozamiento de los filtros se puede determinar a partir del incremento progresivo de la caída de presión que se produce en el mismo por el paso del agua. Se han identificado diversas variables que intervienen en la variación de presión producida en el filtro (Adin y Alon, 1986; Zeier y Hills, 1987; Arnó, 1990). Entre ellas, destacan la luz del filtro, el caudal de agua que lo atraviesa, el volumen de agua filtrada, la superficie de filtración, las materias en suspensión del agua, el diámetro medio de las partículas en suspensión y la viscosidad y la densidad del agua.

Desde este punto de vista, se puede establecer una relación del tipo:

$$f(\Delta H, \phi_f, D_p, A, Q, C, V, \mu, \rho) = 0 \quad [V.1]$$

donde:

ΔH es la caída de presión total en el filtro, en Pa.

ϕ_f es la luz de los filtros, en m

D_p es el diámetro medio de las partículas del agua, en m

A es la superficie total de filtración, en m²

Q es el caudal que atraviesa el filtro, en m³/s

C es el contenido en materias en suspensión del agua, en kg/m^3

V es el volumen del agua que atraviesa el filtro, en m^3

μ es la viscosidad del agua, en $\text{Pa}\cdot\text{s}$

ρ es la densidad del agua, en kg/m^3

En el caso del filtro de arena, cuando se consideró la luz de los filtros se tomó el diámetro efectivo de la arena utilizada (D_e), según se determinó en el apartado 3.3.3.

Considerando todas las variables ($m = 9$) y sus dimensiones en cuanto a longitud (L), masa (M) y tiempo (T), la matriz resultante fue:

	ΔH	ϕ_f	D_p	A	Q	C	V	μ	ρ
L	-1	1	1	2	3	-3	3	-1	-3
M	1	0	0	0	0	1	0	1	1
T	-2	0	0	0	-1	0	0	-1	0

El rango de la matriz dimensional del fenómeno es $r = 3$. Por lo tanto, deben haber $9 - 3 = 6$ grupos Π adimensionales. Los grupos Π , obtenidos según el método de Buckingham antes indicado, son:

$$\Pi_1: \left(\frac{\Delta H \cdot \phi_f^4}{Q^2 \cdot C} \right) \quad \Pi_2: \left(\frac{D_p}{\phi_f} \right) \quad \Pi_3: \left(\frac{V}{\phi_f^3} \right)$$

$$\Pi_4: \left(\frac{A}{\phi_f^2} \right) \quad \Pi_5: \left(\frac{\mu \cdot \phi_f}{C \cdot Q} \right) \quad \Pi_6: \left(\frac{\rho}{C} \right)$$

También se obtuvieron otros parámetros Π agrupando de diferente manera las variables ΔH , V , ϕ_f , D_p , A , μ , Q y C :

$$\Pi_1: \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot \phi_f}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right) \quad \Pi_2: \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot D_p}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right) \quad \Pi_3: \left(\frac{\Delta H^{\frac{3}{4}} \cdot V}{C^{\frac{3}{4}} \cdot Q^{\frac{3}{2}}} \right)$$

$$\Pi_4: \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{2}} \cdot A}{C^{\frac{1}{2}} \cdot Q} \right) \quad \Pi_5: \left(\frac{\mu}{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}} \cdot C^{\frac{3}{4}}} \right)$$

A partir de los 6 grupos adimensionales Π anteriores la ecuación [V.1] se puede expresar con la siguiente función:

$$g(\Pi_1, \Pi_2, \Pi_3, \Pi_4, \Pi_5, \Pi_6) = 0 \quad [V.2]$$

Aplicando la ecuación [V.2] se halló la siguiente ecuación de tipo potencial:

$$\frac{\mu}{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}} \cdot C^{\frac{3}{4}}} = a \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{3}{4}} \cdot V}{C^{\frac{3}{4}} \cdot Q^{\frac{3}{2}}} \right)^b \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{2}} \cdot A}{C^{\frac{1}{2}} \cdot Q} \right)^c \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot \phi_f}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^d \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot D_p}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^e \cdot \left(\frac{\rho}{C} \right)^b \quad [V.3]$$

Puesto que en la ecuación [V.3] intervienen los 6 grupos adimensionales hallados, se fueron eliminando alguno de ellos para establecer otras ecuaciones de tipo potencial más simples. En concreto, se escogieron las siguientes:

$$\frac{\Delta H \cdot \phi_f^4}{Q^2 \cdot C} = a \cdot \left(\frac{V}{\phi_f^3} \right)^b \quad [V.4]$$

$$\frac{\Delta H \cdot \phi_f^4}{Q^2 \cdot C} = a \cdot \left(\frac{V}{\phi_f^3} \right)^b \cdot \left(\frac{D_p}{\phi_f} \right)^e \quad [V.5]$$

$$\frac{\Delta H \cdot \phi_f^4}{Q^2 \cdot C} = a \cdot \left(\frac{V}{\phi_f^3} \right)^b \cdot \left(\frac{A}{\phi_f^2} \right)^c \cdot \left(\frac{D_p}{\phi_f} \right)^e \quad [V.6]$$

$$\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot \phi_f}{Q^{\frac{1}{2}} \cdot C^{\frac{1}{4}}} = a \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{3}{4}} \cdot V}{Q^{\frac{3}{2}} \cdot C^{\frac{3}{4}}} \right)^b \quad [V.7]$$

$$\frac{\mu}{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}} \cdot C^{\frac{3}{4}}} = a \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{3}{4}} \cdot V}{C^{\frac{3}{4}} \cdot Q^{\frac{3}{2}}} \right)^b \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{2}} \cdot A}{C^{\frac{1}{2}} \cdot Q} \right)^c \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot \phi_f}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^d \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot D_p}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^e \quad [V.8]$$

5.3.1.2. Grupos adimensionales para el filtro de arena

Puesto que el filtro de arena opera en profundidad, a diferencia del filtro de malla, se pensó que, para este tipo de filtro, podía existir alguna otra variable que explicase su pérdida de carga. En concreto, se analizó la posibilidad de que características de la arena, como la masa total de la misma y su diámetro característico, o de que propiedades

geométricas del filtro, como su diámetro y la altura del lecho, pudieran tener alguna influencia en la descripción del fenómeno de filtración. Para este caso, se estableció la siguiente relación:

$$f(\Delta H, D_e, D_p, Q, C, V, \mu, \rho, H, D, m) = 0 \quad [V.9]$$

donde:

ΔH es la caída de presión producida en el filtro, en Pa.

D_e es el diámetro efectivo de la arena utilizada en el filtro, en m.

D_p es el diámetro medio de las partículas del agua, en m

Q es el caudal de agua que atraviesa el filtro, en m³/s

C es el contenido en materias en suspensión del agua, en kg/m³

V es el volumen del agua filtrada, en m³

μ es la viscosidad del agua, en Pa·s

ρ es la densidad del agua, en kg/m³

H es la altura de la arena en el interior del filtro, en m

D es el diámetro ocupado por la arena en el interior del filtro, en m

m es la masa de arena en el interior del filtro, en kg

Considerando las variables anteriores ($m = 11$) y sus respectivas dimensiones, la matriz resultante es:

	ΔH	D_e	D_p	Q	C	V	μ	ρ	H	D	m
L	-1	1	1	3	-3	3	-1	-3	1	1	0
M	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1
T	-2	0	0	-1	0	0	-1	0	0	0	0

Al ser el rango de la matriz dimensional del fenómeno $r=3$, puede haber $11-3=8$ grupos Π adimensionales. Los grupos Π para el filtro de arena que se obtuvieron aplicando el método de Buckingham fueron:

$$\begin{aligned} \Pi_7: & \left(\frac{\Delta H \cdot D_e^4}{Q^2 \cdot C} \right) & \Pi_8: & \left(\frac{D_p}{D_e} \right) & \Pi_9: & \left(\frac{V}{D_e^3} \right) \\ \Pi_{10}: & \left(\frac{\rho}{C} \right) & \Pi_{11}: & \left(\frac{\mu \cdot D_e}{C \cdot Q} \right) & \Pi_{12}: & \left(\frac{H}{D_e} \right) \\ \Pi_{13}: & \left(\frac{D}{D_e} \right) & \Pi_{14}: & \left(\frac{m}{D_e^3 \cdot C} \right) \end{aligned}$$

También se obtuvo otro parámetro Π realizando una agrupación distinta de las variables m , D_e y C :

$$\Pi_{14}: \left(\frac{m}{V \cdot C} \right)$$

Una vez definidos los grupos adimensionales Π la ecuación [V.9] se puede expresar como:

$$g(\Pi_7, \Pi_8, \Pi_9, \Pi_{10}, \Pi_{11}, \Pi_{12}, \Pi_{13}, \Pi_{14}) = 0 \quad [V.10]$$

Utilizando los 8 grupos adimensionales Π que intervienen en el proceso de filtración del filtro de arena en una función de tipo potencial resulta:

$$\frac{\Delta H \cdot D_e^4}{Q^2 \cdot C} = i \cdot \left(\frac{V}{D_e^3} \right)^j \cdot \left(\frac{D_p}{D_e} \right)^k \cdot \left(\frac{H}{D_e} \right)^l \cdot \left(\frac{D}{D_e} \right)^n \cdot \left(\frac{m}{C \cdot D_e^3} \right)^o \cdot \left(\frac{\mu \cdot D_e}{C \cdot Q} \right)^p \cdot \left(\frac{\rho}{C} \right)^q \quad [V.11]$$

Con el objeto de determinar si algún grupo adimensional no tiene especial importancia en los ajustes, se obtuvieron las siguientes ecuaciones fruto de no incluir algunos grupos adimensionales de la ecuación [V.11]:

$$\frac{\Delta H \cdot D_e^4}{Q^2 \cdot C} = i \cdot \left(\frac{m}{C \cdot V} \right)^o \quad [V.12]$$

$$\frac{\Delta H \cdot D_e^4}{Q^2 \cdot C} = i \cdot \left(\frac{V}{D_e^3} \right)^j \cdot \left(\frac{D_p}{D_e} \right)^k \cdot \left(\frac{H}{D_e} \right)^l \cdot \left(\frac{D}{D_e} \right)^n \quad [V.13]$$

$$\frac{\Delta H \cdot D_e^4}{Q^2 \cdot C} = i \cdot \left(\frac{V}{D_e^3} \right)^j \cdot \left(\frac{D_p}{D_e} \right)^k \cdot \left(\frac{H}{D_e} \right)^l \cdot \left(\frac{D}{D_e} \right)^n \cdot \left(\frac{m}{C \cdot V} \right)^o \quad [V.14]$$

$$\frac{\Delta H \cdot D_e^4}{Q^2 \cdot C} = i \cdot \left(\frac{V}{D_e^3} \right)^j \cdot \left(\frac{D_p}{D_e} \right)^k \cdot \left(\frac{H}{D_e} \right)^l \cdot \left(\frac{D}{D_e} \right)^n \cdot \left(\frac{m}{C \cdot D_e^3} \right)^o \quad [V.15]$$

$$\frac{\Delta H \cdot D_e^4}{Q^2 \cdot C} = i \cdot \left(\frac{V}{D_e^3} \right)^j \cdot \left(\frac{D_p}{D_e} \right)^k \cdot \left(\frac{m}{C \cdot D_e^3} \right)^o \cdot \left(\frac{\mu \cdot D_e}{C \cdot Q} \right)^p \cdot \left(\frac{\rho}{C} \right)^q \quad [V.16]$$

5.3.2. Obtención experimental de las relaciones entre grupos adimensionales

Para comprobar la validez de las ecuaciones desarrolladas con los grupos adimensionales implicados en el fenómeno de filtración se han utilizado los datos de los diferentes ensayos de filtración descritos en el apartado 3.3.1 y realizados con: (a) los efluentes pretratados de una industria cárnica (b) los efluentes del tratamiento secundario de la EDAR de Girona (c) el mismo efluente anterior filtrado en un filtro de arena (d) los efluentes secundarios de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, y (e) los efluentes del tratamiento terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro. En los apartados 3.3.2.1. y 3.3.2.2. se ha descrito el procedimiento experimental y la metodología de toma de muestras de las aguas residuales para su posterior análisis, respectivamente.

En los diferentes ensayos se utilizaron distintos filtros de malla, anillas y arena. Con los efluentes de la industria cárnica y secundario de la EDAR de Girona filtrado y sin filtrar con el filtro de arena, se trabajó con filtros de malla de nylon de 2 pulgadas, con una superficie de filtración total de 946 cm² y luces de 98 μm, 115 μm y 178 μm y con filtros de anillas de 2 pulgadas, con una superficie filtrante total de 953 cm² y luces de 115 μm, de 130 μm y de 200 μm. Además, y únicamente con el efluente de una industria cárnica, se usó un filtro de anillas de 130 μm de 1 pulgada y una superficie de filtración total de 308 cm². El filtro de arena que también se utilizó con los efluentes de la industria cárnica y de la EDAR de Girona era de 20 pulgadas, con un diámetro interno de 0,5 m, una superficie de filtración total de 1.963 cm², y fue rellenado con 175 kg de arena silíceica con un diámetro efectivo de 0,65 mm, de forma que la altura del lecho de arena en el interior del filtro fue de 0,63 m. Con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro se usaron un filtro de anillas de 2 pulgadas de 130 μm de luz con una superficie de filtración de 953 cm² y un filtro de malla de 2 pulgadas de 130 μm de luz con una superficie de filtración de 640 cm². Este último filtro fue el único que operó con el efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

En los ensayos de filtración se determinó la variación de presión producida en el filtro y el volumen de agua que lo atravesaba a intervalos regulares de tiempo. Con estos datos se calculó el caudal. Paralelamente, se analizaron las aguas de entrada para determinar las materias en suspensión (MES), que fue el parámetro que se consideró como concentración del agua. Con un analizador de partículas Galai Cis 1 (Galai, Migdal Haemek, Israel) se pudo conocer el diámetro medio de la distribución del número de las partículas, según se ha comentado en el apartado 4.3.2.3.

Los valores de la viscosidad y densidad del agua considerados fueron los establecidos para el agua, de 0,001 Pa·s y de 998 kg/m³, respectivamente (Lide, 1995).

5.3.3. Tratamiento estadístico de los datos

Los datos de campo obtenidos a intervalos regulares en los distintos ensayos permitieron calcular los diferentes grupos adimensionales, los cuales se ajustaron estadísticamente a las ecuaciones [V.3], [V.4], [V.5], [V.6], [V.7], [V.8], [V.11], [V.12], [V.13], [V.14], [V.15] y [V.16] con el programa REG del paquete estadístico SAS (SAS, 1999). Se han considerado significativos los valores de probabilidad inferiores a 0,05.

5.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.4.1. Grupos adimensionales para todos los filtros

En la Tabla V 1 se indican los resultados de los coeficientes de regresión y del nivel de significación de los ajustes con los datos obtenidos para cada uno de los filtros, todos los filtros de anillas, todos los filtros de malla y todos los filtros considerados conjuntamente en función de los distintos efluentes con los que se trabajó. Aunque los coeficientes de regresión no son muy elevados en la mayoría de los casos, todos los ajustes son significativos, con $P < 0,001$.

Como se puede observar en la Tabla V 1, los resultados de las regresiones varían de forma importante en función del filtro y del efluente. Sin embargo, parece que el efecto del efluente es superior al del filtro, pues los ajustes a las ecuaciones con un mismo tipo de filtro presentan diferencias importantes según cual sea el efluente considerado.

En los ajustes con la ecuación [V.6] para cada filtro y tipo de efluente se detectó que el grupo adimensional Π_4 no tuvo ninguna influencia en el resultado, por lo que los coeficientes de regresión coincidieron con los obtenidos mediante la ecuación [V.5]. Sin embargo, cuando se ajustaron los datos conjuntamente para todos los filtros, todos los filtros de anillas y todos los filtros de malla el grupo adimensional Π_4 sí que explicaba parte de los resultados. En general, con los datos conjuntos, la ecuación [V.6] obtuvo coeficientes de regresión ligeramente más elevados que con la ecuación [V.5].

Tabla V 1. Coeficientes de regresión ajustados y nivel de significación* de las diferentes relaciones dimensionales ensayadas para todos los filtros y tipos de filtros en función del efluente.

Efluente	Filtro	Ecuación					
		[V.3]	[V.4]	[V.5]	[V.6]	[V.7]	[V.8]
Industria cárnica	A115 2''	0,965	0,375	0,580	0,580**	0,961	0,604
	A130 1''	0,877	0,304	0,307	0,307**	0,748	0,101
	A130 2''	0,543	0,091	0,156	0,156**	0,740	0,514
	A200 2''	0,794	0,002	0,067	0,067**	0,600	0,786
	Filtros de anillas	0,935	0,032	0,063	0,802	0,915	0,919
	M98 2''	0,633	0,502	0,494	0,494**	0,931	-0,006
	M115 2''	0,576	0,072	0,618	0,618**	0,928	0,378
	M178 2''	0,816	0,177	0,204	0,204**	0,874	0,682
	Filtros de malla	0,525	0,005	0,260	0,272	0,826	0,409
	Arena	0,975	0,342	0,676	0,676**	0,915	0,872
	Todos los filtros	0,866	0,180	0,176	0,430	0,789	0,838
Secundario EDAR Girona	A115 2''	0,933	0,056	0,084	0,084**	0,215	0,930
	A130 2''	0,801	0,480	0,517	0,517**	0,868	0,674
	A200 2''	0,702	0,473	0,551	0,551**	0,920	0,159
	Filtros de anillas	0,981	0,139	0,149	0,181	0,662	0,974
	M98 2''	0,713	0,380	0,441	0,441**	0,825	0,713
	M115 2''	0,888	0,066	0,099	0,099**	0,712	0,807
	M178 2''	0,969	0,674	0,777	0,777**	0,960	0,898
	Filtros de malla	0,899	0,073	0,072	0,074	0,733	0,828
	Arena	0,866	0,603	0,618	0,617**	0,856	0,451
	Todos los filtros	0,935	0,544	0,740	0,740	0,033	0,888
Secundario EDAR Girona filtrado con arena	A115 2''	0,614	-0,019	0,662	0,662**	0,410	0,614
	A130 2''	0,392	0,084	0,330	0,330**	0,559	0,175
	A200 2''	0,170	0,240	0,271	0,271**	0,460	0,167
	Filtros de anillas	0,911	0,010	0,408	0,462	0,304	0,991
	M98 2''	0,055	0,340	0,442	0,442**	0,616	0,060
	M115 2''	0,576	0,504	0,573	0,573**	0,744	0,146
	M178 2''	0,429	0,015	0,026	0,026**	0,270	0,407
	Filtros de malla	0,035	-0,001	0,665	0,741	0,319	0,028
	Todos los filtros	0,976	-0,001	0,371	0,370	0,303	0,976
Secundario EDAR Castell-Platja d'Aro	A130 2''	0,719	0,101	0,169	0,169**	0,322	0,638
	M130 2''	0,665	0,213	0,276	0,276**	0,507	0,468
	Todos los filtros	0,508	0,154	0,223	0,220	0,415	0,382
Terciario EDAR Castell-Platja d'Aro	M130 2''	0,684	0,059	0,217	0,217**	0,272	0,451

* todos los coeficientes son significativos ($P < 0,001$)** el grupo adimensional Π_4 no tiene ningún efecto en el ajuste

Tabla V 1. Coeficientes de regresión ajustados y nivel de significación* de las diferentes relaciones dimensionales ensayadas para todos los filtros y tipos de filtros en función del efluente (continuación).

Efluente	Filtro	Ecuación					
		[V.3]	[V.4]	[V.5]	[V.6]	[V.7]	[V.8]
Todos los efluentes	A115 2''	0,841	0,040	0,095	0,095**	0,664	0,668
	A130 2''	0,768	0,329	0,331	0,331**	0,685	0,379
	A200 2''	0,904	0,085	0,119	0,119**	0,601	0,697
	Filtros de anillas	0,937	0,009	0,005	0,224	0,644	0,812
	M98 2''	0,891	0,323	0,494	0,494**	0,906	0,757
	M115 2''	0,921	0,112	0,172	0,172**	0,884	0,827
	M130 2''	0,637	0,123	0,186	0,186**	0,392	0,463
	M178 2''	0,896	0,146	0,147	0,147**	0,757	0,520
	Filtros de malla	0,864	0,107	0,141	0,175	0,723	0,608
	Arena	0,893	0,458	0,464	0,464**	0,836	0,472
	Todos los filtros	0,882	0,167	0,401	0,499	0,366	0,703

* todos los coeficientes son significativos (P < 0,001)

** el grupo adimensional Π₄ no tiene ningún efecto en el ajuste

Leyenda: A115 2'': filtro de anillas de 115 μm de 2'', A130 1'': filtro de anillas de 130 μm de 1'', A130 2'': filtro de anillas de 130 μm de 2'', A200 2'': filtro de anillas de 200 μm de 2'', M98 2'': filtro de malla de 98 μm de 2'', M115 2'': filtro de malla de 115 μm de 2'', M130 2'': filtro de malla de 130 μm de 2'' y M178: filtro de malla de 178 μm de 2''.

La ecuación que globalmente presenta unos mejores ajustes para todos los filtros es la ecuación [V.3], seguida de la [V.8]. La ecuación [V.3] es precisamente aquella en la que se ha incorporado todos los grupos adimensionales Π sin realizar ninguna simplificación. También debe tenerse en cuenta que los valores de la densidad y viscosidad considerados han sido teóricos, por lo que se ha incorporado un parámetro idéntico en las diferentes ecuaciones. Si se hubiera podido disponer de datos de la viscosidad y densidad de los diferentes efluentes el ajuste podría ser más representativo de las condiciones de operación específicas.

A raíz de los resultados indicados en la Tabla V 1, el ajuste realizado con los datos de todos los filtros y todos los efluentes tiene un coeficiente de regresión ajustado de 0,882, lo que es un valor relativamente aceptable. Aunque, juntamente con su alta significación, este parámetro de la regresión puede indicar que con una única ecuación es posible calcular la caída de presión producida en diferentes filtros por distintos tipos de efluentes, se tienen que realizar una serie de consideraciones acerca del resultado obtenido. En concreto, al considerar los datos de todos los filtros y efluentes, se incrementa la bondad del ajuste porque la regresión se realiza con un mayor número de datos y se corrige parcialmente el error del ajuste. De esta forma, si bien se obtiene una ecuación genérica,

su aplicabilidad es reducida pues describe el comportamiento tanto de los filtros de anillas, de malla o de arena, que, como se ha visto, es claramente diferente. De hecho, al intentar aplicar la ecuación resultante del ajuste se obtienen valores que no son lógicos, posiblemente por este efecto de compensación de los datos experimentales.

En este sentido, parece más adecuado considerar como ecuación válida para todos los efluentes aquella que tiene en cuenta, como mínimo, el tipo de filtro. De todas formas, se debe ser consciente que estas ecuaciones son orientativas pues, como se ha indicado, el efecto de las aguas residuales utilizadas tiene mucha importancia en la evolución de la caída de presión de cada filtro. Por lo tanto, lo idóneo sería ajustar las ecuaciones para cada tipo de efluente. Puesto que esto originaría una gran cantidad de ecuaciones, se cree conveniente facilitar una ecuación global, pero advirtiendo que su uso puede comportar un cierto error.

Correlacionando la ecuación [V.3] con los datos de todos los filtros y efluentes se obtienen las siguientes expresiones generales para los distintos tipos de filtros, las cuales pueden servir en una primera aproximación para explicar el fenómeno de la filtración:

a) filtros de anillas:

$$\frac{\mu}{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}} \cdot C^{\frac{3}{4}}} = 4,81 \cdot 10^{-6} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{3}{4}} \cdot V}{C^{\frac{3}{4}} \cdot Q^{\frac{3}{2}}} \right)^{-0,21} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{2}} \cdot A}{C^{\frac{1}{2}} \cdot Q} \right)^{0,67} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot \phi_f}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^{0,65} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot D_p}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^{-0,12} \cdot \left(\frac{\rho}{C} \right)^{0,67} \quad [V.17]$$

b) filtros de malla:

$$\frac{\mu}{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}} \cdot C^{\frac{3}{4}}} = 1,10 \cdot 10^{-6} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{3}{4}} \cdot V}{C^{\frac{3}{4}} \cdot Q^{\frac{3}{2}}} \right)^{-0,17} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{2}} \cdot A}{C^{\frac{1}{2}} \cdot Q} \right)^{0,74} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot \phi_f}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^{0,72} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot D_p}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^{-0,19} \cdot \left(\frac{\rho}{C} \right)^{0,61} \quad [V.18]$$

c) filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm:

$$\frac{\mu}{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}} \cdot C^{\frac{3}{4}}} = 8,61 \cdot 10^{-8} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{3}{4}} \cdot V}{C^{\frac{3}{4}} \cdot Q^{\frac{3}{2}}} \right)^{-0,14} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{2}} \cdot A}{C^{\frac{1}{2}} \cdot Q} \right)^{0,81} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot \phi_f}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^{0,69} \cdot \left(\frac{\Delta H^{\frac{1}{4}} \cdot D_p}{C^{\frac{1}{4}} \cdot Q^{\frac{1}{2}}} \right)^{-0,18} \cdot \left(\frac{\rho}{C} \right)^{0,52} \quad [V.19]$$

5.4.2. Grupos adimensionales para el filtro de arena

En la Tabla V 2 se indican los resultados de los ajustes de los datos obtenidos para el filtro de arena con las ecuaciones [V.11], [V.12], [V.13], [V.14], [V.15] y [V.16] trabajando con las aguas residuales de una industria cárnica y con el efluente del tratamiento secundario de la EDAR de Girona. En este caso también se observa una variación de los resultados en función del tipo de efluente considerado.

Tabla V 2. Coeficientes de regresión ajustados y nivel de significación* de las diferentes relaciones dimensionales para el filtro de arena.

Efluente	Ecuación					
	[V.11]	[V.12]	[V.13]	[V.14]	[V.15]	[V.16]
Industria cárnica	0,996***	0,521	0,676**	0,808**	0,808**	0,996
Secundario EDAR Girona	0,914**	0,263	0,618**	0,777**	0,777**	0,914
Industria cárnica y secundario EDAR Girona	0,915**	0,112	0,464**	0,478**	0,478**	0,915

* todos los coeficientes son significativos ($P < 0,001$)

** los grupos adimensionales Π_{12} y Π_{13} no tienen ningún efecto en el ajuste

*** los grupos adimensionales Π_{12} , Π_{13} y Π_{14} no tienen ningún efecto en el ajuste

Como se desprende de los resultados indicados en la Tabla V 2, sólo las ecuaciones [V.11] y [V.16] presentaron coeficientes de regresión aceptables. En el caso de la ecuación [V.11] se observó que los grupos adimensionales Π_{12} y Π_{13} no tuvieron efecto en el ajuste de las ecuaciones con los datos experimentales, por lo que, a efectos prácticos, el ajuste es el mismo que con la ecuación [V.16]. Por lo tanto, la inclusión de la altura de la arena y del diámetro del filtro de arena no consigue aportar más explicación cuando se consideran las otras variables identificadas.

El resto de las ecuaciones obtenidas por análisis dimensional para el filtro de arena no tienen un coeficiente de regresión aceptable. Una posible explicación puede ser que las experiencias se realizaron con un solo filtro de arena, con la misma cantidad de arena, altura de lecho y diámetro efectivo de la arena. Si se pudieran disponer de datos de diferentes filtros de arena y de trabajo en diferentes condiciones se podría saber si esta ecuación presenta mayor adaptabilidad a este tipo de filtro.

El coeficiente de regresión obtenido con la ecuación [V.16] es de 0,915, el cual es ligeramente superior al obtenido con la ecuación [V.3] para el filtro de arena y los distintos efluentes. Sin embargo, los ajustes de los datos experimentales, con

independencia del tipo de efluente, a la ecuación [V.16] presentaron un coeficiente de variación superior al 80%, lo que se considera excesivo. Por este motivo, se cree conveniente utilizar la ecuación [V.3] pues describe mejor la pérdida de carga producida en el filtro de arena.

5.4.3. Ejemplos de aplicación

En este apartado se presentan varios ejemplos en los que se aplican las ecuaciones desarrolladas. De esta forma se puede observar la utilidad de las mismas, así como el efecto que pueden tener diferentes parámetros en los resultados finales.

5.4.3.1. Efecto de la luz del filtro

Planteamiento

Se quiere conocer el volumen de agua residual que se puede filtrar en un filtro de anillas de 2" de 130 μm o en uno de 2" y 115 μm . La superficie de filtración de ambos es de 930 cm^2 . El efluente secundario que se utiliza en el sistema de riego localizado tiene unos niveles de sólidos en suspensión de 35 mg/l . El diámetro medio de la distribución del número de la partículas es de 7,2 μm . La densidad del agua es de 998 kg/m^3 y la viscosidad de 0,001 $\text{Pa}\cdot\text{s}$. Si el filtro está dimensionado para tratar un caudal de 12 m^3/h , determinar el volumen de agua que se podrá filtrar antes de que se llegue a una caída de presión de 4,5 m.c.a., momento en el que se deberá proceder a una limpieza de los mismos.

Resolución

Como se trata de un filtro de anillas se puede aplicar la ecuación [V.17]. Si se convierten las unidades de las variables conocidas a las unidades indicadas en el apartado 5.3.1.1., todas ellas del sistema internacional, se obtiene para el filtro de anillas de 130 μm la siguiente ecuación donde la única incógnita es el volumen V :

$$0,015 = 4,81 \cdot 10^{-6} \cdot (1,96 \cdot 10^8 \cdot V)^{-0,21} \cdot (31.328)^{0,67} \cdot (0,075)^{0,65} \cdot (0,004)^{-0,12} \cdot (28.514)^{0,67}$$

Aislado V y operando, se obtiene que:

$$V = 35,2 \text{ m}^3$$

Si el caudal de filtración es de 12 m³/h, esto implica que el tiempo entre limpiezas es de 2,9 h.

En cambio, si se utiliza un filtro de anillas de 115 μm, sólo varía el valor del grupo adimensional Π₁, siendo ahora de 0,067. Operando y aislando se obtiene que el volumen de líquido filtrado con este filtro es de:

$$V = 24,1 \text{ m}^3$$

De esta forma, teniendo en cuenta el caudal de filtración, el tiempo de operación antes de proceder a la limpieza del filtro será de 2,0 h. Como es lógico, este tiempo se ha reducido, estimándose en 54 minutos menos con respecto al filtro de 130 μm, de mayor luz.

5.4.3.2. Efecto de las materias en suspensión del efluente

Planteamiento

Los efluentes disponibles para el riego en una instalación de riego localizado presentan unos niveles de sólidos en suspensión que varían, en función de la época del año, entre 20 mg/l y 80 mg/l. El diámetro medio de la distribución del número de las partículas es de 8,4 μm. Si el cabezal de riego dispone de un filtro de mallas de 115 μm de 2", con una superficie de filtración de 938 cm² preparado para filtrar un caudal de 10 m³/h, determinar el volumen de agua a filtrar antes de proceder a la limpieza del mismo si ésta se ha programado para una caída de presión de 50 kPa. La densidad del agua es de 998 kg/m³ y la viscosidad de 0,001 Pa·s.

Resolución

En este caso, al tratarse de un filtro de malla se debe utilizar la ecuación [V.18]. Al aplicar los datos disponibles a la ecuación [V.18] para un nivel de materias en suspensión de 20 mg/l resulta:

$$0,024 = 1,10 \cdot 10^{-6} \cdot (4,29 \cdot 10^8 \cdot V)^{-0,17} \cdot (53.392)^{0,74} \cdot (0,087)^{-0,72} \cdot (0,006)^{-0,19} \cdot (49.990)^{0,61}$$

Aislando V y operando, se obtiene que:

$$V = 18,0 \text{ m}^3$$

Si las materias en suspensión del efluente son de 80 mg/l, entonces la ecuación toma los siguientes valores:

$$0,008 = 1,29 \cdot 10^{-6} \cdot (1,52 \cdot 10^8 \cdot V)^{-0,17} \cdot (26.696)^{0,74} \cdot (0,061)^{0,72} \cdot (0,004)^{-0,19} \cdot (12.475)^{0,61}$$

de forma que el volumen que se puede fijar antes de llegar a la pérdida de carga prefijada es de:

$$V = 2,7 \text{ m}^3$$

por lo que el volumen filtrado se reducirá en un 85% al aumentar el nivel de sólidos en suspensión del efluente.

5.4.3.3. Volumen filtrado en distintos tipos de filtros

Planteamiento

En una instalación de riego localizado el caudal necesario es de 2 m³/h. Se dispone de un efluente con un contenido en materias en suspensión de 55 mg/l y un diámetro medio de partícula de 9,1 μm. Se puede considerar que la densidad del agua es de 998 kg/m³ y la viscosidad de 0,001 Pa·s. Se quiere saber el volumen que se puede filtrar para alcanzar una caída de presión de 5 m.c.a. con los siguientes filtros:

- un filtro de anillas de 130 μm y una superficie de filtración de 953 cm²
- un filtro de malla de 130 μm y una superficie de filtración de 946 cm²
- un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm y una superficie de filtración de 1.963 cm²

Resolución

En este caso se trata de aplicar las ecuaciones [V.17], [V.18] y [V.19] para los diferentes filtros de anillas, malla y arena, respectivamente.

Introduciendo los datos en unidades del sistema internacional, si se opera y aísla el volumen V se obtiene:

- filtro de anillas de 130 μm: $V = 74,8 \text{ m}^3$
- filtro de malla de 130 μm: $V = 68,0 \text{ m}^3$
- filtro de arena de 0,65 mm: $V = 32,8 \text{ m}^3$

Los resultados indican que el filtro que permitiría que pase un menor volumen antes de alcanzar la pérdida de carga de 5 m.c.a. es el filtro de arena. Estos resultados se

corresponden con los observados experimentalmente, aunque debe tenerse en cuenta que el filtro de arena se utilizó con menor cantidad de efluentes que los filtros de malla y anillas.

5.5. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones de este capítulo son:

1. Se han desarrollado ecuaciones mediante análisis dimensional que de una forma simple permiten relacionar los grupos adimensionales que pueden intervenir en la filtración de aguas residuales en instalaciones de riego localizado, con independencia de si se utiliza un filtro de anillas, de malla o de arena. Los grupos adimensionales incorporan las variables de la caída de presión en los filtros, la luz de los filtros, la superficie de filtración, el caudal, el volumen filtrado, la concentración de materia en suspensión, el diámetro medio de las partículas, la densidad del agua y la viscosidad del agua.
2. Los ajustes de las ecuaciones teóricas con los datos experimentales obtenidos han sido significativos aunque los coeficientes de regresión no han sido muy altos.
3. La bondad de los ajustes entre las ecuaciones y los datos experimentales está más influenciada por el tipo de efluente que por el tipo de filtro.
4. La ecuación general desarrollada se ajusta, en su forma, para todos los tipos de filtros, mientras que la que se ha desarrollado específicamente para el filtro de arena incorporando la masa de arena colocada en el interior del filtro no ha sido tan efectiva como la anterior.

5.6. REFERENCIAS

Adin, A. y Alon, G. 1986. Mechanisms and process parameters of filter screens. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112, 4, 293-304.

Arnó, J. 1990. Obturación física en filtros de malla. Comportamiento hidrodinámico y aplicación a la tecnología del riego localizado. Proyecto Final de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universitat Politècnica de Catalunya. Lleida.

Costa, E.; Sotelo, J. L.; Calleja, G.; Ovejero, G.; Lucas, A.; Aguado, J. y Uguina, M. A. 1983. Ingeniería Química 1. Conceptos Generales. Editorial Alhambra., Madrid.

Coutinho de Lencastre, A. 1998. Manual de Ingeniería Hidráulica. Universidad Pública de Navarra, Pamplona.

Lide, D. R. 1995. Handbook of Chemistry and Physics. 75th Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Losada, A. 2000. El riego. Fundamentos hidráulicos. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

McCabe, W. L.; Smith, J. C. y Harriott, P. 2001. Unit operations of Chemical Engineering. 6th Edition. McGraw-Hill, New York.

Perry, R. H.; Green, D. W. y Malony, J. O. (ed). 1997. Perry's Chemical Engineers' Handbook. McGraw Hill, New York.

SAS. 1999. SAS for Windows release 8e-2000. SAS Institute Inc., Cary, NC.

Shames, I. H. 1995. Mecánica de Fluidos. McGraw-Hill, Santa Fe de Bogotá.

Zeier, K. R. y Hills, D. J. 1987. Trickle irrigation screen filter performance as affected by sand size and concentration. *Transactions of the ASAE*, 30, 3, 735-739.

*VI. OBTURACIONES EN SUBUNIDADES
DE RIEGO LOCALIZADO CON
EFLUENTES SECUNDARIOS Y
TERCIARIOS*

ÍNDICE DEL CAPÍTULO VI

6.1. EVALUACIÓN DE LAS INSTALACIONES DE RIEGO LOCALIZADO	227
6.1.1. Introducción	227
6.1.2. Determinación de la uniformidad de una subunidad de riego localizado	227
6.1.2.1. Coeficientes de uniformidad	228
6.1.2.1.1. Coeficiente de uniformidad de caudales	228
6.1.2.1.2. Coeficiente de uniformidad absoluta de caudales	229
6.1.2.1.3. Coeficiente de uniformidad de presiones	229
6.1.2.1.4. Interpretación de los valores de los coeficientes de uniformidad	230
6.1.2.2. Coeficientes de variación	231
6.1.2.2.1. Coeficiente de variación total de caudales.....	231
6.1.2.2.2. Coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas	231
6.1.2.2.3. Coeficiente de variación de caudales debido a los emisores	231
6.1.2.2.4. Interpretación de los valores de los coeficientes de variación	232
6.1.2.3. Otros coeficientes	232
6.1.2.3.1. Relación entre el caudal máximo y el mínimo y variación del caudal del emisor.....	232
6.1.2.3.2. Grado de obturación del gotero	233
6.1.2.3.3. Desviación de caudal	233
6.1.2.3.4. Índice del caudal medio de los goteros.....	233
6.1.2.3.5. Porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados.....	234
6.2. OBJETIVOS.....	234
6.3. MATERIAL Y MÉTODOS	235
6.3.1. Localización	235
6.3.2. Dispositivo experimental.....	235
6.3.2.1. Planteamiento general	235
6.3.2.2. Sistema de impulsión y de control.....	235
6.3.2.3. Cabezal de riego	236
6.3.2.4. Laterales y emisores	236
6.3.3. Procedimiento operativo	237
6.3.4. Determinación de la uniformidad de riego.....	237
6.3.5. Observación del material.....	239
6.3.5.1. Obtención y conservación de las muestras.....	239
6.3.5.2. Observación con microscopio estereoscópico.....	239
6.3.5.3. Observación con microscopio electrónico	239
6.3.6. Tratamiento estadístico de los datos.....	240
6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	241
6.4.1. Parámetros físico-químicos de los efluentes	241
6.4.2. Uniformidad de las subunidades de riego.....	243

6.4.2.1. Coeficientes de uniformidad.....	243
6.4.2.2. Coeficientes de variación.....	246
6.4.2.3. Otros coeficientes.....	249
6.4.2.3.1. Variación del caudal del emisor.....	249
6.4.2.3.2. Grado de obturación de los goteros.....	250
6.4.2.3.3. Desviación de caudales.....	251
6.4.2.3.4. Índice del caudal medio de goteros.....	251
6.4.2.3.5. Porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados.....	253
6.4.3. Observación del material.....	257
6.5. CONCLUSIONES.....	264
6.6. REFERENCIAS.....	264

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla VI 1. Clasificación de las instalaciones según el valor del coeficiente de uniformidad de caudales (CU).....	229
Tabla VI 2. Clasificación de las subunidades de riego localizado en función del CV_t	232

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura VI 1. Diagrama de diagnóstico de una instalación según los coeficientes de uniformidad (Adaptado de Rodríguez (1990)).....	230
Figura VI 2. Cabezal de las subunidades de riego que funcionaron (a) con el efluente secundario y (b) con el efluente terciario.....	236
Figura VI 3. Esquema del tipo de gotero utilizado.....	237
Figura VI 4. Emisores de la subunidad de riego en los que se determinó el caudal (q) y la presión (p), según la metodología de Vermeiren y Jobling (1986).	238
Figura VI 5. Comparación entre los parámetros del efluente secundario y terciario a la salida de los filtros y del primer (1) y del último (n) gotero del lateral. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).....	241
Figura VI 6. Evolución del coeficiente de uniformidad de caudales (CU).....	244
Figura VI 7. Evolución del coeficiente de uniformidad absoluta de caudales (CU_a).....	244
Figura VI 8. Evolución del coeficiente de uniformidad de presiones (CU_p).....	245
Figura VI 9. Evolución del coeficiente de variación total de caudales (CV_t).....	247
Figura VI 10. Evolución del coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas (CV_h).....	248
Figura VI 11. Evolución del coeficiente de variación de caudales debido a los emisores (CV_e).....	248
Figura VI 12. Evolución de la variación del caudal de los emisores (q_{var}).....	249
Figura VI 13. Evolución del grado de obturación (GO).....	250
Figura VI 14. Evolución de la desviación de caudales (D_q).....	252
Figura VI 15. Evolución del índice de caudal medio de goteros con el tiempo (D_{ra}).....	252
Figura VI 16. Evolución del porcentaje de emisores parcialmente obturados (n_e).....	253
Figura VI 17. Evolución del porcentaje de emisores totalmente obturados (n_{ic}).....	254
Figura VI 18. Evolución del porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados (n_s).....	255

Figura VI 19. Distribución del porcentaje de reducción de caudal de los goteros respecto el caudal nominal a la presión correspondiente al final del ensayo para cada subunidad.....	256
Figura VI 20. Estado interior de los goteros (a) inicialmente y a un 1/3 del lateral al cabo de 750 h de funcionamiento (b) con el efluente secundario filtrado en un filtro de malla de 130 μm (c) con el efluente secundario filtrado en un filtro de anillas de 130 μm y (d) con el efluente terciario filtrado en un filtro de malla de 130 μm	258
Figura VI 21. Vista transversal de los goteros (a) inicialmente y al final del lateral al cabo de 750 h de funcionamiento (b) con el efluente secundario filtrado en un filtro de malla de 130 μm (c) con el efluente secundario filtrado en un filtro de anillas de 130 μm y (d) con el efluente terciario filtrado en un filtro de malla de 130 μm	258
Figura VI 22. Vista exterior de los goteros (a) inicialmente y al final del lateral al cabo de 750 h de funcionamiento (b) con el efluente secundario filtrado en un filtro de malla de 130 μm (c) con el efluente secundario filtrado en un filtro de anillas de 130 μm y (d) con el efluente terciario filtrado en un filtro de malla de 130 μm	258
Figura VI 23. Vista de una sección de los laterales y emisores de las diferentes subunidades situados a 2/3 de la longitud al finalizar el ensayo.....	259
Figura VI 24. Vista del estado del lateral y gotero del final del lateral que operó con el efluente secundario filtrado con un filtro de anillas al acabar el ensayo.....	259
Figura VI 25. Detalle del último gotero de un lateral de la subunidad con filtro de malla de 130 μm y efluente terciario.	260
Figura VI 26. Detalle del último gotero de un lateral de la subunidad con filtro de malla de 130 μm y efluente secundario.....	260
Figura VI 27. Detalle del último gotero de un lateral de la subunidad con filtro de anillas de 130 μm y efluente secundario.	261
Figura VI 28. Bacterias en el interior del final del lateral de la subunidad con filtro de malla de 130 μm y efluente terciario.	261
Figura VI 29. Detalle de la torta de filtración del filtro de anillas de 130 μm con el efluente secundario	262
Figura VI 30. Algas en la torta de filtración del filtro anillas de 130 μm con efluente secundario.	262
Figura VI 31. Detalle de un gusano en la torta de filtración del filtro de anillas de 130 μm con efluente secundario.....	263

NOTACIÓN

CE	conductividad eléctrica	$L^{-3}M^{-1}T^3A^2$	$\mu S/cm$
CU	coeficiente de uniformidad	<i>adimensional</i>	-
CU _a	coeficiente de uniformidad absoluta de caudales	<i>adimensional</i>	-
CU _p	coeficiente de uniformidad de presiones	<i>adimensional</i>	-
CV _e	coeficiente de variación de caudales debido a los emisores	<i>adimensional</i>	-
CV _f	coeficiente de variación de fabricación de los emisores	<i>adimensional</i>	-
CV _b	coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas	<i>adimensional</i>	-
CV _t	coeficiente de variación total de caudales	<i>adimensional</i>	-
D _q	desviación de caudal	<i>adimensional</i>	-
D _r	ratio de caudal del emisor	<i>adimensional</i>	-
D _{na}	índice de caudal medio de los goteros	<i>adimensional</i>	-
DQO	demanda química de oxígeno	ML^{-3}	mg/l
e	número de emisores por planta	<i>adimensional</i>	-
GO	grado de obturación del emisor	<i>adimensional</i>	-
K	coeficiente de descarga característico del emisor	$L^{3-x}T^{-1}$	$l/(h \cdot m^x)$
		$L^{3+x}T^{2x-1}M^{-x}$	$l/(h \cdot Pa^x)$
MES	materias en suspensión	ML^{-3}	mg/l
n	número de emisores evaluados	<i>adimensional</i>	-
n _c	porcentaje de emisores parcialmente embozados	<i>adimensional</i>	-
n _s	porcentaje estadístico de emisores completa y parcialmente obturados	<i>adimensional</i>	-
n _{tc}	porcentaje de emisores totalmente embozados	<i>adimensional</i>	-
n _{1/4}	número de emisores con $q_{gotero} < q_{nominal}(1-1,27CV_f)$	<i>adimensional</i>	-
p	porcentaje de huecos del soporte	<i>adimensional</i>	-
p ₂₅	presión media del 25% de los emisores de menor presión	$ML^{-1}T^{-2}$	bar
\bar{p}	presión media de los emisores	$ML^{-1}T^{-2}$	bar
q _{final}	caudal final emitido por el emisor	L^3T^{-1}	l/h
q _{inicial}	caudal inicial emitido por el emisor	L^3T^{-1}	l/h
q _{gotero}	caudal del emisor evaluado en el campo	L^3T^{-1}	l/h
q _{máx}	caudal máximo emitido por un emisor de la subunidad	L^3T^{-1}	l/h
q _{mín}	caudal mínimo emitido por un emisor de la subunidad	L^3T^{-1}	l/h
q _{nominal}	caudal nominal del emisor	L^3T^{-1}	l/h
q _r	relación entre el caudal máximo y el mínimo	<i>adimensional</i>	-
q _{var}	variación del caudal del emisor	<i>adimensional</i>	-
q _{12,5}	caudal medio del 12,5% de los emisores que proporcionan un mayor caudal	L^3T^{-1}	l/h
q ₂₅	caudal medio del 25% de los emisores con menor caudal	L^3T^{-1}	l/h

\bar{q}	caudal medio de los emisores	L^3T^{-1}	l/h
$Sd(q)$	desviación típica de los caudales de los emisores	L^3T^{-1}	l/h
$Sd(p)$	desviación típica de las presiones de los emisores	$ML^{-1}T^{-2}$	bar
x :	exponente hidráulico de descarga	<i>adimensional</i>	-

6.1. EVALUACIÓN DE LAS INSTALACIONES DE RIEGO LOCALIZADO

6.1.1. Introducción

La uniformidad es una magnitud que caracteriza a todo sistema de riego y que además interviene tanto en su diseño agronómico, al afectar al cálculo de las necesidades totales de agua, como en su diseño hidráulico, pues en función de ella se definen los límites entre los que se permite que varíen los caudales de los emisores (Pizarro, 1987).

Los factores que pueden afectar a la uniformidad de riego son, en orden de mayor a menor importancia, las obturaciones, el número de emisores por planta, el coeficiente de variación de fabricación del emisor, el efecto de la presión del agua en la descarga del emisor, la sensibilidad del emisor a la temperatura, las variaciones de presión debidas a pérdidas de carga y a la topografía del terreno, el coeficiente de variación de fabricación de los reguladores de presión, la relación entre la pérdida de carga que se produce en la terciaria y el lateral, y el número de diferentes diámetros que componen la terciaria (Solomon, 1985). La uniformidad aumenta cuando lo hacen el número de emisores de los que recibe agua cada planta y la sensibilidad de los emisores a la temperatura, y también cuando disminuyen el resto de factores, siendo prácticamente independiente de los últimos factores listados.

La falta de uniformidad de la instalación conlleva un incremento de la cantidad de agua aplicada, ya que, para que las plantas que reciben menos agua tengan la suficiente, deberá incrementarse la dosis de riego y gran parte de las demás plantas recibirán un exceso de agua que se perderá (Rodrigo *et al.*, 1997).

6.1.2. Determinación de la uniformidad de una subunidad de riego localizado

Los métodos de evaluación de la uniformidad consisten en calcular una serie de coeficientes que, tradicionalmente, se diferencian en dos líneas, una primera basada en los coeficientes de uniformidad, y otra segunda fundamentada en los coeficientes de variación. Una vez obtenidos los resultados, en ambos casos se comparan con unos valores de referencia, de forma que se puede valorar la uniformidad y, si ésta no es correcta, se orienta hacia el posible motivo que la ha originado. De esta manera, se puede conocer si los problemas de la instalación se deben a un deficiente diseño, a la presencia de obturaciones, a la mala calidad de los elementos que componen la instalación o a que se trabaja a presiones inadecuadas.

También se han desarrollado otros coeficientes que, fundamentalmente, intentan describir la incidencia de las obturaciones de los goteros.

6.1.2.1. Coeficientes de uniformidad

6.1.2.1.1. Coeficiente de uniformidad de caudales

El coeficiente de uniformidad de caudales (CU) fue descrito inicialmente por Christiansen (1942) para el riego por aspersión. Este coeficiente proporciona una idea de la homogeneidad de distribución del agua. En riego localizado, el coeficiente de uniformidad es más restrictivo y se define como (Rodrigo *et al.*, 1997):

$$CU = \frac{q_{25}}{\bar{q}} \cdot 100 \quad [\text{VI.1}]$$

donde:

CU : coeficiente de uniformidad (%)

q_{25} : caudal medio del 25% de los emisores que proporcionan un menor caudal

\bar{q} : caudal medio de los emisores

En el coeficiente de uniformidad intervienen los siguientes factores (Pizarro, 1987):

- a) **constructivos**. Debido a los procesos de fabricación, no todos los emisores de un mismo modelo son exactamente iguales entre sí, de forma que proporcionan caudales diferentes incluso a una misma presión de trabajo. El efecto de los factores constructivos se engloba en el coeficiente de variación de fabricación.
- b) **hidráulicos**. Los diferentes emisores de una instalación están sometidos a presiones diferentes, debido a las pérdidas de carga y a los desniveles existentes.
- c) **envejecimiento y obturaciones**.
- d) **diferencias de temperatura**.

A partir de los valores obtenidos para el CU se puede clasificar la instalación evaluada utilizando los diferentes sistemas existentes, como los de Merriam y Keller (1978), IRYDA (1983) o Rodríguez (1990), cuyos criterios se presentan en la Tabla VI 1.

De la Tabla VI 1 se desprende que el criterio más exigente es el de Rodríguez (1990), seguido de la clasificación del IRYDA (1983).

Tabla VI 1. Clasificación de las instalaciones según el valor del coeficiente de uniformidad de caudales (CU).

CU (%)	Clasificación		
	Merriam y Keller (1978)	IRYDA (1983)	Rodríguez (1990)
< 70	Pobre	Inaceptable	Inaceptable
70 – 80	Aceptable	Pobre	Inaceptable
80 – 86	Buena	Aceptable	Aceptable
86 – 90	Buena	Buena	Buena
90 – 94	Excelente	Buena	Buena
> 94	Excelente	Excelente	Excelente

6.1.2.1.2. Coeficiente de uniformidad absoluta de caudales

El coeficiente de uniformidad absoluta de caudales (CU_a) fue definido por Keller y Karmeli (1974). A diferencia del coeficiente de uniformidad de caudales, tiene en cuenta otras variables que influyen en la uniformidad como el coeficiente de fabricación de los emisores y el número de emisores por planta. El coeficiente de uniformidad absoluta de caudales es de interés para comparar con otros sistemas de riego porque elimina el factor de distorsión causado por el diferente caudal que pueden proporcionar emisores del mismo tipo para una misma presión de trabajo, no a causa del diseño de la instalación sino por su fabricación (Rodrigo *et al.*, 1997).

El coeficiente de uniformidad absoluta de caudales se define como:

$$CU_a = 100 \cdot \left(1 - \frac{1,27 \cdot CV_f}{\sqrt{e}} \right) \cdot \frac{1}{2} \cdot \left(\frac{q_{25}}{\bar{q}} + \frac{\bar{q}}{q_{12,5}} \right) \quad [VI.2]$$

siendo:

CU_a : coeficiente de uniformidad absoluta de caudales (%)

CV_f : coeficiente de variación de fabricación de los emisores

e : número de emisores por planta

q_{25} : caudal medio del 25% de los emisores con menor caudal.

\bar{q} : caudal medio de los emisores

$q_{12,5}$: caudal medio del 12,5% de los emisores que proporcionan un mayor caudal

6.1.2.1.3. Coeficiente de uniformidad de presiones

El coeficiente de uniformidad de presiones fue definido por Bliesner (1976). El coeficiente de uniformidad de presiones (CU_p) es una medida de la uniformidad potencial de la subunidad, ya que sólo considera la variabilidad de las presiones sin tener en cuenta el coeficiente de variación de fabricación de los emisores, las obstrucciones y el envejecimiento. La expresión matemática para su cálculo es la siguiente:

$$CU_p = \left(\frac{p_{25}}{\bar{p}} \right)^x \cdot 100 \quad [VI.3]$$

donde:

CU_p : coeficiente de uniformidad de presiones (%)

p_{25} : presión media del 25% de los emisores con menor presión.

\bar{p} : presión media de los emisores

x : exponente de descarga de la curva característica del emisor ensayado.

6.1.2.1.4. Interpretación de los valores de los coeficientes de uniformidad

El coeficiente de uniformidad, ya sea el de caudales (CU) o el de caudales absoluto (CU_a), determina si la distribución de caudales de la instalación de riego es correcta. Este hecho lleva implícita la existencia de una adecuada distribución de presiones. Cuando, de acuerdo con los valores de la Tabla VI 1, el valor del CU no es aceptable, se deben determinar las causas que han originado este resultado. En concreto, se tendrá que comprobar que el problema no sea debido a causas hidráulicas por una mala distribución de presiones. Para ello, se deberá considerar el valor del CU_p para poder determinar la causa de la mala distribución de agua en la subunidad estudiada. Se puede seguir la guía que se indica en el diagrama de la Figura VI 1 para el diagnóstico de una instalación según los valores de los coeficientes de uniformidad.

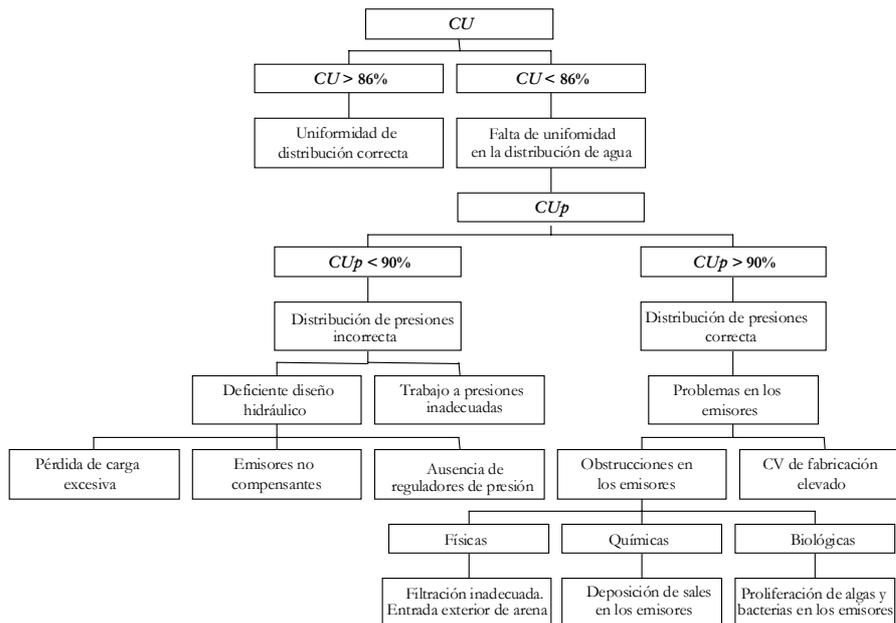


Figura VI 1. Diagrama de diagnóstico de una instalación según los coeficientes de uniformidad (Adaptado de Rodríguez (1990)).

6.1.2.2. Coeficientes de variación

Bralts y Kesner (1983) propusieron la utilización de diferentes coeficientes de variación, según se comenta a continuación.

6.1.2.2.1. Coeficiente de variación total de caudales

El coeficiente de variación total de caudales se define como:

$$CV_t = \frac{Sd(q)}{\bar{q}} \quad [VI.4]$$

donde:

CV_t : coeficiente de variación total de caudales

$Sd(q)$: desviación típica de los caudales de los emisores

\bar{q} : caudal medio de los emisores

6.1.2.2.2. Coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas

El coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas se define como:

$$CV_b = \frac{Sd(p)}{\bar{p}} \quad [VI.5]$$

siendo:

CV_b : coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas

$Sd(p)$: desviación típica de las presiones de los emisores

\bar{p} : presión media de los emisores

6.1.2.2.3. Coeficiente de variación de caudales debido a los emisores

El coeficiente de variación de caudales debido a los emisores se calcula como:

$$CV_e = \sqrt{CV_t^2 - x^2 CV_b^2} \quad [VI.6]$$

donde:

CV_e : coeficiente de variación de caudales debido a los emisores

CV_t : coeficiente de variación total de caudales

x : exponente de descarga de la ecuación característica del emisor

CV_b : coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas

El coeficiente de variación de caudales debido a los emisores (CV_e) integra a los coeficientes de variación CV_t y CV_b .

6.1.2.3.4. Interpretación de los valores de los coeficientes de variación

Los criterios seguidos para discernir entre las posibles causas que originan una baja uniformidad en la instalación atendiendo a los coeficientes de variación son los siguientes (Bralts y Kesner, 1983; Rodrigo *et al.*, 1997):

- valores de CV_e superiores de 0,2 indican que la falta de uniformidad es debida a los emisores, bien como consecuencia de su baja calidad al tener un alto coeficiente de variación de fabricación, o por la presencia de obturaciones de cualquier origen.
- valores del CV_e inferiores a 0,2 y del CV_t superiores a 0,3, que indican una uniformidad no aceptable (según la clasificación indicada en la Tabla VI 2), muestran que la baja uniformidad es debida a problemas de naturaleza hidráulica, ya sea por una mala regulación de presiones, un diseño hidráulico inadecuado, oscilaciones de presión inadmisibles durante el tiempo de riego u otras causas.

Tabla VI 2. Clasificación de las subunidades de riego localizado en función del CV_r

CV_r	Clasificación
> 0,4	Inaceptable
0,4 - 0,3	Baja
0,3 - 0,2	Aceptable
0,2 - 0,1	Muy buena
< 0,1	Excelente

6.1.2.3. Otros coeficientes

6.1.2.3.1. Relación entre el caudal máximo y el mínimo y variación del caudal del emisor

La relación entre el caudal máximo y el mínimo fue establecida por Howell y Hiler (1974) y se define como:

$$q_r = \frac{q_{min}}{q_{max}} \tag{VI.7}$$

donde:

- q_r : relación entre el caudal máximo y el mínimo
- q_{min} : caudal mínimo emitido por un emisor de la subunidad
- q_{max} : caudal máximo emitido por un emisor de la subunidad

Wu y Gitlin (1974) definieron la variación del caudal del emisor (q_{var}) como:

$$q_{var} = 1 - \frac{q_{min}}{q_{max}} \quad [VI.8]$$

Se puede observar como, de hecho, la ecuación [VI.8] es la complementaria de la ecuación [VI.7]. Se considera que valores de q_{var} menores del 10% son deseables, entre el 10 y el 20% son aceptables y por encima del 20% son inaceptables (Wu y Gitlin, 1974).

6.1.2.3.2. Grado de obturación del gotero

El grado de obturación de un gotero se determina como (Chica, 1999):

$$GO = \left(1 - \frac{q_{final}}{q_{inicial}} \right) \cdot 100 \quad [VI.9]$$

donde:

GO : grado de obturación del emisor (%)

q_{final} : caudal final emitido por el emisor

$q_{inicial}$: caudal inicial emitido por el emisor

6.1.2.3.3. Desviación de caudal

La desviación de caudal se calcula como (Chica, 1999):

$$D_q = \frac{q_{final} - q_{no\ min\ al}}{q_{no\ min\ al}} \quad [VI.10]$$

siendo:

D_q : desviación de caudal

q_{final} : caudal final emitido por el emisor

$q_{nominal}$: caudal nominal del emisor

6.1.2.3.4. Índice del caudal medio de los goteros

El índice del caudal medio de los goteros (D_{ra}) se calcula como (Capra y Scicolone, 1998):

$$D_{ra} = 100 \cdot \sum_{i=1}^n \frac{D_{r_i}}{n} = 100 \cdot \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{q_{gotero}}{q_{nominal}} \right)_i}{n} \quad [VI.11]$$

donde:

D_r : ratio de caudal de cada emisor

q_{gotero} : caudal del emisor evaluado en el campo

$q_{nominal}$: caudal nominal del emisor calculado a partir de la ecuación característica a la misma presión que se ha medido en campo

n : número de emisores evaluados.

El índice de caudal medio de los goteros se puede utilizar para mostrar la incidencia del embozamiento en comparación con el coeficiente de variación de fabricación (CV_f), el cual da una medida estadística de la variación de caudal prevista en ausencia de obturaciones. Cuando el valor de D_{ra} es inferior a 61, indica un valor bajo de este índice, cuando está entre 61 y 79 un valor medio y, por encima de 79, un valor elevado.

6.1.2.3.5. Porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados

El porcentaje de emisores parcialmente embozados (n_e) se calcula como el porcentaje de emisores con un caudal medido inferior a su caudal nominal. El porcentaje de emisores completamente obturados (n_c) indica la proporción de emisores con un caudal igual a 0. Se considera que cuando el porcentaje de goteros completamente obturados es superior al 4%, la instalación presenta unos bajos valores (Capra y Scicolone, 1998).

Capra y Scicolone (1998) definen el porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados como:

$$n_s = 100 \cdot \frac{n_{1/4}}{n} \quad [\text{VI.12}]$$

siendo:

n_s : el porcentaje estadístico de emisores totalmente y parcialmente obturados

$n_{1/4}$: es el número de emisores con $q_{\text{gotero}} < q_{\text{nominal}}(1 - 1,27 \cdot CV_f)$

El factor $(1 - 1,27 \cdot CV_f)$ ajusta para la no uniformidad causada por las variaciones de fabricación entre los diferentes goteros individuales.

6.2. OBJETIVOS

Los objetivos que se plantean en este capítulo son:

- Evaluar la influencia de diferentes calidades de aguas residuales en la uniformidad de riego a nivel de subunidad.
- Determinar el grado y el tipo de las obturaciones que se producen.

6.3. MATERIAL Y MÉTODOS

6.3.1. Localización

El estudio se realizó entre los meses de julio y octubre de 2001 utilizando las aguas que provenían de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Castell-Platja d'Aro.

Esta estación depuradora trata las aguas residuales de las poblaciones de Castell-Platja d'Aro, Sant Feliu de Guíxols y Santa Cristina d'Aro. La EDAR dispone de un tratamiento secundario por el sistema de fangos activos y un tratamiento terciario consistente en una filtración en células monocapa de arena con capacidad de adición de floculantes y coagulantes y un sistema de desinfección con rayos ultravioletas y una cloración con una concentración de 5 mg/l.

6.3.2. Dispositivo experimental

6.3.2.1. Planteamiento general

El dispositivo experimental consistió en instalar 3 subunidades de riego, con sus respectivos cabezales y laterales. Dos de estas subunidades operaron con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, mientras que la tercera lo hizo con el efluente del tratamiento terciario.

6.3.2.2. Sistema de impulsión y de control

El efluente secundario utilizado en los ensayos se bombeó desde un depósito abierto en el que el efluente secundario, una vez decantado, se acumulaba antes de someterse al tratamiento terciario. El punto de aspiración estaba situado a 30 cm por debajo de la altura del efluente en el depósito y estaba protegido con una tela de 1,2 mm para evitar la entrada de elementos que pudieran dañar la bomba. La bomba para captar el efluente secundario era una bomba de tipo centrífugo Espa Prisma 30-5 (Espa, Banyoles), trifásica y de 2,2 kW de potencia. La bomba se controlaba desde un cuadro de control dotado de un integrador horario con reserva.

El efluente terciario se captó desde en un depósito abierto en el que se almacenaba antes de su suministro a diversos campos de golf y de cultivo. La aspiración, protegida con una tela de 1,2 mm de luz, se colocó a 30 cm de la superficie del efluente en el depósito. La bomba que permitía la utilización del efluente terciario era una bomba centrífuga

monofásica Prisma 10-3 (Espa, Banyoles), de 0,6 kW de potencia, que se activaba desde otro cuadro eléctrico mediante un programador horario enchufable.

6.3.2.3. Cabezal de riego

Cada subunidad disponía de un cabezal consistente en un filtro con un manómetro a la entrada y otro a la salida, un contador volumétrico Singlejet (Arad Ltd., Dalia, Israel) de chorro único de 1/2" y un regulador de presión Netafim (Netafim, Tel Aviv, Israel) de 3/4". Se instalaron válvulas antes del contador volumétrico y a la salida de cada filtro para permitir la toma de muestras de las aguas residuales.

Los filtros que se utilizaron fueron un filtro de anillas Arkal (Arkal Filtration Systems, Jordan Valley, Israel) de 2" y 130 μm y otro de malla TVL (Regaber, Parets del Vallès) de 2" y 130 μm . El filtro de anillas sólo se utilizó para el tratamiento secundario, mientras que el de malla se usó en las subunidades que funcionaron con los efluentes secundario y terciario.

Una imagen de los diferentes cabezales de riego se muestra en la Figura VI 2.



(a)



(b)

Figura VI 2. Cabezal de las subunidades de riego que funcionaron (a) con el efluente secundario y (b) con el efluente terciario.

6.3.2.4. Laterales y emisores

En cada subunidad se colocaron 4 laterales de 40 metros de longitud cada uno, de 12 mm de diámetro nominal y 1 mm de grosor de la pared. Los goteros eran integrados y no autocompensantes del modelo Dripline 2010 (Netafim, Tel Aviv, Israel), de 1,9 l/h de caudal nominal. Los emisores estaban distanciados 0,3 m. Según datos del fabricante, el coeficiente K de la ecuación característica del gotero es de 0,629 y su exponente x es de

0,48. El coeficiente de variación de fabricación (CV_f) es, como máximo, de 0,03. La sección de paso de agua es de 0,70 x 0,70 mm. El gotero es de laberinto con un pequeño filtro incorporado en la entrada (Figura VI 3).

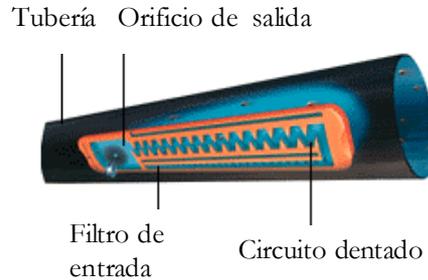


Figura VI 3. Esquema del tipo de gotero utilizado.

6.3.3. Procedimiento operativo

El procedimiento operativo consistió en utilizar las subunidades para riego con las aguas residuales depuradas en la EDAR.

En total, la instalación funcionó 750 horas, a razón de 10 horas diarias, repartidas en 2 períodos de 3 horas y 2 de 2 horas, de lunes a viernes.

Cuando en la pérdida de carga en los filtros superaba los 5 m.c.a., se procedía a la limpieza manual de los mismos.

Periódicamente se tomaron muestras de las aguas residuales a la entrada y a la salida de los filtros y de los emisores del inicio y del final, para la determinación de las materias en suspensión (MES), demanda química de oxígeno (DQO), turbidez y distribución de partículas.

6.3.4. Determinación de la uniformidad de riego

La metodología que se utilizó para determinar la uniformidad de riego es la descrita por Vermeiren y Jobling (1986), adaptada a las condiciones del ensayo. La determinación de la uniformidad del riego se realizaba cada 50 horas de funcionamiento, aproximadamente.

En la metodología de Vermeiren y Jobling (1986) se escogen cuatro laterales en cada subunidad. En cada lateral se seleccionan 2 emisores contiguos y 4 emplazamientos

diferentes ubicados en el inicio del lateral, a 1/3 de la longitud, a 2/3 de la longitud y al final del lateral. De los 16 emplazamientos escogidos se toma la lectura de la presión de trabajo y en los 32 emisores seleccionados se determina el caudal que emiten. La presión se midió con un manómetro Regaber (Regaber, Parets del Vallès) dotado de un adaptador que se colocó en el orificio del gotero. El volumen se midió recogiendo en unos recipientes el agua que liberó el gotero durante 3 minutos. Posteriormente se determinó el volumen en una probeta graduada de 1 litro. Se calculó el caudal medio de cada par de emisores contiguos, de forma que se dispuso de 16 caudales medios.

En la Figura VI 4 se esquematizan los diferentes emisores de cada subunidad en los que se determinó el caudal y la presión, de acuerdo con la metodología descrita.

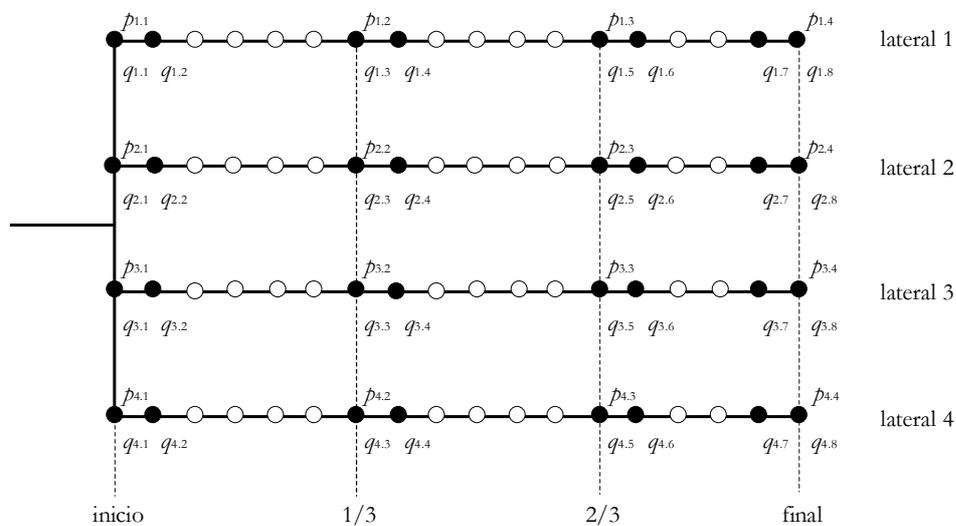


Figura VI 4. Emisores de la subunidad de riego en los que se determinó el caudal (q) y la presión (p), según la metodología de Vermeiren y Jobling (1986).

Con todos los datos obtenidos se procedió a calcular el coeficiente de uniformidad de caudales (CU), el coeficiente de uniformidad absoluta de caudales (CU_a), el coeficiente de uniformidad de presiones (CU_p), el coeficiente de variación total de caudales (CV_t), el coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas (CV_h), el coeficiente de variación de caudales debido a los emisores (CV_e), la relación entre el caudal máximo y el mínimo (q_r), la variación de caudal del emisor (q_{var}), el grado de obturación de los goteros (GO), la desviación de caudal (D_q), el índice de caudal medio de goteros (D_{ra}), el porcentaje de emisores parcialmente obturados (n_p), el porcentaje de emisores completamente obturados (n_c) y el porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados (n_s).

Para el cálculo de la desviación del caudal, del índice del caudal medio de goteros y del porcentaje de goteros completa y parcialmente obturados interviene el caudal nominal del emisor (ecuaciones [VI.10], [VI.11] y [VI.12]). Al depender el caudal nominal del gotero de la presión del mismo, se calculó a partir de la ecuación característica del gotero. De esta forma, se pudo contrastar siempre el caudal proporcionado realmente por el emisor con el caudal que teóricamente debía liberar.

6.3.5. Observación del material

6.3.5.1. Obtención y conservación de las muestras

Una vez finalizado el ensayo se procedió, en los dos primeros laterales de cada subunidad, a cortar y separar los emplazamientos de los laterales con los goteros integrados en los que se realizaba la evaluación de la uniformidad de riego. Los trozos de laterales se colocaron en recipientes de plástico de cierre hermético que se rellenaron con el efluente del tratamiento secundario o terciario, en función del tipo de agua residual con el que hubieran trabajado. Estos recipientes se conservaron en refrigeración durante las 24 h que transcurrieron hasta su posterior observación.

6.3.5.2. Observación con microscopio estereoscópico

El primer paso realizado para la observación del estado final de los goteros y laterales fue cortarlos longitudinal y transversalmente con una cuchilla para proceder a su visualización con un microscopio estereoscópico con captura de imagen digital Nikon SMZ 100 8-80x con óptica Planapo (Nikon Corporation, Tokio, Japón) y posterior fotografía con una cámara fotográfica Nikon Coolpix 990 con una resolución de 3,34 megapixels.

6.3.5.3. Observación con microscopio electrónico

Una vez observados los goteros con el microscopio estereoscópico, se procedió a la identificación microscópica de algunas deposiciones para poder determinar su origen.

Las observaciones se realizaron en un microscopio electrónico de barrido (SEM, *Scanning Electron Microscopy*) Zeiss DSM 960 A (1994) (Carl Zeiss Electron Optics Division, Oberkochen, Alemania) y con unas condiciones de trabajo de 15 kV y 18 mm de distancia de trabajo (WD, *working distance*). La preparación de las muestras consistió en una fijación con una mezcla de glutaraldehído al 2,5% con paraformaldehído al 2% en solución tampón cacodilato sódico 0,2 M. Las muestras se deshidrataron con una

gradación creciente de etanol y se secaron por punto crítico (CPD, *critical point dryer*) en un equipo Emitech K850 (EM Integrated Technology, Kent, Reino Unido). Posteriormente, las muestras se montaron en un portamuestras adecuado con plata coloidal Acheson Electrodag 1415 (Acheson Colloids Company, Port Huron, MI, EE.UU.) y se recubrieron con una capa de oro de 30 nm con un equipo "diode sputtering" Emitech K550 (EM Integrated Technology, Kent, Reino Unido).

6.3.6. Tratamiento estadístico de los datos

Con los resultados de los parámetros analíticos de las aguas residuales a la salida de cada filtro y del primer y último gotero del primer lateral de cada subunidad se realizó un análisis de la varianza para determinar si existía un efecto del filtro y de los goteros sobre las materias en suspensión, la demanda química de oxígeno, la turbidez y el número de partículas. Para ello se utilizó el programa *General Linear Model* (GLM) del paquete estadístico SAS (SAS, 1999). Para hallar si existían diferencias significativas entre los valores de los parámetros analíticos en cada punto se aplicó el test de Duncan. En todos los casos se consideraron significativos los valores de probabilidad interiores a 0,05.

6.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.4.1. Parámetros físico-químicos de los efluentes

En la Figura VI 5 se muestran los resultados medios de los parámetros físico-químicos analizados de los efluentes secundario y terciario a la salida de los filtros y del primer y último emisor del primer lateral de cada subunidad, así como los resultados del test de separación de medias realizado.

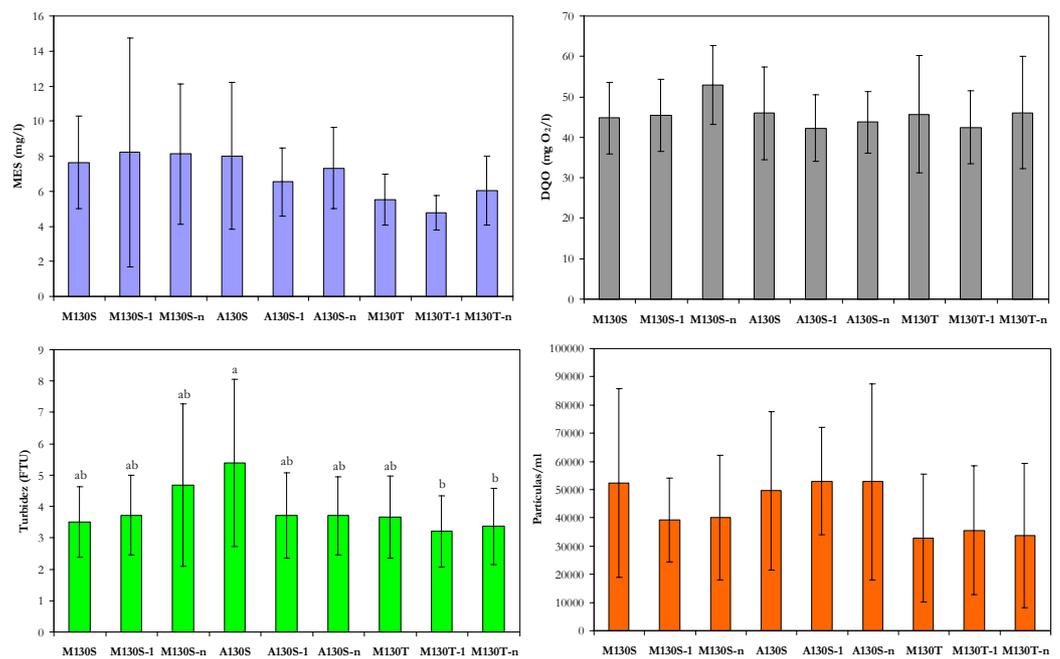


Figura VI 5. Comparación entre los parámetros del efluente secundario y terciario a la salida de los filtros y del primer (1) y del último (n) gotero del lateral. Columnas con letra distinta indican que existen diferencias significativas ($P < 0,05$).

Leyenda: M130S: salida del filtro de malla de 130 μm de 2^o utilizando el efluente secundario, A130S: salida del filtro de anillas de 130 μm de 2^o utilizando el efluente secundario y M130T: salida del filtro de malla de 130 μm de 2^o utilizando el efluente terciario.

Atendiendo a la clasificación de Bucks *et al.* (1979) (Tabla I 5), los efluentes analizados presentan una débil tendencia a la obturación física de los emisores, puesto que todos los valores de materias en suspensión están muy por debajo de los 50 mg/l. De los resultados

de la Figura VI 5 se desprende que, en cuanto a las materias en suspensión, no existieron diferencias significativas entre los valores de este parámetro a la salida de los distintos filtros utilizando los efluentes secundario y terciario, ni a la salida del primer y del último gotero del lateral. De todas formas, existe una ligera tendencia a que los niveles de las materias en suspensión del agua liberada por el último gotero sean superiores a los del primer gotero, lo que indicaría una mayor concentración de las mismas al final de los laterales.

En cuanto a la demanda química de oxígeno, no se detectan diferencias significativas a la salida de los filtros y a la salida del primer y del último gotero. Sin embargo, se aprecia también una tendencia a incrementar los valores de la DQO en el agua liberada por los últimos goteros de las distintas subunidades respecto a los valores observados en los primeros goteros. Este hecho representaría o bien que las materias que, según los indicios, se acumulan hacia el final del lateral son de tipo fácilmente oxidable o bien que existe una proliferación de sustancias oxidables como sería el caso del crecimiento de biomasa de origen microbiano. Este parámetro tiene su importancia pues Oron *et al.* (1979) indican que cuando mayor es la DQO del agua residual, se produce más obstrucción de los goteros. La caracterización de las aguas residuales (apartado 3.4.1.) reveló que no existieron grandes diferencias en la DQO de los dos tipos de efluentes, pues mientras la del secundario fue de 42,5 mg O₂/l, la del terciario fue de 47,1 mg O₂/l.

La determinación de la turbidez, parámetro que mide la dificultad a la transmisión de la luz en el agua, presenta una evolución similar a la de las materias en suspensión y la DQO. La tendencia es a reducir la turbidez a la salida del primer gotero y a incrementarla muy ligeramente a la salida del último gotero, con la excepción del primer gotero del lateral del filtro de malla con el efluente secundario, que es precisamente el único caso en el que se evidenció una ligera tendencia a la reducción de la turbidez del efluente.

En cuanto a los valores observados de partículas a la salida del primer y del último gotero, no se observan diferencias significativas respecto al número de partículas del efluente que superó cada filtro. Sin embargo, mientras que en el primer gotero de la subunidad con filtro de malla y efluente secundario, el número de partículas disminuyó, en el resto de subunidades se incrementó ligeramente. El número de partículas en el último gotero, con respecto al del primer gotero, se incrementó ligeramente en la subunidad que utilizó el efluente secundario filtrado en un filtro de malla, se mantuvo en la que usó el efluente secundario filtrado con anillas y se redujo ligeramente con el efluente terciario. Se observó una gran variación en los resultados del número de partículas en el agua de salida del último gotero de la subunidad con filtro de anillas y efluente secundario y en la subunidad con el efluente terciario.

Los resultados del número de partículas no muestran de forma tan evidente el incremento de las materias en suspensión que se observó en el agua liberada por los últimos goteros.

El número de partículas fue mayor en la subunidad que trabajó con el efluente secundario y el filtro de anillas respecto a la subunidad que operó con el mismo efluente y con el filtro de malla, situación contraria a la que mostraba el parámetro de las materias en suspensión. Según se desprende de los resultados del apartado 3.4.1., en los efluentes de la EDAR de Castell-Platja d'Aro existen unas correlaciones pobres entre las MES y el número de partículas, lo que explica este distinto comportamiento observado.

Según se ha comentado en el capítulo I, la obturación de tipo biológico puede ser importante en los emisores de riego localizado. Considerando que los valores de contaminación microbiológica del efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro oscilan de 10^3 a 10^5 cfu/ml (Mujeriego *et al.*, 2002) se estaría ante un riesgo de obturación biológica de débil a importante según la clasificación de Bucks *et al.* (1979) (Tabla I 5). Teniendo en cuenta la eficiencia de la desinfección que se realiza en la estación depuradora, el riesgo de obturación biológica del efluente terciario es bajo.

Un aspecto que influye en la calidad del agua y que, por lo tanto, tiene un efecto significativo en el embozamiento, es la profundidad a la que se bombea el agua. Diversos autores exponen las diferencias existentes entre las capas superficiales y profundas de las balsas de almacenamiento de aguas residuales (Oron *et al.*, 1980; Liran *et al.*, 1994; Juanico *et al.*, 1995a), constando que en el fondo se encuentran sedimentos, contaminantes y patógenos, por lo que es conveniente situar la aspiración de los efluentes en la parte superior de las balsas, pero no directamente en la superficie, pues en ella hay mayor presencia de algas y elementos flotantes. Por el contrario, Schischa *et al.* (1997) observaron que los efluentes bombeados de las capas superficiales de las lagunas causan mayor obturación. Cuando el agua no es clorada, la del fondo causa menor obturación al tener menos oxígeno, mientras que cuando se realiza una cloración el agua con menor embozamiento es la de capas intermedias. En los experimentos realizados la captación del agua distaba como mínimo unos 30 cm de la superficie del agua residual en los depósitos para evitar la introducción en el sistema de los distintos elementos flotantes presentes.

6.4.2. Uniformidad de las subunidades de riego

6.4.2.1. Coeficientes de uniformidad

En la Figura VI 6, Figura VI 7 y Figura VI 8 se indica la evolución a lo largo del ensayo del coeficiente de uniformidad de caudales, el coeficiente de uniformidad absoluta de caudales y el coeficiente de uniformidad de presiones, respectivamente. En dichas figuras se ha introducido el criterio de clasificación indicado por Rodríguez (1990), que es el más restrictivo, según se ha comentado anteriormente.

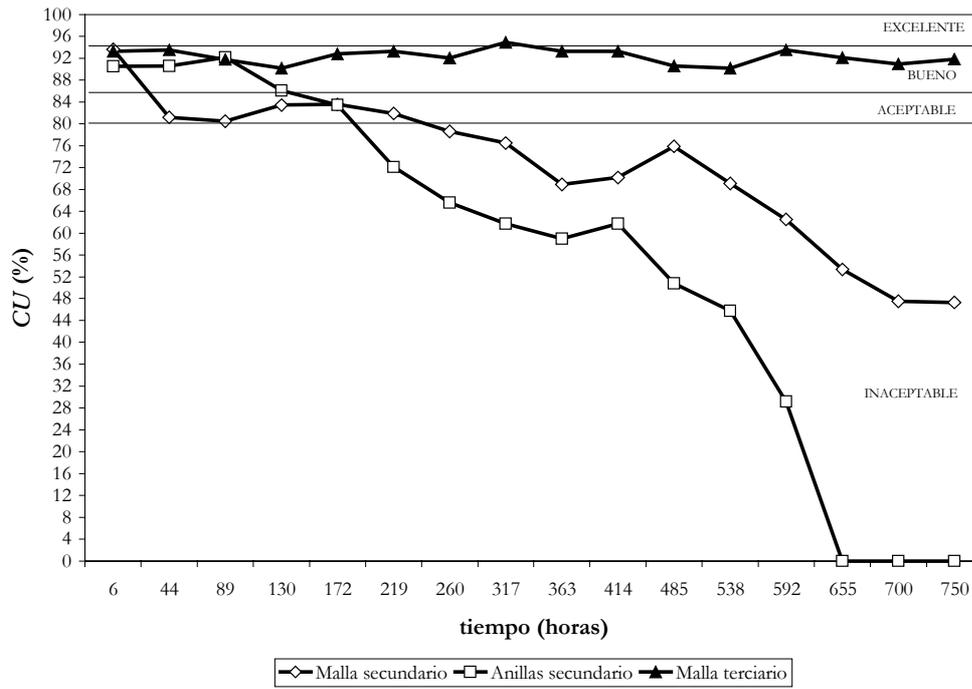


Figura VI 6. Evolución del coeficiente de uniformidad de caudales (CU).

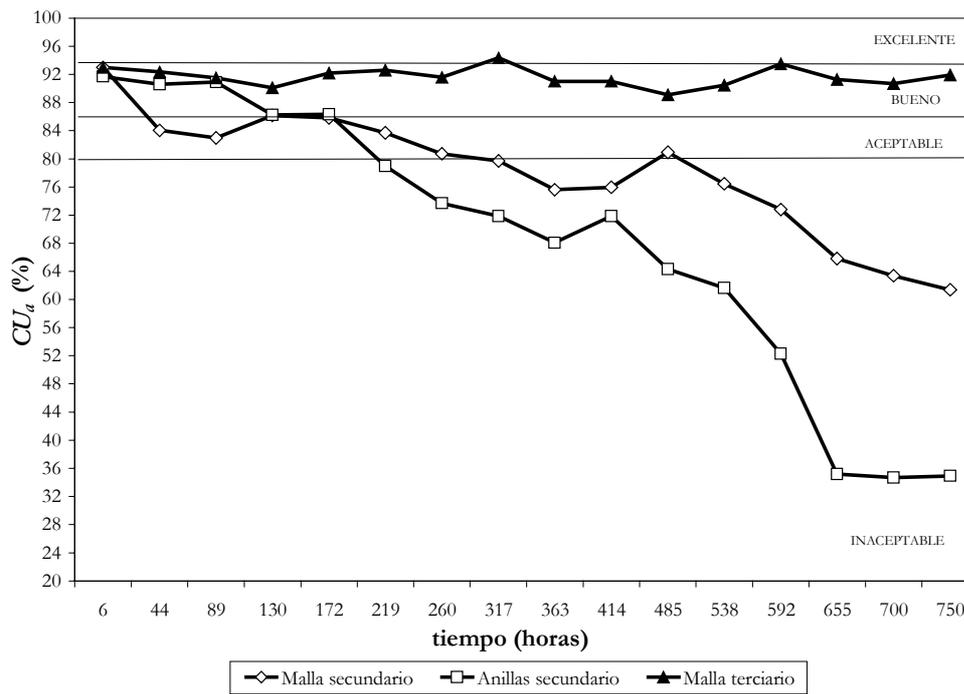


Figura VI 7. Evolución del coeficiente de uniformidad absoluta de caudales (CU_a).

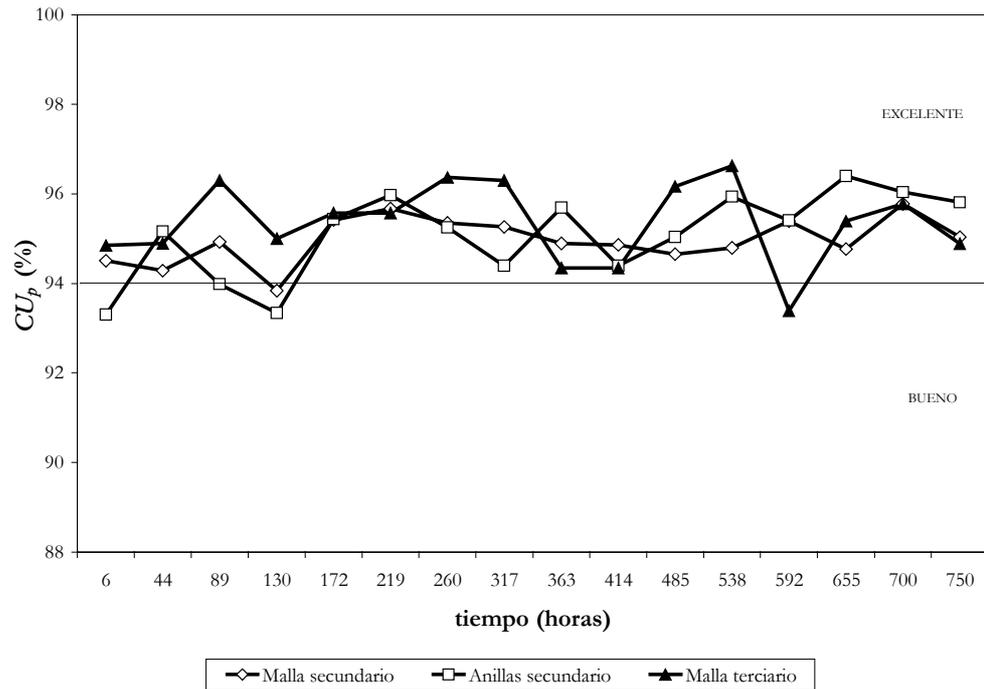


Figura VI 8. Evolución del coeficiente de uniformidad de presiones (CU_p).

En la Figura VI 6 y Figura VI 7 se puede observar cómo se produce claramente una evolución análoga tanto si se considera el coeficiente de uniformidad de caudales como el coeficiente de uniformidad absoluta de caudales. A partir de las 220 horas de funcionamiento, la subunidad de riego que operó con el efluente secundario y el filtro de anillas de $130\ \mu\text{m}$ presentó unos valores inaceptables de estos coeficientes, llegándose a un valor del CU del 0% al cabo de 655 horas. Con el filtro de malla de $130\ \mu\text{m}$ y el efluente secundario, el CU fue inaceptable a partir de las 260 horas y el CU_a a las 317 horas. En cambio, con el efluente terciario el resultado siempre osciló entre bueno y excelente, sin que se apreciase una disminución acusada del valor de estos coeficientes.

En cuanto al coeficiente de uniformidad de presiones, se observa en la Figura VI 8 que éste se mantuvo, con ligeras fluctuaciones, dentro de valores excelentes para todas las subunidades a lo largo de prácticamente todo el ensayo. Teniendo en cuenta los resultados del CU y del CU_p , y utilizando el diagrama de diagnóstico de la Figura VI 1, se verifica que la mala uniformidad observada se debió a problemas en los emisores, puesto que el CU_p fue siempre superior al 90%. Al no ser el coeficiente de variación de fabricación de los emisores elevado, ya que según datos del fabricante no supera el 3%, el problema radicó en las obstrucciones de los emisores. Debe tenerse en cuenta que la sección mínima de paso del agua del gotero era de $0,7\ \text{mm}$ con lo que, de acuerdo con la Tabla I 4, presentaba una alta sensibilidad a las obturaciones.

Ravina *et al.* (1992) observaron que se producen incrementos temporales en la descarga en todos los emisores bajo variaciones de presiones constantes. Este fenómeno también se observó en nuestro caso, y explica, en parte, las diferentes oscilaciones producidas en los diferentes coeficientes de uniformidad a lo largo del periodo de ensayo.

El tipo de gotero idóneo varía en función de la calidad del agua y del sistema de filtración o tratamiento (Gilbert *et al.*, 1980/1981; Adin y Sacks, 1987; Ravina *et al.*, 1992; Tajrishy *et al.*, 1994; Ravina *et al.*, 1997). Granados *et al.* (2001) estudiaron el comportamiento hidráulico de unidades de riego localizado usando el efluente secundario de una EDAR con el proceso de fangos activos, que se filtró en un filtro de arena y uno de anillas. Evaluaron 4 tipos de goteros que funcionaron durante 735 h a lo largo de 2 campañas de riego y concluyeron que tanto los goteros interlínea como los integrados – precisamente el tipo de emisor utilizado en el presente estudio - no son recomendables para dicho uso. Sin embargo Chica (1999), en condiciones de laboratorio, halló que este tipo de gotero presentó un comportamiento bueno con un efluente primario, aunque empeoró con el uso de un efluente primario filtrado.

En diferentes evaluaciones de instalaciones de riego localizado con aguas no residuales se obtuvo que el coeficiente de uniformidad de caudales *CU* fue del 66% en la Comunidad Valenciana (Castel, 1985), del 82,5% en Catalunya (Rodríguez y Planas, 1989), del 71,6% en Girona (Puig *et al.*, 1999), del 79,3% en el Bajo Segura (Ortega *et al.*, 1999) y del 84,3% en Castilla-La Mancha (Ortega *et al.*, 2001). La subunidad que usó el efluente terciario presentó, al final del ensayo, un valor del *CU* superior a los indicados, lo que indica que con una buena calidad del agua residual y un buen mantenimiento de la instalación, el coeficiente de uniformidad puede mantenerse en niveles más que aceptables. En este sentido, los resultados obtenidos coinciden con los que indican Palacios *et al.* (1999), quienes relatan que después de 3 años de utilización de efluentes secundarios de diferente calidad y mezclados para el riego localizado de plátano, el coeficiente de uniformidad era superior al 90%. En dichos resultados influyó un manejo adecuado de la instalación y una mayor frecuencia de lavado de los filtros y de cambio de la arena.

6.4.2.2. Coeficientes de variación

En la Figura VI 9, Figura VI 10 y Figura VI 11 se indica la evolución a lo largo del tiempo del coeficiente de variación total de caudales, del coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas y del coeficiente de variación de caudales debido a los emisores.

Atendiendo a los valores del coeficiente de variación de caudales debido a los emisores (CV_e) se observa como los niveles que presentaron las subunidades que utilizaron el efluente secundario al cabo de 750 horas de operación fueron claramente superiores a 0,2. De acuerdo con lo indicado en el apartado 6.1.2.3.4., estos resultados señalan que la falta

de uniformidad fue debida a la presencia de obturaciones en los emisores. En cambio, el CV_e de la subunidad que operó con el efluente terciario fue inferior a 0,2 durante todo el ensayo y su CV_i no superó el valor de 0,3, lo que significa que en esta subunidad no se presentó ningún problema de falta de uniformidad debida a los emisores o a causas hidráulicas. Estos resultados obtenidos concuerdan con los que señalaban los coeficientes de uniformidad, indicados en el apartado 6.4.2.1. Coeficientes de uniformidad.

El valor del CV_e obtenido con la subunidad que utilizó un efluente terciario es mejor que el observado en otros estudios de evaluación de instalaciones de riego localizado que no utilizaban aguas residuales en la provincia de Girona, donde el valor medio era de 0,20 (Puig *et al.*, 1999), en la zona baja del Segura, con un valor de 0,15 (Ortega *et al.*, 1999) y en Castilla-la Mancha, de 0,10 (Ortega *et al.*, 2001). En los trabajos citados, se comenta que en los casos de peor uniformidad, la causa está más en las obstrucciones que en problemas de mala calidad por un bajo coeficiente de variación de fabricación de los goteros. En este sentido, Chica (1999) y Granados *et al.* (2001) hallaron que con aguas residuales el coeficiente de variación debido a la obturación predomina sobre el coeficiente de variación de fabricación, especialmente cuando peor es la calidad del agua. Por este motivo, Granados *et al.* (2001) recomiendan considerar el coeficiente de variación de obturación en el diseño hidráulico cuando se utilicen aguas residuales.

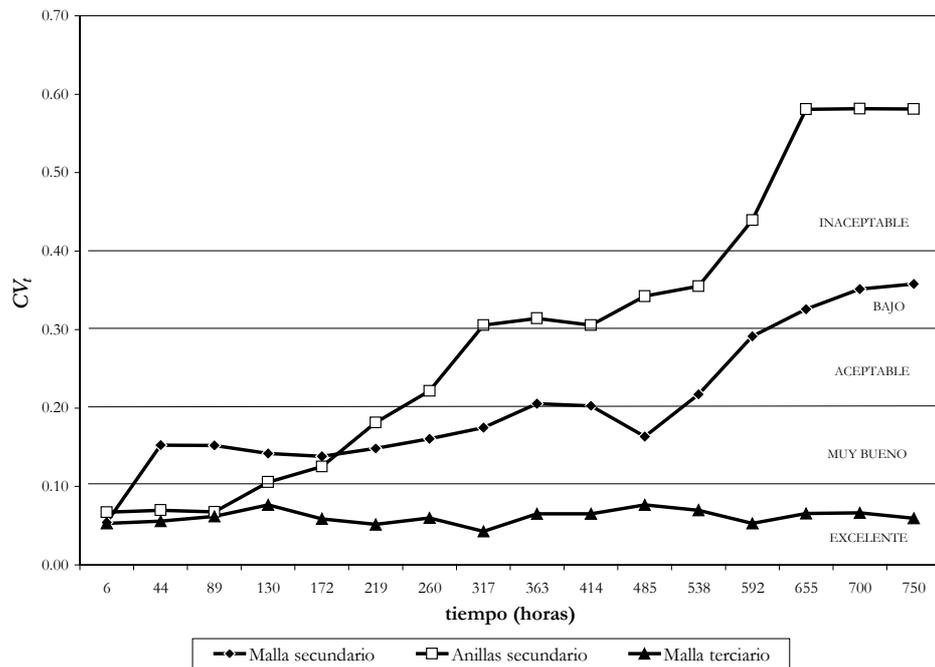


Figura VI 9. Evolución del coeficiente de variación total de caudales (CV_t).

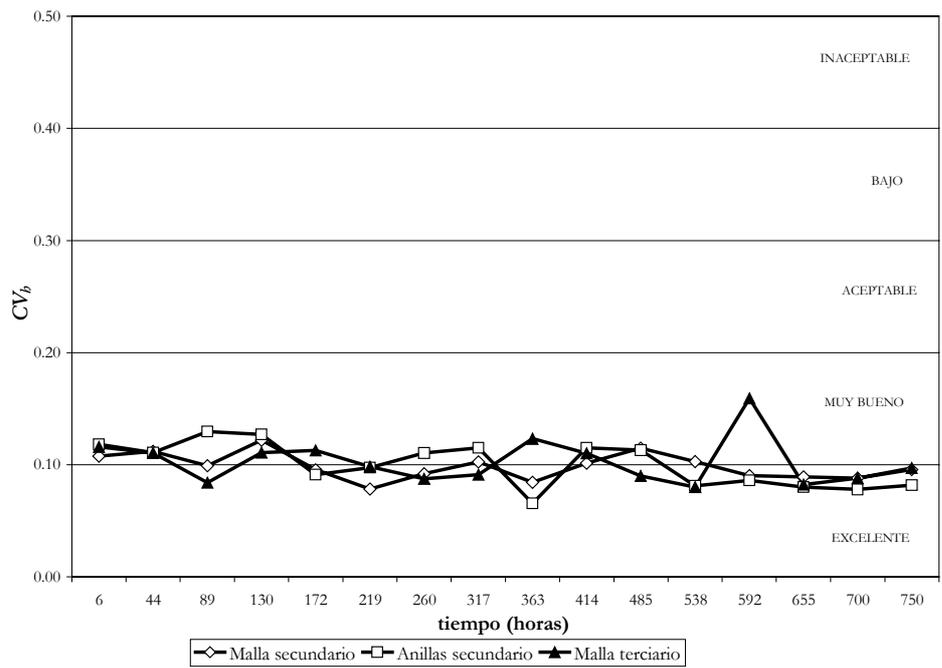


Figura VI 10. Evolución del coeficiente de variación de caudales debido a causas hidráulicas (CV_b).

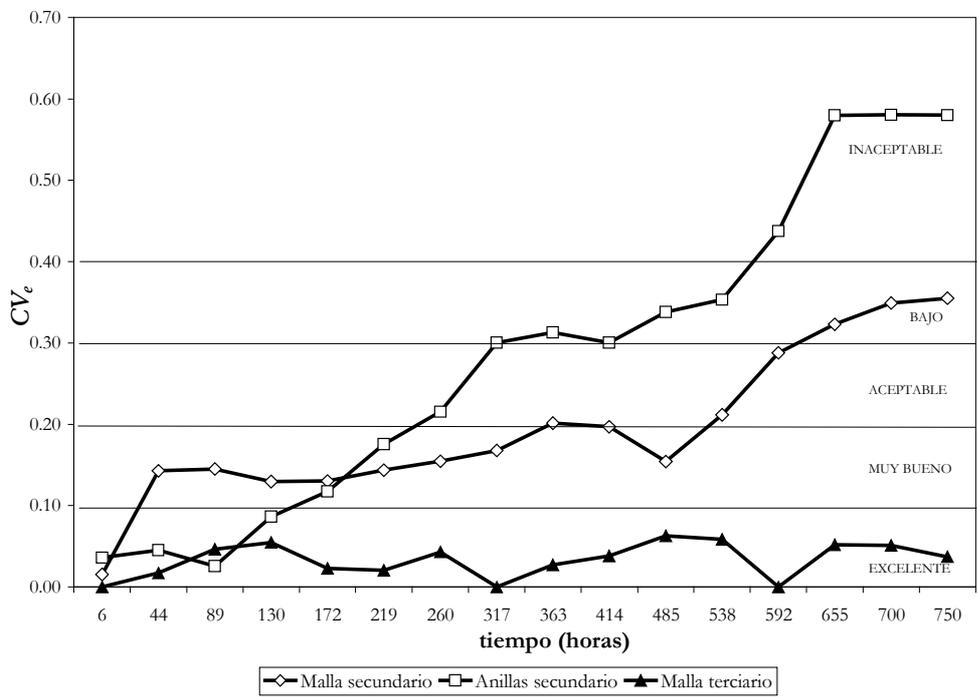


Figura VI 11. Evolución del coeficiente de variación de caudales debido a los emisores (CV_e).

6.4.2.3. Otros coeficientes

6.4.2.3.1. Variación del caudal del emisor

La variación del caudal del emisor (q_{var}) con el tiempo se representa en la Figura VI 12. Se puede observar que, mientras en la subunidad que trabajó con el efluente terciario este indicador se mantuvo prácticamente constante en un valor cercano a 0,19, en las subunidades que utilizaron el efluente secundario hubo un incremento acusado al cabo de pocas horas de funcionamiento. Este incremento del q_{var} fue inicialmente más pronunciado en la subunidad que disponía de filtro de malla, si bien rápidamente se estabilizó. En cambio, en la subunidad con filtro de anillas, a partir de las 89 horas la variación de caudal de los emisores aumentó continuamente hasta alcanzar un valor de 1 a las 317 horas debido a la obturación completa de dos goteros. En la subunidad que utilizaba el efluente secundario con el filtro de malla, la obturación completa de un gotero no se observó hasta las 592 horas de funcionamiento. Aunque la subunidad que operó con el efluente terciario presentó bastantes valores aceptables, también se superó el valor de 0,2 en algunos periodos, especialmente a partir de las 485 horas de funcionamiento.

Se constata, por tanto, que al poco tiempo de usar efluentes secundarios se produce una variación importante del caudal emitido por los goteros. En cambio, con la utilización del efluente terciario el parámetro permanece estable.

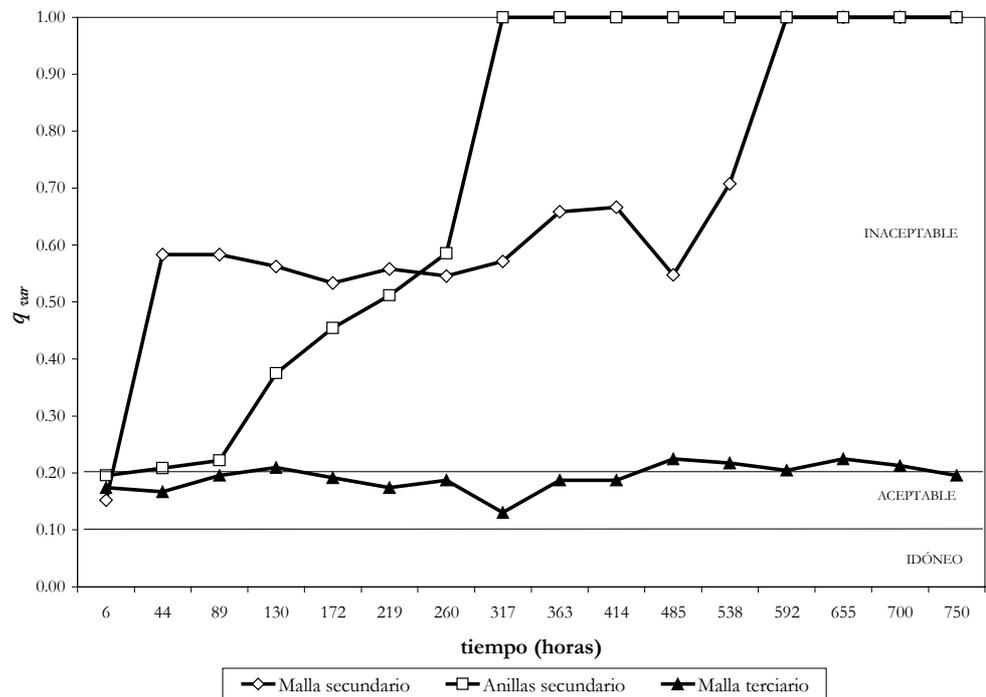


Figura VI 12. Evolución de la variación del caudal de los emisores (q_{var}).

6.4.2.3.2. Grado de obturación de los goteros

La evolución del grado de obturación medio de los goteros a lo largo del ensayo se visualiza en la Figura VI 13. El mayor grado de obturación final fue para el tratamiento con el efluente secundario y el filtro de anillas (34,8%), seguido del tratamiento con el efluente secundario y el filtro de malla (31,4%) y, a una distancia considerable, el tratamiento con el efluente terciario y el filtro de malla (3%). Por lo tanto, con el efluente secundario se produjeron niveles de obturación diez veces más elevados que con el efluente terciario. Granados *et al.* (2001) observaron grados de obturación de un gotero integrado del 60%, al cabo de 735 horas de operación con un efluente secundario filtrado con un filtro de arena y otro de anillas, muy superiores a los obtenidos en el presente estudio.

Los resultados del grado de obturación corroboran las diferencias observadas tanto con los coeficientes de uniformidad como con los de variación entre estas subunidades. Puesto que, para los dos tipos de efluentes, el riesgo de obturación de tipo físico es débil, la mayor parte del embozamiento puede tener su origen en causas biológicas. De hecho, según se ha comentado en el apartado 6.4.1, el riesgo de obturación biológica del efluente secundario oscila entre débil e importante, mientras que el del efluente terciario es siempre débil, atendiendo a la clasificación de Bucks *et al.* (1979).

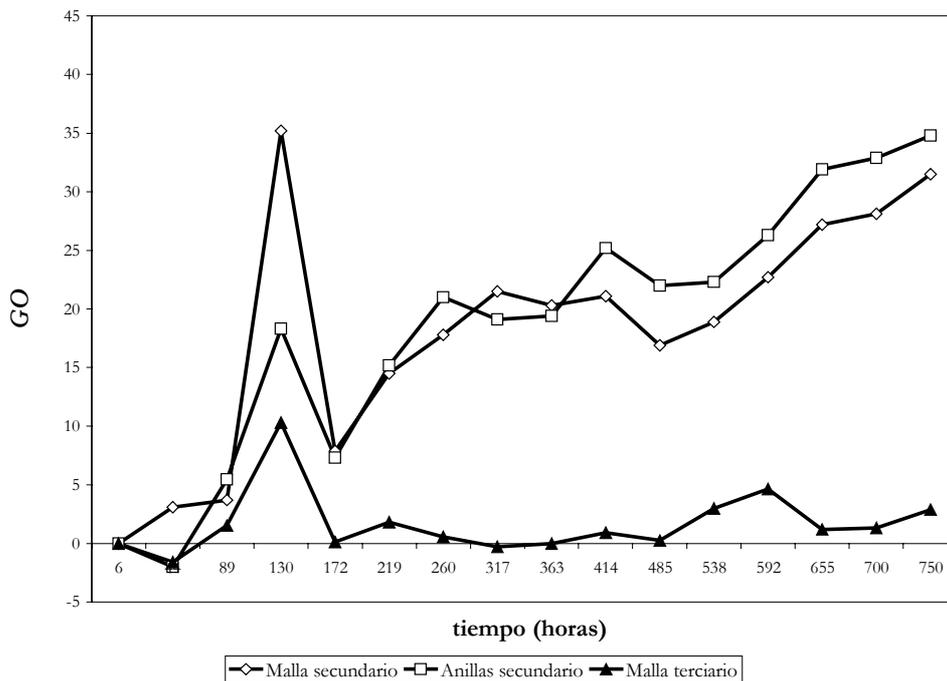


Figura VI 13. Evolución del grado de obturación (GO).

En la Figura VI 13 se observa un incremento importante del grado de obturación a las 130 h de ensayo en todas las subunidades. Este mayor valor puntual fue debido a una caída de presión por un problema eléctrico que produjo durante la toma de datos, lo que conllevó que los goteros liberaran un menor caudal. Puesto que el grado de obturación (ecuación [VI.9]) se calcula a partir del caudal emitido respecto el caudal inicial del gotero, sin efectuar ninguna corrección por la presión, esto explica el alto valor obtenido del grado de obturación.

6.4.2.3.3. Desviación de caudales

La evolución de la desviación de caudales se muestra en la Figura VI 14. En ella se observa como la diferencia relativa media entre el caudal final y el nominal de los goteros se incrementó paulatinamente en las subunidades que utilizaron el efluente secundario hasta alcanzar valores del 40% en la del filtro de anillas y del 36,6% en la del filtro de malla. En la subunidad que utilizó el efluente terciario la desviación se incrementó hasta un valor del 10,5% al cabo de 750 horas de funcionamiento. Con un gotero integrado y un efluente secundario filtrado, Granados *et al.* (2001) obtuvieron una disminución de caudal del 34,3%. Queda patente, una vez más, el diferente efecto producido por un efluente de menor calidad, como el secundario, respecto a otro de mayor calidad, como el terciario.

6.4.2.3.4. Índice del caudal medio de goteros

En la Figura VI 15 se representa el índice del caudal medio de los goteros para las diferentes subunidades. Como se puede comprobar, las dos subunidades que utilizaron el efluente secundario muestran una evolución pareja, con una clara tendencia a la reducción del caudal medio de los goteros, de forma que al final del ensayo presentaron unos valores entre medios y bajos. En cambio, la subunidad que trabajó con el efluente terciario evidenció una tendencia más constante, con una disminución muy atenuada, si bien en todo el periodo de ensayo estuvo dentro de unos valores elevados.

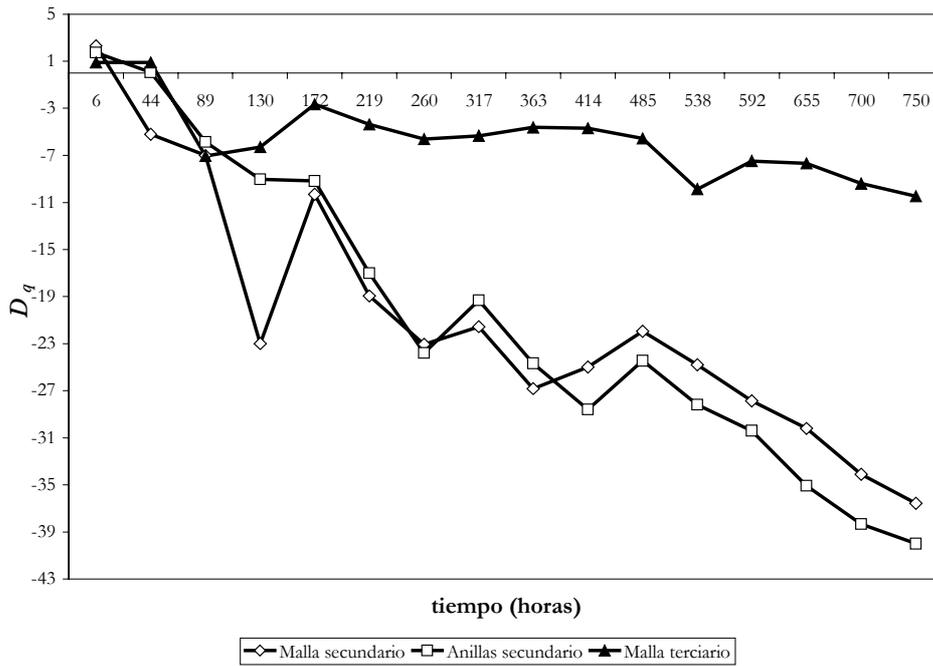


Figura VI 14. Evolución de la desviación de caudales (D_q).

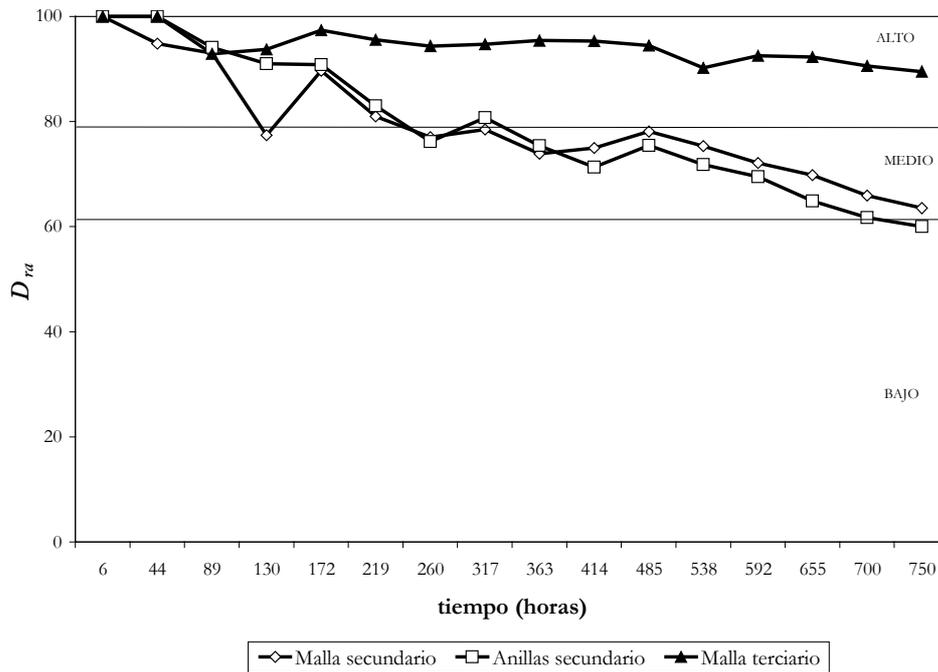


Figura VI 15. Evolución del índice de caudal medio de goteros con el tiempo (D_{ra}).

6.4.2.3.5. Porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados

En la Figura VI 16 y en la Figura VI 17 se muestran el porcentaje de goteros parcialmente y el porcentaje de goteros totalmente obturados, respectivamente, según se describieron en el apartado 6.1.2.3.5. Se puede comprobar que, mientras en todas las subunidades todos los goteros proporcionaron caudales inferiores a los que se obtienen del cálculo mediante la ecuación característica del gotero, sólo en las subunidades que operaron con el efluente secundario presentaron goteros completamente obturados, en un 6,25% en la subunidad con filtro de malla y en un 25% en la subunidad con filtro de anillas.

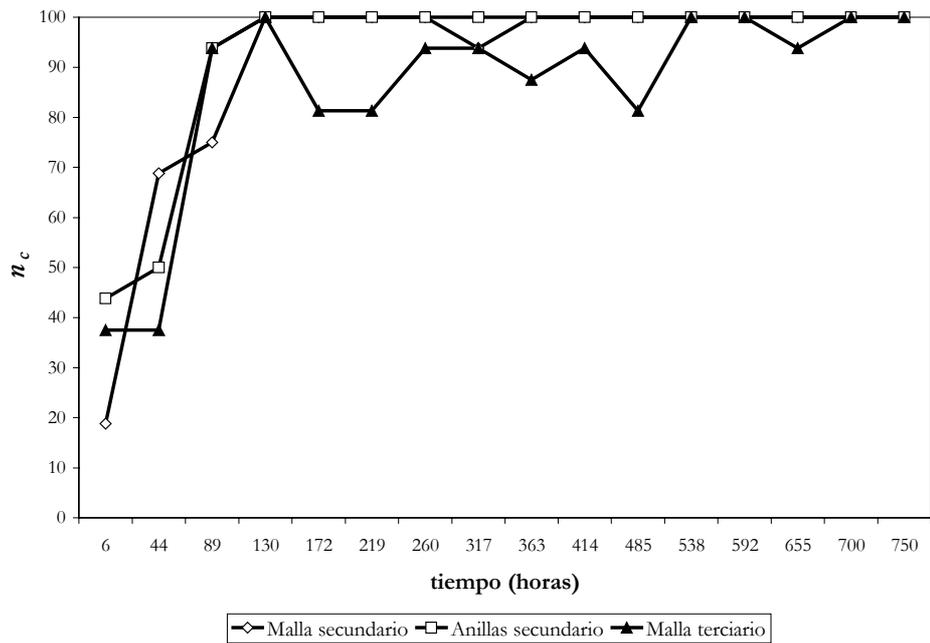


Figura VI 16. Evolución del porcentaje de emisores parcialmente obturados (n_c).

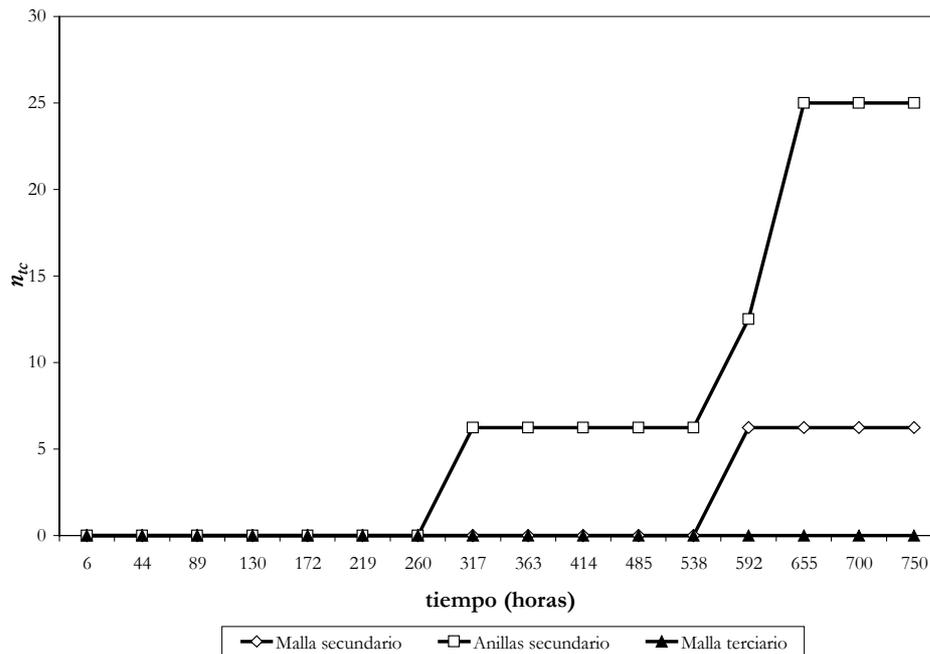


Figura VI 17. Evolución del porcentaje de emisores totalmente obturados (n_t).

Es importante analizar la distribución de los emisores totalmente obturados en las distintas subunidades. En concreto, se observó la obturación total de 2 goteros que se utilizaban en la evaluación de la uniformidad de la subunidad con efluente secundario y filtro de anillas, a las 317 horas de funcionamiento, llegando a estar obturados 8 goteros a las 655 horas. En la subunidad con efluente secundario y filtro de malla se produjo la obturación total de 2 goteros del final del lateral al cabo de 592 horas de trabajo y de un gotero más a partir de las 655 horas de operación. Todos los goteros obturados completamente estuvieron localizados al final del lateral. Son diversos los autores que han observado un mayor embozamiento de los emisores del final del lateral al trabajar con aguas residuales por efecto de la sedimentación de partículas al tener el agua menor velocidad en esta zona (Shannon *et al.*, 1982; Adin y Sacks, 1987; Ravina *et al.*, 1992; Ravina *et al.*, 1997; Schischa *et al.*, 1997), si bien Oron *et al.* (1979) describen una mayor reducción del caudal en los emisores del inicio del lateral, lo que atribuyen al incremento de presión y de velocidad en el este punto.

Debe tenerse en cuenta que en las subunidades de riego los laterales estaban muy próximos y las longitudes no eran muy largas, por lo que en otras condiciones el embozamiento podría ser más acusado que el detectado.

El porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados (n_s) se muestra en la Figura VI 18. Se puede observar que las subunidades que trabajaron con el efluente secundario rápidamente alcanzaron un porcentaje del 100%. Por el contrario, la subunidad que operó con el efluente terciario presentó valores más bajos, si bien con fluctuaciones importantes, y al final adquirió también un valor del 100%. Estos resultados son debidos a que el cálculo de este índice contabiliza aquellos emisores con un caudal inferior al caudal teórico multiplicado por $(1-1,27 \cdot CV_f)$. Al ser el coeficiente de variación de fabricación de los emisores bastante bajo (0,03) se consideran embozados aquellos emisores con un caudal muy poco inferior al teórico. Por este motivo, al utilizar este índice se obtiene que al final del ensayo la totalidad de los emisores estaban obturados, incluso para aquella subunidad – la que trabajó con filtro de malla y efluente terciario – que no presentó este resultado al trabajar con otros índices. Por este motivo, este parámetro lleva a obtener unos resultados que no se corresponden con la realidad observada en la determinación de los distintos coeficientes de uniformidad y de variación.

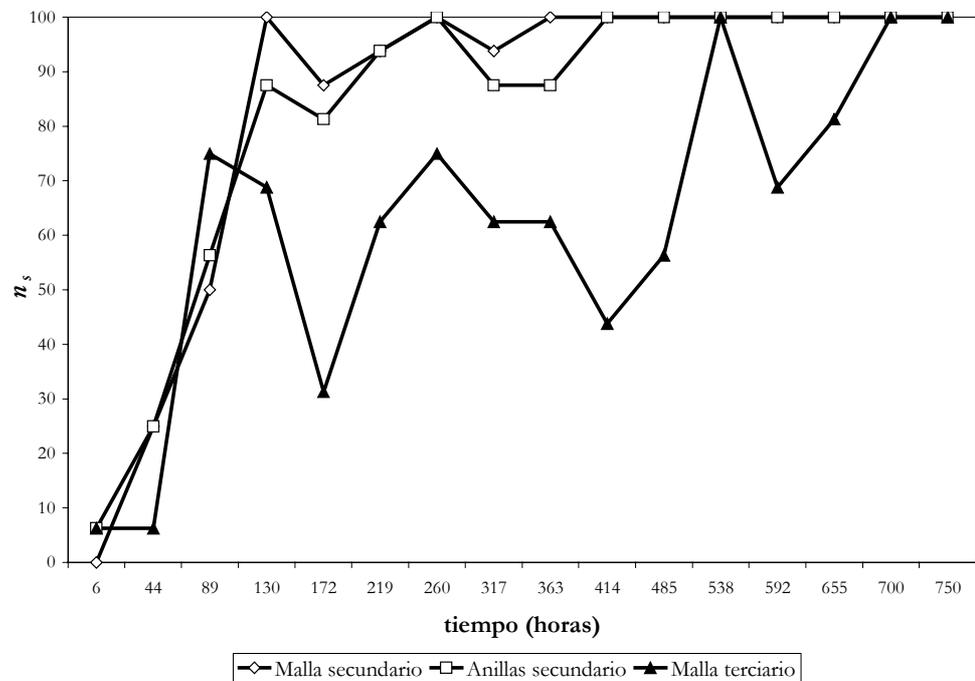


Figura VI 18. Evolución del porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados (n_s).

Para determinar con más precisión la incidencia de las obturaciones en los emisores, se determinó el porcentaje de reducción de caudal de los goteros evaluados en las distintas subunidades en función del caudal nominal considerando la presión del emisor. Los

resultados variaron a lo largo del ensayo, pero en la Figura VI 19 se muestran los correspondientes al final de la experiencia. En la subunidad que operó con el efluente secundario filtrado en un filtro de anillas de 130 µm un 25% de los goteros tenían un caudal final inferior al 10% del caudal nominal. En dicha subunidad, un 37,5% de los goteros presentó una reducción de caudal de entre el 10 y el 20%, un 32,5% de entre el 20 y el 30% y un 5% de entre el 30 y el 40%. Los goteros de la subunidad con efluente secundario filtrado en un filtro de malla de 130 µm, no mostraron tanta incidencia de goteros con un caudal inferior al 10% (un 6,25%), pero presentaron un 6,25% de los goteros con una reducción de caudal de entre el 60 y el 70% y un 18,75% con una disminución de entre el 50 y el 60%. Finalmente, en la subunidad que operó con el efluente terciario, un 43,75% de los goteros tuvo una reducción del caudal de hasta el 10% y el 56,25% restante una disminución de caudal de entre el 10 y el 20%.

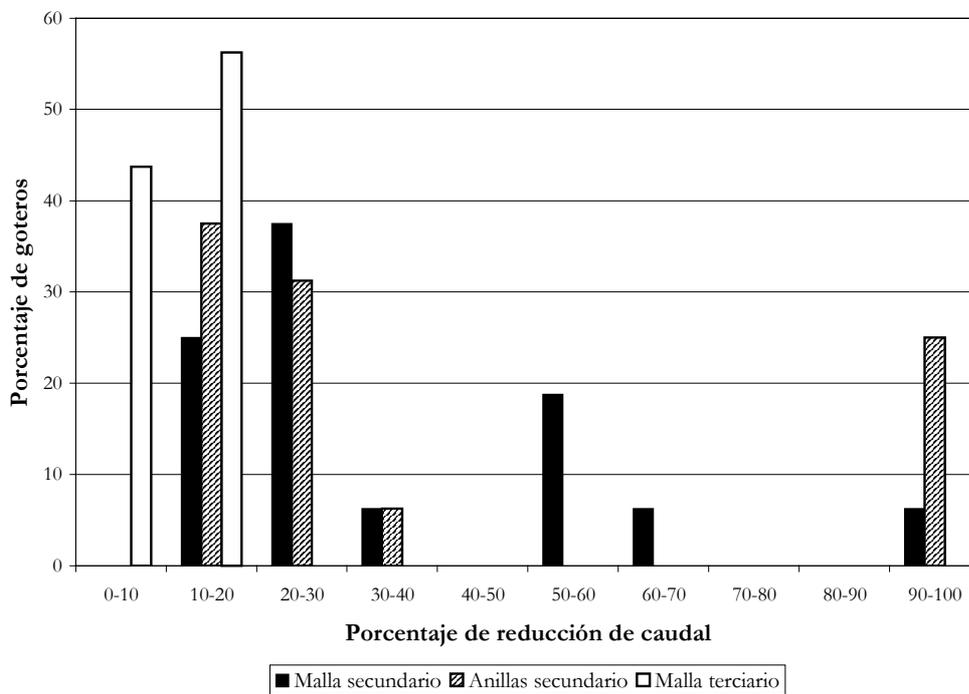


Figura VI 19. Distribución del porcentaje de reducción de caudal de los goteros respecto el caudal nominal a la presión correspondiente al final del ensayo para cada subunidad.

De los resultados que se muestran en la Figura V 19 se desprende que el embozamiento parcial de los goteros es más común que el embozamiento total, como indican Ravina *et al.* (1992).

En nuestro estudio se ha observado claramente un efecto del tipo de filtro utilizado. Si bien en el tratamiento terciario al realizarse una filtración en arena se redujeron ligeramente los niveles de sólidos, la cloración parece tener mucha más incidencia en los resultados obtenidos. No existen estudios que comparen la incidencia en la obturación de emisores trabajando con filtros de malla y de anillas. Sin embargo, existen diversas experiencias en las que se contrastan los efectos de filtros de malla y de arena, demostrándose que con el filtro de malla se produce una mayor obturación de los emisores (Nakayama *et al.*, 1978). Se ha constatado que cambiando el filtro de malla por el de arena se consiguió reducir la obturación de los goteros del 68% al 23% y si se realiza un tratamiento químico adicional pueden llegar al 18-8% (Gilbert *et al.*, 1980/1981). En algunos casos se detectó que con los filtros de arena se producía más embozamiento que con los filtros de malla, pero era debido a problemas en el contralavado pues se provocaba una entrada de aire en los laterales permitiendo el crecimiento de bacterias sulfurosas (Schischa *et al.*, 1997).

En general, la mayoría de autores constata que una buena filtración es muy importante, aunque no es del todo eficiente pues no basta para evitar las obturaciones (Nakayama y Bucks, 1991; Tajrishy *et al.*, 1994), como se ha observado en nuestro caso. De todas formas, una buena filtración reduce las necesidades de cloro y la fase de limpieza de los laterales (Hills y Tajrishy, 1995). En los casos en los que se utilicen emisores de bajo caudal, como el ensayado, se recomienda incrementar la frecuencia del lavado o la intensidad de los tratamientos para disminuir la obturación (Trooien *et al.*, 2000). En nuestro caso, no se ha procedido a la limpieza periódica de los laterales, de forma que el porcentaje de goteros obturados refleja la situación más desfavorable.

Ravina *et al.* (1997) indican que el sistema de filtración debe proyectarse en función de la calidad del gotero. De esta forma, si el gotero presenta elevada sensibilidad a las obturaciones, el mejor filtro que se puede utilizar es el de arena. En este sentido, Tajrishy *et al.* (1994) proponen que con emisores autolimpiantes la filtración debe ser en medio granular, mientras que para los emisores de laberinto turbulento se puede utilizar un filtro de malla y menores concentraciones de cloro.

6.4.3. Observación del material

En la Figura VI 20, Figura VI 21 y la Figura VI 22 se muestran el estado de diferentes goteros al finalizar el período de ensayos. Se puede observar visualmente la gran diferencia de aspecto entre los goteros que trabajaron con el efluente secundario y los que lo hicieron con el efluente terciario, en los que prácticamente no hay diferencias respecto a un gotero sin utilizar.

En los laterales y emisores que operaron con el efluente secundario destaca la formación de una masa gelatinosa oscura que recubría parte de los laterales y emisores, como se muestra en la Figura VI 23 y en la Figura VI 24.



Figura VI 20. Estado interior de los goteros (a) inicialmente y a un 1/3 del lateral al cabo de 750 h de funcionamiento (b) con el efluente secundario filtrado en un filtro de malla de 130 μm (c) con el efluente secundario filtrado en un filtro de anillas de 130 μm y (d) con el efluente terciario filtrado en un filtro de malla de 130 μm .

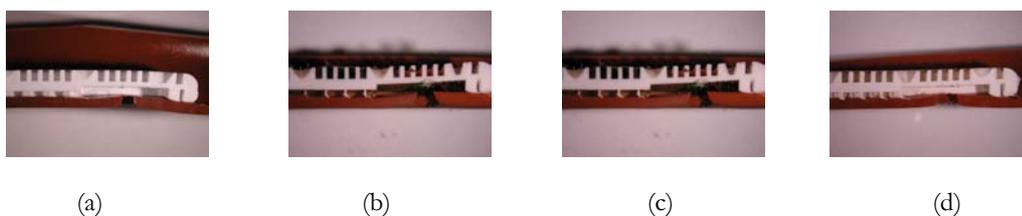


Figura VI 21. Vista transversal de los goteros (a) inicialmente y al final del lateral al cabo de 750 h de funcionamiento (b) con el efluente secundario filtrado en un filtro de malla de 130 μm (c) con el efluente secundario filtrado en un filtro de anillas de 130 μm y (d) con el efluente terciario filtrado en un filtro de malla de 130 μm .



Figura VI 22. Vista exterior de los goteros (a) inicialmente y al final del lateral al cabo de 750 h de funcionamiento (b) con el efluente secundario filtrado en un filtro de malla de 130 μm (c) con el efluente secundario filtrado en un filtro de anillas de 130 μm y (d) con el efluente terciario filtrado en un filtro de malla de 130 μm .



Figura VI 23. Vista de una sección de los laterales y emisores de las diferentes subunidades situados a 2/3 de la longitud al finalizar el ensayo.



Figura VI 24. Vista del estado del lateral y gotero del final del lateral que operó con el efluente secundario filtrado con un filtro de anillas al acabar el ensayo.

En la Figura VI 25 se puede observar una fotografía del microscopio electrónico en la que se puede ver un detalle de un gotero de la subunidad que trabajó con el efluente terciario. Las materias retenidas en dicho gotero fueron de origen vegetal, a diferencia de lo que se observa en la Figura VI 26 y en la Figura VI 27, en la que se muestran detalles de goteros de las dos subunidades que operaron con efluentes secundarios, en los que las sustancias presentes son de tipo microbiano. Los restos vegetales detectados en los goteros de la subunidad que utilizó el efluente terciario son debidos a que en el depósito de donde se tomaban las aguas para su utilización entraban restos del corte del césped de la estación depuradora, parte de los cuales traspasaron el filtro de malla existente.

En las experiencias realizadas parece claro que el principal tipo de embozamiento de los emisores fue de tipo biológico. Aunque se hallaron partículas vegetales en los goteros de la subunidad que operó con el efluente terciario, no provocaron disminuciones del caudal

destacables. En los diferentes trabajos publicados la causa de la obturación suele diferir mucho. Si bien existen estudios en los que utilizando aguas no residuales o de río destacan que el factor mayoritario de embozamiento es de tipo físico (Nakayama *et al.*, 1978; Gilbert *et al.*, 1980/1981; Gilbert *et al.*, 1982; Taylor *et al.*, 1995), en otros destacan las algas e insectos como factor principal (Boman, 1995). En aguas procedentes de lagunas con aguas residuales destacan como factor embozante las algas, las bacterias y también los sólidos en suspensión presentes (Adin y Sacks, 1987; Taylor *et al.*, 1989; Taylor *et al.*, 1995), los cuales forman aglomerados gelatinosos de pequeñas partículas orgánicas e inorgánicas en los emisores (Ravina *et al.*, 1992; Taylor *et al.*, 1995; Ravina *et al.*, 1997). Los protozoos y bacterias sulfurosas tienen mucha importancia en la obturación de emisores en Israel (Ravina *et al.*, 1992; Sagi *et al.*, 1995). Schischa *et al.* (1997), por su parte, indican que las causas mayoritarias son las bacterias sulfurosas y el zooplankton. Otro problema que puede ser destacable es la entrada de arena del suelo (Taylor *et al.*, 1995). En los ensayos realizados, aunque los laterales estaban colocados sobre el suelo no se detectó la entrada de granos de arena ni de insectos en los mismos.

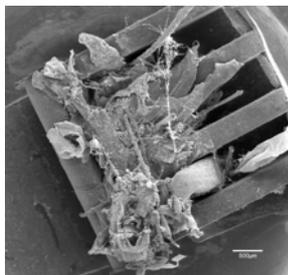


Figura VI 25. Detalle del último gotero de un lateral de la subunidad con filtro de malla de 130 μm y efluente terciario.

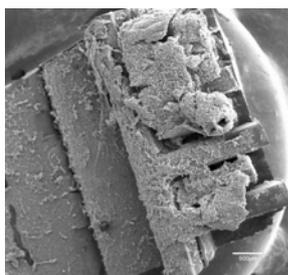


Figura VI 26. Detalle del último gotero de un lateral de la subunidad con filtro de malla de 130 μm y efluente secundario.

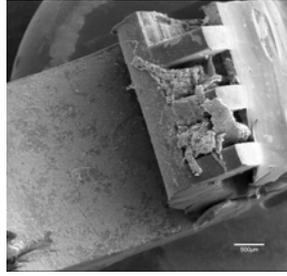


Figura VI 27. Detalle del último gotero de un lateral de la subunidad con filtro de anillas de 130 μm y efluente secundario.

Adin y Sacks (1987) observaron que los depósitos formados en los goteros, generalmente se encuentran en la entrada de los mismos. Las visualizaciones realizadas y, en concreto la Figura VI 20, Figura VI 21 y la Figura VI 24 parecen corroborar este hecho. Adin y Sacks detectaron que se produce una deposición gradual del efluente: primero, en las esquinas y las secciones curvas donde se produce un cambio en el flujo del agua, segundo en aquellas áreas donde existen protuberancias y en tercer lugar, en el laberinto. Caracterizando el sedimento del gotero mediante fotografías con microscopio electrónico Adin y Sacks observaron partículas gelatinosas de diferentes dimensiones y formas, pero con tamaños comprendidos entre 0,5 y 30 μm . Estas partículas gelatinosas provocan obturación por retención de otras partículas. En las fotografías realizadas (Figura VI 26 y Figura VI 27) se observan densas masas de origen microbiano de dimensiones superiores pues llegan a superar los 500 μm .

Aunque no se hallaron bacterias en los goteros que operaron con el efluente terciario, sí que se observaron recubriendo el interior de los laterales (Figura VI 28).

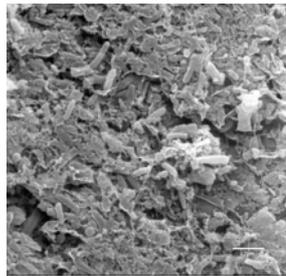


Figura VI 28. Bacterias en el interior del final del lateral de la subunidad con filtro de malla de 130 μm y efluente terciario.

Chica (1999) caracterizó los depósitos en los ramales y los emisores que operaron con aguas residuales. Observó que la película mucilaginosa que aparece con agua residual

procedente del tratamiento primario está constituida básicamente por materia orgánica, aunque no se detectaron microorganismos, y que con la filtración no aparece esta película. Estos resultados concuerdan con los de Aguiar y Marrero (1996) quienes detectaron la formación de películas orgánicas en el interior de algunas tuberías, especialmente en aquellas en las que no se realizó un control del pH del agua de riego. En nuestro caso se ha trabajado con aguas de mejor calidad, procedentes de un tratamiento secundario y terciario, que se han filtrado en filtros de anillas y de malla, y en todos los casos se ha observado la aparición de películas mucilaginosas con presencia de microorganismos, como se visualiza en la Figura VI 26, Figura VI 27 y en la Figura VI 28.

También se realizaron observaciones al microcopio electrónico de las tortas de filtración. En los filtros que operaron con el efluente secundario se observó que en la torta se desarrollaron gran cantidad de filamentos y bacterias (Figura VI 29). Los filamentos fueron mayoritariamente algas, según se indica en la Figura VI 30. Incluso se detectó la presencia de gusanos, como muestra la Figura VI 31.

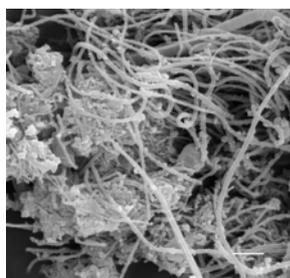


Figura VI 29. Detalle de la torta de filtración del filtro de anillas de 130 μm con el efluente secundario

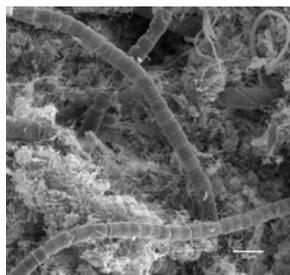


Figura VI 30. Algas en la torta de filtración del filtro anillas de 130 μm con efluente secundario.



Figura VI 31. Detalle de un gusano en la torta de filtración del filtro de anillas de 130 μm con efluente secundario.

Los resultados obtenidos evidencian la importancia que tiene la cloración del agua para evitar la obturación de las instalaciones de riego localizado cuando se utilizan aguas residuales al evitar el desarrollo de biofilms bacterianos y algas, en concordancia con lo que relatan Ravina *et al.* (1992), Tajrishy *et al.* (1994), Sagi *et al.* (1995), Ravina *et al.* (1997), Schischa *et al.* (1997) y Trooien *et al.* (2000). En las experiencias realizadas no se ha analizado la influencia de distintas pautas de cloración, puesto que el efluente terciario de salida de la EDAR era clorado continuamente hasta un nivel de 5 mg/l. Existen bastantes evidencias que indican que una cloración discontinua es tan eficiente como otra de continua, siempre que sea una medida utilizada desde un principio (Gilbert *et al.*, 1980/1981; Tajrishy *et al.*, 1994). Aunque en la literatura se describen distintos protocolos de cloración, parece que es suficiente con clorar durante 1 hora cada 3 días (Sagi *et al.*, 1995; Ravina *et al.*, 1997; Schischa *et al.*, 1997). Se indica también que las dosis de cloro deben ser más elevadas cuando no se utiliza un filtro de arena o cuando la velocidad del agua en el emisor es menor (Tajrishy *et al.*, 1994; Trooien *et al.*, 2000).

Coelho y Resende (2001) estudiaron el tratamiento de recuperación del mismo tipo de gotero utilizado en el presente trabajo con obturaciones parciales y totales mediante cloración a dosis elevadas. Se observó que este modelo de gotero fue el que presentó un mayor embozamiento total, ante el cual la cloración no fue eficiente, a pesar de lo que indican Nakayama y Bucks (1991). Sin embargo, según se desprende de la Figura VI 19, en nuestras experiencias la obturación total no fue la mayoritaria. En el trabajo de Coelho y Resende también se observó que la cloración originó una reducción de la uniformidad del gotero. Por ambos motivos, los citados autores concluyeron que el modelo de gotero que se utilizó para las experiencias es bastante sensible a la obturación total.

Debe destacarse que la metodología de trabajo que se siguió no incluyó la realización de limpiezas en los laterales, motivo por el cual las obturaciones se podían mostrar de forma más importante. La limpieza periódica de los laterales evita la acumulación de sólidos en suspensión que atraviesan el medio de filtración (Taylor *et al.*, 1995; Palacios *et al.*, 1999; Trooien *et al.*, 2000; Hills y Brenes, 2001). La limpieza de los laterales debe ser más

frecuente cuando más opciones de obturación existan, si bien no existen diferencias apreciables entre realizarla diariamente o semanalmente (Ravina *et al.*, 1992) o quincenalmente (Ravina *et al.*, 1997).

6.5. CONCLUSIONES

Las conclusiones que se desprenden de los resultados obtenidos y de su discusión son:

1. La obturación causada por efluentes secundarios con valores medios muy bajos de sólidos en suspensión (10,6 mg/l) puede ser muy importante, lo que conlleva bajas uniformidades de riego, con coeficientes de uniformidad de caudales inferiores al 55% al cabo de 750 h de funcionamiento.
2. Las obturaciones producidas se han debido mayoritariamente a causas biológicas.
3. El embozamiento completo de los goteros ha sido mayor con el uso de un filtro de anillas de 130 μm para filtrar el efluente secundario que con uno de malla de 130 μm .
4. Utilizando un efluente terciario desinfectado con un nivel medio de materias en suspensión de 4,9 mg/l, el coeficiente de uniformidad de caudales se ha mantenido permanentemente en valores elevados, superiores al 90%.
5. Se destaca la importancia de un correcto procedimiento de desinfección de las aguas residuales como medida preventiva de la obturación biológica.
6. El indicador del porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados no es útil para describir la cantidad de emisores atascados.
7. La mayor parte de la obturación de los emisores ha sido de tipo parcial.

6.6. REFERENCIAS

Adin, A. y Sacks, M. 1987. Water quality and emitter clogging relationship in wastewater irrigation. *Proceedings of Water Reuse Symposium*, Denver, Colorado, 517-530.

Aguiar, E. y Marrero, A. 1996. Caso práctico: la reutilización de las aguas residuales urbanas en Tenerife. Infraestructura asociada y problemática. Curso sobre reutilización de aguas residuales y salinas en regadíos: aplicación de tecnologías avanzadas. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Centro y Canarias. Madrid.

Bliesner, R. D. 1976. Field evaluation of trickle irrigation efficiency. *Proceedings of Water Management for Irrigation and Drainage*, 382-393.

Boman, B. J. 1995. Effects of orifice size on microsprinkler clogging rates. *Applied Engineering in Agriculture*, 11, 6, 839-843.

- Bralts, V. F. y Kesner, D.** 1983. Drip irrigation field uniformity estimation. *Transactions of the ASAE*, 26, 5, 1369-1374.
- Bucks, D. A.; Nakayama, F. S. y Gilbert, R. G.** 1979. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. *Agricultural Water Management*, 2, 149-162.
- Capra, A. y Scicolone, B.** 1998. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70, 4, 355-365.
- Castel, J. R.** 1985. Evaluación de instalaciones de riego localizado en cítricos de la Comunidad Valenciana. *ITEA*, 52, 27-38.
- Chica, R. M.** 1999. Uso de aguas residuales depuradas en sistemas de riego por goteo. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Departamento de Agronomía. Universidad de Córdoba. Córdoba.
- Christiansen, J. E.** 1942. Hydraulic of sprinkling systems for irrigation. *Transactions ASCE*, 107, 221-239.
- Coelho, R. D. y Resende, R. S.** 2001. Biological clogging of Netafim's drippers and recovering process through chlorination impact treatment. ASAE Meeting Paper No. 012231. ASAE. St. Joseph, Michigan.
- Gilbert, R. G.; Nakayama, F. S.; Bucks, D. A.; French, O. F. y Adamsom, K. C.** 1980/1981. Trickle irrigation: emitter clogging and other flow problems. *Agricultural Water Management*, 3, 159-178.
- Gilbert, R. G.; Nakayama, F. S.; Bucks, D. A.; French, O. F.; Adamson, K. C. y Johnson, R. M.** 1982. Trickle irrigation: predominant bacteria in treated Colorado River water and biologically clogged emitters. *Irrigation Science*, 3, 123-132.
- Granados, G.; Alcaide, M. y Roldán, J.** 2001. Estudio del comportamiento hidráulico de unidades de riego localizado usando aguas residuales. Agroingeniería 2001. *1er. Congreso Nacional de Ingeniería para la Agricultura y el Medio Rural*, Valencia, 2, 153-159.
- Hills, D. J. y Brenes, M. J.** 2001. Microirrigation of wastewater effluent using drip tape. *Applied Engineering in Agriculture*, 17, 3, 303-308.
- Hills, D. J. y Tajrishy, M.** 1995. Treatment requirements of secondary effluent for microirrigation. *Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 887-892.
- Howell, T. A. y Hiler, E. A.** 1974. Trickle irrigation lateral design. *Transactions of the ASAE*, 17, 5, 902-908.
- IRYDA.** 1983. Normas para la redacción de proyectos de riego localizado. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Juanico, M.; Ravid, R.; Azov, Y. y Telstch, B.** 1995. Removal of trace metals from wastewater during long-term storage in seasonal reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution*, 82, 3/4, 617-633.
- Keller, J. y Karmeli, D.** 1974. Trickle irrigation design parameters. *Transactions of the ASAE*, 17, 4, 678-684.
- Liran, A.; Juanico, M. y Shelef, G.** 1994. Coliform removal in a stabilization reservoir for wastewater irrigation in Israel. *Water Research*, 28, 6, 1305-1314.

- Merriam, J. L. y Keller, J.** 1978. Farm irrigation system evaluation. Agricultural and Irrigation Engineering Department, Utah State University, Logan, Utah.
- Mujeriego, R.; Salavedra, M.; Sala, J. y Sala, L.** 2002. Experimental assessment of the disinfection capabilities of UV radiation in the secondary effluent of the Castell-Platja d'Aro WWTP, Spain. *Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*, Iraklio, Grecia, Volumen 2, 137-140.
- Nakayama, F. S. y Bucks, D. A.** 1991. Water quality in drip/trickle irrigation: a review. *Irrigation Science*, 12, 187-192.
- Nakayama, F. S.; Gilbert, R. G. y Bucks, D. A.** 1978. Water treatments in trickle irrigation systems. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 104, IR1, 23-34.
- Oron, G.; Shelef, G. y Truzyński, B.** 1979. Trickle irrigation using treated wastewaters. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 105, IR2, 175-126.
- Oron, G.; Shelef, G. y Zur, B.** 1980. Stormwater and reclaimed effluent in trickle irrigation. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 106, IR4, 299-310.
- Ortega, J. F.; Abadía, R.; Ruiz, A. y García, T.** 1999. Evaluación de instalaciones de riego localizado: análisis del proceso de mejora y modernización en la Vega Baja del Segura. *XVII Congreso Nacional de Riegos*, Murcia, 326-334.
- Ortega, J. F.; Yanguas, L.; Calderón, A.; Gutiérrez, J. y Blánquez, A.** 2001. Evaluación de instalaciones de riego localizado en Castilla-La Mancha. *XIX Congreso Nacional de Riegos*, Zaragoza, 121-124.
- Palacios, M. P.; Del-Nero, E. y Pavón, N.** 1999. Influencia del riego con agua depurada municipal de diferentes calidades sobre los suelos y el cultivo de la plantanera. En: *Estudios de la zona no saturada del suelo*. Muñoz-Carpena, R.; Ritter, A. y Tascón, C. (eds.). ICIA, Santa Cruz de Tenerife. 131-137.
- Pizarro, F.** 1987. Riegos localizados de alta frecuencia. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Puig, J.; Rovira, P. y Ramírez de Cartagena, F.** 1999. Evaluación de instalaciones de microirrigación en fincas de frutales de las comarcas de Girona. *Riegos y Drenajes XXI*, 109, 33-38.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Schischa, A. y Sagi, G.** 1992. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater. *Irrigation Science*, 13, 129-139.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Schischa, A.; Sagi, G.; Yechialy, Z. y Lev, Y.** 1997. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. *Agricultural Water Management*, 33, 2-3, 127-137.
- Rodrigo, J.; Hernández, J. M.; Pérez, A. y González, J. F.** 1997. Riego localizado. Ediciones Mundi-Prensa y MAPA-IRYDA, Madrid.
- Rodríguez, C.** 1990. Evaluación de instalaciones de microirrigación. IV Curso de Tecnología del Riego. ETSIA, Universidad Politécnica de Catalunya. Lleida.
- Rodríguez, C. A. y Planas, S.** 1989. Evaluación de instalaciones de microirrigación. *21 Conferencia Internacional de Maquinaria Agrícola*, Zaragoza.

- Sagi, G.; Paz, E.; Ravina, I.; Schischa, A.; Marcu, A. y Yechiely, Z.** 1995. Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa and sulfur bacteria. *Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress*, Orlando, Florida, 250-254.
- SAS.** 1999. SAS for Windows release 8e-2000. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Schischa, A.; Ravina, I.; Sagi, G.; Paz, E.; Yechiely, Z.; Alkon, A.; Scharamm, G.; Sofer, Z.; Marcu, A. y Lev, Y.** 1997. Drip irrigation with reclaimed effluent - the clogging problems. *International Water & Irrigation Review*, 17, 3, 8-12.
- Shannon, W. M.; James, L.; Basset, D. L. y Mih, W. C.** 1982. Sediment transport and deposition in trickle irrigation laterals. *Transactions of the ASAE*, 25, 1, 160-164.
- Solomon, K.** 1985. Global uniformity of trickle irrigation systems. *Transactions of the ASAE*, 28, 4, 1151-1158.
- Tajrishy, M. A.; Hills, D. J. y Tchobanoglous, G.** 1994. Pretreatment of secondary effluent for drip irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120, 4, 716-731.
- Taylor, H. D.; Bastos, R. K. X.; Pearson, H. W. y Mara, D. D.** 1995. Drip irrigation with waste stabilisation pond effects: solving the problem of emitter fouling. *Water Science and Technology*, 31, 12, 417-424.
- Taylor, H. D.; Pearson, H. W. y Mara, D. D.** 1989. Microbial clogging of drip irrigation emitters in effluent reuse systems. *Irrigation, Theory and Practice. Proceedings of the International Conference*, Southampton, UK, 661-671.
- Trooien, T. P.; Lamm, F. R.; Stone, L. R.; Alam, M.; Rogers, D. H.; Clark, G. A. y Schlegel, A. J.** 2000. Subsurface drip irrigation using livestock wastewater: dripline flow rates. *Applied Engineering in Agriculture*, 16, 5, 505-508.
- Vermeiren, L. y Jobling, G. A.** 1986. Riego localizado. FAO, Roma.
- Wu, I. P. y Gitlin, H. M.** 1974. Drip irrigation design based on uniformity. *Transactions of the ASAE*, 17, 3, 157-168.

*VII. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES
GENERALES*

7.1. DISCUSIÓN GENERAL

En primer lugar, se ha analizado la obturación provocada por efluentes de diferentes características y potencial embozante en filtros de malla y de anillas de distinto grado de apertura y en un filtro de arena con un diámetro efectivo de 0,65 mm. La pérdida de carga producida en los filtros ha tenido una relación directa con las características físico-químicas de los efluentes, especialmente las materias en suspensión y el número de partículas. De todas formas, se han detectado comportamientos diferentes para un mismo tipo de filtro al variar el agua residual. Con el efluente con mayor cantidad de sólidos en suspensión, los filtros de anillas son los que han sufrido una caída de presión más acusada, seguidos del filtro de arena y de los filtros de malla. Con el resto de efluentes secundarios y terciarios, los filtros de malla se embozaron antes que los de anillas. El filtro de arena, con el efluente secundario con el que se utilizó, mostró una caída de presión superior a la de los filtros de malla y de anillas.

Si bien el embozamiento de los filtros fue evidente, atendiendo a la distribución del número de partículas de los efluentes, se observó que la mayoría de las partículas tenían un diámetro claramente inferior a la luz de los filtros utilizados en las experiencias. Sin embargo, al analizar el volumen ocupado por las diferentes partículas sí que se detectó la presencia de partículas con diámetro superior a la apertura de los filtros.

Para describir y poder comparar el embozamiento de los filtros se utilizó el índice de filtrabilidad de la ley de Boucher. Este parámetro ha cumplido con este cometido puesto que las regresiones obtenidas han presentado, en general, valores elevados. Además, se ha verificado que la ley de Boucher se ajusta también a la evolución de la caída de presión observada en los filtros de anillas y en el de arena, aparte de los filtros de malla para los que fue desarrollado. Cabe destacar que las condiciones de operación, con caudales relativamente bajos, favorecen que la caída de presión aumente de forma exponencial con la cantidad de agua filtrada. Precisamente la ley de Boucher relaciona la pérdida de carga con el volumen mediante una ecuación de tipo exponencial. Otras relaciones indicativas de la pérdida de carga en función de los sólidos retenidos en el filtro como la ecuación de Zeier y Hills no han tenido ajustes tan satisfactorios, aunque han mostrado que se pueden aplicar a los diferentes tipos de filtros ensayados. En este sentido, puede haber influido el hecho de que la ecuación de Zeier y Hills se desarrolló para filtros de malla y con concentraciones y granulometrías de sólidos en suspensión conocidas, mientras que en las experiencias realizadas la composición de los efluentes presentó una gran variabilidad. Para rellenar parte del vacío existente en cuanto a ecuaciones que pueden describir la pérdida de carga en los filtros en función de las características geométricas de los mismos, de las condiciones de operación y de los parámetros que describen las características embozantes de las aguas residuales, se han desarrollado una serie de relaciones mediante

análisis dimensional. A partir de 9 variables independientes se han hallado 6 grupos adimensionales que se han incorporado a funciones de tipo potencial. Aunque la bondad del ajuste y el error relativo varió de manera importante con el tipo de efluente, se obtuvieron ajustes relativamente buenos con los datos de las experiencias utilizando los distintos efluentes si se consideran por separado todos los filtros de malla, todos los de anillas y el de arena. Se desarrolló también una ecuación para englobar los resultados obtenidos para todos los filtros y todos los efluentes, aunque los resultados presentan incongruencias debido a que se omite la influencia tan marcada del tipo de agua residual. También se probó una relación dimensional en la que se incorporaron parámetros específicos del filtro de arena, del que únicamente tuvo incidencia la masa de arena en el interior del filtro. En este caso, al ajustar la ecuación desarrollada con el filtro de arena con los datos experimentales, el error de los ajustes fue tal que no se recomienda su utilización.

Se ha analizado también el efecto de los filtros en la calidad del filtrado, como medida del potencial de obturación de los goteros del sistema de riego localizado. Se ha comprobado la gran incidencia que tiene el tipo de efluente en la acción de los distintos filtros. Con el agua de peor calidad, el filtro de arena es con el que consiguió una reducción de los sólidos más destacable, evidenciada también por la reducción de la turbidez y de la demanda química de oxígeno, así como una eficiencia elevada en la eliminación del mayor número de partículas y de aquellas partículas con un mayor volumen. Con los efluentes secundarios y terciarios no hubo prácticamente diferencias en los parámetros físico-químicos de los filtrados para un mismo efluente, aunque la tendencia fue que los filtros de malla produjeran una calidad ligeramente superior a los de anillas, posiblemente por la formación de una torta de filtración que ejerció un efecto adicional de retención de partículas. En cambio, en los filtros de anillas, al embozarse menos, esta torta no se formó de forma tan rápida ni fue tan consistente. La incidencia de la torta de filtración parece clave en el comportamiento diferencial de los filtros. Se ha comprobado que la torta de filtración fue compresible, variando sus propiedades con el tiempo. Cuando se incrementó la presión se liberaron en el líquido filtrado parte de las partículas retenidas en la torta. De todas formas, cuando peor fue la calidad del agua el efecto positivo de la torta no fue tan destacable porque se produjo una liberación de partículas de mayor volumen con un diámetro superior a la luz del filtro. También se detectó que la solidez de la torta tuvo su incidencia pues, en ensayos con un tipo de efluente secundario, se observó una presencia importante de partículas en el filtrado debidas a su desprendimiento de la torta y a su posterior agregación. Cuando se utilizó el filtro de arena con el efluente secundario se detectó una cierta liberación de las partículas de arena más pequeñas, con lo que la disposición de filtros de malla o de anillas a continuación es importante para evitar su paso hacia los emisores. Con los efluentes secundarios y terciarios con menor contenido de sólidos, los filtros de anillas y malla utilizados no liberaron volúmenes de partículas de tamaño superior a la luz de los mismos. También se verificó que la eficacia de la filtración varió con el tiempo de operación. La mayor eficiencia correspondió al filtro de arena,

pero conforme avanzaba el ciclo de filtración, fue disminuyendo. En cambio, con los filtros de malla y anillas de menor luz, en los que la formación de la torta fue más destacada, la eficiencia aumentó con el tiempo, lo que evidencia la importancia que tiene la torta en la retención de partículas.

Finalmente se determinó la incidencia de las obturaciones a nivel de subunidades de riego que operaron con efluentes secundarios y terciarios filtrados en filtros de malla y anillas. Aunque con los filtros de malla y anillas que usaron el efluente secundario se consiguió que la calidad físico-química del agua que entraba en la subunidad fuera más que aceptable, se verificó una disminución acusada de la uniformidad a lo largo de las 750 horas de operación de las subunidades. Buena parte de los goteros presentaron obturaciones parciales y, especialmente los del final del lateral, obturaciones totales. En este sentido, se confirmaron las observaciones realizadas por diferentes autores que indican que al final de las tuberías laterales, por su menor velocidad, es donde sedimentan más partículas y se produce un mayor embozamiento. De todas formas, en las experiencias realizadas, el embozamiento de tipo físico ha sido poco destacable puesto que la mayor parte de obturaciones fueron de tipo biológico, con desarrollo de biofilms de tipo microbiano. El alto nivel de embozamiento detectado en los laterales, cuya longitud fue de 40 m, hace prever que en subunidades de mayores dimensiones se manifieste aún en mayor proporción. En la subunidad que utilizó el filtro de anillas se observó una mayor incidencia del embozamiento total, mientras que la que usó el filtro de malla el embozamiento predominante fue de tipo parcial. Posiblemente si se hubiese alargado el tiempo de ensayo, los valores de uniformidad se hubiesen acabado uniformizando en estas dos subunidades. Se constata, pues, que la mejor calidad de la filtración consigue retardar el embozamiento, aunque no lo evita. Por otra parte, con el efluente terciario sometido a un procedimiento de desinfección, el crecimiento de microorganismos fue muy limitado. Por este motivo, no se observó la aparición de obturaciones biológicas, por lo que los coeficientes de uniformidad de caudales y de variación de los emisores permanecieron en valores relativamente estables a lo largo del ensayo. Posiblemente se hubiese podido reducir la incidencia de las obturaciones en las subunidades que operaron con el efluente secundario adoptando medidas preventivas como el lavado de los laterales o la cloración periódica de las subunidades.

7.2. CONCLUSIONES GENERALES

A continuación se indican las principales conclusiones obtenidas en las condiciones en las que se ha desarrollado la presente tesis doctoral.

7.2.1. Filtración de las aguas residuales en filtros de anillas, malla y arena para su posterior utilización en instalaciones de riego localizado

1. El índice de filtrabilidad de la ley de Boucher permite describir y comparar la obturación producida por el paso de los efluentes en los filtros de anillas, malla y arena. También la ecuación de Zeier y Hills ha presentado algunos ajustes relativamente buenos para los distintos tipos de filtros, pero han sido menores que con la ley de Boucher.
2. No existe ningún parámetro físico-químico que justifique satisfactoriamente el índice de filtrabilidad para todos los efluentes y filtros. Si bien la importancia relativa de cada parámetro varía en función del efluente, los que tienen una mayor incidencia son el número de partículas y las materias en suspensión.
3. En los filtros de anillas, malla y arena trabajando con los diferentes efluentes se produce una torta de filtración que es compresible.
4. En cuanto a la obturación de los filtros, medida a partir del índice de filtrabilidad:
 - 4.1. El filtro que presenta un mayor embozamiento con un efluente de una industria cárnica pretratado es el filtro de anillas de 2" y 130 μm , seguido del de anillas de 2" y 115 μm y del de anillas de 2" y 200 μm . El filtro de arena tiene una obturación menor que el filtro de anillas, pero superior que la de los filtros de malla.
 - 4.2. Para los efluentes secundarios de la EDAR de Girona, secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena, secundario y terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, los filtros de malla se obturan más que los filtros de anillas. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona el filtro de arena presenta una obturación menor que la de los filtros de malla pero superior a la de los filtros de anillas.
5. En cuanto a la calidad de la filtración:
 - 5.1. Con el efluente pretratado de una industria cárnica el filtro con el que se obtiene una mayor calidad en el filtrado es el filtro de arena, sin que existan diferencias significativas entre los filtros de malla y anillas.

- 5.2. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona no se observan diferencias significativas importantes entre los filtros de malla, anillas y arena, si bien existe una ligera tendencia a obtener una mejor calidad de filtración con los filtros de anillas.
- 5.3. Con el efluente secundario de la EDAR de Girona filtrado en un filtro de arena de 0,65 mm de diámetro efectivo no existen diferencias significativas en la calidad del efluente de los filtros de anillas y malla.
- 5.4. Con el efluente secundario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro, no existen diferencias significativas entre el filtro de anillas y de malla de 130 μm , aunque la calidad de filtración es ligeramente mayor con el filtro de malla.
- 5.5. El filtro de malla de 130 μm no origina una variación significativa en los parámetros físico-químicos embozantes del efluente terciario de la EDAR de Castell-Platja d'Aro.

7.2.2. Caracterización de las partículas en la filtración de aguas residuales en las instalaciones de riego localizado

6. En los distintos efluentes estudiados prácticamente la totalidad de las partículas tiene diámetros inferiores a 20 μm , lo que conlleva que el número de partículas retenidas por los filtros sea bajo pues la luz de los filtros es de tamaño muy superior.
7. La eficiencia de filtración en los filtros se debe más al tipo de efluente y a las características de las partículas que contiene que al efecto del filtro. El filtro de arena es el que ha mostrado un nivel de eficiencia más constante con los diferentes efluentes con los que operó.
8. La ley de la potencia se verifica para describir la distribución del número de las partículas de todos los efluentes y filtrados, aunque el exponente β no ha permitido discernir el efecto que han provocado los filtros en la distribución de las partículas.
9. La distribución del volumen de partículas aporta más información acerca del potencial embozante de las partículas que la distribución del tamaño de las partículas. Las partículas de mayor volumen son retenidas por el filtro de arena. En cambio, los filtros de anillas y malla no evitan el paso de partículas de diámetro superior a la luz de los mismos, lo que puede provocar la obturación de los goteros de las instalaciones de riego localizado.

7.2.3. Aplicación del análisis dimensional a la filtración de aguas residuales en los filtros de anillas, malla y arena

10. Se han desarrollado ecuaciones mediante análisis dimensional que de una forma simple permiten relacionar los grupos adimensionales que pueden intervenir en la filtración de aguas residuales en instalaciones de riego localizado, con independencia de si se utiliza un filtro de anillas, de malla o de arena. Los grupos adimensionales incorporan las variables de la variación de presión en los filtros, la luz de los filtros, la superficie de filtración, el caudal, el volumen filtrado, la concentración de materia en suspensión, el diámetro medio de las partículas, la densidad del agua y la viscosidad del agua
11. Los ajustes de las ecuaciones teóricas con los datos experimentales obtenidos han sido significativos aunque los coeficientes de regresión no han sido muy altos. El tipo de efluente influye más en la bondad del ajuste que el tipo de filtro.
12. La ecuación general desarrollada se ajusta, en su forma, para todos los tipos de filtros, mientras que la que se ha desarrollado específicamente para el filtro de arena incorporando la masa de arena en el interior del filtro no ha sido tan efectiva.

7.2.4. Obturaciones en subunidades de riego localizado con efluentes secundarios y terciarios

13. La obturación causada por efluentes secundarios con valores medios bajos de sólidos en suspensión (10,6 mg/l) puede ser muy importante, lo que conlleva bajas uniformidades de riego, con coeficientes de uniformidad de caudales inferiores al 55% al cabo de 750 h de funcionamiento. En cambio, utilizando un efluente terciario desinfectado con 4,9 mg/l de sólidos en suspensión, no se detectaron obturaciones en los emisores por lo que el coeficiente de uniformidad se mantuvo permanentemente por encima del 90%.
14. Las obturaciones producidas con el efluente secundario se han debido mayoritariamente a causas biológicas. La subunidad con un filtro de anillas presentó un mayor embozamiento total de los goteros que la que utilizó un filtro de malla. La mínima incidencia del embozamiento en la subunidad que trabajó con el efluente terciario revela la importancia de un correcto procedimiento de desinfección como medida preventiva de la obturación biológica.

15. La mayor parte de la obturación de los emisores ha sido de tipo parcial. El indicador del porcentaje estadístico de los emisores completa y parcialmente obturados no es útil para describir la cantidad de emisores atascados.

7.3. FUTUROS DESARROLLOS

En futuras investigaciones se pueden intentar abordar los siguientes aspectos que se detallan a continuación en función de diferentes bloques temáticos:

a) obturación de los filtros y calidad de filtración:

- i) comparar el efecto de los filtros convencionales de malla, anillas y arena con el de otros filtros de malla y anillas que operan de forma automatizada o incorporan mejoras tecnológicas como el efecto hidrociclónico u otros
- ii) determinar el efecto que puede conllevar en el embozamiento de los filtros el trabajar a diferentes presiones
- iii) investigar la viabilidad de realizar una prueba previa de obturación de los filtros a pequeña escala que permita determinar el grado de embozamiento del agua sin necesidad de recurrir a análisis físico-químicos de los efluentes
- iv) estudiar la composición físico-química de la torta de filtración y sus propiedades de retención de partículas en función de diferentes tipos de efluentes

b) modelación del funcionamiento de los filtros:

- i) analizar la posible inclusión en las relaciones dimensionales de otras variables que se puedan obtener con mayor facilidad
- ii) predecir el comportamiento de los filtros utilizando redes neuronales

c) obturaciones en subunidades de riego:

- i) realizar un seguimiento de las obturaciones a escala de subunidades de mayores dimensiones con el uso de aguas residuales durante diversas campañas de riego

- ii) determinar el grado de apertura de los filtros a partir del cual se consiguen reducir las obturaciones
- iii) determinar la influencia de la presión de trabajo en los embozamientos de los goteros
- iv) conocer el tipo de gotero idóneo en función de las características de diferentes aguas residuales
- v) analizar la localización de los atascamientos en los laterales y comprobar si se producen al azar o siguiendo alguna ley
- vi) monitorizar la evolución de las obturaciones a lo largo de los laterales para profundizar en el conocimiento de la dinámica del fenómeno
- vii) determinar la influencia de diferentes protocolos de limpieza de los laterales
- viii) analizar la viabilidad de sistemas de desinfección de los efluentes *in situ* con luz ultravioleta, cloración u ozonificación

d) operación de instalaciones de riego localizado con aguas residuales:

- i) establecer un protocolo de recomendaciones para elegir el tipo de filtro, gotero y presión en función del efluente
- ii) realizar la programación óptima de los riegos en función del tipo de agua reciclada usada, de su precio y del riesgo de contaminación existente
- iii) cuantificar los costos producidos por las obturaciones en las instalaciones de riego localizado