

**Garantía de funcionamiento de
estaciones de tratamiento terciario de
aguas residuales para usos recreativos.
Controles necesarios**

Rubén Brandán Gordillo
Madrid 2015



Universidad Politécnica de Madrid
Escuela Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS
DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS



**GARANTÍA DE FUNCIONAMIENTO DE
ESTACIONES DE TRATAMIENTO
TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES PARA
USOS RECREATIVOS.
CONTROLES NECESARIOS**

Tesis Doctoral

O. Rubén Brandán Gordillo

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos

(UPM)

Madrid, 2015

**DEPARTAMENTO DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO,
URBANISMO Y MEDIO AMBIENTE**

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS
DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS**



**GARANTÍA DE FUNCIONAMIENTO DE
ESTACIONES DE TRATAMIENTO
TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES PARA
USOS RECREATIVOS. CONTROLES
NECESARIOS**

Tesis Doctoral

O. Rubén Brandán Gordillo

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos

DIRECTORES

Aurelio Hernández Muñoz

Dr. Ing. de Caminos, Canales y Puertos

Universidad Politécnica de Madrid

Aurelio Hernández Lehmann

Dr. Ing. de Caminos, Canales y Puertos

Universidad Politécnica de Madrid

Madrid, 2015



E.T.S.I.C.C.P
Comisión Académica
del Programa de Doctorado

Fecha: 01/02/2016

*Verificado por:

Fdo.: 

Fdo.: 



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

Tribunal nombrado por el Mgfc. y Excmo. Sr. Rector de la Universidad Politécnica de Madrid, el día 21. de ~~... DICIEMBRE~~ de 2015

Presidente D. JOSE RUBIO BOSCH

Secretario D. ISABEL DEL CASTILLO GONZÁLEZ.

Vocal D. JOSÉ LUIS OYELLEIRO NARVIÓN

Vocal D. JOSÉ LUIS RODRIGUEZ FAYTOS

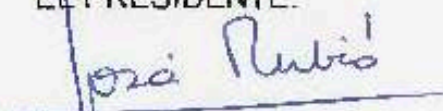
Vocal D. JESUS MARTÍN GIL.

Realizado el acto de defensa y lectura de la Tesis el día 29 de ENERO de 2016 en la E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la U.P.M.

Calificación: SUBRESALIENTE

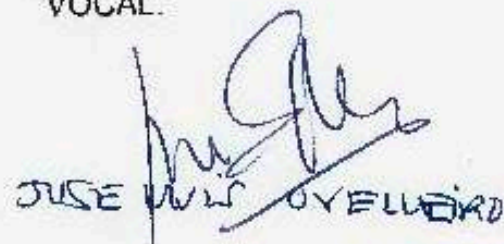
CUM LAUDE *

EL PRESIDENTE:



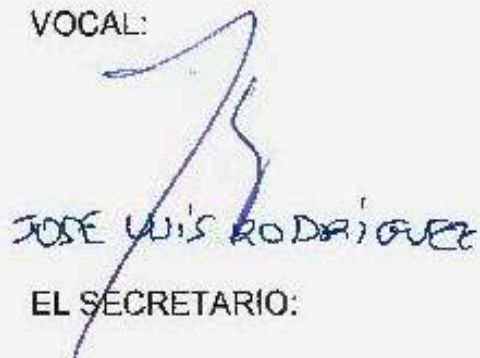
JOSE RUBIO BOSCH

VOCAL:



JOSÉ LUIS OYELLEIRO

VOCAL:



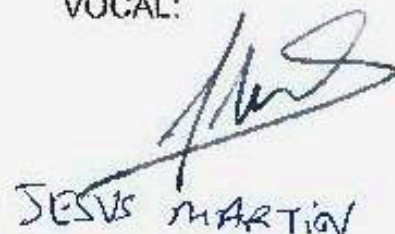
JOSE LUIS RODRIGUEZ

EL SECRETARIO:



ISABEL DEL CASTILLO

VOCAL:



JESUS MARTÍN

A PILAR

AGRADECIMIENTOS

Mi más sincero agradecimiento a la figura de mi Director de Tesis, el Prof. Aurelio Hernández Muñoz, Catedrático de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad Politécnica de Madrid, sin cuya dedicación, constancia, esfuerzo, apoyo y orientación profesional, este trabajo no hubiera sido posible. De igual modo hago extensivo el agradecimiento a D. Aurelio Hernández Lehmann como Co-Director de la Tesis.

Mi reconocimiento y gratitud a D. José Ramón Barro Bernardo de Quiros (MAGRAMA), D. Javier Romero de Córdoba (acuaes), D. Genaro Batanero Bernabeu (Ayuntamiento de Madrid), D. Fernando Estévez Pastor (EMASESA), D. José Suárez López (Canal de Isabel II), D. Pedro Muñoz Luque (ACOSOL), D. Pedro Simón Andreu (ESAMUR), D^a. Raquel Iglesias Esteban (CEDEX), D. Iñaki Tejero Monzón (Universidad de Cantabria) y D. Joan Sanz Ataz (Veolia Water), por responder a las consultas, que en el marco de la presente Tesis, he transmitido a lo largo de la investigación realizada. Del mismo modo agradezco al Dr. José Antonio Cortacans Torre y a D^a. Isabel del Castillo por responder a mis consultas en el Departamento de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente.

Agradecer por su parte a las empresas fabricantes o distribuidoras de equipos de medición en continuo que me han proporcionado gentilmente la información solicitada, en especial a D. Jordi Raich (S::can), D. Luis Miguel Hierro Vicente (Mejoras Energéticas), D^a. Beatriz Domínguez (Hanna Instruments), D. Joep Appels (Microlan), D^a. Silvia Monge (VEOLIA WATERS), D. Carlos Martín Naranjo (Severn Trent Services – Apliclor) y D. Jesus García Arranz (Siemens).

Agradezco sinceramente a D^a Julia Chamorro por mantenerme siempre al tanto de todos los trámites necesarios para optar al título de doctor en estos años, al igual que a D. Iñaki Hernández Navarro por su ayuda y por estar siempre atento.

Agradezco enormemente a mi esposa Alejandra por acompañarme y apoyarme en esta como en tantas otras aventuras, a mis hijas Sol y Ana por tanto cariño, a mi madre y a mi padre por educarme en valores cristianos y en la importancia del estudio, el trabajo y la perseverancia, a mis tíos José Luis e Isolina por apoyarme en mi carrera universitaria, a este maravilloso país que es España por permitirme vivir y desarrollarme profesionalmente, y al Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, al cual tengo el honor de pertenecer, por permitirme formar parte de sus filas.

RESUMEN

La legislación existente en nuestro país, el Real Decreto 1620/200, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, no ha sido modificada en estos últimos años a pesar de las opiniones de expertos y operadores en el sentido que merece una revisión y mejora. Por ello se ha realizado un análisis pormenorizado de toda la legislación existente a nivel país y de otros países con amplia experiencia en reutilización para proponer mejoras o cambios en base a la información recopilada, tanto en estudios específicos de investigación como de los datos obtenidos de operadores y/o explotadores de estaciones regeneradoras de aguas residuales en España. Del estudio surgen algunas propuestas claras que se ponen a consideración de las autoridades.

Se ha comprobado que no existen estudios suficientes relacionados a tipos de controles en estaciones de tratamiento terciario de aguas residuales en cada uno de los pasos de la línea de proceso, que permitan conocer las garantías de funcionamiento de dichas etapas y del proceso en su conjunto. De éste modo se podrían analizar todas las etapas por separado y comprobar si el funcionamiento en las condiciones previstas de diseño es apropiado, o si es posible mejorar la eficiencia a partir de estos datos intermedios, en lugar de los controles normales efectuados en la entrada y la salida realizados por los explotadores de las plantas existentes en el país.

Existen, sin embargo, investigaciones y datos de casi todas las tecnologías existentes en el mercado relacionadas con la regeneración, lo cual ha permitido identificar sus ventajas e inconvenientes.

La aplicación de un proceso de APPCC (Análisis de Peligros y Puntos de Control Críticos) a una planta existente ha permitido comprobar que es una herramienta práctica que permite gestionar la seguridad de un proceso de producción industrial como es el caso de un sistema de reutilización, por lo que se considera conveniente recomendar su aplicación siempre que sea posible.

ABSTRACT

The existing legislation in our country, Royal Decree 1620/2007, of 7th December, establishing the legal regime for the reuse of treated water has not been modified in recent years despite expert and operators opinions in the sense that it deserves review and improvement. Therefore it has been conducted a detailed analysis of all existing legislation at country level and of other countries with extensive experience in water reuse to propose improvements or changes based on the information gathered both in specific research studies and the data obtained from operators and/or operators of regenerative sewage stations in Spain. As a result of these studies, some clear proposals are made to be considered by the authorities.

It has been found that there are not enough studies related to types of controls in tertiary wastewater treatment plants, in each step of the process line, that provide insight into the performance guarantees of the mention stages and of the whole process. In this manner all stages could be analyzed separately and check if the operation in the design conditions envisaged is appropriate, or whether it is possible to improve efficiency taking in account these intermediate data, instead to the normal checks at entry and exit carried out by operators in existing plants in the country.

There are, however, research and data from almost all technologies existing in the market related to regeneration, which has allowed identified its advantages and disadvantages.

The application of a process of HACCP (hazard analysis and critical control points) to an existing plant has shown that it is a practical tool for managing the security of a process of industrial production as is the case of a water reuse system, so it is considered appropriate to recommend application whenever possible.



ÍNDICE

1.- ANTECEDENTES	1
1.1.- TITULACIÓN	1
1.2.- ASIGNATURAS, PROGRAMAS Y NOTAS DE LAS MISMAS.....	1
1.3.- TAREAS DE INVESTIGACIÓN REALIZADAS	4
1.4.- TÍTULO DE LA TESIS.....	5
2.- GENERALIDADES.....	6
2.1.- REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS	6
2.2.- SISTEMAS DE TRATAMIENTO	9
2.2.1.- Tipos de tratamientos terciarios	11
2.2.2.- Desinfección.....	20
2.2.3.- Sistemas MBR	37
2.2.4.- Tipos de líneas de regeneración	43
2.2.5.- Tratamientos de regeneración recomendados.....	52
3.- OBJETIVOS INICIALES.....	57
4.- INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	59
5.- METODOLOGÍA DE ESTUDIO	65
5.1.- POSIBLES FALLOS EN LOS TRATAMIENTOS TERCIARIOS.....	65
5.1.1.- Características y fallos detectados en los procesos individuales	65
5.1.2.- Fallos detectados en las líneas de regeneración existentes.....	115
5.2.- PARÁMETROS DE CONTROL EN LA LEGISLACIÓN.....	117
5.2.1.- Parámetros establecidos para usos recreativos	121
5.2.2.- Límites establecidos en el resto de normativa	127
5.3.- ANÁLISIS DE LA TEORÍA DEL RIESGO.....	136
5.3.1.- Evaluación para determinar el riesgo asociado	143
5.3.2.- Evaluación de la exposición medioambiental.....	144
5.3.3.- Evaluación del riesgo para la salud.....	151
5.3.4.- Objetivos basados en la salud.....	154
5.3.5.- Gestión del riesgo.....	157

6.- FASE ANALÍTICA DEL ESTUDIO.....	160
6.1.- ELEMENTOS DE ANÁLISIS EN PLANTA	160
6.1.1.- Medición de parámetros en continuo	160
6.1.2.- Medición de parámetros microbiológicos	163
6.1.3.- Indicadores bacterianos, virales y parasitarios	164
6.1.4.- Indicadores para la determinación de patógenos	165
6.2.- TOMA DE DECISIONES EN TIEMPO REAL.....	167
6.3.- MEDIDAS DE ASEGURAMIENTO DE LA CALIDAD	168
7.- OBJETIVOS DEFINITIVOS	170
7.1.- OBJETIVOS INICIALES SIN RESPUESTA.....	170
7.2.- OBJETIVOS DEFINITIVOS SELECCIONADOS	171
8.- FASE DEDUCTIVA	172
8.1.- ANÁLISIS DEL REAL DECRETO 1620/2007	172
8.1.1.- Generalidades.....	172
8.1.2.- Elementos traza.....	178
8.1.3.- Componentes químicos	179
8.1.4.- Interacción suelo – agua	179
8.1.5.- Contenido de nitrógeno y fósforo	181
8.1.6.- Sustancias prioritarias	183
8.1.7.- Otros contaminantes	184
8.1.8.- Líneas de tratamiento propuestas.....	200
8.2.- DEFINICIÓN DE PARÁMETROS DE CONTROL.....	202
8.2.1.- Nematodos intestinales.....	202
8.2.2.- Escherichia coli	203
8.2.3.- Legionella	205
8.2.4.- Fósforo Total.....	206
8.2.5.- Otros Contaminantes	208
8.2.6.- Sólidos en suspensión y Turbidez.....	209
8.3.- DEFINICIÓN DE UN PROCESO DE APPCC EN UN CASO PRÁCTICO...	212
8.3.1.- Descripción del proceso terciario de la EDAR de La Gavia	214
8.3.2.- Definición de un sistema APPCC para la planta	223
9.- PRESENTACIÓN DE RESULTADOS.....	236



9.1.- DATOS OPERACIONALES DE EQUIPOS Y TRATAMIENTOS	237
9.1.1.- Tratamientos terciarios.....	237
9.1.2.- Desinfección.....	239
9.1.3.- Sistemas MBR	244
9.2.- FACTORES RELACIONADOS CON EL RIESGO DEL USO	246
9.3.- RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE LA LEGISLACIÓN	248
10.- ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	251
11.-CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	253
12.- OTRAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	254
BIBLIOGRAFÍA.....	257



LISTADO DE TABLAS

Tabla 1: Parámetros de diseño y operación para plantas convencionales DAF (RB.34: Edzwald James K., 2.010)	19
Tabla 2: Consumos asociados para producir 1 Kg de Cl ₂ a partir de NaCl (C. Martín Naranjo, <i>Severn Trent Services - Apliclor, 2012</i>).....	33
Tabla 3: Oxidante selectivo y de mayor capacidad (C. Martín Naranjo, <i>Severn Trent Services - Apliclor, 2012</i>)	34
Tabla 4: Parámetros de operación de un sistema MBR (RB.74: <i>Melin T. et al., 2.006</i>).....	38
Tabla 5: Eficiencia de remoción y calidad del efluente en un sistema MBR (RB.74: <i>Melin T. et al., 2.006</i>).....	39
Tabla 6: Instalaciones disponibles con tratamiento físico-químico convencional o avanzado (RB.141: <i>CEDEX, 2.009</i>).....	44
Tabla 7: Instalaciones con filtro de arena a gravedad o presión, seguidos de desinfección mediante rayos UV (RB.141: <i>CEDEX, 2.009</i>)	46
Tabla 8: Instalaciones disponibles con filtro de anillas y desinfección posterior (RB.141: <i>CEDEX, 2.009</i>).....	47
Tabla 9: Instalaciones disponibles con filtros de tamiz y posterior desinfección (RB.141: <i>CEDEX, 2.009</i>).....	48
Tabla 10: Instalaciones disponibles con filtros con recirculación de arena y lavado en continuo de doble etapa (RB.141: <i>CEDEX, 2.009</i>).....	49
Tabla 11: Instalaciones disponibles con tratamiento de desalación (RB.141: <i>CEDEX, 2.009</i>)	50
Tabla 12: Grupos de calidad en función de los límites bacteriológicos establecidos en el R.D. 1620/2007 (RB.157: <i>MMAMRyM, 2.010</i>)	54
Tabla 13: Líneas de tratamiento sin desalinización que pueden cumplir los requisitos del RD 1620/2007 por grupos de calidad (RB.157: <i>MMAMRyM, 2.010</i>).....	55
Tabla 14: Líneas de tratamiento con desalinización que pueden cumplir los requisitos del RD 1620/2007 por grupos de calidad (RB.157: <i>MMAMRyM, 2.010</i>).....	56
Tabla 15: Propiedades de coloides seleccionados (RB.106: <i>Tang Chuyang Y. et al., 2.011</i>)	85
Tabla 16: Resumen de las calidades para usos recreativos del Anexo I.A del RD 1620/2.007 (RB.170: <i>MMAMRM, 2.007</i>).....	123
Tabla 17: Resumen de las frecuencias de muestreo y análisis para usos recreativos del Anexo I.B del RD 1620/2.007 (RB.170: <i>MMAMRM, 2.007</i>)	124
Tabla 18: Criterios de conformidad para cada parámetro (RB.170: <i>MMAMRM, 2.007</i>)	125
Tabla 19: Métodos o técnicas analíticas propuestos (RB.170: <i>MMAMRM, 2.007</i>)	126
Tabla 20: Valores de incertidumbre y límite de cuantificación para cada contaminante (RB.170: <i>MMAMRM, 2.007</i>).....	127
Tabla 21: Exigencias y objetivos de calidad (RB.149: <i>Generalitat Valenciana, 2.003</i>).....	127
Tabla 22: Resumen de los criterios de calidad para usos recreativos (RB.177: <i>CH del Tajo, 1.998</i>).128	
Tabla 23: Directrices sugeridas para la reutilización del agua (RB.164: EPA, 2.004).....	131
Tabla 24: Clase de agua regenerada y seguimiento recomendado (RB.163: Queensland. EPA, 2.005)	134
Tabla 25: Especificaciones de calidad del agua recomendadas para las clases de agua regenerada (RB.163: Queensland. EPA, 2.005).....	134
Tabla 26: Anexo II – Niveles de calidad sanitaria de las aguas residuales regeneradas (RB.155: <i>Journal Officiel de la République Française, 2014</i>).....	135
Tabla 27: Consideraciones importantes del marco de Estocolmo (RB.167: <i>WHO, 2.006</i>)	141
Tabla 28: Método semicuantitativo basado en la matriz de riesgos (RB.161: <i>OMS - IWA, 2.009</i>)	142

Tabla 29: Ejemplos de peligros asociados al uso de agua residual en agricultura (RB.167: WHO, 2.006).....	145
Tabla 30: Ejemplos de tipos y fuentes de sustancias que han sido reportadas como potenciales químicos disruptores endocrinos (RB.164: EPA, 2.004).....	146
Tabla 31: Ejemplos de grandes grupos y géneros de patógenos de base acuosa o relacionados con el agua (RB.136: Asano T. et al., 2.007).....	151
Tabla 32: Ejemplo de evaluación del riesgo por cualquier efecto en la salud de las personas (RB.167: WHO, 2.006).....	153
Tabla 33: Comparación entre modelos de evaluación del riesgo estáticos y dinámicos (RB.136: Asano T. et al., 2.007).....	154
Tabla 34: Resumen de escenarios de exposición (RB.136: Asano T. et al., 2.007).....	156
Tabla 35: Tipos de patógenos de origen hídrico e indicadores utilizados (RB.137: AEAS, 2.012).....	166
Tabla 36: Helmintos de mayor interés en el ámbito de la reutilización (RB.169: MMAMRM, 2.010) ..	176
Tabla 37: Organismos usualmente determinados en el tratamiento de aguas residuales y en reutilización (RB.88: Salgot M. et al., 2.006).....	177
Tabla 38: Concentraciones máximas recomendadas para elementos traza en aguas de riego (RB.148: EPA, 1.972).....	180
Tabla 39: Concentraciones máximas y porcentajes mínimos de reducción fijados en el RD 2116/1998	182
Tabla 40: Efectos sobre la salud, flora y fauna de diferentes compuestos incluidos en el Anexo al Título III del RD 849/1986, de 11 de abril	199
Tabla 41: Recomendaciones de criterios de calidad para el agua recreacional (RB.144: EPA, 2.012)	204
Tabla 42: Frecuencia y muestreo y análisis para vertidos urbanos	209
Tabla 43: Parámetros de diseño Tratamiento Terciario EDAR La Gavia (Fuente: acuaes)	214
Tabla 44: Determinación de los PCC en el Tratamiento Terciario de La Gavia	233



LISTADO DE FIGURAS

Figura 1: Sistema compacto físico – químico de INFILCO Degremont (DENSADEG®).....	11
Figura 2: Sistema compacto con micro-arena de VEOLIA (ACTIFLO®).....	12
Figura 3: Unidad de electrocoagulación (RB.27: <i>Chen Guohua</i> , 2.003)	13
Figura 4: a) disposición convencional y b) novedosa de electrodos en electro-floculación (RB.27: <i>Chen Guohua</i> , 2.003)	14
Figura 5: a) reactor con electrodos cilíndricos, b) reactor de lecho empaquetado y c) reactor de torre de goteo bipolar (RB.27: <i>Chen Guohua</i> , 2.003)	14
Figura 6: Cloth-Media Filter CMF®, de Aqua-Aerobic Systems.....	17
Figura 7: Diagrama esquemático de un proceso DAF convencional (RB.34: <i>Edzwald James K.</i> , 2.010)	18
Figura 8: Sistema de Flotación por Aire Disuelto (AquaDAF® Degremont Technologies – SUEZ)	18
Figura 9: Rango de partículas a retener a través de las tecnologías de membranas (AWWA-ASCE, 1.998).....	21
Figura 10: Cartucho de membrana de fibra hueca (RB.17: <i>Bourgeois Keith N., et al.</i> , 2.001).....	23
Figura 11: Cartucho de membrana EDR con sistema ATD (GE Water and Process Technology).....	27
Figura 12: Esquema de aplicación de ozono (U.S. EPA, 1.986).....	28
Figura 13: Módulos de lámparas UV: a) adaptado por Trojan Technologies, Inc., b) adaptado por INFILCO Degremont, Inc.....	29
Figura 14: Curva de demanda de Cloro – Breakpoint.....	30
Figura 15: Degradación del Hipoclorito Sódico en función del tiempo y la temperatura	32
Figura 16: Comparación de la acción del dióxido de cloro vs. Cloro (C. Martín Naranjo, Severn Trent Services - Apliclor, 2012).....	34
Figura 17: Comparación de la acción del dióxido de cloro vs. Cloro (C. Martín Naranjo, Severn Trent Services - Apliclor, 2012).....	35
Figura 18: Configuración de sistemas MBR: a) MBR sumergida, b) configuración MBR de corriente lateral (RB.74: <i>Melin T. et al.</i> , 2.006).....	37
Figura 19: Diferentes configuraciones de empaquetamientos de fibras de módulos de membrana de fibra hueca (RB.26: <i>Chang Sheng</i> , 2.011).....	40
Figura 20: Proceso de ensuciamiento de la membrana en sistemas MBRs: a) bloqueo de poros y b) capa de torta (RB.75: <i>Meng Fangang et al.</i> , 2.009).....	41
Figura 21: Representación esquemática de como se produce el aumento de la PTM (RB.74: <i>Meng Fangang et al.</i> , 2.009).....	42
Figura 22: ERAR Viveros de la Villa, Madrid (Canal de Isabel II)	45
Figura 23: Ilustración esquemática del esquema de formación de incrustaciones (RB.4: <i>Antony Alice et al.</i> , 2.011).....	76
Figura 24: Elementos de la evaluación y de la gestión del riego (RB.136: <i>Asano T. et al.</i> , 2.007).....	137
Figura 25: El Marco de Estocolmo para el desarrollo de unas líneas directrices armonizadas para la gestión de enfermedades infecciosas relacionadas con el agua. (RB.167: <i>WHO</i> , 2006).....	139
Figura 26: Carga contaminante de efluentes de aguas residuales tratadas de acuerdo con los conocimientos actuales (RB.38: <i>Fatta-Kassinos D. et al.</i> , 2.012)	148
Figura 27: Panel hidráulico a la salida de la línea de filtración y de la línea de ósmosis inversa en la ERAR de Arroyo Culebro (Fuente Canal de Isabel II)	167
Figura 28: Panel hidráulico a la salida de la línea de ósmosis inversa en la ERAR de Arroyo Culebro (Fuente Canal de Isabel II).....	168
Figura 29: Secuencia de determinación de los PCC (RB.137: <i>AEAS</i> , 2012)	169

Figura 30: Imágenes en microscopio electrónico de transmisión (MET) de a) colifagos somáticos, y b) colifagos específicos-F. La barra de escala representa 100 nm (RB.126: *Zhang K. and Farahbakhsh K., 2.007*) 175

Figura 31: Tratamientos de regeneración propuestos sin desalación (RB.158: *MMAMRM, 2.010*)... 200

Figura 32: Tratamientos de regeneración propuestos con desalación (RB.158: *MMAMRM, 2.010*)..201

Figura 33: Tratamiento Terciario EDAR La Gavia (Fuente: *acuaes*)..... 221

Figura 34: Diagrama de flujo; a) Físico – químico y filtración, b) Microfiltración y depósito de agua tratada, y c) Reactivos químicos (Fuente: *acuaes*)226



GARANTÍA DE FUNCIONAMIENTO DE ESTACIONES DE TRATAMIENTO TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES PARA USOS RECREATIVOS. CONTROLES NECESARIOS

TESIS

1.- ANTECEDENTES

1.1.- TITULACIÓN

El autor de la presente Tesis es **Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos**, título homologado por el Ministerio de Educación y Ciencias del Gobierno de España el 26 de marzo del año 1.996 del título original de **Ingeniero Civil**, con orientación Hidráulica, obtenido en la Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología de la Universidad Nacional de Tucumán, en la República Argentina, el 18 de junio de 1.992.

Asimismo ha obtenido el título de **Máster en Ingeniería de Regadíos** en el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Hidráulicas (CEDEX) el 16 de junio de 1.996, y el título de **Magister en Ingeniería Sanitaria y Medioambiental** en el Departamento de Ciencias y Técnicas del Medio Ambiente de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de Cantabria el 17 de octubre de 1.997.

1.2.- ASIGNATURAS, PROGRAMAS Y NOTAS DE LAS MISMAS

Ha completado veinte (20) créditos cursando asignaturas del Programa de Territorio y Medio Ambiente del Departamento de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Madrid. Cinco (5) créditos han sido obtenidos por reconocimiento del curso de Ingeniería Sanitaria y Medioambiental realizado en la Universidad de Cantabria, según código 9.106. Las asignaturas cursadas en este centro son las que se detallan a continuación:

Asignatura	Créditos	Calificación
Ingeniería Sanitaria	1	Notable
Introducción al ordenador	1	Sobresaliente
Técnicas de investigación	3	Sobresaliente
Técnicas de Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental	3	Aprobado
Diseño de Estaciones de Depuración de Aguas Residuales	3	Aprobado
Residuos Sólidos	3	Sobresaliente
Ingeniería Hidráulica Urbana	3	Sobresaliente
La Evaluación del Impacto Ambiental	1	Notable
Depuración de Aguas Residuales en Pequeñas Comunidades	3	Notable
Modelización de Procesos Especiales de Tratamientos de Aguas	3	Sobresaliente
Aguas Residuales Industriales: Gestión y Tratamiento	3	Sobresaliente
Calidad de Aguas: caracterización, Criterios y Modelización	3	Sobresaliente
Fenómenos de Biopelícula: Análisis, Control, y Aplicaciones	3	Sobresaliente
Depuración Anaerobia de Aguas Residuales	3	Notable
Química del Agua	3	Notable
Hidrobiología	3	Notable
TESINA: <i>Eliminación de Partículas Sólidas en un Filtro Decantador</i>		Apto

El resto de los créditos se corresponde con el siguiente detalle de asignaturas y calificaciones obtenidas:

Código	Asignatura	Créditos	Año	Calificación
41000748	Procesos de eliminación de nutrientes	5	07-08	Notable
41000798	Tratamiento de aguas potables. Desinfección en la reutilización de aguas y lodos	5	08-09	Notable
41000900	Legislación Ambiental, Impactos Ambientales y Auditorias.	5	08-09	Sobresaliente

A continuación se presenta un breve resumen del contenido de los cursos:

PROCESOS DE ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

- Problemática de los nutrientes en las aguas
- Procesos químicos de eliminación parcial de nutrientes
- Procesos biológicos para la eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo en las aguas
- Tendencias de los procesos de eliminación de nutrientes
- Efectos complementarios de la eliminación de nutrientes en la lucha contra la contaminación

TRATAMIENTOS DE AGUAS. DESINFECCIÓN EN LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS Y LODOS

- El marco del recurso y normativa
- Los procesos tecnológicos
- Tendencias de diseño
- Investigación de las necesidades de abonos hacia el futuro
- Aspectos relativos a la calidad con consideraciones especiales hacia el futuro
- Calidades requeridas según usos con reutilización de aguas y lodos
- Análisis de tecnologías adecuadas y estudio de garantías obtenidas y riesgos posibles
- Control imprescindible en la gestión de la reutilización de aguas y lodos
- Investigación sobre microorganismos existentes en aguas y lodos



- Establecimiento de nuevos parámetros de control
- Sistemas de desinfección de las aguas. Estado actual y tendencias hacia el futuro.
- Sistemas de desinfección de lodos. Estado actual y tendencias hacia el futuro.
- Garantía y condicionantes en la desinfección de aguas y lodos.

LEGISLACIÓN AMBIENTAL. IMPACTOS AMBIENTALES Y AUDITORÍAS

- Legislación medioambiental europea
- Filosofía general de la legislación medioambiental
- Análisis detallado de la transposición de la legislación europea a la nacional y autonómica en los campos de agua, atmósfera y suelos
- La necesidad de la evaluación de impacto ambiental como sistema de prevención de la calidad medioambiental
- Análisis de lagunas existentes en la legislación, con sugerencias de nuevas consideraciones hacia el futuro
- Metodologías de evaluación de impactos ambientales
- Criterios de evaluación objetivos y subjetivos
- Aspectos medioambientales y economía
- Sistemas de control para garantizar la evaluación de impacto ambiental
- Las auditorías

El 29 de septiembre de 2.010 defendió ante el tribunal el Trabajo Tutelado, dirigido por el Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos, Don Aurelio Hernández Muñoz, con el título: **GARANTÍA DE FUNCIONAMIENTO DE ESTACIONES DE TRATAMIENTO TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES PARA USOS RECREATIVOS. CONTROLES NECESARIOS**, obteniendo una nota de 7,50 (Notable), obteniendo doce (12) créditos de investigación.

1.3.- TAREAS DE INVESTIGACIÓN REALIZADAS

Dentro de los trabajos realizados durante el curso de Magister en Ingeniería Sanitaria y Medioambiental, se llevaron a cabo tareas de investigación para la realización de la tesina.

Para ello se construyeron dos modelos reducidos, de forma prismática, con entrada del agua por su parte inferior y salida por la parte superior, provisto en su interior de un soporte similar al empleado en sistemas de tipo BLAS (*Fenómeno de Biopelícula de Lecho Aireado Sumergido*) para lograr un efecto similar al de las lamelas en un decantador lamelar.

El proceso se parece al de la decantación lamelar debido a que las mallas que forman el soporte fijo se encuentran desfasadas verticalmente unas con respecto a otras, y por ello se generan unos canalículos que pueden asimilarse aproximadamente al espacio entre dos placas sucesivas de un decantador lamelar.

El dispositivo modelado, denominado *FILTRO-Decantador*, planteaba entonces la combinación de dos procesos físicos en un mismo modelo:

- Decantación.
- Filtración Profunda

Uno de los reactores trabajó como filtro – decantador primario y el otro como secundario. En el primer caso los resultados fueron similares a los de un decantador primario, con valores del índice volumétrico de fangos (IVF) en los fangos de la purga menores que 100 ml/g, influenciado por el bajo rendimiento en la eliminación de sólidos sedimentables, eliminándose solo lo fácilmente sedimentable. No ha sido necesario recurrir a un lavado del filtro, lo que implica un ahorro de sistemas de lavado. Esto se debió a que las pérdidas eran bajas y con la maniobra de purga era suficiente para limpiar el soporte. En el caso del sistema trabajando como secundario, los fangos de la purga tenían un aspecto filamentosos, con un índice volumétrico de fangos cercano a 80 ml/g. En este caso se ha logrado una ventaja comparativa en el rendimiento de eliminación de sólidos sedimentables, ya que trabajando con velocidades dos veces superiores a las usuales en decantación secundaria presenta rendimientos cercanos a un 90 %.



Como recomendaciones para la prosecución de los estudios en esta línea de trabajo se propuso la reducción del tamaño de apertura de la malla a utilizar, recircular los fangos del colchón superior hacia la parte inferior, e inyectar a la entrada del reactor un floculante para facilitar la formación de flóculos de mayor tamaño y ayudar a la decantación.



1.4.- TÍTULO DE LA TESIS

Para el trabajo de Tesis se ha propuesto el siguiente título:

GARANTÍA DE FUNCIONAMIENTO DE ESTACIONES DE TRATAMIENTO TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES PARA USOS RECREATIVOS. CONTROLES NECESARIOS.

Como Director de la Tesis se ha propuesto al Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos, Don **Aurelio Hernández Muñoz**, y como Co-Director al Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos, Don **Aurelio Hernández Lehmann**.

El día 4 de marzo de 2.011 la Comisión de Postgrado de Doctorado de la Universidad Politécnica de Madrid ha aceptado el Proyecto de Tesis Doctoral y la codirección propuesta para la misma.

La propuesta de este tema ha surgido después de constatar que no existen suficientes estudios relacionados a tipos de controles en estaciones de tratamiento terciario de aguas residuales en cada una de las líneas del proceso, que permitan garantizar como funciona cada una de las etapas del tratamiento, si son necesarias todas las etapas, si deben trabajar en las condiciones de funcionamiento previstas en el diseño, o si es posible mejorar la eficiencia a partir de datos en puntos intermedios, en lugar de los controles normales efectuados en la entrada y la salida realizados por los explotadores de las plantas existentes en el país.

Se analizará cómo se realizan los controles en línea actualmente en plantas de tratamiento terciario en el país y si dichos controles, con las herramientas existentes y/o en uso por los operadores, resultan suficientes y/o apropiadas para alcanzar los objetivos de calidad establecidos en la normativa vigente.

Paralelamente se pretende realizar un análisis pormenorizado de la legislación existente, con especial interés en el Real Decreto 1620/200, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas en nuestro país y proponer mejoras o cambios en base a la información recopilada, tanto en estudios específicos de investigación llevados a cabo en diversos países, como de los datos obtenidos de operadores y/o explotadores de estaciones regeneradoras de aguas residuales en España.

2.- GENERALIDADES

2.1.- REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS

La fundamentación de la reutilización de aguas se construye sobre tres principios:

1. Proporcionar un tratamiento fiable del agua residual que reúna los estrictos requerimientos de calidad para las aplicaciones de reutilización buscadas
2. Proteger la salud pública
3. Ganar la aceptación de la gente

Las consideraciones de calidad del agua son extremadamente importantes en las aplicaciones de reutilización de aguas especialmente donde las cuestiones de salud y medioambiente son de importancia (RB.154: *Leverenz H.L. and Asano T.*, 2.011).

La práctica de reutilizar las aguas residuales es muy antigua. Se pueden definir tres períodos claves en este campo. La primera época coincide con la implantación de infraestructuras de abastecimiento y saneamiento, desde el año 3.000 a.C. hasta 1.850 d.C., donde la reutilización se realizaba mediante un vertido directo sobre los campos agrícolas (granjas en Alemania, Inglaterra, etc.) sin tratamiento alguno de las aguas. Esta práctica origina graves problemas de salud pública, siendo el punto de inflexión la gran epidemia de cólera ocurrida en Londres, cuyo análisis estadístico (John Snow, 1.813-1.858) y el descubrimiento del microorganismo que la causaba (Koch, 1.883) marcan el inicio de la epidemiología.

El segundo período se inicia en esa época, y se corresponde con el desarrollo de tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales, comprendido entre 1.850 y 1.960, coincidente con los grandes avances en la medicina y en la microbiología, el uso del cloro como desinfectante, el conocimiento de la cinética de los procesos de desinfección, que marcan el inicio de los grandes logros y el gran avance en la técnica de la ingeniería sanitaria.

El tercer período se inicia en 1.960 hasta la actualidad y puede considerarse como la época de la regeneración y reutilización de las aguas residuales, con una experiencia internacional amplia. Actualmente existen tecnologías que permiten alcanzar el nivel de calidad de agua necesario para casi cualquier tipo de uso previsto para un agua regenerada, donde el único condicionante resulta el factor económico, ya que a mayor calidad requerida más complejo es el proceso de tratamiento y mayores son los costos de implantación, operación y mantenimiento.

En cuanto a los usos que se le puede dar a un agua regenerada existen una gran variedad de aplicaciones, entre las más comunes están la reutilización para usos urbanos y municipales, recreativos, industriales, agrícolas, y ambientales (recarga de aguas subterráneas, acuicultura, etc.), incluso la producción de agua potable que no se trata en este trabajo por no estar contemplado en la legislación española (REAL DECRETO 1620/2007, de 7 de diciembre). A continuación se presentan los principales usos de agua reutilizada.

a. Urbanos y municipales

Se refiere a aquellos usos del agua regenerada en actividades y zonas relacionadas directamente con la gestión y mantenimiento de espacios públicos, en contacto directo con personas, no solo operarios sino también usuarios.

- Riego de zonas verdes y parques públicos



- Riego de campos deportivos
- Estanques y fuentes ornamentales
- Limpieza de espacios exteriores: viales, aparcamientos, calles, cisternas de inodoros, predios destinados a eventos multitudinarios, etc.
- Aguas para baño

b. Recreativos

Si bien el uso del agua en actividades recreativas puede traer beneficios para la salud, también puede generar efectos adversos cuando está contaminada o cuando es insegura. Los usuarios de las aguas recreativas pueden estar expuestos a riesgos, por lo tanto es necesario controlar una serie de parámetros para evitar los efectos adversos. Los usos recreativos más usuales son los que se resumen a continuación:

- Riegos de campos de golf
- Riego de superficies deportivas: campos de fútbol hockey, etc..
- Riego de campings
- Riego de zonas verdes de espacios de ocio: parques de atracciones, zonas verdes de piscinas, ...
- Riego de patios de colegios, institutos, ...
- Producción de nieve artificial
- Fuentes, lagos, y estanques artificiales, con fines ornamentales
- Estanques para pesca, navegación (no para baño)
- Caudales ornamentales con acceso prohibido

c. Industriales

Los usos de aguas regeneradas en la industria se pueden dar tanto en la línea de producción como en la limpieza y/o refrigeración de partes de la misma. Se han identificado usos en los siguientes casos:

- Proceso y limpieza excepto industria alimentaria.
- Proceso y limpieza dentro de la industria alimentaria.
- Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.
- Incendios.
- Lavado de coches.
- Producción de papel.
- Textiles
- Industria química
- Industria Petroquímica
- Industria Maderera
- Industria de la Construcción

d. Agrícolas

Los usos del agua regenerada en agricultura se definen básicamente por dos factores: a) tipo de cultivo, y b) método de riego.

Los tipos de cultivo se definen en este sentido por su mayor o menor tolerancia a determinados contaminantes presentes en el agua (fijado por la taxonomía de la especie), a la forma en que se cosechan (manualmente, o de manera industrial), y la manera en que se consumen (cocinados o

sin cocción, con cáscara o sin cáscara). De este modo se han establecido los siguientes grupos de cultivos:

- Cultivos productores de fibras, semillas y azúcar
- Pastos y forrajes
- Productos hortícolas
- Frutales

En el caso de la agricultura, a diferencia del resto de los usos antes citados, se ponen de manifiesto dos aspectos sobre los cuales incide el agua aplicada: a) cultivo, y b) suelo. El cultivo puede ser una planta, un árbol, un tubérculo o un cultivo de hoja. En tipo de suelo sobre el cual se apoya el cultivo puede ser también muy variado, incluso puede no ser un suelo propiamente dicho, sino un medio acuoso, donde crecen las raíces, y a través del cual recibe el alimento. Por lo tanto, cuando se habla de riego en agricultura, no se está considerando solo el cultivo, sino la interacción cultivo-material soporte (suelo u otro).

e. Ambientales

Entre los usos ambientales se incluyen los siguientes:

- Riego de zonas verdes con acceso al público.
- Riego de pastos para ganado vacuno.
- Riego de bosques sin acceso al público.
- Zonas de almacenamiento con contacto.
- Zonas de almacenamiento sin contacto.
- Fauna salvaje (Acuicultura, biomasa vegetal o animal).
- Recarga de acuífero por percolación localizada a través del terreno.
- Recarga de acuíferos por inyección directa

Al igual que en el caso de los usos agrícolas, en los usos ambientales se presenta la interacción entre la vegetación (hierbas, pastos, bosques, etc.) y el suelo, o entre el terreno y los recintos que éste contiene, tales como acuíferos o zonas de almacenamiento. En este caso, por el efecto amortiguador y de filtración de agentes contaminantes que ofrece el terreno, los requisitos a cumplir por el agua serán menos exigentes que en los anteriores usos. No obstante, en algunos de ellos, sobre todos en los que se utilizan para un posterior uso del recurso utilizando el terreno como un depósito de almacenamiento, se deberán controlar los contaminantes microbiológicos.



2.2.- SISTEMAS DE TRATAMIENTO

En este trabajo se van a analizar solamente los procesos,- y las diferentes etapas o pasos que estos involucran-, necesarios para la obtención de un agua regenerada, es decir aquellos procesos de tratamiento adicionales o complementarios a aplicar a un agua residual depurada para adecuar su calidad al uso al que se destinan, de acuerdo con la definición que sobre “*aguas regeneradas*” ofrece el Real Decreto 1.620/2.007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

Las plantas de tratamiento terciario convencionales resultan de combinar una etapa de afino inicial responsable de reducir las concentraciones de la contaminación de materia orgánica y partículas sólidas,- denominada tratamiento terciario propiamente dicho-, más una etapa posterior de desinfección encargada de eliminar organismos patógenos.

Los tratamientos terciarios a utilizar dependerán fundamentalmente de dos factores:

- a) línea de tratamiento existente en la EDAR, y
- b) uso previsto para el agua regenerada.

Con respecto al primer punto, y a efectos del presente trabajo, se considerarán las siguientes líneas básicas de tratamiento de aguas residuales más usuales en España:

- Procesos de Fangos Activados con oxidación prolongada
- Procesos de Fangos Activados convencionales con nitrificación
- Procesos de Fangos Activados convencionales con nitrificación + Filtración
- Procesos de Fangos Activados convencionales con eliminación de nutrientes (N/P)
- Procesos de Fangos Activados convencionales con eliminación de nutrientes (N/P) + Filtración
- Reactor Biológico con Membranas (MBR)
- Procesos de Fangos Activados convencionales + Microfiltración (MF) + Ósmosis Inversa (OI)
- Físico – Químico + Procesos de Fangos Activados convencionales
- Biodiscos
- Lechos bacterianos

Cada una de las líneas de tratamiento antes descritas permite lograr unos valores determinados de carga contaminante inferiores,- por lo general-, a los límites permitidos en la legislación vigente para su vertido a cauces naturales, pero no necesariamente para su uso posterior como recurso alternativo como agua de riego, refrigeración, limpieza de calles, lavado de coches, e incluso usos domésticos como agua de consumo humano. Para ello será necesario recurrir a tecnologías específicas que permitan alcanzar valores de contaminación a la salida,- en forma de sólidos y de materia orgánica-, mucho menores, y un control exhaustivo de organismos patógenos, virus y bacterias, como posibles vectores de enfermedades y agentes de riesgo sanitario. Estas tecnologías se eligen en función de la calidad exigida para cada uso.

Estos procesos adicionales o complementarios se denominan “*Tratamientos Terciarios*” y generalmente se basan en combinaciones de las siguientes tecnologías:

- FÍSICO – QUÍMICOS: COAGULACIÓN, FLOCULACIÓN Y DECANTACIÓN
- FILTRACIÓN PROFUNDA
- FILTRACIÓN SUPERFICIAL

- FLOTACIÓN CON AIRE DISUELTO

Además se tendrán en cuenta aquellos procesos necesarios para eliminar organismos patógenos, para lo cual será necesario recurrir a una desinfección, con la aplicación de alguno de los siguientes métodos o compuestos:

- OZONO
- LUZ ULTRAVIOLETA
- CLORO
- ÁCIDO PERACÉTICO
- DESINFECCIÓN ELECTROQUÍMICA
- MEMBRANAS DE FILTRACIÓN
 - MICROFILTRACIÓN (MF)
 - ULTRAFILTRACIÓN (UF)
 - NANOFILTRACIÓN (NF)
 - ÓSMOSIS INVERSA (OI)
 - ELECTRODIÁLISIS (ED)

Un tratamiento aparte merecen los procesos denominados MBR, por sus siglas en inglés, o Reactor Biológico de Membranas. Este sistema combina el uso de procesos biológicos y la tecnología de membranas en el tratamiento de aguas residuales. El proceso biológico convierte la materia orgánica disuelta en biomasa suspendida, reduciendo el ensuciamiento de las membranas y permitiendo un aumento de la recuperación. La membrana introducida en el reactor biológico no solo reemplaza la sedimentación sino que constituye una barrera para sólidos y bacterias, reteniéndolos en el tanque del proceso (RB.150: *Hai F.I.and Yamamoto K.*, 2.011).



2.2.1.- Tipos de tratamientos terciarios

2.2.1.1.- Tratamiento físico químicos

El objetivo de un tratamiento físico – químico en un proceso de regeneración de aguas depuradas es la reducción de sólidos en suspensión, fundamentalmente los que se encuentran en forma coloidal y no se han podido separar en los procesos anteriores, disminuyendo su contenido hasta niveles que no entorpezcan el resto de la línea del tratamiento terciario, sobre todo la desinfección.

Los sistemas de coagulación, floculación y sedimentación tienen como objetivo reducir los sólidos en suspensión (SS), compuestos orgánicos biodegradables y nutrientes (compuestos de nitrógeno y fósforo) en el agua afluyente (RB.110: Üstün G. E. et al, 2.011). Con esta etapa es posible también reducir además elementos tales como sulfuros o metales pesados.

Consta de tres etapas sucesivas: coagulación, floculación y decantación. Los elementos instalados suelen ser normalmente compactos, con decantación de tipo lamelar, y una cámara previa de dosificación de reactivos y mezcla para el proceso de coagulación – floculación.

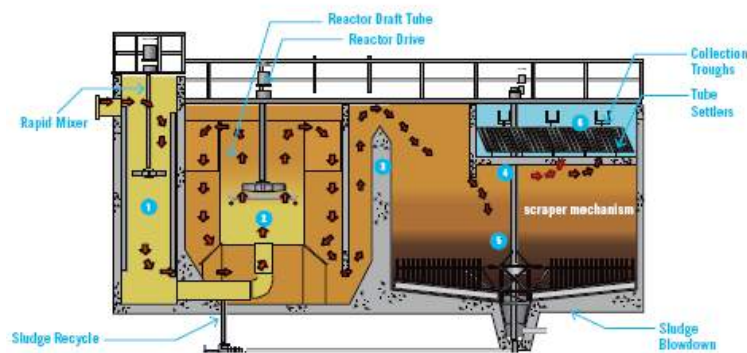


Figura 1: Sistema compacto físico – químico de INFILCO Degremont (DENSEDEG®)

Como una variante a la decantación lamelar en el tratamiento físico químico se utiliza micro arena para mejorar la floculación y actuar como lastre permitiendo el diseño de clarificadores con altas velocidades ascensionales y cortos tiempos de retención hidráulica.

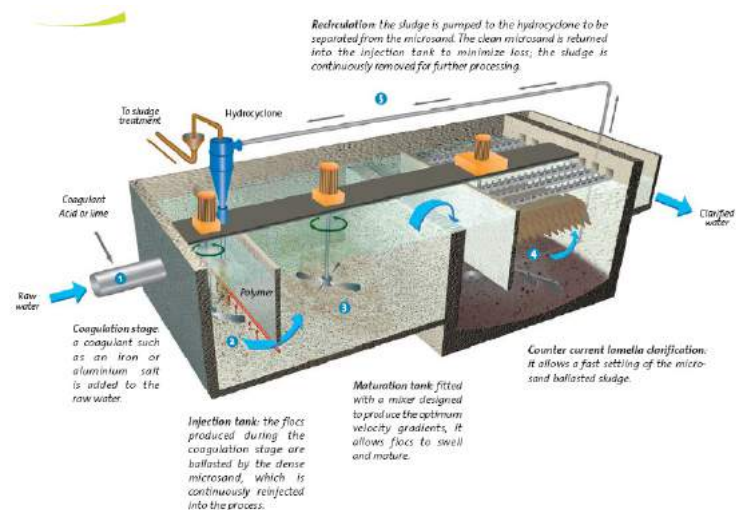


Figura 2: Sistema compacto con micro-arena de VEOLIA (ACTIFLO®)

2.2.1.2.- Procesos electroquímicos

Dentro de este grupo de tecnologías electroquímicas para el tratamiento de aguas potables y residuales se incluyen electro deposición (EDe), electrocoagulación (EC), electro flotación (EF) y electro oxidación (EO). Para un único tratamiento puede ser necesaria la aplicación de una o varias técnicas en función de las características del agua y de los objetivos del tratamiento.

La **electro deposición (EDe)** es eficaz para recuperar los metales pesados de corrientes de aguas residuales. Se considera como una tecnología establecida con posible evolución en la mejora del rendimiento espacio-tiempo.

La **electrocoagulación (EC)** se utiliza para la producción de agua o tratamiento de aguas residuales en relación con el contenido inorgánico del agua. La técnica consiste en la instalación de un ánodo de sacrificio de aluminio (agua potable) o de hierro (aguas residuales), o híbridos Al/Fe, a partir del cual se provocan dos efectos:

- Disolución eléctrica de iones de aluminio/hierro del ánodo preferentemente hacia los materiales de la instalación (protección catódica).
- Formación de coágulos de aluminio que conforman una película protectora sobre los materiales de la instalación (electrocoagulación)

Por su parte, en el cátodo se libera gas hidrógeno, que ayuda a flotar fuera del agua a las partículas floculadas, proceso denominado electro-floculación.

El hidróxido de aluminio/hierro y el óxido de aluminio/hierro son sustancias amorfas de carácter gelatinoso que exponen una gran área superficial con carácter absorbente y gran afinidad por las cargas negativas.

Los electrodos pueden estar dispuestos en modo unipolar o bipolar. El material puede ser hierro o aluminio en forma de placas o en forma de trozos envasados, tales como virutas, láminas, etc..

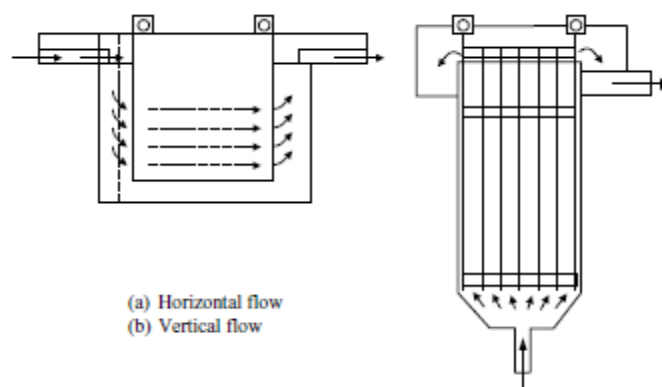


Figura 3: Unidad de electrocoagulación (RB.27: *Chen Guohua*, 2.003)

La separación de los lodos floculados de las aguas tratadas se puede lograr mediante el uso de **electro flotación (EF)**. La tecnología de EF es eficaz en la eliminación de las partículas coloidales, aceites y grasas, así como los contaminantes orgánicos. Es un proceso simple que hace flotar los contaminantes a la superficie del agua por finas burbujas de gases de hidrógeno y oxígeno generados por electrólisis del agua. Las reacciones electroquímicas en el cátodo y el ánodo son reacciones de desprendimiento de hidrógeno y oxígeno respectivamente.

La electro flotación está encontrando cada vez más aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales. Las burbujas de tamaño pequeño y uniformes generadas eléctricamente ofrecen un rendimiento mucho mejor que cualquier sistema de flotación por aire disuelto, sedimentación o flotación por impulsor (FI). Este proceso es compacto y fácil de proveer con control automático. La oxidación indirecta sigue siendo una tecnología viable para el tratamiento de contaminantes tóxicos o biorrefractarios aunque existe la preocupación acerca de la formación de productos intermedios clorados en el caso de utilizar iones de cloro o sobre las instalaciones complicadas en el caso de usar peróxido de hidrógeno u ozono formado eléctricamente (RB.27: *Chen Guohua*, 2.003).

En cuanto a los tipos de ánodos utilizados, los llamados dimensionalmente estables (DSA[®]) del tipo $\text{TiO}_2\text{-RuO}_2$ poseen alta calidad para generar cloro, pero sus vidas de servicio son cortas para generar oxígeno. En la última década se ha prestado mucha atención a los ánodos DSA[®] basados en IrO_x que presentan una vida de servicio aproximadamente 20 veces más larga que la del equivalente RuO_2 . En general, el Ta_2O_5 , TiO_2 y ZrO_2 se utilizan como estabilizantes o agentes dispersantes para ahorrar costes y/o para mejorar la propiedad de revestimiento. De vez en cuando, se agrega un tercer componente, como CeO_2 . El requisito de porcentaje molar del valioso componente Ir es muy elevado. El contenido en moles de IrO_x óptimo es del 80% para $\text{IrO}_x\text{-ZrO}_2$, 70% para $\text{IrO}_x\text{-Ta}_2\text{O}_5$, y el 40% para $\text{IrO}_x\text{-TiO}_2$; por debajo de estos valores la vida útil del electrodo disminuye considerablemente. Los electrodos de titanio **$\text{IrO}_x\text{-Ta}_2\text{O}_5$** recubiertos se han utilizado con éxito como ánodos de EF. No obstante, debido al consumo de grandes cantidades de IrO_x , los electrodos $\text{Ti/IrO}_x\text{-Ta}_2\text{O}_5$ son muy caros, lo que limita su amplia aplicación.

Recientemente se han descubierto ánodos de $\text{Ti/IrO}_x\text{-Sb}_2\text{O}_5\text{-SnO}_2$ que tienen una estabilidad electroquímica extremadamente alta y una actividad electrocatalítica buena para generar oxígeno y contienen sólo 10% en moles de IrO_x nominalmente en el recubrimiento de óxido. En ensayos de vida útil de 1600 h en solución ácida fuerte a una corriente densidad de 1000 A/m^2 se comprobó que tienen una vida de servicio de más de 9 años. Teniendo en cuenta la densidad de corriente mucho más baja utilizada en EF y los entornos operativos casi neutros, el contenido IrO_x en la capa de recubrimiento

puede reducirse al 2,5% en moles con suficiente estabilidad electroquímica y un mantenimiento adecuado de la actividad.

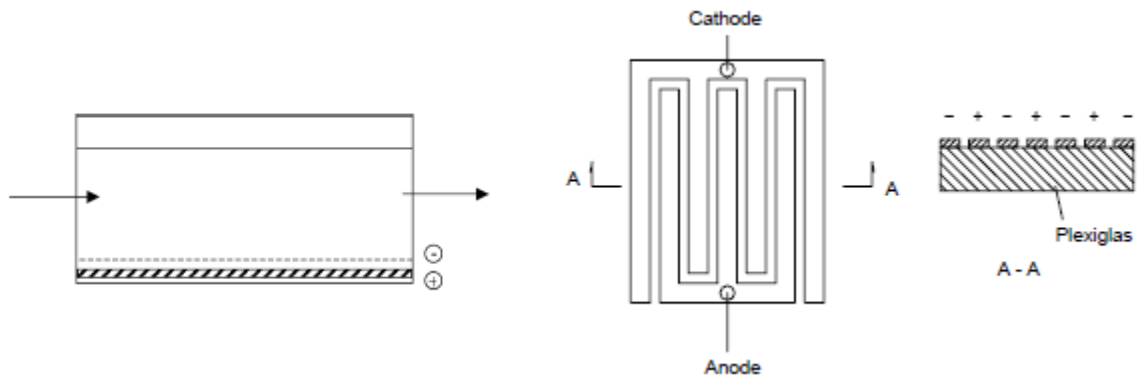


Figura 4: a) disposición convencional y b) novedosa de electrodos en electro-floculación (RB.27: *Chen Guohua, 2.003*)

En **electro oxidación (EO)** la generación de radicales de gran poder oxidante (hidróxidos, oxígeno disuelto) y su gestión controlada permite electro-oxidar determinados compuestos inorgánicos para conseguir su eliminación del medio acuoso (electro oxidación directa). Por acción de estos radicales se oxidan las proteínas de membrana, haciendo que la membrana se debilite y pierda funcionalidad, provocando la muerte celular. También se producen desinfectantes como el ozono y el peróxido de hidrógeno (proceso de electro oxidación indirecta).

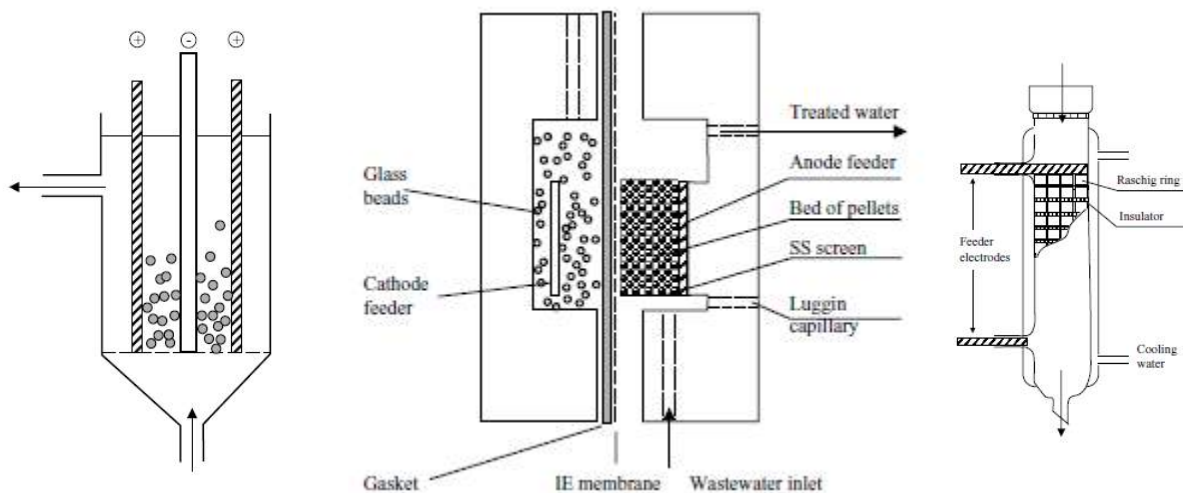


Figura 5: a) reactor con electrodos cilíndricos, b) reactor de lecho empacado y c) reactor de torre de goteo bipolar (RB.27: *Chen Guohua, 2.003*)

Los electrodos que se utilizan en **EO** son los de diamante tratado superficialmente con Boro, principalmente **Ti/BDD** y **Si/BDD**. El diamante es conocido por su alta resistencia, dureza extrema, alta resistencia al choque térmico y transmisividad infrarroja, además de sus muchas e importantes propiedades, tecnológicamente únicas, incluyendo una alta conductividad térmica, intervalo de banda ancha, alta movilidad y transformación de electrones, campo eléctrico de alta descomposición, dureza, transparencia óptica, e inercia química. Se utilizan películas de diamante generalmente sintetizados por deposición de vapor químico (DVQ). La conductividad del diamante se puede mejorar de forma significativa por el dopaje de boro, que se consigue normalmente mediante la adición de B_2H_6 , o $B(OCH_3)_3$ a la corriente de gas, o colocando polvo de boro cerca de los bordes del substrato



antes de la inserción en la cámara de DVQ. La película se fija sobre un sustrato cuya función es proporcionar una vía fácil para el flujo de corriente a través del electrodo montado y un soporte mecánico para la delgada película de diamante. Los materiales que se pueden usar como sustrato debe tener tres atributos importantes simultáneamente: buena conductividad eléctrica, resistencia mecánica suficiente, e inercia electroquímica o facilidad para la formación una película protectora sobre su superficie por pasivación. Además, los costes deben ser aceptables. El Titanio posee todas estas características y se considera por lo tanto ser un buen material para sustrato. Otro material utilizado es el Silicio, pero no en la industria debido a que es muy frágil y su conductividad es pobre.

La aplicación de estas tecnologías en España solo se ha hecho de manera puntual y siempre a nivel experimental en planta piloto.

2.2.1.3.- Filtración profunda

Además de permitir la eliminación adicional de sólidos suspendidos (incluyendo DBO particulada) de los efluentes provenientes de procesos de tratamiento biológicos o químicos, se puede utilizar como tratamiento previo a una filtración por membranas. Es especialmente importante para lograr un acondicionamiento previo a una desinfección efectiva.

Clasificación:

- Según su operación:
 - o Continuos: la limpieza y el filtrado se producen simultáneamente
 - o Intermitentes: se dejan periódicamente fuera de línea para su limpieza
- Según el sentido del flujo:
 - o Flujo ascendente
 - o Flujo descendente
- Según el lecho de filtrado:
 - o Un tipo de relleno o material filtrante
 - o Dos tipos de relleno o material filtrante
 - o Con varios tipos de rellenos o materiales filtrantes
- Según el funcionamiento
 - o A gravedad
 - o A presión (solo en pequeñas plantas)

En plantas pequeñas se utilizan filtros a presión, que trabajan de la misma manera que un filtro a gravedad.

A partir de estas múltiples posibilidades surgen los tipos de filtros profundos más utilizados en el tratamiento de aguas residuales en plantas de gran capacidad (> 1.000 m³/día):

- a) Filtros convencionales de flujo descendente (de lecho simple, doble o múltiple)
- b) Filtros de flujo descendente de lecho profundo
- c) Filtros de flujo ascendente de lecho profundo y limpieza en continuo
- d) Filtro profundo discontinuo
- e) Filtro de puente de traslación
- f) Sistemas de filtración en doble etapa con eliminación de fósforo
- g) Filtro de lecho sintético

Tanto los filtros de arena rápidos a gravedad (FAR) como los filtros de arena lentos (FAL) consisten básicamente en tres secciones: desagüe inferior, capa de grava y medio filtrante, de los cuales

solamente el medio filtrante tiene algún papel directo en el proceso de purificación. A diferencia de los filtros de arena rápidos, el depósito de agua por encima del lecho de arena en un filtro lento desempeña un papel activo en el proceso de purificación como la sedimentación de los sólidos en suspensión y puede ocurrir la biodegradación aeróbica de los compuestos orgánicos. Sin embargo, los parámetros clave en un FAL son la profundidad del medio filtrante y el tamaño efectivo de la arena. El tamaño efectivo de la arena es generalmente 0,15-0,40 mm y la profundidad del lecho de arena entre 0,60 y 1,00 m para el agua potable. Los pocos estudios en FAL de aguas residuales muestran una eliminación general del 60-80% de sólidos en suspensión y una eliminación de más de un orden de bacterias *E. coli*, con preponderancia de arena más gruesa (tamaño de grano de aproximadamente 0,6 mm), mientras que el tamaño fino (aproximadamente 0,3 mm) mejora la filtración sólo ligeramente, causando filtración de carreras muy cortas. Es común utilizar una profundidad inicial de 0,8 a 0,9 m para permitir un número suficiente de limpiezas antes que sea necesario el reemplazo de la arena (RB.1: *Adin A.*, 2.003).

La filtración biológica ha demostrado ser uno de los métodos más eficaces de depuración rápida del agua residual por oxidación microbiana aeróbica. Es uno de los métodos de tratamiento secundario más ampliamente utilizado. Aunque el filtro biológico es simple en su estructura superficial, su biología interna de micro y macro-invertebrados y su ecología, son complejos y variables. Las especies más frecuentes son probablemente las mismas que las que se encuentran en los procesos de fangos activados y en la biopelícula de los filtros percoladores, pero la comunidad microbiana en un sistema de infiltración es probablemente más diversa. Entre los géneros comunes encontrados en el medio filtrante se encuentran *Agrobacterium sp.*, *Aeromonas sp.* y *Pseudomonas sp.*. Esta población, que consiste en una gran variedad de especies, constituye el origen de la estructura del ecosistema de infiltración. La gran población de bacterias nitrificantes es indicativo de un entorno aeróbico (RB.8: Bahgat M et al., 1.999).

La eliminación de los microorganismos durante la infiltración en medios porosos se atribuye normalmente a la combinación de presión, adsorción e inactivación. La eficiencia de estos procesos está relacionada con varios factores. La presión está influenciada por las características físicas del medio del filtro, la carga hidráulica y la obstrucción. La adsorción es controlada principalmente por las características de la superficie del grano del medio poroso, la velocidad del flujo de agua, la fuerza iónica de las aguas residuales, pH, contenido de humedad y características de la superficie celular. El decaimiento microbiano depende de la temperatura y la presencia de otros microorganismos en el medio poroso, especialmente pastoreo protozoos. La eficiencia de la mayoría de estos procesos está relacionada sin embargo con las condiciones de flujo físico, y los estudios sobre la eliminación de los microorganismos debe considerar todos los parámetros que afectan a la hidráulica durante la infiltración en medios porosos (por ejemplo, material de filtración, profundidad del filtro, carga hidráulica (CH), tiempo de retención hidráulico (TRH) y programa de alimentación). La capacidad de desinfección es muy sensible a la profundidad y la operación de los filtros. El parámetro clave en relación con la capacidad de desinfección del filtro es el **TRH** (RB.107: *Torrens Antonina et al.*, 2.009).



2.2.1.4.- Filtración superficial

Se utiliza en múltiples aplicaciones: en reemplazo de la filtración profunda para la eliminación de sólidos suspendidos residuales de efluentes secundarios, para la eliminación de sólidos suspendidos y algas en tanques de estabilización, y como un pretratamiento antes de la microfiltración (MF) o la desinfección por ultravioleta (UV).

La eliminación de las partículas sólidas suspendidas del líquido se hace por tamizado mecánico, pasando el líquido a través de una pared fina.

El material que se usa para la pared del filtro puede ser:

- Telas de paño de diferentes entramados
- Telas metálicas
- Materiales sintéticos

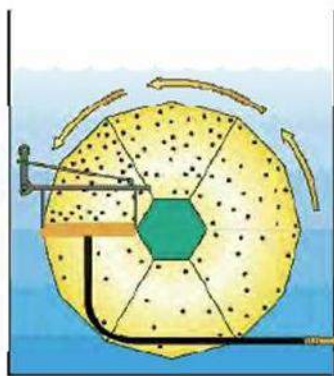


Figura 6: Cloth-Media Filter CMF®, de Aqua-Aerobic Systems

El sistema mostrado en la Figura 6 (Cloth-Media Filter CMF®), consiste en varios discos montados verticalmente en un tanque; cada disco está dividido en seis segmentos iguales. El líquido pasa del exterior del disco hasta un colector interno. El tejido es sintético o de poliéster.

2.2.1.5.- Flotación con aire disuelto

La flotación con aire disuelto (DAF) es una tecnología de tratamiento de aguas relativamente reciente, y se acepta ahora como un proceso de clarificación efectiva en el tratamiento de una variedad de tipos de agua. El sistema de flotación por aire disuelto (DAF) se ha utilizado en depuración para:

- Eliminar aceites y grasas de aguas residuales industriales
- Espesamiento de fangos activados previo a la digestión o procesos posteriores
- Espesamiento del agua de retrolavado de filtros profundos generalmente en grandes instalaciones
- Eliminar partículas sólidas suspendidas difíciles de quitar con floculación y sedimentación convencionales

- Eliminar algas de los depósitos de almacenamiento y estabilización de afluentes previo a la filtración

Es un proceso muy eficiente para separar partículas floculadas de baja densidad.

En los sistemas DAF el aire se disuelve bajo presión en el agua a tratar, de acuerdo a la ley de dilución de Henry. Después de la presurización, la presión es liberada a condiciones estándar, creando millones de micro burbujas. Las burbujas rodean las partículas lentamente sedimentables haciéndolas flotar hacia la superficie para su eliminación. A medida que aumenta la capa flotante, comienza a espesar ligeramente y ha deshidratarse.

Existen dos tipos básicos de procesos DAF:

- Con recirculación a presión
- Con todo el caudal a presión

Los principales elementos del proceso son el sistema de presurización y el tanque de flotación por aire disuelto. El sistema de presurización consiste de una bomba de presión, un compresor de aire, un tanque de presurización del aire, y una válvula ventosa. El tanque de flotación está provisto de unas rasquetas superficiales para quitar el material flotante, y unas rasquetas de fondo para quitar los sólidos sedimentados.

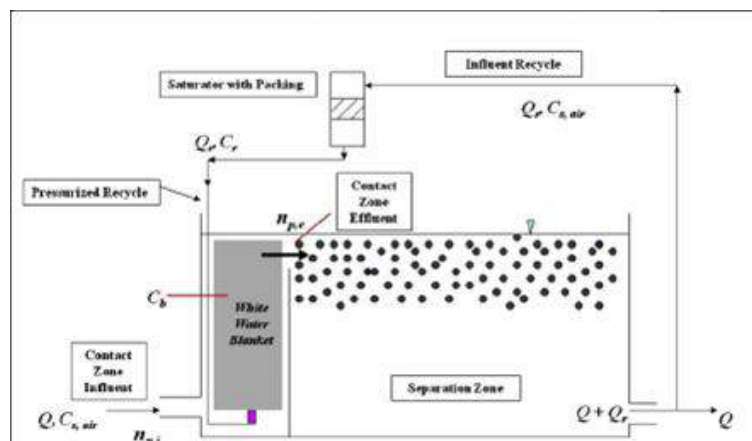


Figura 7: Diagrama esquemático de un proceso DAF convencional (RB.34: Edzwald James K., 2.010)



Figura 8: Sistema de Flotación por Aire Disuelto (AquaDAF® Degremont Technologies – SUEZ)



Los parámetros comunes de diseño y operación para sistemas convencionales DAF son los mismos que para los sistemas de alta tasa en pretratamiento de floculación, para sistemas de reutilización o saturados, y para la eliminación de fangos flotantes. Lo que difiere, por supuesto, es el tamaño del tanque DAF y velocidad de carga. Los tanques DAF para sistemas de alta tasa son también un poco más profundos y tienden a tener una relación ancho/largo menor.

Parámetro	Valores	Comentarios
Pretratamiento de floculación		
Tiempo de retención medio (min)	10 - 20	Algunos tan bajos como 5 min.
Número de etapas	2	Algunos con 3 etapas
Intensidad de la mezcla (s^{-1})	50 - 100	Algunos tan bajos como 30 y algunos tan altos como $150 s^{-1}$ Usan floculadores de hélice o puerta Algunos usan floculación gradual Algunos usan floculación hidráulica
Tanque DAF		
Tasa de carga hidráulica nominal (m/h)	5 - 15	
Tasa de carga en la zona de separación (m/h)	6 - 18	Basado en el caudal de transferencia y el 10% del flujo de recirculación, y en el área de la zona de separación.
Tiempo de retención en la zona de contacto (min)	1 - 2,5	
Profundidad (m)	2,00 - 3,50	
Sistemas de recirculación o saturados		
Masa de aire (g/m^3)	6 - 10	
Tasa de recirculación (%)	6 - 12	Comúnmente 10 %
Presión manométrica de saturación (kPa)	400 - 600	Las presiones más altas son para saturados desempaqueados
Eficiencia de saturación (%)	80 - 95	Para saturados con embalaje; saturados desempaqueados: 50-70%. Una mayor eficiencia para temperaturas más altas
Fangos sobrenadantes		
Eliminación hidráulica (% sólidos)	0,5 - 1	
Brazo y trayectoria o separador de flotantes oscilatorio (% sólidos)	2 - 3	Algunos tan altos como 5 %
Arrastre del tambor (% sólidos)	1 - 3	También llamado rueda de estrella, rodillo de lodos, y rasqueta

Tabla 1: Parámetros de diseño y operación para plantas convencionales DAF (RB.34: Edzwald James K., 2.010)

2.2.2.- Desinfección

Los objetivos de la desinfección son la desactivación o destrucción de los organismos patógenos (bacterias entéricas, los virus y los quistes de protozoarios) presentes en el agua residual depurada y que en el tratamiento secundario o terciario no han sido eliminados.

En general, la desinfección aguas reutilizadas se obtiene en una unidad de proceso separada en reactores diseñados especialmente. El propósito del reactor es maximizar el contacto entre el agente desinfectante, y el líquido a desinfectar.

Los tipos de reactores más usuales son:

- a) reactor con flujo pistón con configuración de tipo laberíntica,
- b) aplicación directa sobre una tubería que actúa como reactor de flujo pistón,
- c) cámara de contacto de múltiples compartimentos para aplicación de ozono en línea,
- d) irradiación ultravioleta (UV) en canal abierto con bancos de UV con flujo paralelo a las lámparas
- e) irradiación UV en un reactor cerrado con flujo perpendicular a las lámparas UV, y
- f) cartuchos de membranas.

Una metodología paso a paso para el control de los sistemas de desinfección se puede encontrar en el LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking (RB.165: EPA, 2.003), que toma como referencia valores mínimos de eliminación de *Cryptosporidium*, o en su caso contenidos de trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA5), define un perfil de desinfección como una representación gráfica del nivel dentro de un sistema de *Giardia lamblia* (referido como *Giardia*) o inactivación de virus medido durante el curso de un año, y establece a partir de un punto de referencia que es la inactivación microbiana promedio mensual más bajo durante el período de tiempo, un perfil de desinfección, que permitirá decidir si es necesario hacer cambios significativos en las prácticas de desinfección. En la guía se presentan tablas que incluyen los valores de concentración del desinfectante para lograr los objetivos mínimos establecidos de acuerdo a las condiciones de operación del sistema de tratamiento, dentro del perfil de desinfección analizado.

2.2.2.1.- Filtración por membrana

Consiste en pasar el agua residual, generalmente de un tratamiento biológico, a través de una membrana para eliminar sólidos suspendidos, patógenos, materia orgánica, nutrientes, y sustancias disueltas que no se han podido eliminar en el proceso anterior.

La clasificación de los sistemas de membrana utilizados normalmente es la siguiente:

- Microfiltración (MF)
- Ultrafiltración (UF)
- Nanofiltración (NF)
- Ósmosis inversa (OI)
- Diálisis
- Electrodialisis

Según el tamaño de las partículas presentes en el agua depurada que se quiere regenerar, se puede utilizar una u otra tecnología según la siguiente distribución.

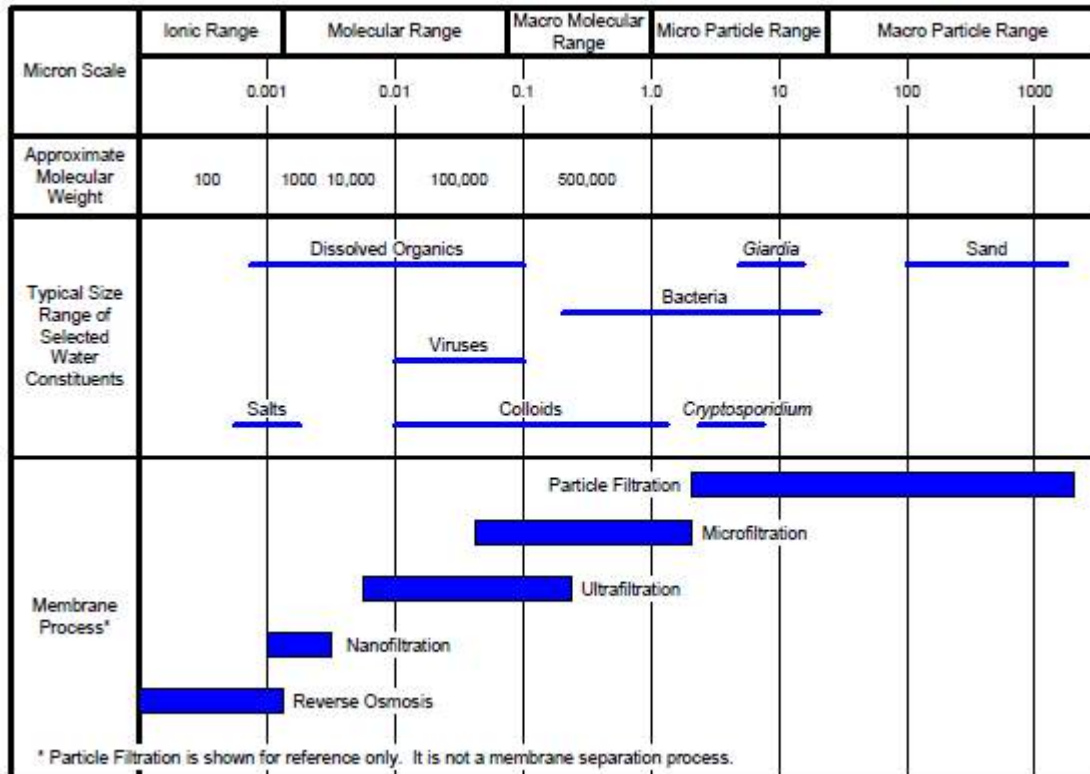


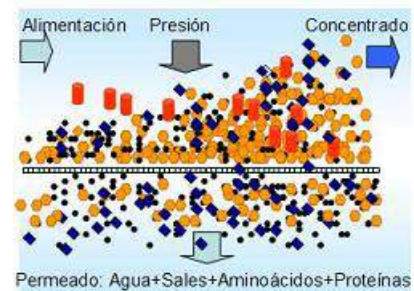
Figura 9: Rango de partículas a retener a través de las tecnologías de membranas (AWWA-ASCE, 1.998)

Todos estos procesos de membrana son eficaces en la eliminación de *Giardia*, *Cryptosporidium* y la mayoría de las bacterias (siempre que la membrana no tenga fugas). La cantidad de eliminación dependerá del tipo de membrana utilizada. La ósmosis inversa, nanofiltración y ultrafiltración deben eliminar los virus, asumiendo que no hay fugas en las membranas. La ósmosis inversa y nanofiltración son capaces de eliminar los contaminantes orgánicos e inorgánicos, incluidos los precursores de DBP. Es importante recordar que estos procesos de membrana son sólo barreras físicas y deben ir seguidas de desinfección para asegurar la inactivación de patógenos que no se eliminan por la barrera de la membrana (RB.165: EPA, 2003)

MICROFILTRACIÓN

La microfiltración MF es un proceso de separación a baja presión de solutos de mayor tamaño de un medio acuoso por medio de una membrana semipermeable. Comúnmente se utiliza para reducir turbiedad y algunos tipos de suspensiones coloidales.

Además de eliminar sólidos suspendidos, tanto la MF como la UF eliminan moléculas orgánicas grandes, partículas coloidales grandes, y algunos microorganismos. Los procesos de membrana MF y UF pueden utilizarse como un pretratamiento para evitar el ensuciamiento de membranas menos permeables como las utilizadas en nano-filtración (NF), ósmosis inversa (OI) y electrodiálisis (ED).



En MF se utilizan básicamente cuatro (4) tipos diferentes de membranas:

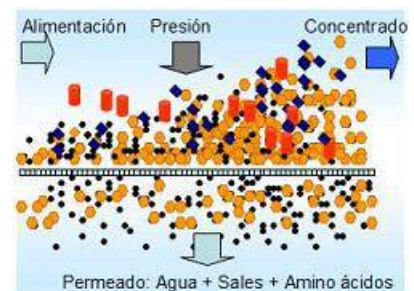
- Membranas inorgánicas de poros cilíndricos paralelos, alta porosidad y distribución estrecha
- Membranas orgánicas (poliméricas) de poros cilíndricos paralelos, baja porosidad y distribución estrecha
- Membranas poliméricas de geometría poco definida y distribución ancha
- Membranas inorgánicas de geometría poco definida

ULTRAFILTRACIÓN

La ultrafiltración ofrece una mayor eliminación que la microfiltración, pero trabaja a presiones mayores. Algunas membranas de UF con tamaño pequeño de poros se han utilizado para eliminar compuestos disueltos con alto peso molecular, tales como coloides, proteínas, y carbohidratos.

Tanto en UF como en MF es posible eliminar quistes de protozoos, oocistos, y huevos de helmintos, y también es posible eliminar cantidades limitadas de bacterias y virus.

Los equipos de separación por ultrafiltración son del tipo sin soporte. Su aplicación básica es la concentración y purificación de soluciones de compuestos de alto peso molecular en la industria farmacéutica y alimentaria, en microbiología, y otras industrias. Son un manojito de fibras apiladas paralelamente colocadas en un cuerpo de plástico. Las fibras se pegan entre sí y al cuerpo de plástico con resina epoxi, o silicona, o poliuretano. (RB.21: *Budnitskii G. A., et al.*; 1.997)



En UF se utilizan membranas del siguiente tipo:

- Membranas de capa fina (estructura asimétrica), constituidas por poliamida aromática (membranas G)
- Membranas de capa fina (estructura asimétrica), constituidas por polisulfona (membranas GR)
- Membranas cerámicas tubulares

La microfiltración y la ultrafiltración son los procesos más ampliamente utilizados en las tecnologías modernas. En estos procesos, diminutas partículas o moléculas se trasladan de una región de mayor concentración a una región de menor concentración. Como resultado, se forman dos soluciones, una



de las cuales se enriquece con la materia disuelta (soluto). Durante la ultrafiltración, la migración de las moléculas a través de un filtro se efectúa mediante un mecanismo de difusión molecular. Los filtros microporosos se utilizan para la microfiltración, mientras que para la ultrafiltración, filtros muy finos, llamadas convencionalmente membranas. (RB.63: Yu. I. Komolikov, et al.; 2.003).

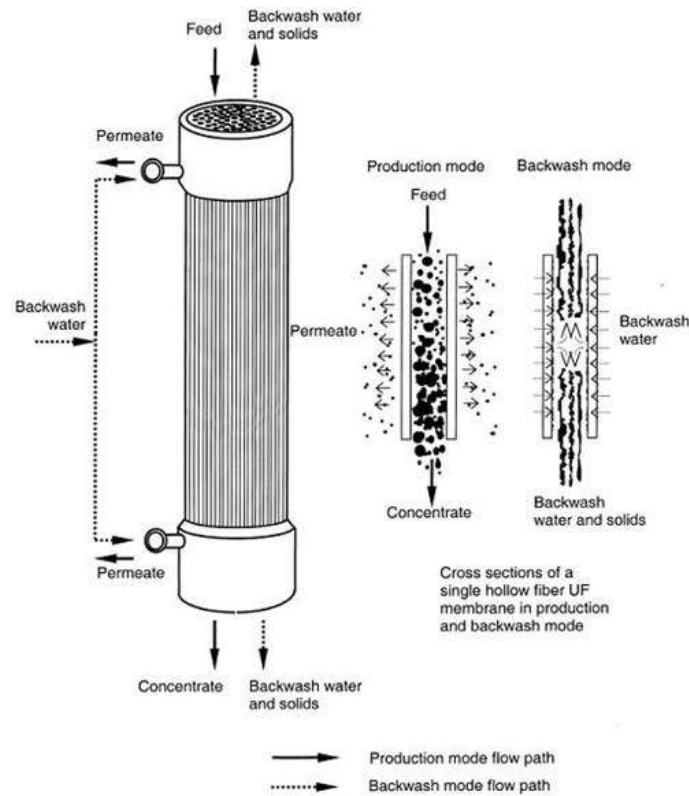


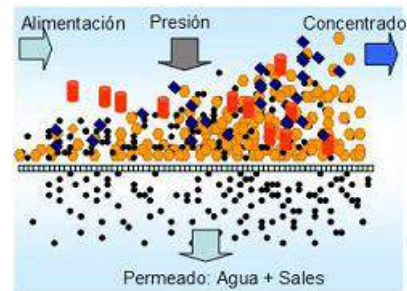
Figura 10: Cartucho de membrana de fibra hueca (RB.17: Bourgeois Keith N., et al., 2.001)

NANOFILTRACIÓN

Se usa para eliminar partículas con un peso molecular entre 300 y 1.000, con un rechazo de sales seleccionadas y la mayoría de los compuestos orgánicos y microorganismos.

La nano-filtración tiene la habilidad de rechazar partículas sin carga, materiales disueltos e iones con carga positiva según el tamaño y la forma de la molécula. Se utiliza en aplicaciones donde es aceptable una eliminación moderada de sales.

Conceptualmente y operacionalmente la nano-filtración y la ósmosis inversa son muy similares, la diferencia está en el grado de eliminación de iones monovalentes tales como el sodio y sales de ácido clorhídrico. Mientras en ósmosis inversa se puede eliminar iones monovalentes en un rango entre el 98 – 99% con nano-filtración la eliminación varía entre un 50 y un 90%, dependiendo del material y la fabricación de la membrana.



Opera a tasas de recuperación mayores y a presiones menores que los sistemas de ósmosis inversa.

Se requiere una posterior desinfección para asegurar la fiabilidad del sistema en caso de fuga o fallo de la membrana.

Existen dos configuraciones de membrana que se utilizan en nano-filtración y en ósmosis inversa:

- En espiral
- Fibra hueca

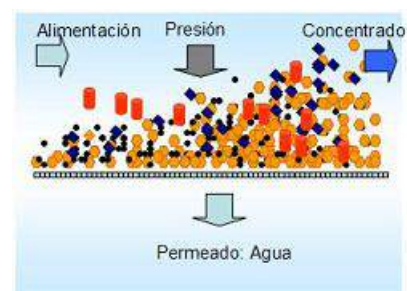
Las membranas de nano-filtración tienen un rango de tamaño de poros menor que 0,001 a 0,003 μm , y producen el rechazo en dos niveles de selectividad. Primero, se rechazan las partículas orgánicas sin carga por tamaño y forma, por ser moléculas grandes para pasar a través de los poros. Segundo, se rechazan las sales solubles cargadas, más pequeñas que los poros de la membrana, porque el agua es más soluble en la membrana que una sal específica.

La nanofiltración es uno de los procesos de membrana que tienen menores costos de consumo de energía, y mayor capacidad de eliminación de trihalometanos (THM).

ÓSMOSIS INVERSA

La ósmosis inversa se utiliza en desalación y en aguas de procesos industriales para la eliminación de constituyentes disueltos. Elimina entre un 95 – 99,5 % del total de sólidos disueltos y entre el 95 – 97% de materia orgánica disuelta.

Los equipos de separación por ósmosis inversa son equipos tipo soporte, donde las fibras huecas (más correctamente, fibras de longitud infinita) se apilan paralelas al soporte de separación del tubo o en ángulo con él en máquinas especiales. El campo básico de aplicación es la desmineralización (parcial o total) de aguas naturales subterráneas y superficiales para su uso con fines industriales o municipales. (RB.21: *Budnitskii G. A., et al., 1.997*)



Se utiliza para eliminar materiales disueltos, comúnmente sales, en rangos de presión entre 1.200 – 1.800 kPa para aguas con bajo contenidos de sólidos disueltos



totales (1.000 – 2.500 mg/l SDT) y entre 5.500 a 8.500 kPa para agua de mar. La separación mediante ósmosis inversa es efectiva generalmente en solutos moleculares de peso menor que 300 y tamaño relativo entre 0,0001 y 0,001 μm .

Las membranas que se utilizan en ósmosis inversa son de compuestos de pared delgada (TFC) con configuraciones en espiral o de fibra hueca, con tamaños de poros de aproximadamente 0,0005 μm . La configuración de fibra hueca tiene una mayor relación área volumen o superficie específica, y trabajan a presiones relativas menores (35 – 140 kPa), resultando más atractivas en términos de consumo de energía. Su capacidad de retrolavado las hace relativamente fáciles de limpiar. Sin embargo, el pequeño diámetro de los tubos, hacen que la fibra sea propensa a obstruirse, requiriendo un efluente pre-filtrado de 20 a 100 μm .

Los métodos convencionales de pretratamiento para ósmosis inversa son a menudo complejos, especialmente cuando se trata de un efluente secundario, con lo que la microfiltración puede resultar un pretratamiento atractivo sobre todo porque concentra el pretratamiento en un único paso.

ELECTRODIÁLISIS

La electrodiálisis (ED) es un proceso de separación electromecánico en el cual las sales minerales y otras especies iónicas son transportadas a través de una membrana de selectividad iónica desde una solución a otra mediante una fuerza motriz generada por un potencial eléctrico de corriente directa. A diferencia de la nano-filtración y de la ósmosis inversa, donde el agua pura pasa a través de la membrana dejando atrás las sales, en la electrodiálisis las sales se retiran gradualmente de la solución dejando atrás una solución diluida que contiene materia particulada y partículas neutras que no son eliminadas por el proceso de electrodiálisis. Las sales que pasan a través de la membrana forman un concentrado o rechazo.

La característica básica de la ED es la selectividad iónica de la membrana que se la dan las resinas de intercambio iónico dispuestos en forma de película o lámina.

El esquema convencional de una instalación de ED está formado por membranas aniónicas y catiónicas apiladas alternativamente, y separadas con espaciadores plásticos en una configuración en pila con un electrodo positivo (ánodo) en un extremo y un electrodo negativo (cátodo) en el otro. Cuando se aplica una corriente continua, el potencial eléctrico genera una fuerza motriz que mueve los iones, con las membranas formando barreras para los iones de cargas opuestas. Sin embargo, los aniones intentan migrar al ánodo y pasan a través de la membrana aniónica adyacente pero serán detenidos por la primera membrana catiónica que encuentren. Los cationes que no pueden migrar al cátodo pasan a través de la membrana catiónica pero serán detenidos por la membrana aniónica. Las membranas forman entonces compartimentos de iones en dilución y compartimentos de iones en un concentrado.

La EDR está siendo empleada de manera exitosa en desalar una variedad de aguas residuales para reutilización. Las capacidades del proceso y las acciones correctivas cuando ocurren problemas hacen de la EDR una elección atractiva para las aplicaciones en reutilización de aguas residuales (RB.2: *Allison Robert P.*, 1.995). La electrodiálisis reversible (EDR) trabaja de la misma manera que la tecnología de ED, con la excepción que los canales de producto y concentrado son idénticos en construcción. Se usa la misma membrana para proporcionar una autolimpieza continua en el proceso de electrodiálisis usando un cambio de polaridad periódico en la corriente continua de modo de lograr

sistemas con altas tasas de recuperación. En la electrodiálisis reversible se cambia periódicamente (de 2 á 4 veces por hora) la polaridad de los electrodos, lo que genera una autolimpieza continua. Las partículas coloidales interactúan con el agua para formar una carga negativa efectiva en la superficie de la capa de agua límite. La energía de la corriente eléctrica continua (CC) aplicada a los tubos de ED es la fuerza motriz que mueve los colides cargados negativamente hacia la membrana de intercambio de aniones. Cuando las partículas alcanzan la superficie de la membrana, el campo eléctrico y la atracción electrostática en los sitios de intercambio iónico en la superficie de la membrana tienden a comprimir los depósitos en el lugar. La periódica inversión de polaridad de la energía de CC en un sistema de EDR invierte la fuerza motriz para ésta deposición y tiende a eliminar el depósito (RB.2: *Allison Robert P.*, 1.995).

El cambio de polaridad tiene las siguientes ventajas:

- Disuelve las posibles precipitaciones enviándolas al desecho.
- Reduce la formación de fango, lama o similares en la superficie de las membranas.
- Elimina la necesidad de dosificación continua de químicos, en la mayoría de los casos.
- Limpieza automática de los electrodos con el ácido formado durante la operación anódica

Las aguas residuales contienen materiales que no se encuentran o se encuentran en muy bajas concentraciones en las aguas naturales típicas. Estos materiales pueden interferir con el normal funcionamiento de un sistema EDR, aumentando el ensuciamiento de las membranas, y son fundamentalmente materiales coloidales, compuestos orgánicos naturales o artificiales, y el crecimiento biológico.

Las espirales enrolladas de OI y algunos sistemas de ED emplean membranas delgadas que requieren una considerable estructura de apoyo. La mayoría de los fabricantes utilizan pantallas de plástico para proporcionar este apoyo y formar los canales de flujo de agua. Las membranas EDR son dos a tres veces más gruesas y son bastante rígidas. Esto permite el uso de espaciadores de trayectorias de flujo tortuosas. Estos separadores permiten velocidades de flujo que son de dos a cinco veces mayores que los utilizados típicamente en los espaciadores de pantalla. Esta velocidad más alta ayuda a prevenir acumulaciones de depósitos coloidales. Los espaciadores también tienen un diseño más abierto, con menos grietas de atrapamiento físico de los sólidos. Esto también ayuda a reducir el ensuciamiento coloidal (RB.2: *Allison Robert P.*, 1.995).

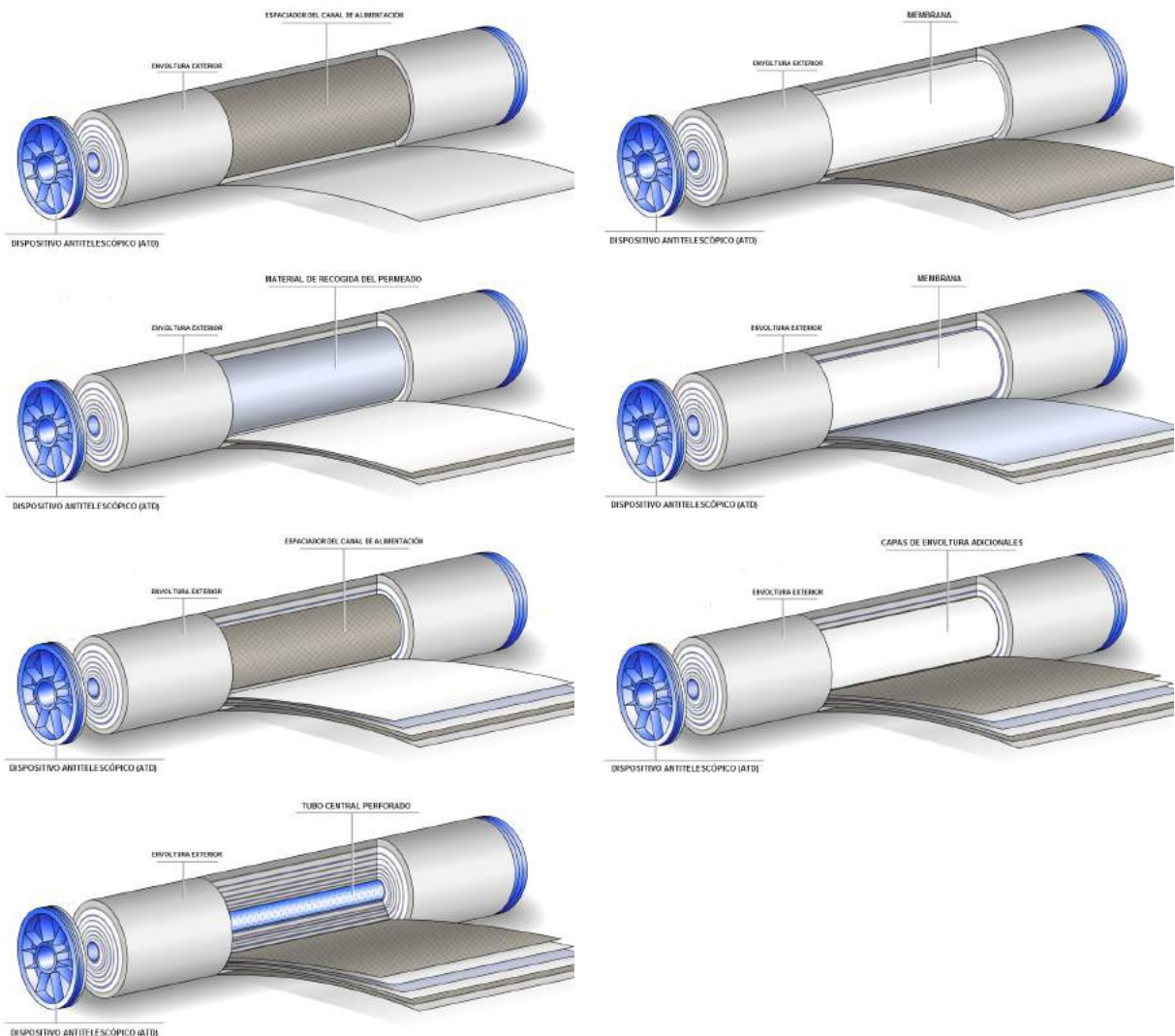


Figura 11: Cartucho de membrana EDR con sistema ATD (GE Water and Process Technology)

2.2.2.2.- Ozono

El ozono se produce cuando las moléculas de oxígeno (O_2) son disociadas por medio de una fuente de energía produciendo átomos de oxígeno que posteriormente chocan con una molécula de oxígeno para formar un gas inestable, el ozono (O_3), que se utiliza para desinfección de las aguas residuales.

El ozono es un oxidante y agente germicida de virus muy fuerte. El ozono es más eficaz que el cloro, las cloraminas y el dióxido de cloro para la inactivación de virus, *Cryptosporidium* y *Giardia*. Los mecanismos de desinfección asociados con el uso del ozono incluyen:

- La oxidación o destrucción directa de la pared de la célula con la salida de componentes celulares fuera de la misma.
- Las reacciones con los subproductos radicales de la descomposición del ozono.
- El daño a los componentes de los ácidos nucleicos (purinas y pirimidinas).
- La ruptura de las uniones de carbono-nitrógeno que conduce a la despolimerización

Se aplica en plantas medianas o grandes que tengan al menos un tratamiento secundario.

El ozono es altamente corrosivo y tóxico y los sistemas de ozonización son relativamente complejos. El ozono no forma subproductos de desinfección halogenados (DBP), excepto en las aguas ricas en bromuro, donde forma una variedad de subproductos orgánicos e inorgánicos, tales como el bromato

Tiene la capacidad de lograr niveles más altos de desinfección en comparación con el cloro o la luz ultravioleta, pero requiere mayores costos de inversión y gastos de mantenimiento.

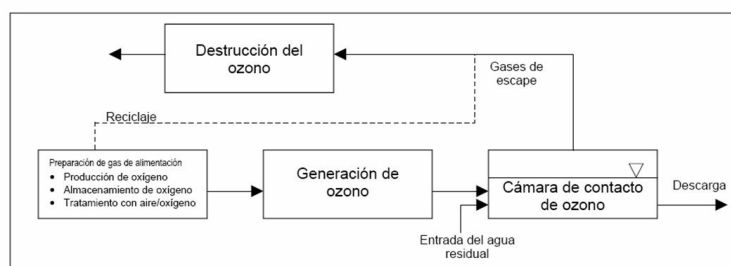


Figura 12: Esquema de aplicación de ozono (U.S. EPA, 1.986)

2.2.2.3.- Luz ultravioleta

Antes de su descarga o reutilización, el efluente secundario de una planta de tratamiento de aguas residuales debe ser desinfectado para eliminar quistes de protozoos patogénicos, especies tales como bacterias y virus. La desinfección UV es la primera opción para tales propósitos debido al hecho que aplica solo energía al agua o agua residual y no produce cantidades cuantificables de subproductos desinfectantes conocidos así como desinfectantes químicos (RB.56: Jianling Wang et al., 2.006).

Se transfiere energía electromagnética desde una lámpara de vapor de mercurio al material genético del organismo (ADN, ácido desoxirribonucleico, o ARN, ácido ribonucleico).

Cuando la radiación UV penetra en las paredes de la célula de un organismo, esta destruye la habilidad de reproducción de la célula. La radiación UV, generada por una descarga eléctrica a través de vapor de mercurio, penetra al material genético de los microorganismos y retarda su habilidad de reproducción.

La eficacia del sistema de desinfección con luz ultravioleta depende de los siguientes aspectos:

- Características del agua residual
- Intensidad de la radiación
- Tiempo de exposición de los microorganismos a la radiación
- Configuración del reactor.

Los componentes principales del sistema de desinfección con luz UV son las lámparas de vapor de mercurio, el reactor y los balastos electrónicos (*ballasts*). La fuente de luz UV son las lámparas de arco de mercurio de baja o mediana presión, bien sea de intensidad baja o alta.

La longitud de onda óptima para desactivar eficazmente los microorganismos se encuentra en el rango de 250 a 270 nm. La intensidad de la radiación emitida por la lámpara se disipa a medida que la distancia de la lámpara aumenta.



Existen dos tipos de configuraciones de reactor para el sistema de desinfección con luz UV:

- De contacto: las lámparas de luz UV se encuentran suspendidas afuera de un conducto transparente que transporta el agua residual que va a ser desinfectada.
- Sin contacto: la serie de lámparas de mercurio está recubierta con mangas de cuarzo para minimizar los efectos de enfriamiento del agua residual

El flujo puede ser perpendicular o paralelo a las lámparas

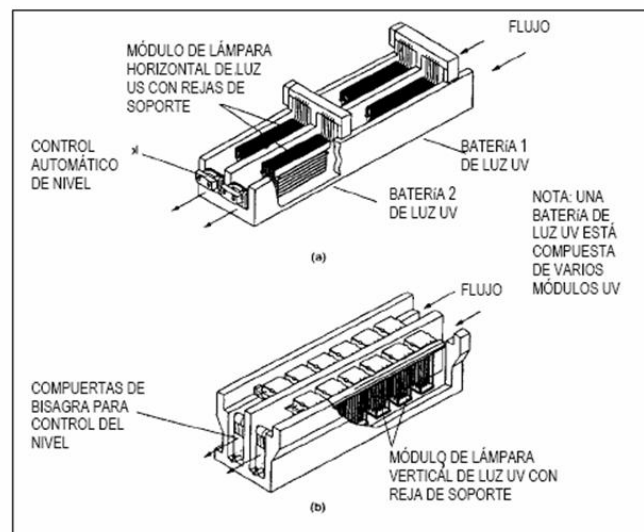


Figura 13: Módulos de lámparas UV: a) adaptado por Trojan Technologies, Inc., b) adaptado por INFILCO Degremont, Inc.

La desinfección con luz UV es más un proceso físico que una desinfección química, lo cual elimina la necesidad de generar, manejar, transportar, o almacenar productos químicos tóxicos, peligrosos o corrosivos. Es eficaz para la desactivación de la mayoría de los virus, esporas y quistes.

La radiación UV también se utiliza en muchos "procesos de oxidación avanzada", ya sea con fines de fotólisis directa o indirectamente para la producción de reactivos intermedios. Los procesos fotocatalíticos UV han sido diseñados para el tratamiento de aguas que contienen compuestos relativamente recalcitrantes. Claramente, las aplicaciones de radiación UV han crecido en importancias y frecuencia de aplicación (RB.13: Ernest R. Blatchley III, 2.003).

2.2.2.4.- Cloro

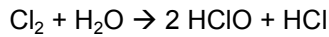
El cloro es el desinfectante más usado para el tratamiento del agua residual doméstica porque destruye los organismos al ser inactivados mediante la oxidación del material celular.

Puede ser suministrado en muchas formas que incluyen:

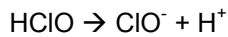
- Gas de cloro
- Soluciones de hipoclorito: hipoclorito sódico – hipoclorito cálcico
- Otros compuestos clorados en forma sólida o líquida
- Electrocloración

Cuando el gas de cloro y las sales de hipoclorito se añaden al agua, se produce la hidrólisis y la ionización para formar ácido hipocloroso (HOCl) e iones de hipoclorito (ClO⁻), también conocidos como cloro libre disponible.

La reacción del cloro disuelto en al agua para transformarse en ácido hipocloroso es la siguiente:



Por su parte el equilibrio con el ion hipoclorito se representa:



El ácido hipocloroso es mejor desinfectante que el hipoclorito, por ello la eficacia del sistema depende de la relación HOCl/ClO⁻.

En efluentes no nitrificados el cloro libre reacciona rápidamente con el amoníaco para formar compuestos combinados de cloro, principalmente monocloramina, la cual es la forma de cloro que predomina en la práctica.

El cloro residual que permanece en el efluente del agua residual puede prolongar el efecto de desinfección aún después del tratamiento inicial, y puede ser medido para evaluar su efectividad.

La aplicación del Cloro a la salida de las plantas depuradoras se hace a través de una cámara de contacto de forma laberíntica que permita un tiempo de contacto mínimo entre los microorganismos y el cloro a una concentración mínima durante un período de tiempo específico de 15 minutos para caudal máximo, evitando en el diseño de la misma que se produzcan zonas muertas o áreas sin circulación.



La dosis adecuada de desinfectante se debe determinar mediante ensayos de demanda de cloro ya que depende de las características del agua y del tipo de proceso utilizado, tiene un rango de 5 a 20 mg/l; para el caso de efluentes tratados con procesos de fangos activos esta demanda suele estar en el orden de 8 mg/l mientras que en procesos de lechos bacterianos la demanda llega a 15 mg/l.

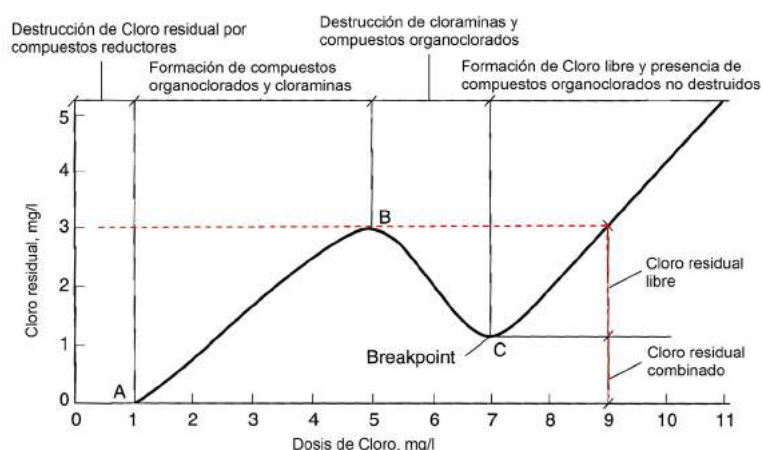


Figura 14: Curva de demanda de Cloro – Breakpoint

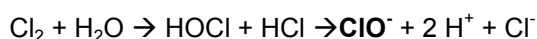


Cloro gas

Las instalaciones de cloro gas utilizan el cloro gas licuado en recipientes que van de 100 a 1.000 kg de Cl_2 y que deben cumplir la normativa APQ-3 (REAL DECRETO 379/2001, de 6 de abril por el que se aprueba el Reglamento de almacenamiento de productos químicos y sus instrucciones técnicas complementarias MIE-APQ-1, MIE-APQ-2, MIE-APQ-3, MIE-APQ-4, MIE-APQ-5, MIE-APQ-6 y MIE-APQ-7. BOE núm. 112 de 10 de mayo de 2001). La principal ventaja es que el producto tiene un pureza del 100 % en Cl_2 , en las dos formas en las cuales se encuentra disponible, gas y líquido. En contra sus principales inconvenientes radican en que se almacena en recipientes a presión, es un producto tóxico y peligroso, extremadamente corrosivo y reactivo con los metales y el hormigón y requiere un mantenimiento importante. La instalación requiere un sistema de dosificación y control.



La reacción química con el agua es la siguiente:



El ácido hipocloroso (HOCl) es el compuesto más importante en los procesos de tratamiento del agua ya que contiene la forma activa del cloro usada para la desinfección de los organismos.

El cloro libre es un potente oxidante que reacciona rápidamente con compuestos orgánicos e inorgánicos, sin embargo el efecto residual desinfectante que ofrece inicialmente no puede persistir tanto como sería necesario. Por su parte, durante la reacción con la materia orgánica, el cloro libre puede formar subproductos de la desinfección (DBP) tales como trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA).

También se debe tener en cuenta el pH del agua, ya que la disminución del pH disminuye la formación de THM pero aumenta la formación de otras especies orgánicas cloradas. Además, las temperaturas más altas aceleran la reacción entre el cloro y material orgánico, aumentando así los niveles de THM y HAA5 en el agua tratada.

Hipoclorito sódico al 15%

Las instalaciones de NaClO constan fundamentalmente de un depósito para el almacenamiento del producto que debe colocarse dentro de una cuba o base de hormigón cerrada que impida que el producto se esparza en caso de rotura o fuga del depósito, junto con un dren colocado en la parte baja y un medidor de nivel. Se cargan desde tanques que transportan el producto hasta el lugar y llevan un tubo de ventilación en la parte superior. Este mismo tubo puede utilizarse como vertedero en caso de que en la maniobra de carga se supere la capacidad del tanque por lo que se conecta a un tubo de rebose que descarga en la cuba. Para su adición en el efluente el sistema va provisto de bombas de dosificación del producto.

La instalación debe cumplir la normativa APQ-3.

Sus principales ventajas son el sencillo mantenimiento de las instalaciones y su buena relación calidad / precio; es el derivado del cloro más utilizado para desinfección.

Es un producto tóxico y peligroso aunque menos que el cloro gas (Cl_2) y necesita una plataforma para evitar que se descargue el producto.

Para dimensionar el volumen del depósito de almacenamiento, aparte de determinar la demanda hay que tener en cuenta la degradación del producto en función del tiempo, que se ve incrementada por la temperatura, el pH y las impurezas.

La reacción del Hipoclorito sódico con el agua se produce a un pH de 12 y es la siguiente:

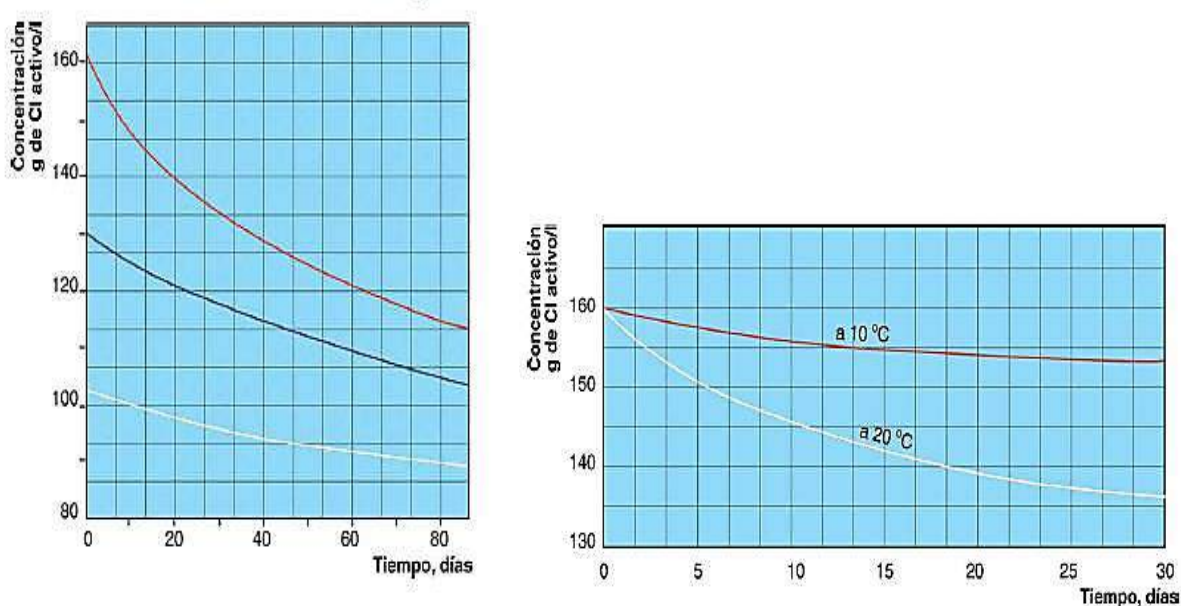


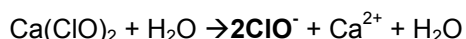
Figura 15: Degradación del Hipoclorito Sódico en función del tiempo y la temperatura

Hipoclorito cálcico al 65%

Las instalaciones de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ se basan principalmente en un depósito dosificador y bombas dosificadoras lo cual permite una instalación de dosificación sencilla y rápida en línea. El producto tiene a su vez un alto aporte de Cl_2 . El producto que se debe manipular y almacenar previamente, es sólido ya que el equipo tiene un depósito en la parte superior para las pastillas.

Este tipo de equipos solo puede aplicarse en pequeñas y medianas instalaciones y presentan un mayor coste de producto.

La reacción del Hipoclorito cálcico con el agua se produce a un pH de 10 y es la siguiente:





Electro-cloración in situ

Las instalaciones de electro-generación se basan en equipos compactos y montados en fábrica. Permiten la generación in situ del NaClO según demanda con un almacenamiento para 1 a 3 días a una baja concentración (0,8%). Las instalaciones son compactas y tienen un mantenimiento anual reducido, no necesitan plataforma para prevenir descargas ni están afectados por la normativa APQ, sin embargo al ser una instalación con riesgo de explosión debe cumplir las normas ATEX:

- Real Decreto 400/1996 relativo a los aparatos y sistemas de protección para uso en atmósferas potencialmente explosivas [Trasposición de la Directiva 94/9/CE (ATEX-100)].
- Real Decreto 681/2003 sobre protección de la salud y seguridad de los trabajadores expuestos a los riesgos derivados de la presencia de atmósferas explosivas en el lugar de trabajo [Trasposición de la Directiva 99/92/CE (ATEX-137)].

A continuación se definen las reacciones para la generación del producto a un pH de 9 y los consumos de energía asociados para producir 1 Kg de Cl₂:



Consumos	Sal (NaCl)	Energía (2e)	Agua (H ₂ O)
Ánodo y cátodo con recubrimiento antiguo	3 Kg	4,4 kW-h	125 l
Ánodo y cátodo con recubrimiento actuales	2 Kg	3,6 kW-h	125 l

Tabla 2: Consumos asociados para producir 1 Kg de Cl₂ a partir de NaCl (C. Martín Naranjo, *Severn Trent Services - Apliclor*, 2012)

Dióxido de Cloro

Se puede generar ClO₂ de tres maneras diferentes a partir de varios productos y concentraciones:

- a) cloro gas y clorito sódico al 25%
- b) ácido clorhídrico y clorito sódico (en 3 diferentes concentraciones)
- c) con tres reactivos: clorito sódico, hipoclorito sódico y ácido clorhídrico

En el siguiente gráfico se muestra un comparativo entre la acción del dióxido de cloro en relación con el cloro para diversos factores, como ser:

1. Acción bactericida y fungicida
2. Acción sobre los virus
3. Acción sobre los patógenos
4. Permanencia
5. Ausencia de THM
6. Eliminación de sabores y olores
7. Oxidación del hierro y manganeso
8. Acción sobre el NH_4^+

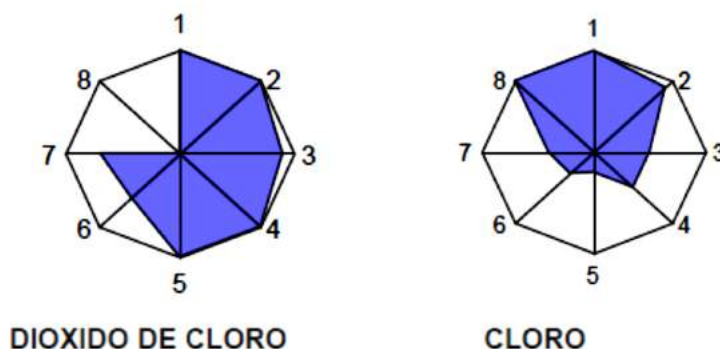


Figura 16: Comparación de la acción del dióxido de cloro vs. Cloro (C. Martín Naranjo, Severn Trent Services - Apliclor, 2012)

Si se compara el potencial de oxidación, es decir la capacidad del producto químico de perder electrones y su potencial de oxidación, se tiene la siguiente valoración de cada uno de los derivados del cloro que permite ver cuál es el oxidante selectivo y de mayor capacidad:

Especie oxidante	Potencial de oxidación, E_0 (V)	Capacidad de oxidación
Ácido hipocloroso (HOCl)	1,49	2 e ⁻
Cloro (Cl_2)	1,36	2 e ⁻
Dióxido de cloro	0,95	5 e ⁻
Ion hipoclorito sódico (NaOCl^-)	< 0,50	2 e ⁻

Tabla 3: Oxidante selectivo y de mayor capacidad (C. Martín Naranjo, Severn Trent Services - Apliclor, 2012)

Como se puede observar en las dos gráficas siguientes, el dióxido de cloro permite dosificaciones más bajas y alcanza tiempos de permanencia mayores en comparación con el Cloro.

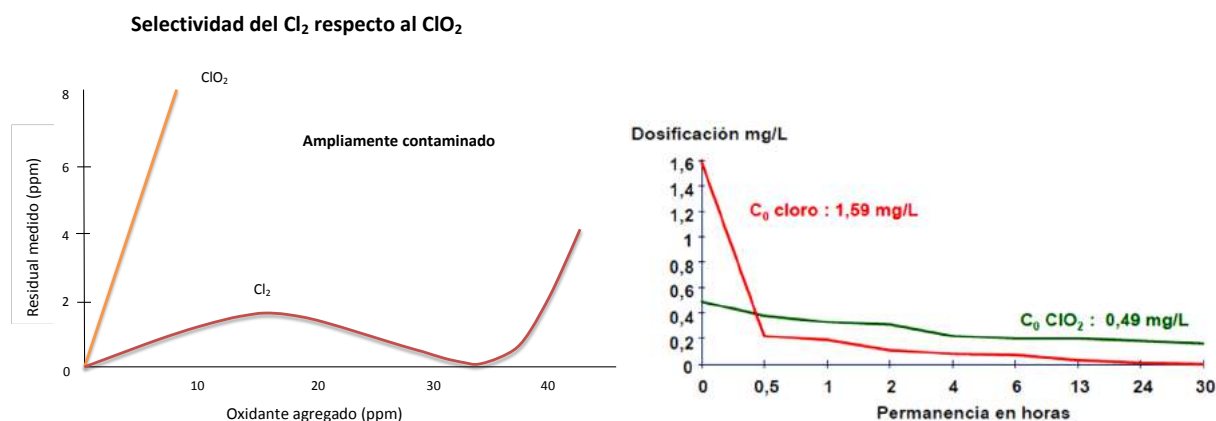
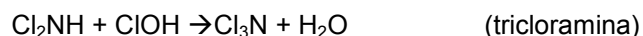
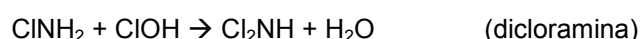


Figura 17: Comparación de la acción del dióxido de cloro vs. Cloro (C. Martín Naranjo, Severn Trent Services - Apliclor, 2012)

Si se compara la acción de diferentes productos desinfectantes sobre la capa de ensuciamiento biológico que se forma sobre la superficie de la membrana, al tener carga negativa en su parte superficial, impide que el ácido hipocloroso (HOCl) y el ácido hipobromoso (HOBr) penetren, mientras que el dióxido de cloro penetra en dicha capa permitiendo su eliminación, manteniendo la superficie de las membranas limpias y eliminando bacterias, incluso las anaerobias sulfito – reductoras, formadoras de ácido sulfhídrico causante de malos olores.

Cloraminación

La cloraminación es el proceso de desinfección del agua usando cloraminas, que son unos compuestos que se forman cuando se añaden cloro y amoníaco juntos, ya sea simultáneamente o secuencialmente. El amoníaco se puede aplicar antes o después que el cloro, sin embargo, la aplicación de amoníaco después del cloro se ha encontrado que es más eficaz para inactivar patógenos. Las reacciones formación de las cloraminas son:



La estructura molecular de los tres tipos de cloraminas es similar a la estructura del amonio; un átomo de cloro reemplaza uno, dos o tres átomos de hidrógeno respectivamente según corresponda. Los átomos de cloro se presentan por pares y tienen un peso en conjunto sobre las 70 unidades de masa atómica; el peso del amonio se mide como N, porque generalmente se expresa como NH_3^+N , que tiene una masa atómica de 14. La diferencia entre el peso de ambos determina la relación cloro/amonio en peso de 5:1. Si se expresa el nitrógeno en forma de ión amonio la relación en peso será 4:1, aunque es menos frecuente expresarla en función de NH_4^+ .

La formación de uno u otro compuesto depende del pH del agua, la temperatura y la relación cloro/amoníaco. Las cloraminas predominan para relaciones molares cloro/amoníaco iguales a 1 o menores y pH superior a 7, con una tasa de formación rápida que alcanza su máximo a pH 8,3. Las dicloraminas por su parte tienen una tasa de formación menor, alcanzando su máximo a pH cercano

a 4,5; para valores de pH menores a 4 solo se encuentran tricloraminas. Para el caso de aguas residuales con los tratamientos usuales el pH se encuentra normalmente entre 7 y 8, con lo cual solo habrá presencia de monoclорaminas, mientras que las dicloraminas estarán presentes en muy bajos porcentajes a menos que la relación molar cloro/amoniaco sea mayor que 1.

La reacción entre el ácido hipocloroso y el amonio convierte prácticamente todo el cloro libre en monoclорaminas en menos de un segundo bajo las siguientes condiciones: pH cerca de 8, temperatura próxima a los 25^a C y una relación en peso cloro/amonio cercana a 5.

2.2.2.5.- Ácido peracético

El ácido peracético (PAA) se ha utilizado en Europa para la desinfección de aguas residuales desde hace muchos años.

El ácido peracético o peroxiacético ($\text{CH}_3\text{-COOOH}$) no existe comercialmente como producto puro. Lo que se conoce con este nombre son mezclas en equilibrio conteniendo ácido peracético, ácido acético, peróxido de hidrógeno y agua en proporción variable según las cantidades predeterminadas de ácido acético y peróxido de hidrógeno que se utilizan como reacción inicial en el proceso de fabricación.

El PAA reacciona con la materia orgánica en las aguas residuales. Si hay poca materia orgánica, la reacción de desinfección será rápida, y la desinfección adicional después de 30 minutos de contacto será insignificante. Sin embargo, en los niveles de alta concentración de materia orgánica, la desinfección también puede existir después de este tiempo, siempre que la dosis inicial de PAA sea lo suficientemente alta como para satisfacer la demanda de PAA de las aguas residuales, permitiendo una acción residual. (RB.41: *Gehr Ronald, et al.*, 2.003).

2.2.2.6.-Desinfección electroquímica

La desinfección electroquímica (DE) podría ser una alternativa prometedora para la reutilización local interna de efluentes de tratamiento biológico (doméstico, industrial). La ventaja principal del método electroquímico, en contraste con las membranas de filtración y la irradiación UV, es la de mantener la desinfección residual (efecto depósito) debido a las especies oxidantes generadas que facilitan el almacenamiento del agua regenerada. Beneficios adicionales potencialmente válidos podrían ser la el potencial de desinfección de alto rendimiento para una amplia variedad de microorganismos sin necesidad de almacenamiento de productos químicos, la generación in situ de oxidantes electroquímico (OEQ) sólo si es necesario, mayor tolerancia a la fluctuación de los parámetros de calidad del agua, por ejemplo, sólidos en suspensión, color, etc., fácil de realizar por una simple integración, conjunción de ahorro de espacio y bajo mantenimiento en los actuales sistemas de alcantarillado, así como costes operativos y de inversión moderados.

La técnica preferida de diseño para su aplicación práctica es un proceso semicontinuo en comparación con la aplicación de la desinfección discontinua a granel (con recirculación), por el papel dominante de cloro libre generado electroquímicamente. Las aguas residuales tratadas biológicamente deben estar fluyendo continuamente con un tiempo de residencia adecuado a través de una célula de electrólisis de flujo tipo para generar una concentración mínima de cloro libre dentro de un reservorio. Hay un tiempo de residencia especial que debe tenerse en cuenta para mantener el efecto residual para la realización del proceso de desinfección.



2.2.3.- Sistemas MBR

Un reactor biológico de membrana (MBR) combina el proceso de fangos activados con un proceso de separación por membrana. El reactor funciona de manera similar a un proceso de fangos activados pero sin la necesidad de decantación secundaria ni de un tratamiento terciario como la filtración en arena. Las dos principales configuraciones en MBR implican membranas sumergidas o circulación externa (configuración de corriente lateral), de entre las cuales la más frecuente es la primera (RB.74: T. Melin et al., 2.006).

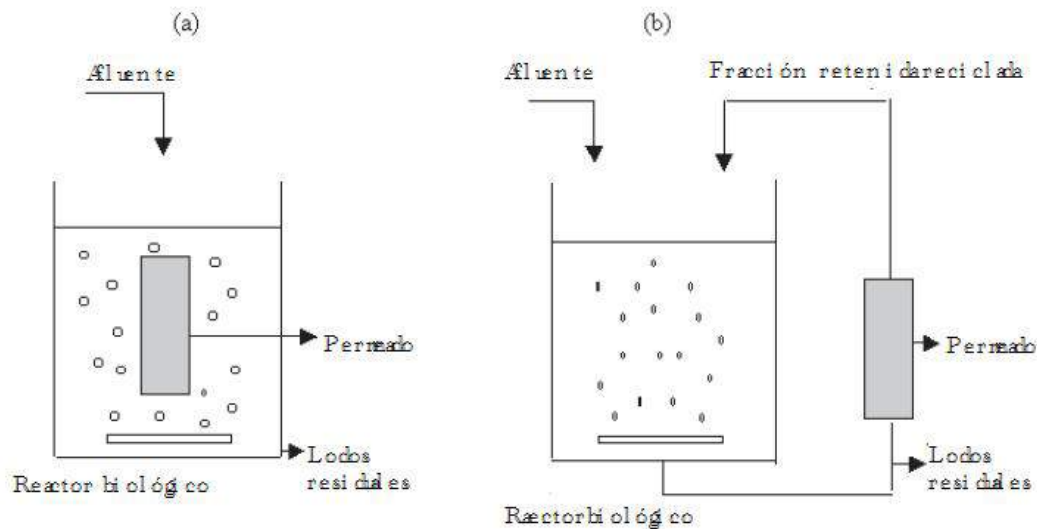


Figura 18: Configuración de sistemas MBR: a) MBR sumergida, b) configuración MBR de corriente lateral (RB.74: Melin T. et al., 2.006).

El espectro de separación de las membranas, como se ha explicado en apartados anteriores, presenta un rango que va desde la ósmosis inversa (OI) y nanofiltración (NF) para la eliminación de solutos, hasta la ultrafiltración (UF) y microfiltración (MF) para la eliminación de partículas finas. Las membranas de MF y UF son las que normalmente se utilizan en los reactores biológicos.

En una planta típica de tratamiento de aguas residuales basada en un proceso aeróbico, como por ejemplo los fangos activados, más del 60% de los costos totales de operación de la planta pueden corresponder al tratamiento y disposición de los fangos. Una de las aproximaciones ideales para reducir la producción de fangos en exceso podrían ser los procesos MBR con tiempos de retención de fangos largos. No hay pérdida de lodos (retención de lodos completa) con tendencia hacia el estado de equilibrio a una concentración de lodos que depende de la tasa de carga. Los reactores de membrana proveen una eficiente separación sólido/líquido y concentraciones de biomasa más altas que aquellas de los lodos convencionales. Estas características afectan al medioambiente bacteriano y al metabolismo de las células, limitando en consecuencia su crecimiento, y por tanto la producción de fangos (RB.29: Dialynas Emmanuel and Diamadopoulos Evan, 2.009).

Los principales parámetros de funcionamiento de un sistema MBR sumergido se resumen en la Tabla 4.

Parámetro	Unidad	Valor
Caudal instantáneo	l/m ² .h	25 – 35
Caudal constante a largo plazo	l/m ² .h	15 – 30
Presión Transmembranal	kPa	20
Concentración de biomasa	gMLSS/l	5 – 25 ¹
Tiempo de retención de sólidos	d	> 20
Producción de fangos	kgSS/kgDQO.d	< 0,25
Tiempo de retención hidráulico	h	1 – 9
Relación alimento / microorganismos	kgDQO/kgMLSS.d	< 0,2
Carga volumétrica	kgDQO/m ³ .d	hasta 20
Tasa de flujo de aire	Nm ³ /h	8 – 12
Temperatura de operación	°C	10 – 35
pH de operación		~7 - 7,5
Frecuencia de lavado	min	5 – 16
Duración del lavado	s	15 – 30
Consumo de energía para filtración	kW.h/m ³	0,20 – 0,40
- Para la aireación de la membrana	%	80 – 90
- Bombeo para la extracción del permeado	%	10 – 20

Tabla 4: Parámetros de operación de un sistema MBR (RB.74: Melin T. et al., 2.006)

Por su parte, las eficiencias de remoción y la calidad del efluente alcanzable para los sistemas MBR sumergidos se dan en la Tabla 5.

¹Se aconseja entre 12 – 15 g/l, concentraciones más altas pueden ocasionar problemas de funcionamiento como la obstrucción de la membrana y la disminución de la eficiencia de transferencia de oxígeno.



Parámetro	Unidad	Eficiencia de remoción (%)	Calidad del efluente
SST	mg/l	> 99	< 2
Turbiedad	NTU	98,8 – 100	< 1
DQO	mg/l	89 – 98	10 – 30
DBO	mg/l	> 97	< 5
COD	mg/l	--	5 – 10
NH ₃ N	mg/l	80 – 90	< 5,6
NT	mg/l	36 – 80	< 27
P _{TOT} ²	mg/l	62 – 97	0,3 – 2,8
Coliformes Totales	UCT/100ml	5 – 8 log	< 100
Coliformes Fecales	UCF/100ml	--	<20
Bacteriófagos	PFU/100ml	>3,8 log	--

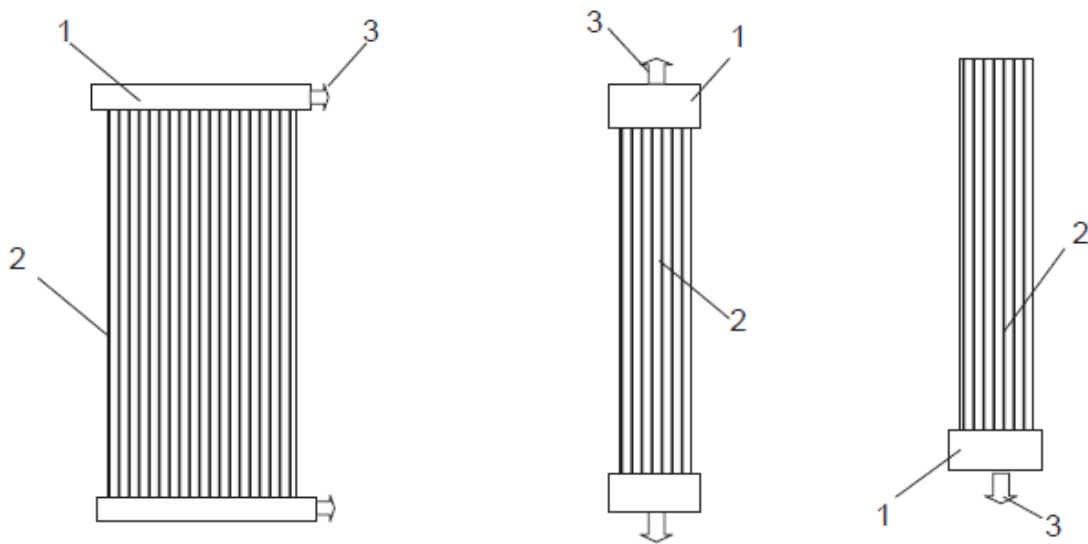
Tabla 5: Eficiencia de remoción y calidad del efluente en un sistema MBR (RB.74: Melin T. et al., 2.006)

El rango completo de tamaños de poros para la UF está comprendido entre 0,001 – 0,02 μm , con una capacidad de eliminación de partículas típica para el tratamiento de aguas y aguas residuales de 0,01 – 0,02 μm . La MF opera con un tamaño de partículas mayor en un orden de magnitud más grueso que la UF. En el tratamiento de aguas, la tendencia moderna es utilizar una MF relativamente más estrecha, con un tamaño de poros de aproximadamente 0,04 – 0,1 μm , mientras que en aguas residuales normalmente se usa una MF estrecha más abierta, con un tamaño de poros de 0,1 – 0,4 μm . No obstante las aguas residuales pueden ser tratadas usando membranas de UF o las membranas de MF utilizadas para las aplicaciones de aguas.

Los procesos biológicos convierten la materia orgánica disuelta en biomasa suspendida, reduciendo el ensuciamiento de las membranas y permitiendo un aumento en la recuperación. Por otra parte, en los procesos de membranas de filtración, las membranas introducidas en los reactores no solo reemplazan la unidad de decantación para la separación de sólidos y líquido sino que además constituyen una barrera absoluta para los sólidos y las bacterias reteniéndolos en el tanque de proceso.

²Con dosificación de hierro

El concepto del primer MBR con fibra hueca sumergida a escala piloto incluyó la inmersión directa de la membrana de fibra hueca dentro del reactor biológico aireado, usando burbujas de aire para controlar el ensuciamiento de la membrana, y permeando de manera intermitente para controlar el flujo. En el año 1.993 Zenon desarrolló el primer módulo de membranas de fibra hueca sumergido (ZW-145) que se caracterizaba por una espiral de fibra en forma de U flotante con un área de filtración de 13 m². Por la misma época, Kubota desarrolló el concepto de módulo comercial de la filtración por membrana de lámina plana sumergida. Zenon desarrolló el primer diseño de haces de fibras verticales de cabezal doble (ZW-150) en 1.994 e introdujo técnicas de encapsulamiento por robótica y la línea automática de producción de módulos para la producción del módulo en serie ZW500 alrededor de 1.997. Mitsubishi Rayon desarrolló su módulo de membrana de fibra hueca sumergida Sterapore SURTM en 1.990. El desarrollo del concepto de aireación intermitente por Zenon, junto con la mejora del diseño de los módulos ha reducido la energía de aireación de 0,9 kWh/m³ a 0,1 kWh/m³ en el periodo comprendido entre 1.994 y 2.005. Las mejoras en las propiedades de la superficie de las membranas han llevado a un aumento sustancial de la permeabilidad de la membrana y la capacidad de anti ensuciamiento, resultando en un aumento significativo en la capacidad de operación pico de los módulos de membrana. Según Metcalf and Eddy, los rangos típicos de flujo en las membranas de MBR están entre 24 y 44 l/m².h con un rango de vacío aplicado de 4 a 35 kPa. Un parámetro crítico lo constituye el tiempo de retención de fangos, ya que el ensuciamiento de las membranas aumenta significativamente cuando se reduce de 10 a 5 días y cuando se aumenta de 30 a 100 días. Tiempos de retención de fangos muy altos no son prácticos en lo que se refiere a la acumulación de sólidos inertes y no biodegradables en el tanque del reactor. Los valores típicos de TRF normalmente usados en el diseño de MBR están en el rango de 5 a 30 días. Para el funcionamiento en la práctica, la mayoría de las plantas de MBR controlan la concentración de MLSS en el rango de 7 a 10 g/l. Una alta concentración de biomasa, por ejemplo >13 g/l, podría reducir significativamente el número α , reducir la tolerancia a la fluctuación de la carga orgánica, y aumentar el ensuciamiento de la membrana (RB.26: *Chang Sheng*, 2,011).



1 – Cabecera del módulo, 2 –Fajo de fibras, 3 – Salida del permeado

Figura 19: Diferentes configuraciones de empaquetamientos de fibras de módulos de membrana de fibra hueca (RB.26: *Chang Sheng*, 2,011).

Se han desarrollado diferentes MBR de flujo lateral que puede ser operados con Alta o Baja velocidad del líquido en el módulo de membrana. Los primeros sistemas MBR utilizaban módulos de membrana



tubulares de flujo lateral, que eran los MBR de flujo cruzado de microfiltración (MF) o ultrafiltración (UF). Para estos primeros sistemas el objetivo inicial de su diseño era reducir las incrustaciones a través de altas velocidades del líquido en el interior de las membranas tubulares (de hasta $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Este diseño ha sido criticado a menudo debido a su alto consumo de energía, lo cual ha limitada su uso a aplicaciones de nichos altamente contaminados; actualmente son operados en gran parte en el campo del tratamiento de efluentes industriales. A finales de los años 80 el desarrollo de la tecnología de membrana sumergida redujo el consumo de energía mediante el uso de aeración para inducir un flujo cruzado y extrayendo agua purificada por un pequeño vacío que ha permitido la adopción de la tecnología de MBR a las aplicaciones más convencionales. Las nuevas configuraciones propuestas recientemente en el desarrollo de los MBR sumergidos de flujo lateral incluyen membranas de fibra hueca sumergidas exterior/interior alojadas fuera del reactor biológico y la aireación se utiliza para controlar las incrustaciones. Esta configuración está destinada a facilitar el mantenimiento y para disociar los sistemas de aireación para el metabolismo de la biomasa de aquellos para el control de las incrustaciones. En este sistema, no se utiliza la circulación pero el concentrado se recicla al reactor biológico, que genera una velocidad del líquido muy baja en el módulo (alrededor de $1\text{-}10 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) (RB.100: *Stricot M. et al.*, 2.010 y RB.22: *Buer Thomas and Cumin Jeff*, 2.010).

El ensuciamiento de las membranas es un gran obstáculo que impide una comercialización más rápida de los sistemas MBR. Como se muestra en la Figura 20, el ensuciamiento de la membrana en el MBR se puede atribuir tanto a la obstrucción de los poros de la membrana como a la deposición de la torta de lodo sobre las membranas que normalmente es el componente predominante del ensuciamiento. El ensuciamiento de las membranas provoca una reducción del flujo de permeado o un aumento de la presión transmembranal (TMP) dependiendo del modo de funcionamiento.

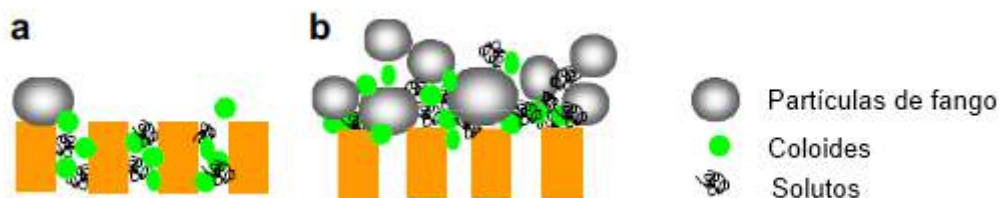


Figura 20: Proceso de ensuciamiento de la membrana en sistemas MBRs: a) bloqueo de poros y b) capa de torta (RB.75: *Meng Fangang et al.*, 2,009)

Con respecto a los MBR, el ensuciamiento de la membrana se produce debido a los siguientes mecanismos:

- 1) adsorción de los solutos o coloides dentro de y/o sobre las membranas,
- 2) deposición de flóculos de lodo en la superficie de la membrana,
- 3) formación de una capa de torta en la superficie de la membrana,
- 4) desprendimiento de incrustaciones (suciedades) debidas principalmente a las fuerzas de corte,
- 5) cambios espaciales y temporales de la composición del ensuciamiento durante el funcionamiento a largo plazo (por ejemplo, el cambio de la comunidad de bacterias y componentes de biopolímeros en la capa de la torta).

En otras palabras, el ensuciamiento de la membrana se puede definir como la deposición indeseable y la acumulación de microorganismos, coloides, solutos y restos de células dentro de y/o sobre las membranas. Dada la compleja naturaleza de los fangos activados, no es sorprendente que el comportamiento del ensuciamiento en los MBR sea más complicado que la mayoría de las

aplicaciones de membranas. En general se podría proponer un historial del ensuciamiento en tres etapas como se muestra en la Figura 21.

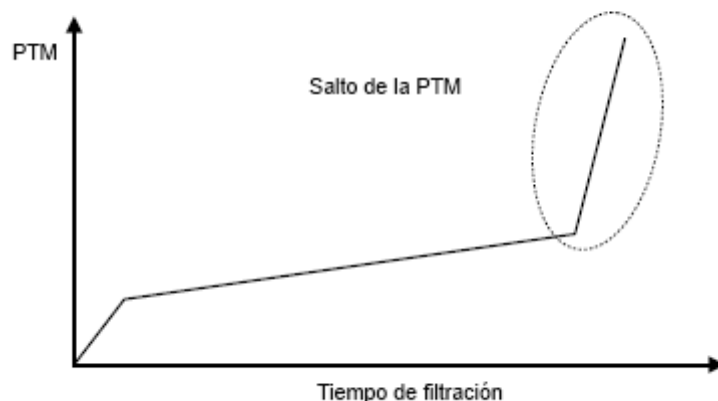


Figura 21: Representación esquemática de como se produce el aumento de la PTM (RB.74: *Meng Fangang et al.*, 2,009)

- Etapa 1: aumento inicial rápido de la PTM a corto plazo;
- Etapa 2: un débil aumento a largo plazo en la PTM;
- Etapa 3: un fuerte aumento de la $dTMP/dt$, también conocido como salto de la PTM

El flujo crítico es un parámetro ampliamente aceptado para la caracterización de ensuciamiento de la membrana en MBR. Se definió inicialmente como un flujo por debajo del cual no se produciría ensuciamiento. El funcionamiento por debajo del flujo crítico se conoce como operación de flujo subcrítico u operación no ensuciante, y se espera que conduzca a poco o ningún ensuciamiento irreversible. Sin embargo, el ensuciamiento en un MBR tiene lugar incluso por debajo del flujo crítico, pero esta tasa de ensuciamiento se encuentra en un nivel mucho más sostenible. Experimentos recientes con membranas de fibra hueca sumergidas indican que el ensuciamiento depende de la relación entre el flujo medio impuesto y el flujo crítico. Debido a los mecanismos complejos que subyacen en el ensuciamiento de la membrana, el flujo crítico podría verse afectada por tres grupos de factores, incluyendo los materiales y las configuraciones de la membrana, los parámetros de funcionamiento y las características del lodo (RB.36: *Fan Fengshen et al.*, 2.006).

El salto de PTM se cree que es la consecuencia de un fuerte ensuciamiento de la membrana. Algunos autores atribuyen el salto de la PTM a los cambios en el flujo local debido al ensuciamiento que causa eventualmente flujos locales de mayor intensidad que el flujo crítico. Otros autores reportaron que el salto repentino fue posiblemente, no sólo por el efecto del flujo local, sino también debido a los cambios bruscos de la película biológica o en la estructura de capa de torta. Debido a la limitación de transferencia de oxígeno, las bacterias en el interior de la biopelícula tienden a morir y liberar sustancias poliméricas extracelulares (SPE). Una investigación más reciente también confirmó que el salto repentino de la PTM estaba estrechamente relacionado con el aumento repentino en la concentración de SPE en la parte inferior de la capa de la torta, lo que podría atribuirse a la muerte de las bacterias en el interior de la misma. El salto de la PTM también depende de las condiciones de operación, ya que a mayor caudal es más fácil que se produzca el salto que a menores caudales a una misma presión de trabajo. Las interacciones entre el salto de la PTM y los parámetros de operación son muy complejas y el salto ocurre inevitablemente en una operación a largo plazo de un



sistema MBR. Por lo tanto, el objetivo general del control del ensuciamiento es retardar la aparición del salto de la PTM a través de la modificación de las características del fango o disminuyendo el flujo en la membrana (por ejemplo con un funcionamiento por debajo de flujo crítico). Algunos modelos empíricos han sido también propuestos, que tienen por objeto expresar la relación entre las características del lodo o condiciones de funcionamiento y ensuciamiento de la membrana. Estos modelos empíricos son útiles para la comprensión y mitigación de ensuciamiento de la membrana en los sistemas MBR (RB.75: *Meng Fangang et al.*, 2,009).

2.2.4.- Tipos de líneas de regeneración

Una vez analizados los diferentes procesos de tratamientos y desinfección se presenta en este apartado los diversos tipos de líneas de tratamiento de regeneración que se han implantado en España con combinaciones de los procesos antes descritos. Para ello se va a utilizar la información incluida en el “*Estudio sobre la fiabilidad y eficacia de las Tecnologías de Regeneración y sus costes asociados*” elaborado por el Área de Tecnología del Agua del CEDEX para el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino en el año 2.009 (RB.141: *CEDEX*, 2.009).

De acuerdo con la información de la BDR, recogida por el CEDEX del Ministerio de Medio Ambiente (BDR, 2005-2007), el volumen de agua regenerada es 368,2 Hm³ al año, que es aproximadamente el 10,6% del volumen total de las aguas residuales tratadas. Aunque el agua reutilizada sólo representa un pequeño porcentaje del total de la demanda de agua en España, en algunas áreas, como las Islas Canarias, Valencia o Murcia, este porcentaje es bastante alto, lo que significa que el agua se ha convertido en un recurso no convencional estratégico. El riego agrícola tiene el uso más frecuente (aproximadamente el 70% del total), aunque el porcentaje de usos ambientales o urbanos han aumentando recientemente. El volumen de agua regenerada se incrementó en 2008 hasta 447,34 Hm³. El principal tratamiento adoptado para lograr la calidad adecuada para riego, de acuerdo a la regulación de reutilización de aguas residuales actual, consiste en una coagulación química y la precipitación, filtración granular, y la desinfección con luz ultravioleta (UV), cloro o una combinación de ambos (RB.52: *Iglesias Raquel et al.*, 2.010).

Este documento ha agrupado las instalaciones disponibles según los siguientes tipos:

2.2.4.1.- Instalaciones con tratamientos físico-químicos (convencionales o avanzados), con posterior filtración sobre arena y desinfección mediante rayos UV.

Físico-Químico	Filtración	Desinfección
Convencional con lamelas	Arena por gravedad	UV
		UV+Hipoclorito
	Arena a presión	Hipoclorito
	Filtro de lecho pulsante	UV
		UV+Hipoclorito
	Arena por gravedad	UV
Dinasand	Hipoclorito	
Avanzado (con recirculación de lodos)	Arena por gravedad	UV + Hipoclorito
		UV
Avanzado (con recirculación de arena)	Arena por gravedad	UV

Tabla 6: Instalaciones disponibles con tratamiento físico-químico convencional o avanzado (RB.141: CEDEX, 2.009)

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

Tanto los tratamientos convencionales como avanzados con filtración de arena por gravedad y desinfección ultravioleta consiguen resultados entre 0 y 150 UFC/100ml, por lo que pueden alcanzar las calidades más exigentes del RD 1620/2007, pero sin llegar a asegurar la ausencia.

Los problemas de bajos rendimientos se deben fundamentalmente a fallos de operación: parada de bombas, sulfatación de balastos, averías.

Sólidos en suspensión

Los rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión alcanzados se encuentran en el intervalo 50-93%, aunque en el caso de los tratamientos físico-químicos avanzados el intervalo se encuentra entre 70-80%. Los valores finales de sólidos en suspensión los tratamientos convencionales consiguen resultados entre 1,5-6,4 mg/L, y los avanzados entre 2,0-4,0; por tanto, no existe una diferencia significativa entre ambos tratamientos. En la mayoría de los casos se encuentran por debajo del límite más exigente del RD 1620/2007.

Comparando los tratamientos convencionales con los avanzados, estos últimos son los únicos que consiguen resultados por debajo de 1 NTU (0,2-1,5 NTU) a diferencia de los tratamientos convencionales que se encuentran en el intervalo 1,0-3,0 NTU.

Cumplimiento de normativa

El parámetro que condiciona los posibles usos de aplicación es la *Escherichia coli*. Por lo tanto las instalaciones pueden obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el R.D. 1620/2007 excepto los que requieren ausencia de *E. coli*:



- Usos urbanos residenciales (1.1.): riego de jardines privados y descarga de aparatos sanitarios.
- Usos industriales (3.2.): torres de refrigeración y condensadores evaporativos.
- Usos ambientales (5.2.): recarga de acuíferos por inyección directa

2.2.4.2.- Instalaciones con tratamiento físico-químico convencional con lamelas, seguidos de filtros de puente móvil y desinfección mediante rayos UV.



Figura 22: ERAR Viveros de la Villa, Madrid (Canal de Isabel II)

Los datos disponibles son de una única estación.

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

No se tienen datos de rendimiento de remoción de *E. coli*, solo se dispone de mediciones a la entrada y salida de dicho parámetro, con valores en el efluente de 0 UFC/100 ml.

Sólidos en suspensión

La filtración de puente móvil es capaz de eliminar hasta un 78% de los sólidos en suspensión consiguiendo un valor de salida (4 mg/l) que cumple con el criterio de calidad más exigente recogido en el RD 1620/2007 (5 mg/l), esto a pesar de los problemas de funcionamiento del tratamiento físico-químico (acumulación de flóculos que no decantan) con aumento de sólidos en suspensión a la salida del tratamiento.

Turbidez

A pesar del aumento de la turbidez en el tratamiento físico-químico, el filtro de puente móvil es capaz de reducir a la mitad la turbidez obteniendo un valor final de 2 NTU.

Este valor comparado con los criterios de calidad establecidos en el RD 1620/2007 cumple con todos ellos excepto con el más exigente (1 NTU).

Cumplimiento de normativa

El parámetro que condiciona los posibles usos de aplicación es la turbidez. Por lo tanto las instalaciones pueden obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el RD 1620/2007 excepto los que requieren una turbidez de 1 NTU, es decir:

- Usos industriales (3.2.): torres de refrigeración y condensadores evaporativos

2.2.4.3.- Instalaciones con filtro de arena a gravedad o presión, seguidos de desinfección mediante rayos UV.

Filtración	Desinfección
Arena a presión	UV (tratamiento parado)
	UV
	Hipoclorito

Tabla 7: Instalaciones con filtro de arena a gravedad o presión, seguidos de desinfección mediante rayos UV (RB.141: CEDEX, 2.009)

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

Respecto a la eliminación de *E. coli* se tienen resultados de dos instalaciones donde los rendimientos de eliminación son del 100%, consiguiendo ausencia en el efluente de salida. Por tanto, esta línea de tratamiento puede alcanzar el criterio más exigente establecido en el RD 1620/2007.

Sólidos en suspensión

Se descartan los datos de dos estaciones, una por problemas en la purga de fangos y otra porque no se cuenta con el dato de entrada.

En el resto de las instalaciones los rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión se encuentran entre el 56 y 67% con valores finales que van de los 4,8 a los 8 mg/l, muy cercanos al criterio de calidad más exigente del RD 1620/2007 (5 mg/l).

Turbidez

Existen rendimientos de reducción de la turbidez de entre el 33-65% con unos valores de salida de se encuentran entre 2,6 y 6, lo que comparado con los criterios de calidad establecidos en el RD 1620/2007 (1, 2, 10, 15 NTU) significa que se pueden conseguir valores bastante buenos de turbidez, pero en ningún caso los más exigentes.

Cumplimiento de normativa

El parámetro que condiciona los posibles usos de aplicación es la turbidez. Por consiguiente, las instalaciones con tratamiento de filtración por arena pueden obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el RD 1620/2007 excepto los siguientes:

- Usos urbanos residenciales (1.1.): riego de jardines privados y descarga de aparatos sanitarios.
- Usos industriales (3.2.): torres de refrigeración y condensadores evaporativos.
- Usos ambientales (5.2.): recarga de acuíferos por inyección directa.



2.2.4.4.- Instalaciones con filtros de lecho pulsante y posterior desinfección.

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

Únicamente se conoce el valor de *Escherichia coli* a la salida de la instalación (0 UFC/100 ml), por tanto, no se puede valorar el rendimiento de esta tecnología, aunque en teoría puede alcanzar el criterio de calidad más exigente del RD 1620/2007 (ausencia).

Sólidos en suspensión

El único rendimiento disponible es del 90% obteniendo un valor de salida de 2 mg/l por lo que cumple sobradamente el criterio de calidad más estricto del RD 1620/2007 (5 mg/l).

Turbidez

Únicamente se conoce el valor de salida del efluente (1,6 NTU) que cumple con todos los criterios establecidos en el RD 1620/2007 excepto para el caso más exigente (1 NTU).

Huevos de nematodos

Existe ausencia de nematodos tanto en la entrada como en la salida de la instalación por lo que no se puede valorar la eficacia de dicho tratamiento.

Cumplimiento de normativa

El parámetro que condiciona los posibles usos de aplicación es la turbidez. Por lo tanto pueden obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el RD 1620/2007 excepto los que requieren una turbidez de 1 NTU, es decir:

- Usos industriales (3.2.): torres de refrigeración y condensadores evaporativos.

2.2.4.5.- Instalaciones con filtros de anillas y posterior desinfección.

Filtración	Desinfección
Anillas	S/D
	UV

Tabla 8: Instalaciones disponibles con filtro de anillas y desinfección posterior (RB.141: CEDEX, 2.009)

Se tienen datos de dos instalaciones pero no se han tenido en cuenta los de una de ellas porque el agua de entrada al filtro presenta partículas inferiores a las 25 micras de paso de las anillas, lo que presenta un rendimiento en la reducción de sólidos en suspensión de solo un 18%, y la producción de microburbujas en la transición y caída de las anillas provoca un bajo rendimiento en la desinfección y genera una alteración en la medición de la turbidez dando valores mayores a la salida que a la entrada.

Ventajas e inconvenientes detectados

Sólidos en suspensión

El rendimiento de reducción de sólidos en suspensión alcanza el 99% obteniendo un valor final de 2,4 mg/l que cumple con el criterio de calidad más exigente del RD 1620/2007 (5 mg/l).

Cumplimiento de normativa

Debido a la falta de datos sobre 3 parámetros de los 4 obligatorios marcados por el RD 1620/2007 no ha sido posible hacer una valoración de esta tecnología.

2.2.4.6.- Instalaciones con filtros de tamiz y posterior desinfección.

Físico-Químico	Filtración	Desinfección
Convencional con lamelas	Tamiz de tela	UV
	Tamiz de discos	
Avanzado con recirculación de lodos	Tamiz de tela	
	Tamiz de discos	

Tabla 9: Instalaciones disponibles con filtros de tamiz y posterior desinfección (RB.141: CEDEX, 2.009)

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

Los datos de rendimiento facilitados se encuentran en torno al 97-100% obteniendo unos valores finales que van desde la ausencia de *Escherichia coli* hasta las 646 UFC/100 ml. Por tanto, con esta tecnología se puede alcanzar el criterio de calidad más estricto del RD 1620/2007 (ausencia).

Sólidos en suspensión

A pesar de que los rendimientos van desde el 29% hasta el 73%, los valores finales obtenidos (entre 6-10 mg/l) están por debajo de los criterios de calidad establecidos en el RD 1620/2007 excepto para el criterio de mayor calidad (5 mg/l).

Turbidez

Se dispone de los datos finales correspondientes a 4 instalaciones, y sólo una de ellas presenta además dato de entrada, con un rendimiento de reducción de turbidez de un 59%, obteniendo un valor final de 3,43 NTU.

El resto de instalaciones obtienen valores finales comprendidos entre 2,40 y 5,17 NTU, lo que comparado con los criterios de calidad establecidos en el RD 1620/2007 (1, 2, 10, 15 NTU) es de una calidad media.

Huevos de nematodos

En la única estación que dispone de medición de huevos de nematodos presenta ausencia tanto en la entrada como en la salida de la instalación por lo que no se puede valorar la eficacia de dicho tratamiento.



Cumplimiento de normativa

Los parámetros que condicionan los posibles usos de aplicación son la *Escherichia coli* y la turbidez. Por consiguiente, las instalaciones con filtros de tamiz pueden obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el RD 1620/2007 excepto los que requieren ausencia de *Escherichia coli* y una turbidez de 1 ó 2 NTU, es decir:

- Usos urbanos residenciales (1.1.): riego de jardines privados y descarga de aparatos sanitarios.
- Usos industriales (3.2.): torres de refrigeración y condensadores evaporativos.
- Usos ambientales (5.2.): recarga de acuíferos por inyección directa.

2.2.4.7.- Instalaciones con filtros con recirculación de arena y lavado en continuo de doble etapa y posterior desinfección

F-Q	Filtración	Desalación
	De arena de lavado en continuo de doble etapa	EDR
	De arena de lavado en continuo de doble etapa	OI

Tabla 10: Instalaciones disponibles con filtros con recirculación de arena y lavado en continuo de doble etapa (RB.141: CEDEX, 2.009)

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

Sólo se dispone de un dato de *E. coli* correspondiente una estación con un valor de 200 UFC/100 ml en el efluente del filtro. Existen otras experiencias en las que ha participado el CEDEX donde se han conseguido resultados por debajo de 100 UFC/100 ml e incluso menos, pero se carece de dichos registros o no se han incluido en el documento.

Sólidos en suspensión

Se pueden conseguir rendimientos entre el 80 y 100 % con una calidad del efluente del filtro de 0,0-5,0 mg/l. Esto es debido a que esta tecnología retiene los sólidos superiores a 0,001 mm de diámetro.

Fósforo Total

En dos de las estaciones se repiten los resultados: rendimiento del 68% con un valor de salida de 8 mg/l.

Turbidez

Existen datos de eliminación de turbidez en las 3 estaciones con unos rendimientos que van del 80 al 90% y con unos valores en el efluente entre 0,5 y 2,0 NTU.

Huevos de nematodos

En la única estación que dispone de medición de huevos de nematodos presenta ausencia tanto en la entrada como en la salida de la instalación por lo que no se puede valorar la eficacia de dicho tratamiento.

Cumplimiento de normativa

Los parámetros que condicionan los posibles usos de aplicación son la *Escherichia coli* y el fósforo total. Por consiguiente, las instalaciones con doble filtración pueden obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el RD 1620/2007 excepto los que requieren ausencia de *Escherichia coli* y fósforo total inferior a 2 mg/l, es decir:

- Usos urbanos residenciales (1.1.): riego de jardines privados y descarga de aparatos sanitarios.
- Usos industriales (3.2.): torres de refrigeración y condensadores evaporativos.
- Usos ambientales (5.2.): recarga de acuíferos por inyección directa.
- Usos recreativos (4.2): masas estancadas.

2.2.4.8.- Instalaciones con desalación.

F-Q	Filtración	Desalación
	BRM	EDR
Convencional con lamelas	Filtro de bujías	OI
	De arena de lavado en continuo de doble etapa	EDR
	Microfiltración	OI
	Ultrafiltración	OI
	Arena a presión + arena de lavado en continuo de doble etapa	EDR
	Arena a presión	EDR
	De arena de lavado en continuo de doble etapa	OI
	De arena de lavado en continuo de doble etapa	EDR

Tabla 11: Instalaciones disponibles con tratamiento de desalación (RB.141: CEDEX, 2.009)

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

Todos los valores finales disponibles, son de ausencia de *Escherichia coli* (con rendimientos del 100%), independientemente del tipo de filtración o tecnología de desalación. Por tanto, ambas tecnologías de desalación pueden cumplir el requisito de calidad más exigente del RD 1620/2007.



Sólidos en suspensión

A pesar de la variabilidad de rendimientos (incluso llegando a haber incremento en la concentración de sólidos en suspensión en algunos casos), todos los valores de salida se encuentran entre 0 y 5 mg/l. Por lo que ambas tecnologías pueden llegar a cumplir el criterio de calidad más exigente recogido en el RD 1620/2007 (5 mg/l).

Fósforo Total

Se dispone de los datos de entrada y salida de un filtro, obteniendo valores de 25 y 8 mg/L, respectivamente. Por tanto, no alcanza a cumplir el criterio de calidad establecido por el RD 1620/2007 para el uso recreativo 4.2 (estanques)

Turbidez

En cuanto a la turbidez, 6 de las 7 instalaciones con datos disponibles presentan rendimientos entre el 87%-100% obteniendo valores finales entre 0 y 1 NTU, es decir, por debajo del requisito más exigente del RD 1620/2007 (1 NTU).

No obstante, una instalación presenta un rendimiento excesivamente bajo (30%) comparado con el resto, obteniendo un valor final de turbidez (3,5 NTU) que no cumple con las 2 calidades más exigentes recogidas por el RD 1620/2007 (1, 2 NTU). No se ha logrado determinar el motivo ya que la instalación no presenta problemas de funcionamiento.

Huevos de nematodos

Se dispone de datos correspondientes a 2 instalaciones, las cuales presentan ausencia tanto a la entrada como a la salida del filtro. Por tanto, en el documento se deduce que esta tecnología puede llegar a alcanzar la calidad exigida por el RD 1620/2007 (1 huevo/10l).

Cumplimiento de normativa

El único parámetro que puede condicionar el uso del agua regenerada es la concentración de fósforo total, de forma que esta tecnología puede obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el RD 1620/2007 excepto el uso recreativo 4.2 (estanques) que requiere una concentración máxima de fósforo total de 2 mg/l:

2.2.4.9.- Instalaciones con reactor biológico de membranas (MBR).

Ventajas e inconvenientes detectados

Escherichia coli

Se dispone de los datos de salida de 2 instalaciones. Sus valores son, respectivamente, 10 y 1 UFC/100 ml. Por tanto, con esta tecnología se puede cumplir con todos los criterios de calidad establecidos por el RD 1620/2007 salvo el que exige ausencia de *Escherichia coli*.

Sólidos en suspensión

Los datos finales disponibles en las 4 instalaciones mencionadas, obtienen resultados entre 1 y 7 mg/l, lo que significa que se puede cumplir con el criterio de calidad más exigente del RD 1620/2007 (5 mg/l).

Fósforo Total

Se dispone de los datos de salida de las 4 instalaciones así como de sus rendimientos. Estos rendimientos se encuentran entre el 20-76% con unos valores finales entre 3,8-13,8 mg/l, por lo que no cumple con la calidad exigida por el RD 1620/2007 para masas de agua estancadas incluidas en el uso 4.2 (2 mg P/l)

Turbidez

Los datos finales disponibles en 3 de las instalaciones alcanzan valores entre 0,5 y 6,0 NTU, por lo que esta tecnología puede llegar a cumplir con la calidad más exigente contemplada en el RD 1620/2007 (1 NTU).

Huevos de nematodos

Solo se dispone del valor final de una instalación 1 huevo/10l. Este resultado cumple con el criterio de calidad exigido por el RD 1620/2007 (1 huevo/10l).

Cumplimiento de normativa

Los parámetros que condicionan los posibles usos de aplicación son la *Escherichia coli* y el fósforo total. Por lo tanto pueden obtener calidades aptas para todos los usos recogidos en el RD 1620/2007, excepto los que requieren ausencia de *Escherichia coli* o una concentración máxima de fósforo total de 2 mg/l, es decir:

- Usos urbanos residenciales (1.1.): riego de jardines privados y descarga de aparatos sanitarios.
- Usos industriales (3.2.): torres de refrigeración y condensadores evaporativos.
- Usos ambientales (5.2.): recarga de acuíferos por inyección directa.
- Usos recreativos (4.2): masas estancadas

2.2.5.- Tratamientos de regeneración recomendados

En el Anexo IV - Costes de los Tratamientos de Regeneración de Aguas del Plan Nacional de Reutilización de Aguas (PNRA) del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (RB.157: MMAMRyM, 2.010) se han incluido los tratamientos de regeneración más recomendables en función de los criterios de calidad exigidos en el RD 1620/2007. Se ha establecido en primer lugar un agrupamiento de las 14 calidades recogidas en él según su rigurosidad respecto a la calidad bacteriológica exigida. En la Tabla 12 se establecen 6 tipos de calidad (A, B, C, D, E y F), teniendo en cuenta fundamentalmente los límites indicados respecto a *Escherichia coli*, Nematodos intestinales y Legionella spp.



APLICACIONES		Calidad	<i>Escherichia coli</i> UFC/100 ml	Huevos de nematodos intestinales/10 l	<i>Legionella spp.</i> 100 UFC/l
Industrial 3.2 a)	Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.	A	Ausencia	Ausencia	Ausencia
Residencial 1.1 a) y b)	Riego de jardines privados. Descarga de aparatos sanitarios		Ausencia	< 1	< 100
Recarga Directa 5.2 a)	Recarga de acuíferos por inyección directa.		Ausencia	< 1	No se fija límite
Servicios urbanos 1.2 a), b), c) y d)	Servicios urbanos, sistemas contra incendios y lavado de vehículos	B	< 100 - 200	< 1	< 100
Agrícola 2.1 a)	Riego agrícola sin restricciones				
Recreativo 4.1 a)	El riego de campos de golf				
Usos agrícolas 2.2 a), b) y c)	Riego de productos agrícolas para consumo humano no en fresco Riego de pastos para animales productores. Acuicultura	C	< 1.000	< 1	No se fija límite
Industrial 3.1 c)	Aguas de proceso y limpieza para uso industria alimentaria.		< 1.000	< 1	< 100
Recarga indirecta 5.1 a)	Recarga de acuíferos por percolación (infiltración localizada) a través del terreno		< 1.000	No se fija límite.	No se fija límite.
Usos agrícola 2.3 a), b) y c)	Riego de cultivos leñosos sin contacto con los frutos Riego de cultivos de flores, viveros e invernaderos, sin contacto con producción	D	< 10.000	< 1	< 100

APLICACIONES		Calidad	<i>Escherichia coli</i> UFC/100 ml	Huevos de nematodos intestinales/10 l	<i>Legionella spp.</i> 100 UFC/l
	Riego de cultivos industriales no alimentarios				
Industrial 3.1 a) y b)	Otros usos industriales.				
Recreacional 4.2 a)	Estanques, masas de agua y caudales ornamentales, con acceso impedido al público.				
Ambiental 5.3 a) y b)	Riego de bosques y zonas verdes no accesibles al público Silvicultura	E	No se fija límite	No se fija límite	No se fija límite
Ambiental 5.4 a)	Mantenimiento de los humedales, caudales mínimos (y usos similares)	F	La calidad mínima requerida se estudia caso por caso		

Tabla 12: Grupos de calidad en función de los límites bacteriológicos establecidos en el R.D. 1620/2007 (RB.157: MMAMRyM, 2.010)



En el mismo Anexo IV del citado PNRA, de acuerdo a la eficacia, fiabilidad y rendimientos asociados a cada línea de tratamiento y a las calidades exigidas en el R.D. 1620/2007, se realiza una propuesta de Líneas de tratamiento adecuadas para cada tipo de calidad, separando los casos en que no se necesita eliminar sales y los casos en que es necesario. Estas propuestas se recogen en la Tabla 13 y en la Tabla 14, recordando que constituye un ejercicio de acercamiento a este tema y que para seleccionar el tratamiento más adecuado deben analizarse en profundidad las características específicas correspondientes a cada caso.

TIPO DE CALIDAD	TIPO DE TRATAMIENTO Y LÍNEA DE REGENERACIÓN ADECUADA	
	TIPO	LÍNEA
A	1	Físico-químico con decantación ³ , + Filtración + Filtración con membranas ⁴ + Desinfección de mantenimiento (normalmente ClONa) Un tratamiento físico-químico convencional con decantación + filtración + desinfección combinada con rayos UV e hipoclorito, puede conseguir los límites establecidos para los parámetros biológicos (E. coli, Legionella spp y huevos de nematodos), pero tiene dificultades para conseguir 1-2 NTU de turbidez, lo que le inhabilita para este tipo de calidad, excepto en casos específicos en que la calidad del efluente depurado es muy alta. En el uso recarga directa de acuíferos se está implantando la línea 5a ⁵
B	2	Físico-químico con decantación + Filtración + Desinfección (tendencia a emplear rayos UV) + Desinfección de mantenimiento (normalmente ClONa)
C	3	Filtración + Desinfección (tendencia a emplear rayos UV) + Desinfección de mantenimiento (normalmente ClONa)
D		
E	4	Filtración ⁶
F	-	En función de la calidad requerida en cada caso.

Tabla 13: Líneas de tratamiento sin desalinización que pueden cumplir los requisitos del RD 1620/2007 por grupos de calidad (RB.157: MMAMRyM, 2.010)

³ Tratamiento físico-químico con sistema de decantación lamelar. Con concentraciones regulares de los constituyentes en las aguas residuales tratadas que cumplan con los requisitos del RD 11/1995, esta unidad de operación se puede omitir.

⁴ Los casos estudiados tienen ultrafiltración.

⁵ Todas las líneas de tratamiento en España incluyen OI para eliminar nutrientes y constituyentes trazas.

⁶ Con estándares regulares de calidad de las aguas residuales tratadas, pero se recomienda cualquier superficie o profundidad de filtración para la gestión del sistema de distribución.

TIPO DE CALIDAD	TIPO DE TRATAMIENTO Y LÍNEA DE REGENERACIÓN ADECUADA	
	TIPO	LÍNEA
TODAS	5a	Físico- químico con decantación ⁷ + Filtración + Filtración con membranas ⁸ + desalación mediante OI + Desinfección de mantenimiento (normalmente ClONa)
B, C ,D, E	5b	Físico-químico con decantación ⁹ , Filtración ¹⁰ , Desalación mediante EDR + Desinfección (tendencia a emplear rayos UV) + Desinfección de mantenimiento (normalmente ClONa)

Tabla 14: Líneas de tratamiento con desalinización que pueden cumplir los requisitos del RD 1620/2007 por grupos de calidad (RB.157: MMAMRyM, 2.010)

Estas tres tablas están también incluidas en el artículo publicado por el grupo técnico "Tecnologías de regeneración y sus costes asociados" (RB.52: *Iglesias Raquel et al.*, 2.010) del Área de estudios y planificación del CEDEX que ha participado en la redacción del citado Plan Nacional de Reutilización de Aguas (PNRA).

⁷ Tratamiento físico – químico con sistema de decantación lamelar.

⁸ Se utiliza mayoritariamente la ultrafiltración

⁹ Tratamiento físico – químico con sistema de decantación lamelar

¹⁰ Se está utilizando Filtración de doble capa con lavado en continuo



3.- OBJETIVOS INICIALES

Los estudios e investigaciones a llevar a cabo en ésta Tesis se refieren al uso de las aguas residuales regeneradas, orientado específicamente a usos recreativos de acuerdo a la actual normativa vigente (Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre).

Se analizarán los sistemas de tratamiento disponibles en el país, tratando de identificar los problemas que presentan cada uno de ellos de acuerdo a los estudios llevados a cabo por organismos como el CEDEX y el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (antes Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino), buscando identificar los riesgos asociados con posibles fallos en los sistemas de tratamiento, los dispositivos de control implantados en las líneas de tratamiento para prevenir riesgos a la salud por contacto o ingesta de esas aguas, se definirán las dudas que hayan surgido, y se identificará el horizonte del conocimiento en éste área de estudio.

Para ello se plantean en éste capítulo las preguntas y dudas que pueden surgir del repaso de las generalidades y del planteamiento del tema de estudio, con el objetivo de orientar el trabajo de investigación bibliográfica en la búsqueda de respuestas y bases para el análisis propuesto.

El objetivo primordial para la reutilización de aguas residuales regeneradas es garantizar en todo momento que el uso de dichas aguas no implique riesgos para los usuarios ni para los operadores, ya sea por contacto y/o ingesta. Por lo tanto la seguridad de la instalación resulta fundamental y para garantizarla es necesario establecer unos mecanismos de control.

Habrá por tanto que definir qué se entiende por riesgo y cuáles son los umbrales en los cuales es posible trabajar; por tanto, se considera importante analizar la teoría del riesgo y su uso a nivel mundial en la gestión del recurso agua para contextualizar el problema.

Se deberá que buscar en profundidad si existe disponibilidad de datos de fallos en cada una de las líneas de tratamiento y en los procesos intermedios que la componen, para identificar los puntos con mayor y menor garantía de funcionamiento.

En el documento elaborado por el CEDEX se ha hecho un estudio sobre 59 plantas distribuidas en siete Comunidades Autónomas (Andalucía, Baleares, Canarias, Cataluña, Madrid, Murcia y Valencia). Sin embargo, se ha llegado a las siguientes conclusiones:

- En muchos casos los datos eran insuficientes para valorar la fiabilidad del proceso.
- Los rendimientos individuales de cada tecnología han sido difíciles de evaluar al disponerse de muy pocos análisis a la salida y entrada de las mismas.

Por lo tanto habrá que buscar datos en la bibliografía existente, fundamentalmente en estudios específicos relacionados con determinados contaminantes, y sobre el rendimiento de las tecnologías en su eliminación o reducción.

De la información que se logre obtener de la bibliografía se deberá buscar una primera aproximación, pero del mismo modo será fundamental recabar información de los explotadores, sobre datos de operación y mantenimiento en sus instalaciones, para poder contar con más datos y un mayor conocimiento de cada uno de los sistemas incluidos en los procesos de tratamiento terciarios.

Se deberá analizar si existen dispositivos/equipos de control en continuo para las diferentes cargas de contaminación que vienen en el agua residual tratada a la entrada y salida del proceso terciario,

que parámetros se pueden medir en continuo y cuáles no, que fiabilidad tienen dichos dispositivos de medición, que coste tiene su implementación y que operadores los están usando con normalidad en el país y cuáles han sido sus experiencias. El objetivo de éste análisis será conocer que parámetros se pueden medir en continuo y cuál es la fiabilidad de cada uno de esos equipos.

En la misma línea, pero para el caso de la práctica habitual de toma de muestras y ensayos en laboratorios, habrá que analizar que garantía ofrecen los métodos de medición en laboratorio para la determinación de parámetros microbiológicos, que son los que normalmente requieren mayores cuidados en el transporte y guarda de las muestras, y mayores dificultades tienen las técnicas de laboratorio. Es importante conocer que cuidados se deben tener en la toma de muestras para ensayos microbiológicos.

Con respecto a los indicadores bacterianos, virales y parasitarios se deberá estudiar cuál es el tiempo desde la toma de muestra hasta que llega el resultado de la analítica para un posible control en tiempo real de dichos parámetros.

El objetivo de la medición en continuo es saber en tiempo real si los parámetros están dentro de los rangos establecidos por la normativa, por tanto si el agua residual regenerada cumple con la legislación vigente y puede ser reutilizada. Pero también puede valer, si es el caso, para modificar la dosificación de reactivos a la entrada en función de la variación de los parámetros de contaminación.

Otro parámetro a analizar en este estudio será el tipo de indicadores que se utilizan para la determinación de organismos patógenos en un agua residual y cuál es la fiabilidad de los métodos existente para su medición.

Por último, se hará un repaso de los tipo de controles se usan normalmente en estaciones depuradoras de aguas residuales con tratamiento terciario en España, para determinar si los mismos son suficientes para garantizar la calidad del agua regenerada y del proceso de tratamiento utilizado.

Con todos estos elementos se podrá definir una estrategia de control para el sistema de regeneración, siempre tomando en cuenta el uso del agua previsto para el estudio, y ver si la normativa vigente, el Real Decreto 1620/2007 es capaz de garantizar los objetivos de calidad y seguridad fijados en el estudio.

En aquellos puntos donde no se logre el objetivo previsto se propondrán mejoras y/o cambios en la legislación que permitan lograr los mismos por otros medios o con diferentes herramientas de control.



4.- INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA

Para realizar este análisis se ha realizado una investigación bibliográfica empezando por España, y luego por los países que tienen una amplia experiencia en el tema de reutilización, en búsqueda de libros, artículos, y documentos que permitan tener una base de trabajo sólida.

Se han escogido como libros de cabecera para este estudio “*Water reuse, issues, technologies, and applications*” (RB.136: *Asano Takashi et al.*, Metcalf & Eddy | AECOM – 2.007) y “*Depuración y Desinfección de Aguas Residuales*” (RB.151: *Hernández Muñoz Aurelio* - 5ª Ed. – 2.001).

Por su parte se ha recopilado artículos técnicos referidos a las diversas tecnologías antes mencionadas. Para ello se han identificado los parámetros básicos que intervienen en el proceso:

- | | |
|------------------------|----------------------|
| - Sólidos | Solid |
| - Organismos patógenos | Pathogenic organisms |
| - Bacterias | Bacteria |
| - Virus | Virus |

Se ha trabajado fundamentalmente en tres idiomas: español, francés e inglés. Las palabras claves han sido los parámetros a medir y las tecnologías y controles a realizar, con lo que al listado anterior hay que sumar las siguientes palabras:

- | | |
|-----------------------|---------------------|
| - Sedimentación | Sedimentation |
| - Filtración | Filtration |
| - Desinfección | Disinfection |
| - Membranas | Membranes |
| - Control + operación | Control + operation |
| - Ensayos | Tests |

Como bases de datos se ha recurrido a varios sitios, el primero de ellos la búsqueda de libros en la biblioteca de la Universidad Politécnica de Madrid y del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, en su demarcación de Madrid.

Los artículos técnicos se han buscado en cuatro sitios diferentes y por dos vías distintas. Dos de los sitios se corresponden a la base de datos de la Universidad Politécnica de Madrid a través de su página web: www.upm.es entrando en UPM/Biblioteca Universitaria/Recursos de Información/Catálogo UPM que permite acceder a las revistas de divulgación científica, de las cuales se ha escogido para este trabajo las siguiente:

- Science Direct de Elsevier B.V.
- SpringerLink

A los dos sitios restantes se ha accedido como miembro de las instituciones American Water Works Association (AWWA) e International Water Association (IWA), en sus publicaciones:

- Water Science & Technology
- American Water Works Association

Toda la bibliografía antes citada permite conocer en detalle todas las tecnologías descritas en apartados anteriores, fijar los criterios de diseño de las mismas, detectar sus principales ventajas e

inconvenientes, definir su utilidad y los rendimientos esperados para el objetivo que han sido diseñados, con lo cual será posible definir para cada uno sistemas de tratamiento los siguientes aspectos:

- parámetros a controlar
- puntos de control a implementar,
- analíticas a realizar
- frecuencia de los ensayos
- propuestas de actuación

Los artículos científicos obtenidos con esta búsqueda se resumen en el Anejo Bibliográfico del presente trabajo, donde se han ordenado según fecha de publicación.

A continuación se detalla la nomenclatura utilizada en este documento.

NOMENCLATURA

AC	Acetato de celulosa
ACOSOL	Abastecimiento de Agua y Saneamiento de la Costa del Sol
ACUAES	Sociedad Estatal Aguas de las Cuencas de España
AEAS	Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento
ADE	Ánodos dimensionalmente estables
ADN	Ácido desoxirribonucleico
AFSSA	Agencia Francesa de Seguridad Sanitaria de los Alimentos
APPCC	Análisis de Peligros y Puntos de Control Críticos
ARN	Ácido ribonucleico
ATP	Trifosfato de adenosina
AWWA	American Water Works Association
BDD	Diamante tratado superficialmente con boro
BE / DB	Biopolímero entregado / Delivered Biopolymer
BLAS	Fenómeno de Biopelícula de Lecho Aireado Sumergido
B.O.E.	Boletín Oficial del Estado
BSF	Biologic Sand Filter / Filtro Biológico de Arena
CA	Carbón Activado
CAB / BAC	Carbón Activado Biológicamente / Biological Activated Carbon
CAG / GAC	Carbón Activado Granulado / Granular Activated Carbon
CAP / PAC	Carbón Activado en Polvo / Powdered Activated Carbon
CC	Corriente (eléctrica) continua
CE	Eficiencia de la corriente (eléctrica)
CEE	Comunidad Económica Europea
CEDEX	Centro de Estudios y Experimentación de Obras Hidráulicas
CEOP	Presión osmótica por aumento de la (capa de) torta
CETAqua	Centro Tecnológico del Agua



CF	Coliformes fecales o Coliformes Termotolerantes
CH / HL	Carga hidráulica / Hydraulic Load
CL-CG	Cromatografía líquida y espectrometría de masas
CL-DCO / LC-OCD	Cromatografía líquida con detección en línea de carbono orgánico / Liquid Chromatography with online organic carbón
CLAR	Cromatografía líquida de alto rendimiento
CMA	Concentración máxima admisible
COD / DOC	Carbono Orgánico Disuelto / Dissolved Organic Carbon
COT	Carbono orgánico total
COV	Compuestos orgánicos volátiles
CPN / NPD	Caída de presión normalizada / Normalized pressure drop
CTM / MTC	Coefficiente de transferencia de masa / Mass Transfer Coefficient
CYII	Canal de Isabale II
DAF	Flotación con aire disuelto / Dissolved Air Flotation
DALY	Años de Vida Corregidos por la Incapacidad / Disability-Adjusted Life Year
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DBPs	Subproductos de la Desinfección
DE	Desinfección electroquímica
DQO / COD	Demanda química de oxígeno / Chemical Oxygen Demand
DSA	Ánodos Dimensionalmente Estables
DTP	Distribución de Tamaño de Partículas
DVQ	Deposición de Vapor Químico
EC	Electrocoagulación
EEM	Matriz Tridimensional de Excitación-Emisión
ED	Electrodialisis
EDe	Electro deposición
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
EDC	Compuestos Endocrino Disruptores / Endocrine Disrupting Compounds
EDR	Electrodialisis reversible
EEM	Three-dimensional excitation–emission matrix / Matriz tridimensional de excitación- emisión
EF	Electro flotación
EITF / FTIR	Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Fourier / Fourier Transformed Infrared Spectroscopy
EMASESA	Empresa Metropolitana de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla, S.A.
EM-CG	Espectrometría de masas y cromatografía de gases
EM-PAI / IPC-MS	Espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente / Inductively coupled plasma mass spectrometry
EO	Electro oxidación

EOM / MOS	Estado de Oxidación Medio / Mean oxidation state
EPA	U.S. Environmental Protection Agency
ERAR	Estación Regeneradora de Aguas Residuales
ESAMUR	Entidad de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de la Región de Murcia
EV	Enterovirus humanos
FA	Fangos Activados
FAC	Fangos Activados Convencionales
FAL	Filtro de arena lento
FAO	Food and Agriculture Organization
FAP	Filtro de arena presurizado
FAR	Filtro de arena rápido
FBA / BSF	Filtro Biológico de Arena / Biological Sand Filter
FD	Filtro de discos
FI/ IF	Flotación por impulsor / Impeller Flotation
FLG	Filtración lenta en medio granular
FM	Filtro de malla
FS	<i>Fecal streptococci</i> / Estreptococos fecales
GFC	Gel filtration chromatography / Cromatografía de Filtración en Gel
G	Intensidad de corte / Shear intensity
GGII	Genogrupo II
HAA	Ácidos Haloacéticos
HAdV	Adenovirus humanos
HOA	Halógenos Orgánicos Adsorbibles
HPI	Hydrophilic fraction / Fracción hidrofílica
HPO	Compuestos orgánicos hidrófobos / Hydrophobic Organic Compounds
ICRA	Instituto Catalán de Investigación del Agua
IEP	Punto isoelectrico del flóculo
IDS / SDI	Índice de densidad de sedimentos / Silt density Index
IMF	Índice de Ensuciamiento modificado
IVF / SVI	Índice volumétrico de fangos / Sludge Volumetric Index
IRL / BWI	Intervalo de retrolavado / Backwashing Interval
IRTF	Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Fourier
IWA	International Water Association
K_{ow} / K_{oa}	Octanol-water partition co-efficient / Coeficiente de partición octanol - agua
LTRS	Espectroscopia Raman de pinzas láser
MA	Media anual
MBR	Reactor Biológico con Membranas
MF	Microfiltración
MFA	Microscopía de Fuerza Atómica



MLSS	Sólidos en suspensión en el licor mezcla
MAGRAMA	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
MMAMRM	Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino
MOD	Materia Orgánica Disuelta
MOE _f	Materia Orgánica del Efluente
MON	Materia orgánica natural
MOx	Mezcla de óxidos
MTH	Metanos Trihalogenados
NCA	Normas de Calidad Ambiental
NDMA	N-nitrosodimetilamina
NF	Nanofiltración
NoV	Norovirus
NoV GGII	Norovirus genogrupo II
NSAIDs	Drogas Anti-inflamatorias No-esteroides / Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs
NTU	Nephelometric Turbidity Unit / Unidad Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxígeno disuelto
OEQ	Oxidantes electroquímico
OI / RO	Ósmosis Inversa / Reverse Osmosis
OMS / WHO	Organización Mundial de la Salud / World Health Organization
PA	Poliamida
PAA	Ácido peracético
PAC	Cloruro de Aluminio Polimérico
PALS	Espectroscopia de Tiempo de vida útil por aniquilación positrónica / Positron Annihilation Lifetime Spectroscopy
PCA / FCP	Caída de presión en el canal de alimentación / Feed channel pressure drop
PCC	Puntos de Control Críticos
PES	Polietersulfona
PhACs	Compuestos Activos Farmacéuticos / Pharmaceutically Active Compounds
p _{Ka}	Constante de ionización
PM / MW	Peso molecular / Molecular Weight
PML / MWCO	Peso molecular límite / Molecular Weight Cut-off
PMS / SMP	Productos Microbianos Solubles / Soluble microbial products
PNRA	Plan Nacional de Reutilización de Aguas
PPCP / PFCP	Pharmaceuticals and Personal Care Products / Productos farmacéuticos y de cuidado personal
PTM	Presión Transmembranal
PVA	Alcohol o acetato de polivinilo
ECRM /	Evaluación Cuantitativa del Riesgo Microbiano / Quantitative Microbial Risk

QMRA	Assessment
RPH / HPC	Recuentos de placas heterótrofas / Heterotropic plate counts
ORP / POR	Oxidative reduction potential / Potencial de oxido-reducción
RTC / TDC	Recuento directo total de células / Total direct (microscopic) cell counts
SCR	Resistencia Específica de la Torta / Specific Cake Resistance
SD	Sólidos Disueltos
IDS / SDI	Índice de Densidad de (obstrucción por) Sedimentos / Silt Density Index
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SERS	Espectroscopia Raman de superficie mejorada
SFP	Sulfato Férrico Polimérico
SOUR	Tasas Específicas de Consumo de Oxígeno / Specific Oxygen Uptake Rate
SPE / EPS	Sustancias Poliméricas Extracelulares / Extracellular polymeric substances
SS	Sólidos en suspensión
SSD	Sólidos en suspensión disueltos
SSM	Simulador de Saturación de Membrana
SST	Sólidos suspendidos totales
T	Tiempo de contacto
TCEF	Tri-(2-cloroetil)-fosfato
TFB	Tasa de formación de biopelícula
TFC	Compuestos de Pared Delgada
TF-IR	Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Fourier
THM	Trihalometanos
THMP	Trihalometanos precursores
Ti/BDD	Titanio con película de diamante neutralizada con boro
TMP	Presión transmembranal
TPA / ATP	Tri-fosfato de adenosina / Adenosine – Triphosphate
TRF / SRT	Tiempo de Retención de Fangos / Sludge Retention Time
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TSC / CST	Tiempo de Succión Capilar / Capillary suction time
UF	Ultrafiltración
UFC	Unidades formadoras de colonias
UV	Ultravioleta
VMA	Valor máximo admisible
Δ CPN	Caída de presión normalizada



5.- METODOLOGÍA DE ESTUDIO

Para poder analizar los objetivos iniciales propuestos es necesario fijar una metodología de estudio que permita dar respuesta, en la medida que existan, a las preguntas y dudas planteadas en el apartado 3. Para ello se ha realizado una amplia búsqueda bibliográfica que ha permitido tener información suficiente para responder a los siguientes aspectos básicos del estudio:

- Posibles fallos en los tratamientos terciarios
- Parámetros de control en la legislación
- Análisis de la teoría del riesgo
- Estudio de los elementos de control

Este análisis permitirá identificar los objetivos definitivos de la Tesis y definir a continuación la fase analítica a seguir para alcanzar dichos objetivos.

5.1.- POSIBLES FALLOS EN LOS TRATAMIENTOS TERCIARIOS

Cada uno de los sistemas mencionados en el apartado 2.2. Sistemas de tratamiento presenta puntos débiles o de difícil definición, tanto en el diseño como en la operación de las plantas de tratamiento, los cuales se analizarán en detalle en éste capítulo. A modo de resumen se enumeran a continuación los factores más importantes o de mayor repercusión en el funcionamiento, ya sea por los riesgos asociados a los mismos o por los problemas de operación y mantenimiento que llevan aparejados. Para ello se describen los fallos encontrados en la bibliografía referidos a cada proceso y su influencia con contaminantes específicos y su eficiencia de eliminación, y luego los referidos a los tipos de líneas de regeneración existentes en España.

5.1.1.- Características y fallos detectados en los procesos individuales

5.1.1.1.- *Tratamientos terciarios*

TRATAMIENTOS FÍSICO QUÍMICOS

La velocidad de sedimentación y la turbidez residual después de la sedimentación de las suspensiones floculadas son propiedades esenciales para el diseño y operación de los procesos unitarios posteriores a la floculación en una planta de tratamiento de agua. (RB.109: *Tse Ian C. et al*, 2.011). Por este motivo un objetivo primordial en este punto es lograr una correcta caracterización, - en tamaño y composición-, de la materia residual particulada a la entrada de los procesos físico – químicos para la elección del tipo de reactivo y su dosificación.

En éste apartado se describen los efectos de los tratamientos físico – químicos en las líneas posteriores de tratamiento, así como los factores que influyen en el mismo descritos en la bibliografía.

Influencia del tipo de sales y sus características

Los polielectrolitos más usados son los floculantes orgánicos (polímeros catiónicos, chitosán, almidón) y las sales de metales (FeCl_3 , cloruro de polialuminio, aluminio). Los floculantes inorgánicos afectan fuertemente el proceso de nitrificación y la adición de floculante orgánico reduce ligeramente la eficiencia de remoción de fósforo. El floculante orgánico obtiene índices volumétricos de fangos

(SVI) y tasas específicas de consumo de oxígeno (SOUR) más estables respecto a los floculantes inorgánicos (RB.45: *Guo Wenshan et al.*, 2.010).

La coagulación elimina predominantemente sustancias macromoleculares del efluente secundario, es decir, biopolímeros y sustancias húmicas, mientras que los compuestos orgánicos de bajo peso molecular se eliminan en un grado menor. Dentro de la fracción de biopolímeros, *las sustancias activas ante la radiación UV se eliminan casi por completo a dosis bajas de coagulante*, lo que indica la eliminación preferente de las proteínas (las moléculas de proteínas absorben la radiación UV en cierta medida debido a las estructuras aromáticas, mientras que los polisacáridos no presentan prácticamente ninguna actividad ante la radiación UV). *El cloruro férrico $FeCl_3$ es superior al cloruro de aluminio $AlCl_3$ en términos de eliminación de carbono orgánico disuelto* (RB.47: *Haberkamp Jens et al.*, 2.007).

En comparación con el alumbre, algunas de las ventajas que se derivan de la utilización de polímeros en el tratamiento del agua son:

- menores requerimientos de dosis de coagulante,
- un menor volumen de fangos,
- un menor aumento de la carga iónica del agua tratada,
- reducción del nivel de aluminio en el agua tratada,
- ahorro de costes de hasta un 25-30%

Los polímeros son especialmente beneficiosos para hacer frente a los problemas de la lenta sedimentación de los flóculos de baja temperatura de coagulación o en el tratamiento de las aguas de colores suaves, en los que mejoran la decantación y aumenta la dureza de los flóculos. La capacidad de una instalación de tratamiento pueden ser más del doble con la formación de flóculos más grandes y fuertes, la tasa de separación en fase sólida y el agua se pueden aumentar significativamente, y se reduce la dosis de otros productos químicos. Además, la gama de las aguas que pueden ser tratados es más amplia. Presenta una mayor sensibilidad a dosificaciones incorrectas, con una eliminación de compuestos orgánicos naturales y de turbidez menos eficiente en algunos casos (RB.15: *Bolto Brian and Gregory John*, 2.007).

El uso de sales de aluminio para el tratamiento del agua se remonta siglos, sin embargo en las últimas dos décadas han habido conflictos sobre los posibles efectos adversos del aluminio sobre la salud humana y el medio ambiente. Por ello se han realizado pruebas con otro tipo de sales, como por ejemplo, sales de Titanio (TiO_2 , $TiCl_4$ y $Ti(SO_4)_2$); en éste último caso, con sulfato de titanio, los resultados mostraron que la floculación es más efectiva en el rango de pH entre 4 – 6 con concentraciones muy reducidas de titanio en el agua floculada. El punto isoeléctrico del floculo (IEP) se encontró cerca de un pH de 5. *Los flóculos de titanio poseen una mayor densidad, diámetro y velocidad de sedimentación que los flóculos de aluminio* (RB.122: *Wu Yi-Fan et al.*, 2.011).

Desinfección

En la formación de los flóculos en procesos de fangos activados ocurre una interacción entre los microorganismos entéricos y los sólidos en suspensión. *Los SS rodean y recubren los microorganismos, por lo tanto los agentes de desinfección no pueden atravesar los SS y no se pueden inactivar los microorganismos objetivos* (RB.110: *Üstün G. E. et al.*, 2.011).

Filtración por membrana

La floculación se utiliza para reducir la penetración de las partículas coloidales o de materia orgánica en los poros de las membranas y modificar las características de los depósitos sobre éstas. Combinando una floculación de alta eficiencia de extracción de sólidos en suspensión y materia



orgánica, con una dosis de cloruro férrico a un pH seleccionado, como primer paso antes de la filtración sobre membranas que van desde las de UF (50 kDa) a las de NF, da lugar a una mejora del flujo de filtración. La coagulación del hierro en agua superficial es lo más eficaz para reducir los fenómenos de ensuciamiento, cuando las condiciones de floculación producen partículas con potencial zeta próximo a cero: para $\text{pH} < 7$ el ensuciamiento es menor que para $\text{pH} > 7$. El mecanismo de ensuciamiento parece ser el de bloqueo, por obstrucción interna y formación de la torta que se vuelve preponderante con el tiempo. El pH 5,5 (zona de neutralización de carga) proporciona una mejor remoción de las incrustaciones y de menor intensidad que el pH 7,8 (zona de la coagulación de barrido) (RB.96: Soffer Y. et al., 2.000).

Sin embargo *los coagulantes residuales pueden afectar negativamente el rendimiento de las membranas.* En varias membranas de poliamidas de ósmosis inversa, utilizando coagulantes de sulfato de aluminio (alumbre) o cloruro férrico y cloraminas, las pruebas utilizando alumbre han revelado un rápido deterioro del flujo específico (hasta 60%), así como una reducción progresiva del rechazo de sales (normalmente 3-4%). El análisis microscópico de las membranas sucias reveló que las incrustantes eran principalmente hidróxido de aluminio y materiales de silicato de aluminio. En contraste, los datos de flujo específico utilizando cloruro férrico (en coincidencia con lo expresado por Y. Soffer) y cloraminas aumentaron con el tiempo para todas las membranas, mientras que el rechazo de sales se redujo significativamente durante las pruebas, al igual que con alumbre. Estos datos sugieren que *las membranas de ósmosis inversa se degradan físicamente con el tiempo, ya sea por hierro residual catalizado o por una reacción de cloro-amida en la superficie de la membrana, a pesar del hecho que el cloro estaba presente como cloraminas* (RB.40: Gabelich Christopher J. et al., 2.002).

Los floculantes inorgánicos conducen a una mayor reducción de los productos microbianos solubles (SMP) presentes en el licor mezcla y menores tasas de ensuciamiento de las membranas. La dosificación óptima de químicos en éste caso se determina en términos de la eliminación de SMP (RB.45: Guo Wenshan et al., 2.010).

Sistemas MBR

En los reactores biológicos de membranas se utilizan polielectrolitos orgánicos e inorgánicos como coagulantes o floculantes para mejorar las propiedades de filtración de las membranas. Dado que la adición de los polielectrolitos en el MBR podría modificar las propiedades del licor mezcla a través de la inducción de cambios complejos entre las fracciones sólida, soluble y coloidal, es importante comprender el rendimiento de la filtración y las características del ensuciamiento de la membrana con los polielectrolitos añadidos. *La resistencia de la costra de suciedad es el mecanismo de obstrucción más importante en todas las membranas; agregar polielectrolito disminuye la resistencia de esta capa de suciedad.* El efecto del polielectrolito sobre la resistencia de los poros de la membrana es relativamente insignificante. La adición de polielectrolito tiene un impacto significativo en el tiempo de filtración sostenible (RB.30: Dizge Nadir et al, 2.011).

Disruptores endocrinos

Los tratamientos físico – químicos como los procesos de coagulación-floculación resultan generalmente incapaces de eliminar los compuestos endocrino disruptores (EDCs) y los productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs). No se observa una eliminación significativa excepto utilizando carbón activado (potenciado) y oxidación vía cloración y ozonización. Los tratamientos químicos tales como la coagulación, floculación o ablandamiento de incrustaciones (lime softening) muestran una ineficaz eliminación de EDCs y PPCPs (RB.14: Bolong N. et al., 2.009).

PROCESOS ELECTROQUÍMICOS

La tecnología electroquímica permite actuar frente a todo tipo de bacterias, especialmente gram negativas (Legionella, E-coli, Vibrio cholerae, etc.). La desinfección electroquímica se basa en parte en la acción biocida de diferentes sustancias químicas que se producen electroquímicamente y en parte a la oxidación directa de determinados grupos químicos de las proteínas de membrana por aplicación directa de campos eléctricos. Cuando se aplica un determinado potencial eléctrico (potencial crítico: 0,2-1 V) a la membrana celular bacteriana, se producen vibraciones en la misma que provocan deformaciones y roturas. De esta manera se abren poros irreversibles (electroporación o electro-permeabilización) que provocan la inactivación celular por ser incapaz la bacteria de aislarse del medio.

FILTRACIÓN PROFUNDA

Tasa de carga

En la década de los '70 la filtración rápida ganó popularidad como una etapa de tratamiento terciario de las aguas residuales, especialmente en la reutilización del agua. Existen numerosos estudios para determinar el efecto de la tasa de carga (que va desde 4,9 hasta 24,4 m/h) sobre el rendimiento del filtro. Los resultados muestran discrepancias ya que mientras para algunos el efecto debido a la variación de la carga es mínimo para otros la eficiencia de eliminación disminuye con tasas de carga superiores. Todos estos estudios se realizaron con agua residual proveniente de un tratamiento secundario sin coagulación antes de la filtración, ya que el tratamiento terciario utilizando coagulación era poco común. Estudios posteriores demostraron que la coagulación puede mejorar el rendimiento de filtración y coagular se convirtió en práctica común antes de la filtración de las aguas residuales. El impacto negativo de la tasa de carga en la eficiencia de remoción fue eliminado por el aumento de la dosis de coagulante para la tasa de carga superior, lo que también provocó la remoción de partículas más profundas en el lecho del filtro, lo cual indica que las tasas de carga superiores a las normalmente utilizados en la filtración terciaria pueden producir efluentes de calidad aceptable, y apoyar un enfoque normativo basado en la turbiedad de los efluentes del filtrado (RB.120: Williams Gordon J. et al., 2.007).

Medio filtrante

Con el fin de mejorar la eficiencia del tratamiento es mejor aumentar la profundidad del lecho de arena, en lugar de reducir el tamaño del grano, ya que si la arena es demasiado fina puede provocar una pérdida de carga excesiva. Una mejor eficiencia del tratamiento también se puede lograr mediante la adición de fibras a la capa superficial de la cama, lo que proporciona una matriz adicional para el desarrollo de la capa de "suciedad superficial" (schmutzdecke). Sumergiendo un lecho de arena en una capa poco profunda de agua rica en nutrientes durante períodos prolongados de tiempo conduce a la formación de capas biológicamente activas consistentes en una mezcla de microorganismos fotosintéticos y bacterias heterotróficas. La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua por encima de la cama de arena y en el interior de la misma (lecho filtrante) puede servir como un buen indicador de la maduración de la capa biológica (RB.1: Adin A., 2.003).

La obstrucción en los sistemas de filtración profunda está altamente correlacionada con la densidad de masa acumulativa cargada de DBO y sólidos en suspensión, y los mecanismos responsables principales "sobre" la superficie y "en" el volumen del filtro son esencialmente: la deposición de sólidos orgánicos e inorgánicos recalcitrantes, el desarrollo de una película superficial o en el interior sobre la superficie de los granos del material filtrante, el exceso de producción de biomasa debido a un suministro de nutrientes abundantes que cubre la superficie y llena los huecos intergranulares, y



por último, la precipitación química. Si el sistema se coloca a continuación de un tratamiento biológico secundario, pueden ocurrir escapes inevitables de lodos activados del clarificador secundario, resultando en una cantidad superior temporal de materias en suspensión que se acumulan llenando así los poros del filtro. Las medidas habituales de protección de los sistemas de flujo sub-superficial son el diseño de sistemas de distribución adecuados en la entrada del banco de filtrado, materiales de relleno adecuados, así como controlar las condiciones de explotación. (RB.111: *P. Verlicchi, et al., 2.009*). Una carga hidráulica sostenible se puede aumentar sin obstrucción mediante la reducción de la concentración de DQO en la entrada, reduciendo la frecuencia de dosificación, y/o la tasa de carga de sólidos en suspensión totales. Sin embargo, el aumento del tiempo de retención hidráulico (TRH) puede influir negativamente en el rendimiento del filtro con respecto a la eliminación de virus. (RB.67: *Leverenz Harold L., et al., 2.009*).

En éste sentido, según datos obtenidos por el CEDEX dentro de las investigaciones del grupo técnico "*Tecnologías de regeneración y sus costes asociados*" en lechos de arena con diámetros efectivos de 1,5 mm y de 1,0 mm, se han encontrado grandes diferencias en sus prestaciones. *Según éste estudio se considera necesario que la arena no sobrepase el milímetro de diámetro y que sea lo más redondeada posible*. Normalmente en aguas residuales la arena más gruesa tiene un tamaño de grano de aproximadamente 0,6 mm, mientras que el tamaño fino (aproximadamente 0,3 mm) mejora la filtración sólo ligeramente, pero con carreras de filtración muy cortas (RB.1: *Adin A., 2.003*).

Eliminación de E. coli

La concentración de las bacterias retenidas (o inmovilizadas) es una función de la concentración de bacterias en la capa de agua (o espesor) alrededor de los granos de arena y en la capa de "*suciedad superficial*" (bacterias móviles) así como la profundidad del lecho de arena y el área de superficie específica de la arena. La capa de "*suciedad superficial*" (*schmutzdecke*) consiste en material inerte, microorganismos y algas que se forman en la parte superior de la arena del filtro. En ésta zona se espera una mayor tasa de retención que en el lecho de arena, debido a que el material acumulado mejora la filtración y la adsorción en la matriz de la biopelícula viscosa de esta capa. Se puede considerar que *la E. coli se adsorbe mucho mejor en ésta capa compuesta de un 90% de material orgánico que en la superficie de la arena de grano inorgánico*. Aumentando la carga hidráulica se espera que resulte en una tasa de retención más alta, porque aumentando la carga de partículas se logra un aumento del espesor de la capa de *suciedad superficial* (RB.64: *Langenbach K. et al., 2.010*).

Eliminación de biopolímeros

En la capa de arena superior del filtro es donde se produce principalmente la eliminación de los biopolímeros ya que está relacionado con la degradación biológica, puesto que los biopolímeros son biodegradables. Las proteínas macromoleculares y los polisacáridos de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) y de productos microbianos solubles (PMS) en la materia orgánica del efluente (MOE_f) medidos como biopolímeros son los mayores incrustantes orgánicos. La concentración de biopolímeros en el agua residual, proveniente de un tratamiento secundario, varía estacionalmente: en invierno la concentración es mucho mayor que durante los meses de verano. A mayor temperatura y menor concentración de biopolímeros se logra una eliminación más eficaz de incrustantes y a un funcionamiento más sostenible de la FAL y los resultados de filtración son mejores a menor tasa de filtración. Durante el proceso de eliminación, el carbono orgánico y el nitrógeno contenidos en los biopolímeros se eliminan en un grado similar. La masa de biopolímeros eliminados está relacionada proporcionalmente con el consumo de oxígeno (RB.130: *Zheng Xing et al., 2.010*).

Eliminación de virus

La formación de la torta en la parte superior de un filtro durante las etapas inicial de filtración provoca una caída de presión significativa que finalmente resulta en ciclos de filtración más cortos. Sin embargo, en los filtros de profundidad suficiente para contener una zona de amortiguación, donde la caída de presión es compensada, la filtración puede continuar sin disminuir. Después de que el efluente cruza la zona de amortiguación, se observa una filtración normal, durante la cual se logra una retención considerable de virus. El tamaño es la única característica microscópica que influencia la retención de virus: *los virus más grandes se retienen mejor que los pequeños*. Esta observación, sin embargo, va en contra de la teoría de filtración aceptada, ya que los virus más grandes están en el rango de tamaño de 200 nm, dimensiones que se aproximan a la eficiencia de transporte mínima. Sin floculación, el mecanismo de transporte operante en la filtración es el opuesto al reportado previamente, y la presencia de virus más grandes pueden ser menos problemáticos que los más pequeños (RB.6: *Aronino Revital et al.*, 2.009).

Existen estudios para determinar si *la adición de óxidos de hierro a través del soporte o lecho de un filtro biológico de arena (FBA) aumentaría la eliminación de virus debido a la adsorción*. El mecanismo propuesto es la adsorción electrostática de las partículas de *vibrión* con carga negativa a los óxidos de hierro con carga positiva formado durante la corrosión del hierro con valencia cero. Los resultados sugieren que la duración de la eliminación efectiva de virus por filtración en un filtro biológico modificado con hierro depende de las condiciones de las fuentes de agua y de la cantidad y composición del material de hierro añadido. En general, el FBA modificado con hierro puede ser un avance en el campo de las tecnologías innovadoras y llevar alivio a millones de personas que sufren de enfermedades transmitidas por el agua (RB.19: *Bradley Ian et al.*, 2.011).

FILTRACIÓN SUPERFICIAL

En la filtración superficial de aguas residuales los principales problemas encontrados suelen ser:

- Escape de turbiedad desde el filtro aunque no se haya alcanzado la pérdida de carga límite.
- Formación de bolas de fango, compuestas de flóculos biológicos, suciedad y material filtrante.
- Acumulación de grasas emulsionadas.
- Formación de grietas y contracción de las paredes del filtro por efecto de compresión del material filtrante.
- Pérdida de medio filtrante, ya sea durante el lavado o por el sistema de drenaje.
- Montículos de grava.

Algunos de los problemas citados en filtros profundos se pueden presentar también en filtros superficiales, con la salvedad que el material de filtrado se puede retirar y lavar cuando sean detectados estos problemas.

Según datos obtenidos por el CEDEX dentro de las investigaciones del grupo técnico "*Tecnologías de regeneración y sus costes asociados*" referidos a esta tecnología se ha encontrado que:

- En los sistemas con físico-químico en línea, donde el filtro es el elemento que retira los sólidos formados, se están viendo problemas de operación debido al rápido ensuciamiento de los mismos por lo que *se recomienda en los casos de nueva implantación, físico-químicos con decantación*. Esta inclusión se considera *imprescindible en el caso de que la filtración se realice mediante tamices*.
- *Los filtros de anillas* tienen poca aceptación en el ámbito de la regeneración de efluentes depurados. *Los rendimientos de eliminación de SS son bajos y no eliminan las partículas*



menores de 10 μm . Tampoco reducen apreciablemente ni el color ni la transmitancia. Según los explotadores *tienden a formar caminos preferenciales debido al sistema de limpieza que llevan.*

- En el caso de los *filtros tamiz rotativos* se han detectado *problemas en la regularidad del tamaño de partícula en el efluente filtrado encontrando en ocasiones partículas mayores a 10 μm . Pierden capacidad de filtración por ensuciamiento del tamiz en el momento que entra una concentración de sólidos superior a la definida en proyecto.*

Nematodos

Se realizó un estudio sobre tres procesos de macrofiltración como primera etapa de un tratamiento terciario de aguas residuales municipales: filtro de arena presurizado (FAP), filtro de disco (FD) y filtro de mallas (FM). En el efluente de los tres procesos ensayados no se observaron huevos de nematodos patógenos (*Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* o *anquilostomas* humanos), indicando de este modo una alta eficacia para la eliminación de huevos de nematodos. Sin embargo, la clasificación de todos los huevos de nematodos observados (tanto patógenos como no patógenos) reveló sólo una reducción en la concentración de huevos y huevos de tamaño máximo. En consecuencia, la posibilidad de encontrar los huevos correspondientes a los patógenos humanos después de dicho tratamiento no se puede descartar. Dado que **los huevos de nematodos son resistentes a los desinfectantes comunes y a la irradiación UV**, la aplicación normal de desinfectante después de la sedimentación secundaria no es completamente eficaz en la eliminación de este agente infeccioso. *Por esta razón, es deseable utilizar un sistema de macrofiltración anterior a la desinfección, que también puede ofrecer otras ventajas tales como la eliminación de sólidos en suspensión y la reducción de la turbidez. El filtro de arena a presión produce efluentes de mayor calidad que el filtro de discos y que los filtros de malla, ya que tiene una mayor capacidad para retener materiales suspendidos* (RB.42: Gómez M. et al., 2.010).

FLOTACIÓN CON AIRE DISUELTO

Eliminación de bacterias

El proceso DAF es más eficaz que la sedimentación en la eliminación de quistes de Giardia y oocistos de Cryptosporidium. Para cargas de diseño hidráulico y tasas convencionales el DAF puede alcanzar 2-3 log de eliminación en comparación con la eliminación por sedimentación de 2 log, con una disminución de 1 log o menos para temperaturas del agua en invierno. Una ventaja para las plantas DAF es que la filtración sirve como un paso de afino ya que la mayoría de los patógenos se eliminan por DAF y abandonan el sistema con los fangos flotantes en lugar de dejarlos en los residuos del agua de retrolavado del filtro.

Coagulación – floculación previa

El rendimiento de un DAF depende del pretratamiento de coagulación y floculación. A su vez, *el DAF se comporta mejor que la sedimentación en la eliminación de partículas* (turbidez) por lo que mejora el rendimiento de la filtración.

La floculación es un proceso de pretratamiento importante, pero tiene un objetivo diferente que el pretratamiento de floculación para plantas de sedimentación (producir flóculos con tamaños de cientos de μm). *Para el DAF los flóculos no necesitan ser tan grandes ya que se quiere hacer flotar*

los conjuntos de burbujas – flóculos. En las secciones teóricas de la zona de contacto y para la zona de separación, se identificaron *tamaños óptimos de flóculos de 25-50 μm.*

Una buena coagulación química es esencial para obtener un acoplamiento favorable de las partículas a las burbujas y dependerá de la dosis de coagulante y del pH. *Las condiciones óptimas de coagulación son las de la dosis de coagulante y el pH que produzcan flóculos con carga cerca de cero y aquellos que producen flóculos con hidrofobicidad relativamente alta.* Estas condiciones óptimas de coagulación causan una alta eficiencia de acoplamiento de las burbujas. Los tiempos de pretratamiento de floculación adecuados son de 5 – 10 minutos.

CARBONO ACTIVADO

La adsorción en carbón activo se suele utilizar como etapa posterior a la filtración o previamente a procesos de filtración a través de membranas, o en el mismo proceso como parte del material del propio filtro.

Materia orgánica del efluente

La adsorción es un importante método para la eliminación de compuestos orgánicos solubles no polares presentes en la materia orgánica del efluente (MOE_f), los contaminantes emergentes, tales como compuestos endocrinos perturbadores, así como la materia orgánica natural (MON). La mayor parte de la MOE_f en las aguas residuales tratadas se encuentra en la fracción soluble (86% de la DQO). El ensuciamiento por MOE_f se define como la acumulación y/o la adsorción de los materiales orgánicos en la superficie o dentro de los poros de una membrana, reduciendo el rendimiento de la membrana, incluyendo permeabilidad y rechazo. Además, la MOE_f puede servir como una fuente de nutrientes y sustrato para el desarrollo de una capa de ensuciamiento biológico (RB.46: *Gur-Reznik Shirra et al.*, 2.008).

Materia orgánica disuelta

A pesar de la baja capacidad de adsorción y lenta cinética de adsorción de la materia orgánica disuelta (MOD) de la mayoría del carbón activado (CA) disponible comercialmente, es un proceso muy utilizado para la eliminación de MOD del agua, debido a su fuerte afinidad para eliminar compuestos orgánicos hidrófobos (HPO), incluso a bajas concentraciones. La adsorción en CA, ya sea granulada (CAG) o en forma de polvo (CAP), también ha sido considerado como un medio para reducir el ensuciamiento de las membranas de UF/NF/OI, ya sea solos o en combinación con otros procedimientos de pre-tratamiento (RB.46: *Gur-Reznik Shirra et al.*, 2.008). El CAP juega un papel importante en el alargamiento del tiempo de filtración continuo mediante la formación de una delgada capa de pastel de CAP en lugar de una capa densa de gel orgánico y por mitigar la carga orgánica en la membrana con su capacidad de adsorción de la materia orgánica antes de que se convierta en suciedad (RB.61: *Kim Han-Seung et al.*, 2.005).

Subproductos de la desinfección

La presencia de los subproductos de la desinfección (DBPs) tales como los trihalometanos (THM), los ácidos haloacéticos (HAA) y N-nitrosaminas en el agua es de gran preocupación debido a sus efectos adversos sobre la salud humana. Se han realizado estudios para valorar la eficiencia en la eliminación de estos compuestos en un efluente secundario por carbón activado biológicamente (CAB). De entre la gran cantidad de precursores NDMA (N-nitrosodimetilamina), se ha investigado individualmente el destino de los cuatro productos farmacéuticos que contienen una fracción dimetilamino en la estructura química. Tanto el potencial de formación de NDMA como cada uno de



los fármacos estudiados se reducen drásticamente por el CAB, incluso en ausencia de la ozonización previa antes de la filtración. La baja eliminación de precursores NDMA en la filtración por arena en comparación con la eliminación de precursores NDMA en el CAB indica que la *adsorción* puede jugar un papel importante en la eliminación de los mismos. Al contrario, los precursores de la formación de THM y HAA se reducen tanto en la filtración por arena como en el CAB, lo que indica que los precursores de la formación de estos subproductos de desinfección son en cierta medida biodegradables (RB.37: *Farré Maria José et al.*, 2.011).

Productos microbianos solubles

Los PMS pueden ser eliminados del efluente utilizando una variedad de diferentes tecnologías, pero todas las posibles opciones en la literatura tienden a indicar que el GAC es el método más eficaz para su eliminación (RB.10: *Barker Duncan J. et al.* 1.999). El carbón activado adsorbe compuestos orgánicos de una amplia gama de pesos moleculares, con diferencias en la eficacia de eliminación de sustancias macromoleculares dependiendo del carbono activado utilizado (RB.47: *Haberkamp Jens et al.*, 2.007).

Los PMS con alto peso molecular (PM) se adsorben fuertemente sobre carbono y el uso de GAC es entonces un tratamiento terciario eficaz para reducir la toxicidad de los efluentes. Los efluentes de un tratamiento anaeróbico de aguas residuales (y por lo tanto, PMS anaeróbicos) son menos adsorbibles que aquellos de un efluente anaeróbico/aeróbico y de un efluente aeróbico. Los materiales de bajo MW (es decir, MW < 1 kDa) de los tratamientos anaerobios son los más difíciles para adsorber en el GAC (RB.10: *Barker Duncan J. et al.* 1.999). El aumento de la demanda de carbón activado debido al consumo considerable de la capacidad de adsorción por parte de las sustancias de bajo peso molecular, - que no contribuyen presumiblemente al ensuciamiento de la membrana-, puede ser un factor limitante para la aplicación de la adsorción como el proceso de pretratamiento para la reducción de las incrustaciones en procesos de membrana (RB.47: *Haberkamp Jens et al.*, 2.007).

Proceso CAP-NF

El proceso híbrido de adsorción en carbón activado en polvo (CAP) en combinación con nanofiltración puede ser considerado como un concepto de tratamiento fiable para la producción de agua de alta calidad similar a la combinación de un filtro de CAG (Carbón Activado Granular) y nanofiltración. *Con dosis relativamente bajas de PAC de aproximadamente 50 mg/l se puede quitar la mayor parte de la MOE_T*. Si además del parámetro DQO se suma la eliminación de sustancias orgánicas traza, el proceso CAP-NF es de gran interés para aplicaciones de reutilización potable indirecta. Las ventajas de este proceso híbrido respecto a los procesos de membrana simples son (RB.59: *Kazner C. et al.*, 2.009):

- i. La adsorción con CAP proporciona una limpieza previa, que se traduce en una mejor calidad del permeado relativa a los contaminantes orgánicos y también en una reducción del ensuciamiento de la membrana debido a la eliminación de sustancias que causan ensuciamiento de la membrana, tales como la materia orgánica del efluente (MOE_T)
- ii. El CAP actúa como un coadyuvante de la filtración y evita que las suciedades entren en contacto potencial con la membrana.
- iii. En comparación con la adsorción de lecho fijo, la dosificación de CAP se puede ajustar a la calidad del agua de alimentación. Además el CAP se adiciona antes de la membrana y en la fracción retenida en un nivel de concentración más alto.

Disruptores endocrinos

*Los sistemas de adsorción sobre carbón activado son ventajosos en términos de sus interacciones hidrofóbicas en la eliminación de la mayoría de los compuestos orgánicos, especialmente compuestos no polares (compuestos con $K_{oa} > 2$). Debido a que los contaminantes trazas dependen fuertemente de las interacciones partícula – contaminante, los efectos de la competencia por sitios en la superficie y/o bloqueo de poros (con otras partículas) han reducido el grado de eliminación por carbón activado. Sin embargo, el carbono activado en polvo parece ser el adsorbente más eficaz, especialmente para aquellas sustancias que contienen compuestos orgánicos refractarios, no biodegradables. El potencial de eliminación de EDC mediante carbón activado en polvo puede ser de hasta 90%. La hidrofobicidad de los solutos puede ser correlacionada y cuantificada con el logaritmo de partición octanol/agua (K_{oa}). Las moléculas con $\log K_{oa} > 2$ se refieren generalmente a hidrofóbicas. Los valores del coeficiente de partición octanol/agua se determinan como \log [relación de la concentración en la fase de octanol a la concentración en la fase acuosa a pH ajustado] tal que la forma predominante del compuesto es no ionizado (RB.14: *Bolong N. et al.*, 2.009).*

Antibióticos

*El tratamiento de adsorción con carbón activado se puede utilizar para la eliminación de muchos productos farmacéuticos hidrófobos al agua. La eficacia de eliminación del sistema de tratamiento de adsorción de carbón activado depende de las propiedades del adsorbente (área de superficie específica, porosidad, polaridad de la superficie, y forma física del material) y las características del compuesto (forma, tamaño, carga e hidrofobicidad). Los mecanismos de adsorción consisten en el producto químico (interacción electrostática) y los enlaces físicos de las moléculas a la superficie de un adsorbente. Este último es a menudo más importante debido a la capacidad para formar enlaces de multicapa. De hecho, se informó recientemente de que la mayor eliminación de la amoxicilina por el carbón activado se alcanzó bajo condiciones de pH que corresponden a una carga neta cero en la superficie del carbón activado. La capacidad del carbono activado para adsorber un compuesto particular puede, hasta cierto punto, ser predicho basado en la naturaleza 'hidrófila' o 'hidrófoba' de la sustancia química. Las propiedades hidrofóbicas (no polares) o hidrófilas (polares) de los antibióticos se pueden determinar a partir de sus valores de $\log D$ (o pK_a ajustado a $\log K_{oa}$). Se ha informado que *los antibióticos no polares con $\log K_{oa} > 2$, se pueden eliminar eficazmente con carbón activado por interacción hidrófoba*. Sin embargo, la adsorción de compuestos más polares o cargados en carbón activado es mucho más difícil de predecir debido a los efectos adicionales de interacciones polares y de intercambio iónico. Un estudio realizado sobre la relación entre la capacidad de carbón activado y el $\log K_{oa}$ de 62 micro contaminantes diferentes, incluyendo algunos antibióticos, como sulfametoxazol, eritromicina- H_2O y trimetoprim, mostró que el grado de eliminación de compuestos neutros no volátiles después del contacto con CAG (5 mg/l, 4 h tiempo de contacto) puede ser razonablemente bien predicho por la siguiente relación: porcentaje de eliminación = $15 \times [\log K_{oa}] + 27$ %. Sin embargo, la eliminación de compuestos protonados y desprotonados no siguió esta tendencia. En consecuencia, se debe tener precaución en la predicción de eficacia de eliminación de carbono activado por los valores $\log K_{oa}$ y el efecto del pH de la solución, así como valores de pK_a de los compuestos deben ser considerados cuidadosamente a fin de obtener $\log D_{pH}$ en su lugar. El cálculo del $\log D$ tiene en cuenta tanto la constante de ionización (pK_a) como el $\log K_{oa}$ de varias especies formadas en solución a diferentes pH. Por lo tanto, el uso del $\log D$ es más apropiado para estimar las propiedades de partición de todos los compuestos incluyendo especies ionizables que el $\log K_{oa}$. (RB.66: *Le-Minh N. et al.*, 2.010).*



5.1.1.2.- Desinfección

FILTRACIÓN POR MEMBRANA

Principales problemas

- ✚ Obstrucción por acumulación de materiales orgánicos e inorgánicos entre los poros en sistemas de flujo a través de medios porosos.
- ✚ Problemas de la tecnología de membrana para el tratamiento del agua:
 - Metodología de supervisión del funcionamiento de los sistemas de membranas
 - Forma de detectar el ensuciamiento y las incrustaciones en la membrana en tiempo real.
 - Control de ensuciamiento de las instalaciones de filtración por membrana
 - Ensuciamiento:
 - compuestos inorgánicos poco solubles
 - coloidales o partículas en suspensión
 - compuestos orgánicos disueltos
 - reactivos químicos
 - microorganismos (crecimiento biológico).
 - Conformación de la materia orgánica natural (MON):
 - polisacáridos (hidrofílicamente neutros)
 - proteínas (bases)
 - sustancias húmicas (incrustación abiótica)
 - Presión transmembranal requerida.
 - Superficie específica y adhesión bacteriana a la misma.
 - Vector vertical del flujo de permeado
- ✚ Disruptores endocrinos (EDC), compuestos farmacéuticos activos (PhACs), y subproductos de la desinfección (DBPs).

Ensuciamiento de las membranas

El principal problema de las membranas es el ensuciamiento, tanto el externo como el interno.

Existen tres mecanismos distintos de ensuciamiento externo y puede atribuirse a uno o más de ellos:

- i. cristalización heterogénea de sales minerales en la membrana, formación de incrustaciones
- ii. acumulación de sólidos rechazados sobre la membrana, formación de la torta o capa de suciedad
- iii. colonización de microorganismos potenciales, denominada biopelícula (incrustación biológica).

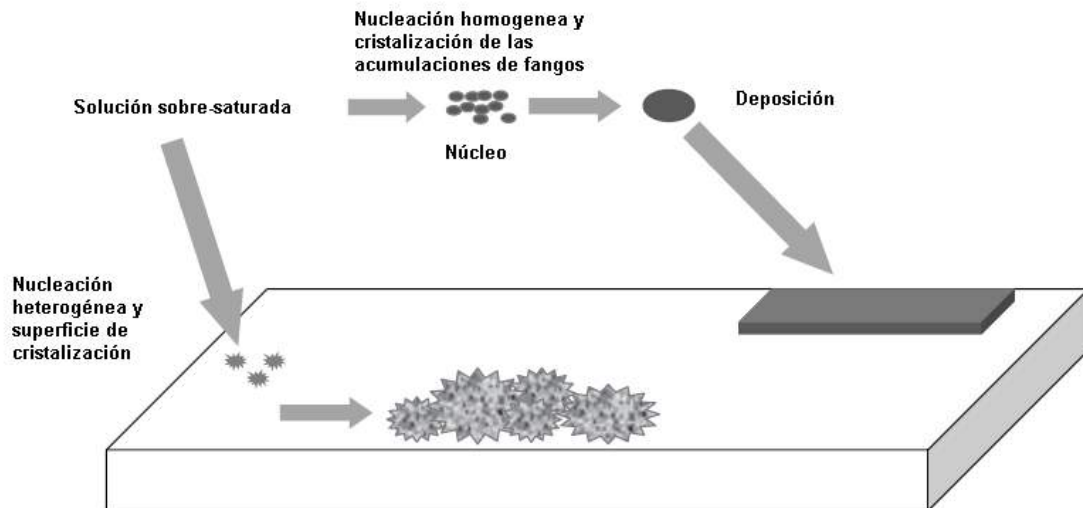


Figura 23: Ilustración esquemática del esquema de formación de incrustaciones (RB.4: *Antony Alice et al.*, 2.011)

El ensuciamiento externo está influenciado por las condiciones de funcionamiento, así como por la química de la solución, la temperatura, la naturaleza de la membrana y la geometría del módulo.

El ensuciamiento interno incluye los posibles cambios en la estructura de la membrana, tales como la degradación y la compactación de la membrana. La incrustación externa es generalmente reversible y controlable mediante limpieza química, mientras que el ensuciamiento interno es generalmente irreversible.

El ensuciamiento de superficie es un fenómeno complejo y podría ser una combinación de coloidal, inorgánica, orgánica y la incrustación biológica. La gestión de la formación de la incrustación se puede lograr en la fase de diseño mediante la inclusión de los procesos unitarios para los componentes de la formación de incrustaciones o por la aplicación de anti-incrustantes que retrasar el inicio de la nucleación. (RB.4: *Antony Alice et al.*, 2.011)

Los operadores de plantas, los usuarios finales, los fabricantes y los proveedores de sistemas de membranas se han enfrentado a dos grandes problemas desde el advenimiento de las aplicaciones comerciales de la tecnología de membrana para el tratamiento del agua y la utilización de los procesos de membranas: 1) cómo supervisar el funcionamiento de sus sistemas de membranas, y 2) la forma de detectar el ensuciamiento y las incrustaciones en la membrana en tiempo real, antes que ocurra una pérdida significativa o irreversible de la eficiencia en el rendimiento, lo que resulta en una baja disponibilidad de la planta y costos significativamente más altos de operación y mantenimiento. (RB.85: *Saad Mohamad Amin*, 2.004).

Para el control de la operación de sistema de membranas es posible utilizar tres estrategias diferentes, con respecto al caudal y a la presión transmembranal (PTM):

- 1) mantener el caudal constante permitiendo variar (aumentar) la presión transmembranal (PTM) con el tiempo
- 2) mantener la presión transmembranal constante y dejando que el caudal pueda variar (disminuir) con el tiempo
- 3) tanto la presión transmembranal como el caudal pueden variar en el tiempo



El más utilizado tradicionalmente era el método de caudal constante, aunque en los últimos años se ha impuesto el último método, donde ambos parámetros varían en el tiempo (RB.136: *Asano T. et al.*, 2.007).

Otra forma de caracterizar el ensuciamiento puede ser en términos del método por el cual se elimina (reversible e irreversible para la eliminación física y química, respectivamente), su naturaleza química o de origen (por ejemplo, orgánica, inorgánica, biológica, etc.), o su forma física (disuelto, coloidal, partículas, etc.). El ensuciamiento por partículas se considera que es reversible, ya que es en gran parte eliminado por limpieza física. Otros tipos de ensuciamiento pueden ser irreversibles, requiriendo limpieza química para su eliminación. El funcionamiento sin coagulante resulta en un rápido ensuciamiento y una reducción posterior de los intervalos de limpieza química. *La adición de coagulante (sulfato férrico) resulta en una reducción de la suciedad, tanto reversible como irreversible, lo que permite un funcionamiento sostenible.* El uso de niveles bajos de coagulantes permite por lo tanto que la planta opere con un flujo mayor, lo que equivale a una reducción del área de la membrana y un ahorro de energía (RB.48: *Hatt J.W. et al.*, 2.011).

En ósmosis inversa (OI) y en procesos de nanofiltración (NF) de flujo cruzado la biopelícula o ensuciamiento biológico es el impedimento más importante. Debido al componente de flujo cruzado, los microorganismos presentes en el agua de alimentación son transportados a la superficie de la membrana donde se absorben, formando una capa de saturación. Una vez absorbidos, los microorganismos pueden crecer y multiplicarse a expensas de los nutrientes del agua de alimentación, formando una capa de ensuciamiento biológico que reduce los flujos de permeado y dañan la membrana. El ensuciamiento biológico parece ser la forma predominante de saturación compuesta de bacterias y polímeros extracelulares, mientras que el tamaño y la composición de la población de la biopelícula parecen ser convergentes en un número finito. El espectro de la Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Fourier (IRTF) de la acumulación de materia orgánica en la membrana NF mostró la presencia de proteínas y aminoácidos y un alto nivel de los residuos alifáticos y polisacáridos (RB.53: *Ivnitsky H. et al.*, 2.005).

El diagnóstico del tipo(s) y el grado de ensuciamiento es el primer paso esencial para controlar el ensuciamiento con el fin de mantener el rendimiento de la planta. Un análisis (escaneo) rápido de la instalación para el diagnóstico de obstrucción implica un estudio in situ de los elementos de una membrana (autopsia), incluyendo la evaluación de los datos de pre-tratamiento. El ensuciamiento, en última instancia, puede conducir a una pronta sustitución de los elementos de membrana. *Los mecanismos de ensuciamiento de las membranas en espiral son las incrustaciones (inorgánica, orgánica y coloidal) y la contaminación biológica. Las incrustaciones por compuestos inorgánicos se controlan normalmente mediante el uso de un inhibidor de incrustante (polímero, ácido) y las incrustaciones por material coloidal puede ser controlado por el tratamiento previo (por ejemplo, ultrafiltración).* Los procesos de filtración biológica que eliminan compuestos biodegradables, como pretratamiento, pueden reducir el riesgo de contaminación biológica. (RB.116: *Vrouwenvelder J.S. et al.*, 2.003).

El ensuciamiento biológico,- definido como la acumulación de biomasa en una superficie por el crecimiento y/o deposición a un nivel tal que está causando problemas operativos-, es difícil de cuantificar. Sin embargo, el diagnóstico de la contaminación biológica sólo se justifica cuando se encuentra una relación entre los problemas de funcionamiento encontrados y la acumulación de biomasa, determinada con los parámetros adecuados. El ensuciamiento biológico, que ha sido descrito ampliamente puede causar la reducción de flujo (disminución del coeficiente de transferencia de masa, CTM) y/o el aumento de las caídas de presión (caída de presión normalizada: CPN). Un

conjunto de parámetros de la biomasa y herramientas analíticas están disponibles, pero la pregunta sigue siendo qué parámetro(s) a cuales niveles son concluyentes para determinar la contaminación biológica como la causa de los problemas de funcionamiento. Los productos químicos, tales como los inhibidores de las incrustaciones (polímeros y ácidos) usados para el control de las incrustaciones en membranas de NF y en las de OI difieren en gran medida en su capacidad para promover el crecimiento de microorganismos y *ciertos inhibidores de incrustaciones disponibles comercialmente pueden causar ensuciamiento biológico*. Estos químicos y su dosificación en el pretratamiento (p.e. floculantes) pueden también causar incrustaciones (no publicadas) (RB.116: *Vrouwenvelder J.S. et al.*, 2.003).

El rendimiento de las membranas de nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI), involucra complejas interacciones entre la química del agua y las propiedades de la membrana. El ensuciamiento biológico se encuentra fuertemente afectado por la concentración de cationes monovalentes y las propiedades de la membrana, como la rugosidad y el potencial zeta. *La alta rugosidad de la membrana y el alto potencial zeta (es decir, membranas más negativas) junto con altas concentraciones de cationes monovalentes en el agua de alimentación contribuyen al control del ensuciamiento biológico*. Las propiedades de la membrana y la composición de carbono orgánico disuelto (COD) tienen una importancia significativa en la disminución del flujo; *la composición del COD, especialmente el ácido húmico, fue identificado como el más factor importante que contribuye a la formación de ensuciamiento abiótico*. Las propiedades de la membrana influyen de manera importante en la disminución del coeficiente de transferencia de masa: *una rugosidad y peso molecular límite altos ayudan a reducir la disminución del CTM y el ensuciamiento biológico contribuye más a la disminución del CTM que el ensuciamiento abiótico* (RB.82: *Peng Weihua et al.*, 2.004).

El rendimiento de los sistemas de nanofiltración (NF) es controlado por las características del agua de alimentación especialmente la fuerza iónica, las concentraciones y los tipos de cationes divalentes y la materia orgánica natural. En condiciones específicas, la concentración de estos materiales de ensuciamiento puede dar lugar a interacciones complejas que causan disminución rápida y a veces irreversible del flujo debido a la capa de suciedad. La implementación exitosa de un sistema de tratamiento de agua basada en la nanofiltración requiere una cuidadosa selección de la fuente de agua, el tratamiento previo a medida (si es necesario), el establecimiento de las condiciones específicas de operación y de los ciclos de limpieza para mantener la integridad de la membrana y los niveles de producción requeridos (RB.91: *Shaalán Hayam Fahim*, 2,003).

La materia orgánica disuelta contenida en el efluente de aguas residuales tratadas, comúnmente conocida como materia orgánica del efluente (MOE_f), se ha descubierto que está principalmente compuesta de productos microbianos solubles (PMS) y ha sido asociada con el significativo ensuciamiento en membranas de OI. Incluidos en los PMS se encuentran diferentes componentes, sin embargo las proteínas y los polisacáridos, que están presentes en el efluente de aguas residuales, han sido identificados como los principales contribuyentes del ensuciamiento. Las proteínas y los polisacáridos son incrustantes claves para la OI, con los polisacáridos, en particular, causando pérdidas relativamente altas de permeabilidad. Existen fuertes correlaciones entre las fuerzas de adhesión intermoleculares,- medidas utilizando microscopía de fuerza atómica (MFA)-, y las tasas de ensuciamiento en experimentos controlados en OI. Sin embargo, existen efectos sinérgicos cuando varias especies orgánicas están presentes en la alimentación de OI y se ha reconocido que los estudios que se realizan con especies orgánicas individuales pueden subestimar significativamente el ensuciamiento de la membrana. También se comprobó que las observaciones del ensuciamiento en los primeros días de funcionamiento se distinguían de las siguientes observaciones después de un mes o más de operación, lo que sugiere que los estudios a corto plazo son incapaces de predecir tendencias a largo plazo en el ensuciamiento (RB.60: *Kent Fraser C. et al.*, 2.011).



La MOE_f de bajo peso molecular es propensa a ser adsorbida sobre la superficie de la membrana e iniciar el ensuciamiento orgánico y la posterior contaminación biológica. La complejidad y la heterogeneidad de la MOE_f pueden dar lugar a un ensuciamiento de la membrana de características físicas y químicas variadas. Además, la química del agua de alimentación (es decir, la presencia de sílice y calcio, fuerza iónica, y el pH de la solución) puede afectar a las interacciones entre los constituyentes de la MOE_f e intensificar el ensuciamiento de la membrana. *Las características de la superficie de la membrana juegan un papel importante en el ensuciamiento de la membrana durante la fase inicial de la filtración.* Las membranas rugosas e hidrófobas con alta permeabilidad muestran una disminución inicial más severa del Flujo específico corregido por la temperatura (TCSF) (60%) durante la filtración en gran parte debido a la compactación de la membrana y adsorción de la materia orgánica hidrófoba. (RB.124: *Xu Pei et al.*, 2.010).

Limitar los agentes microbianos en el agua de alimentación por medios físicos puede minimizar el crecimiento biológico de las incrustaciones en la torta o capa de suciedad. Sin embargo, una vez que se fijaron en la torta de suciedad, la multiplicación microbiana puede aumentar rápidamente el número de células y la cantidad de materiales de polisacáridos extracelulares dentro de la misma. *La disminución de flujo se atribuye a la acumulación de materiales extracelulares más que a la naturaleza coloidal de las células bacterianas* (RB.98: *Speth Thomas F et al.*, 2.000).

En las membranas de UF, las sustancias disueltas más grandes que el tamaño de poro de la membrana, se han identificado como las principales suciedades,- en las aguas residuales domésticas tratadas-, que afectan a la resistencia al ensuciamiento biológico en procesos de UF de flujo normal (*dead-end*). A ésta fracción se atribuye más del 50 % de la resistencia total al ensuciamiento causado durante la filtración de efluentes secundarios y del filtrado lento en arena. Dentro de las sustancias orgánicas disueltas, la concentración de biopolímeros detectados por cromatografía líquida con detección en línea de carbono orgánico (LC-OCD) muestra una correlación cuantitativa con la capacidad de filtración de las muestras de agua en UF de flujo normal. Mayores cargas de biopolímeros entregados (BE) llevan a una mayor resistencia al ensuciamiento. La misma carga de BE exhibe similares disminuciones del flujo independiente del pre-tratamiento de las muestras de agua (efluente secundario o filtrado lento en arena). Por lo tanto, los biopolímeros se consideran la suciedad más importante en la UF que afecta la filtrabilidad de las aguas residuales domésticas tratadas cargadas de MOE_f (RB.131: *Zheng Xing et al.*, 2.009). En ultrafiltración de flujo normal de aguas residuales domésticas tratadas, el contenido de biopolímeros influye sobre la filtrabilidad de las muestras de agua, por lo general de manera proporcional. La reversibilidad hidráulica del ensuciamiento formado continuamente está inversamente relacionada a la concentración de biopolímeros. *Los biopolímeros son por lo tanto el mayor incrustante orgánico en la UF. El ensuciamiento por biopolímeros es compresible. El incremento de la presión de filtración resulta en una mayor compresión, generando una resistencia específica de la suciedad mayor y una menor reversibilidad.* Aunque la capa de ensuciamiento de biopolímeros es prácticamente removible hidráulicamente, *las interacciones entre los biopolímeros y las membranas promueve el desarrollo del ensuciamiento irreversible* (RB.129: *Zheng Xing et al.*, 2.010).

La distribución de parte hidrófoba/hidrófila y de carga son importantes propiedades de la MOE_f en términos de potencial de contaminación debido a que tienden a influir en las interacciones entre la MOE_f y la membrana. La fuerza de adherencia con la membrana es otro factor importante que determina el potencial de contaminación de una fracción orgánica además de su cantidad en el agua de alimentación y será definida durante los experimentos de ensuciamiento. En comparación con las membranas de ósmosis inversa utilizadas en el tratamiento de agua potable, *los ácidos hidrófobos tales como las sustancias húmicas que representan alrededor del 40-60% de la DQO del agua, a*

menudo se han identificado como el mayor agente de ensuciamiento. Esta observación sugiere que las estrategias de mitigación del ensuciamiento deben desarrollarse específicamente dirigidos a las suciedades dominantes identificados en una fuente de agua. Por lo tanto, *los sistemas de pretratamiento desarrollados para sistemas de ósmosis inversa de agua potable no pueden ser directamente transferibles a los sistemas de ósmosis inversa de tratamiento de aguas residuales* (RB.127: Zhao Yan et al., 2.010).

En términos generales, los aspectos físicos - químicos y de dinámica de fluidos controlan el comportamiento del ensuciamiento coloidal de membranas de filtración. Sin embargo, se puede argumentar de forma segura que *los fenómenos de ensuciamiento coloidales de la membrana son complicados y no se entienden completamente.* El método más común y ampliamente aceptado para la predicción de ensuciamiento coloidal es el Índice de Densidad de (obstrucción por) sedimentos (SDI). El SDI, que es una prueba totalmente empírica está muy arraigado en la práctica, aunque los informes de mala correlación con el rendimiento real de membrana no son pocos; se han hecho trabajos para mejorar las herramientas de predicción para aplicaciones prácticas, dando lugar al desarrollo del Índice de Ensuciamiento modificado para UF (IMF-UF). El enfoque es establecer las condiciones de la torta de filtración en las pruebas de UF y estimar la resistencia al ensuciamiento de la torta formada en la membrana. Esto es en realidad la cuestión clave de este enfoque, es decir, la "extrapolación" de las resistencias de ensuciamiento obtenidos en las pruebas de UF a las diferentes condiciones que prevalecen en las plantas de OI y NF. Experimentos de las incrustaciones realizados con membranas de OI confirman que existe una dependencia lineal de las tasas de suciedad con la concentración del material incrustante, que permite la extrapolación de los resultados obtenidos en laboratorio a concentraciones más bajas, que por lo general se encuentran en la práctica. El comportamiento de las incrustaciones se analiza en un esfuerzo para relacionar los resultados de la OI y de las pruebas de UF. Se ha encontrado que la resistencia específica de la torta de hierro coloidal depositada es mucho más pequeña en las pruebas de UF de flujo normal (*dead-end*) en comparación con los obtenidos en los experimentos de OI con flujo cruzado. Esta diferencia es menor en el caso de los ácidos húmicos, mientras que la resistencia específica de la capa de suciedad en membranas de UF y OI es muy parecida para los incrustantes de alginato, cuando se corrige para el rechazo incompleto de las especies por UF y la deposición sobre las membranas de ósmosis inversa (RB.94: Sioutopoulos D.C. et al., 2.010)

En los sistemas EDR se presentan tres formas orgánicas que pueden ensuciar las membranas. En primer lugar, niveles muy altos de compuestos orgánicos naturales de alto peso molecular pueden construir depósitos en la superficie de la membrana similar al ensuciamiento coloidal. En segundo lugar, los polímeros artificiales altamente iónicos pueden ensuciar la superficie de las membranas interfiriendo con la operación de la EDR; estos deben ser identificados y evaluados antes de diseñar el sistema de tratamiento. En tercer lugar, los compuestos iónicos orgánicos de peso molecular medio tienen un potencial para ensuciar internamente las resinas de las membranas de intercambio iónico. Los materiales artificiales pueden ser evaluados antes de encomendarse el proyecto y los compuestos orgánicos presentes en la naturaleza no son capaces de ensuciar las membranas modernas de base acrílica en un grado que deban ser reemplazadas. Todas estas posibles formas de ensuciamiento orgánico se producen en los sistemas EDR. En todos los casos ha habido un modo práctico de bajo coste para corregir el problema o mantener la operación sin tener que reemplazar las membranas. La inversión de la polaridad y la combinación de espaciadores tortuosos mejora la capacidad del proceso de EDR para manejar los niveles más altos de material de ensuciamiento coloidal en el agua de alimentación, pero no elimina completamente el potencial de ensuciamiento coloidal. El índice de densidad de sedimentos (SDI) es el método más común de estimar el potencial de ensuciamiento coloidal de un agua de alimentación para una membrana de desaladora. La experiencia con EDR en aguas naturales típicas es que, *cuando el SDI a los 5 minutos es inferior a 12, el ensuciamiento coloidal no ocurre; si el SDI a los 5 minutos es mayor que 16 el ensuciamiento*



coloidal es probable. Un índice SDI a los 5 minutos de 15 se correlaciona aproximadamente con una turbidez de 0,5 Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU) (RB.2: Allison Robert P., 1.995).

Morfología de la membrana

La morfología de la superficie de membrana juega un papel primordial en la deposición coloidal. En las membranas de celulosa acetato (CA), el flujo transversal puede eliminar los sólidos debido a su superficie lisa. Por el contrario, este efecto está fuertemente impedido en gran medida por la presencia de irregularidades superficiales. *Las membranas de poliamida (PA) tienen una permeabilidad más alta que las membranas de CA. Por lo tanto, hay una mayor deposición de partículas coloidales sobre las membranas que altera la magnitud de la fuerza de repulsión entre dos cargas negativas disminuyéndola, lo cual es a veces insignificante, causando una capa de suciedad en la membrana.* Este fenómeno se ve amenazada por la dificultad en el flujo transversal (RB.69: López-Ramírez Juan A. et al., 2.006).

La filtración de componentes orgánicos disueltos (no cargados) se relaciona principalmente a la adsorción sobre el material de la membrana. Ambos fenómenos se explican sobre la base de las propiedades de los componentes; hay una correlación entre el coeficiente de reparto octanol-agua ($\log P$) y la adsorción, y la adsorción también se relaciona con el momento dipolar y la solubilidad en agua. En cuanto a las características de la membrana, se cree que *el carácter hidrófobo de la capa superior tiene la influencia más negativa sobre la disminución del flujo en NF. Cuando se filtran componentes orgánicos cargados, las fuerzas de repulsión o atracción electrostática entre los componentes y la membrana influyen en el grado de ensuciamiento. Una condición necesaria para esto es que la carga de la superficie de la membrana sea lo suficientemente grande; de lo contrario las fuerzas hidrófobas superan a las fuerzas electrostáticas resultando en un mayor ensuciamiento de las membranas hidrofóbicas.* El tamizado físico por los poros se cree que es uno de los principales factores en la retención de los componentes orgánicos, con un peso molecular superior al PML (límite) de las membranas. Para componentes más pequeños no cargados, el peso molecular en combinación con el $\log P$ determina la retención. *Pequeños componentes hidrófobos (con un gran valor de $\log P$) no son bien retenidos por las membranas de nanofiltración; a medida que estos componentes tienen menos grupos polares que los componentes hidrófilos, son menos solubles: debido a su menor tamaño pueden entrar más fácilmente en los poros de la membrana y penetrar a través de la membrana* (RB.18: Boussu K. et al., 2.008).

Las propiedades hidrófobas de un componente sin carga se describen por el logaritmo del coeficiente de partición octanol-agua ($\log P$), que representa el logaritmo de la relación entre la concentración del componente en la fase de octanol a la concentración en la fase acuosa de un sistema de dos fases en equilibrio. La porosidad de la capa superior de la membrana está dada por I_3 e I_4 , los cuales representan el volumen de la fracción de poros pequeños y grandes respectivamente, determinados por PALS (Espectroscopia de Tiempo de vida útil por aniquilación positrónica). En contraste con la adsorción, donde la componente de hidrofobicidad ($\log P$) es la variable más influyente, la disminución del flujo es determinada principalmente por la fracción de volumen de poros pequeños (I_3). La fracción de volumen de los poros grandes (I_4) o la hidrofobicidad de la membrana, no pueden explicar completamente los resultados experimentales de la disminución del flujo. Esto puede explicarse por el hecho de que *los poros pequeños, presentes en la capa superior de una membrana, pueden ser bloqueados totalmente de manera más fácil por componentes orgánicos (y especialmente por los componentes orgánicos hidrófobos) en comparación con los poros grandes, lo que implica que una membrana con un alto valor de I_3 es más susceptible a la disminución de flujo* (RB.18: Boussu K. et al., 2.008).

Las aguas con un alto contenido de la fracción hidrofílica (HPI) en la MON da lugar a una disminución significativa del flujo. Las macromoléculas de carácter relativamente hidrófilo (por ejemplo los polisacáridos) son rechazados eficazmente por las membranas de baja presión, lo que sugiere que los compuestos macromoleculares y/o la materia orgánica coloidal en la fracción hidrofílica de la MON puede ser un ensucador problemático en éste tipo de membranas. El ensucamiento orgánico significativo aportado por polisacáridos y/o proteínas presentes en formas macromoleculares y/o coloidales depende de la forma molecular (estructura) así como del tamaño (peso molecular). La disminución del flujo más importante se observa en la filtración por membranas de microfiltración (MF) en comparación con las de ultrafiltración (UF). *El ensucamiento de las membranas de MF puede ser causado por la obstrucción de los poros asociada con moléculas hidrófilas grandes (macromoléculas) y/o coloides orgánicos. En el caso de membranas de UF, la disminución del flujo puede ser causada por procesos secuenciales o simultáneos de cobertura de la superficie (capa de gel) durante la filtración.* Los análisis morfológicos apoyan la idea de que la rugosidad de la membrana puede ser considerada como el factor más importante en el ensucamiento de la membrana mediante el control de la interacción entre las moléculas y la superficie de la membrana, en comparación con el carácter hidrófobo/hidrófilo de las membranas. Los mecanismos de ensucamiento de membranas no son sólo una función del tipo de membrana (MF frente UF), sino que también dependen de las características de la fuente de agua. No se observaron diferencias distintivas en la disminución del flujo entre las membranas hidrófobas e hidrófilas lo que sugiere que otras propiedades de la membrana pueden ser más influyentes. *La forma y el tamaño de las moléculas y la rugosidad de la membrana son presumiblemente los factores más influyentes que afectan la disminución del flujo* (RB.65: Lee NoHwa et al., 2.004).

Por su parte, en estudios realizados para investigar los efectos de las propiedades de la superficie de membranas (hidrofobicidad, carga superficial, y aspereza) en el ensucamiento en sistema membrana de ósmosis inversa de flujo transversal, a escala de laboratorio, usando tres membranas comerciales con diferentes propiedades de superficie se llegó a la conclusión que las propiedades de la superficie de las membranas no tienen una relación significativa con la contaminación biológica bajo ninguna condición de filtración (RB.7: Baek Youngbin et al., 2.011).

Potencial zeta

Un gran número de estudios teóricos y experimentales sobre modelos de aguas se han realizado para identificar el mecanismo principal del ensucamiento por materia orgánica natural (MON) en filtración por membranas. Se han encontrado interacciones físico - químicas entre la MON, la matriz del agua de alimentación y la membrana que juegan un papel significativo. Los parámetros más importantes se consideran (RB.89: Schrader G.A. et al., 2.005):

1. Estabilidad coloidal (directamente relacionada con el potencial zeta); una disminución de la estabilidad conduce a la pérdida de espacios en la capa de suciedad que resulta en una mayor resistencia de la torta del filtro.
2. Unión membrana – MON bajo la influencia de cationes divalentes, especialmente calcio; los iones divalentes se muestran para actuar como material de unión entre los grupos carboxílicos activos presentes en mucha MON y los grupos funcionales cargados negativamente presentes en la superficie de la membrana.
3. La hidrofobicidad de los componentes del agua de alimentación. La hidrofobicidad de los componentes del agua de alimentación, expresada en su coeficiente de reparto agua-octanol ha demostrado ser un parámetro relativamente robusto para predecir el potencial de contaminación. Los componentes con un alto coeficiente de partición muestran más interacciones hidrofóbicas y causan una disminución mayor del flujo.
4. Propiedades de la superficie de la membrana como la rugosidad superficial, ángulo de contacto y carga.



En filtración directa (NF/OI) de agua con MON, *el mantenimiento de un alto potencial zeta es imprescindible para mantener la resistencia capa de suciedad en un mínimo. Por lo tanto, se debe ser muy cuidadoso cuando se dosifican ácidos o coagulantes para evitar incrustaciones o ensuciamiento.* Neutralizar el potencial zeta promedio de la fracción coloidal en el efluente conduce a la formación de capas de suciedad con una resistencia muy alta. *La selección de un coagulante adecuado para suprimir los problemas de saturación debe basarse en la interacción entre la membrana y el coagulante, mientras que la interacción de coagulante-MON debe ser mínima para mantener un alto (negativo) potencial zeta* (RB.89: Schrader G.A. et al., 2.005).

La formación de capa de suciedad se supone que es completamente reversible. Esto es conceptualmente interesante, ya que ofrece una clara distinción entre la capa de suciedad y la biopelícula. La biopelícula se acumula entre la capa de suciedad y la superficie de la membrana y es al menos parcialmente resistente al lavado a contracorriente. *Las altas concentraciones de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) aumentan fuertemente la contaminación biológica, mientras que las altas concentraciones de sólidos mejoran especialmente la formación de capa de suciedad y el bloqueo de los poros.* Este resultado se debe considerar en la operación de la etapa biológica con el fin de conducir el proceso a su óptimo global. Varios estudios experimentales han encontrado que un aumento de la tasa de aireación conduce a una disminución en el espesor de la capa de suciedad, pero también a un aumento posiblemente dominante en su resistencia específica (RB.24: Busch Jan et al., 2.007).

Papel de la Biopelícula

Tan pronto como los microorganismos se adhieren a la superficie de la membrana comienza la formación de la biopelícula. *Debido a la alta concentración de microorganismos y sustancias poliméricas extracelulares (SPE) en los reactores de membrana, la formación de la biopelícula está siempre presente.* La biopelícula es un hábitat estructurado de microorganismo dentro de una matriz polimérica (SPE), la cual es producida por los propios microorganismos. Sin embargo, más del 90% de una biopelícula consiste de agua. Los enlaces cruzados (reticulados) entre los componentes se consigue mediante enlaces débiles entre los grupos laterales (al borde) de los polímeros y los nudos simples entre las cadenas de polímeros. Los SPE se producen en dos formas diferentes: SPE enlazados, que se unen a las células y construyen cápsulas alrededor de los microorganismos, y SPE libres, que no están vinculados a las células. Ambos tipos están presentes en las aplicaciones de una EDAR. Los enlaces cruzados (*cross-linking*) de la biopelícula son de gran importancia para la estructura y resistencia de la biopelícula, y dependen fuertemente de la concentración de SPE en la biopelícula (RB.24: Busch Jan et al., 2.007). Los hidratos de carbono fueron identificados como el componente de la SPE que tiende más a obstruir las membranas (RB.33: Dvořák Lukáš et al., 2.011)

La acumulación de biopelículas en membranas de nanofiltración y OI resulta en un aumento relativo de la caída de presión normalizada (Δ CPN). Sin embargo, un aumento en la Δ CPN no está exclusivamente relacionado con la contaminación biológica. La combinación de los parámetros relacionados con la biomasa de adenosin trifosfato (ATP) y el recuento de células totales en los elementos de la membrana parecen ser los parámetros apropiados para el diagnóstico de la contaminación biológica. La evaluación de la contaminación biológica en estudios realizados en 15 instalaciones a escala real de NF/OI condujeron a las siguientes conclusiones (RB.115: Vrouwenvelder J.S. et al., 2.008):

1. *La medición de la caída de presión,- como se aplica en la práctica con un equipo estándar,- no es lo suficientemente sensible para ser utilizado como parámetro de proceso para la alerta*

temprana de la contaminación biológica en instalaciones de NF/OI alimentadas con agua con un pretratamiento extenso.

2. Estudios de autopsia de membrana, que implican el análisis de ATP son mucho más precisos y distintivos que la medición de la caída de presión. *La combinación de análisis de ATP y el recuento directo total de células (RTC) en un elemento de membrana es un parámetro adecuado para el diagnóstico de la contaminación biológica.*
3. Parámetros de calidad del agua como COT (Carbono Orgánico Total), RTC (recuento directo total de células), TFA (trifosfato de adenosina), COA (Carbono Orgánico Asimilable) y TFB (Tasa de formación de biopelícula) no son alternativas adecuadas para los estudios de membrana en el diagnóstico de la contaminación biológica, pero pueden ser aplicables para la detección rápida.
4. *Pretratamientos que involucren actividad biológica,- como la filtración por carbón activado granular y filtración lenta sobre arena que puede eliminar los compuestos biodegradables del agua-, permiten un rendimiento estable de NF/OI con valores relativamente bajos de Δ CPN (incremento relativo de la caída de presión normalizada) sin limpieza.*
5. Un enfoque integral es esencial en el diagnóstico y control de las incrustaciones. Un estudio de membrana proporciona información concluyente sobre los tipos de ensuciamiento presentes. Este enfoque permite dirigir las acciones para la prevención y el control.

La composición de las biopelículas de ensuciamiento de membranas incluye principalmente especies de bacterias *Gram-negativas*. Se han encontrado Proteobacterias α , β y γ (incluyendo especies *Sphingomonas* y *Nitrosomonas*) y Bacteroidetes (incluyendo *Flavobacterium* y especies *Sphingobacterium*) como los grupos de bacterias dominantes implicados en el ensuciamiento de las membranas (MF, NF y OI) operados con agua dulce superficial y de efluentes regenerados. El estudio de las membranas de ósmosis inversa aplicada para regeneración de aguas residuales, recuperó datos de filotipos bacterianos relacionadas con las de orden *Rhizobiales*, un grupo de bacterias que no han estado previamente implicadas en la contaminación biológica de membranas. *Parece que el desarrollo de biopelículas en sistemas de separación con membrana sigue un patrón genérico a pesar de la gran diversidad de especies bacterianas encontradas, en la que los miembros de Proteobacteria y Bacteroidetes son las especies predominantes, con una menor contribución de las bacterias Gram-negativas y otras Gram-positivas. Este perfil parece estar relacionado a una amplia capacidad de colonización de superficie de estos organismos, así como la adaptación a los cambios de los nutrientes y la capacidad de proliferar en condiciones oligotróficas.* La función específica de cada tipo de bacterias en la fisiología de la biopelícula, así como en la contaminación biológica de la membrana, aún no se ha dilucidado. El desarrollo de películas biológicas en sistemas de membrana densa es un modo crítico de ensuciamiento que es complejo para resolver y modelar, y puede tener un efecto sinérgico con otras formas de ensuciamiento que afecta negativamente al rendimiento de la membrana. Por otra parte, la relación directa entre las comunidades y el rendimiento de la membrana bacteriana, así como la implicación de la diversidad microbiana en la aplicación a largo plazo de las membranas, todavía no está claro y se necesita una visión más clara del fenómeno de la contaminación biológica para el control eficaz (RB.53: *Ivnitsky Hanan et al.*, 2.010)

Coloides

Los coloides en aguas naturales pueden ser clasificados en los siguientes grupos generales (RB.106: *Tang Chuyang Y. et al.*, 2.011):

- Coloides inorgánicos rígidos: los coloides inorgánicos ordinarios incluyen sílice, óxido o hidróxido de hierro, y varios minerales de silicato de aluminio. Otros coloides inorgánicos menos frecuentemente encontrados incluyen el óxido de aluminio, óxido de manganeso, azufre elemental, y metal sulfuro. Ellos son usualmente partículas compactas y rígidas.



- Macromoléculas orgánicas: las macromoléculas pueden además ser clasificadas en biopolímeros rígidos (principalmente polisacáridos de peso molecular grande con una larga persistencia de corte), compuestos fúlvicos (incluyendo ácido fúlvico y ácido húmico que son generalmente refractarios), y biopolímeros flexibles (incluyendo proteínas y algunas moléculas orgánicas de bajo peso molecular (peso molecular <1000))

Tipo de coloides	Ejemplos	Tamaño y forma	Carga
Inorgánico	Sílice	Redondo	Negativa ($pH_{pcc} \sim 3$)
	Minerales de silicato de aluminio	Angular	Negativa ($pH_{pcc} \sim 7$)
	Hidróxido / óxido férrico	Varía dependiendo si es cristalino o amorfo	Positiva (pH_{pcc} por goetita ~ 3)
Ácidos húmicos	Normas de la Sociedad Internacional de Sustancias Húmicas	M_w de unos pocos kDa a unos pocos cientos de kDa. Molécula globular (lineal bajo alto pH, baja fuerza iónica, y baja concentración)	Negativa ($pH_{pcc} < 3$), acidez total típica: 5-10 meq/g
Polisacáridos	Schizophyllan	400-500 kDa	Neutra
	Xanthan and gellan	100-2500 kDa	Negativa
	Alginato	200-2000 kDa	Negativa, ~ 3 meq/g (hasta 6 meq/g)
Proteínas	Albúmina sérica bovina G	67 kDa	$pH_{IEP} = 4,7$ (acidez total 1,5 meq/g incluyendo grupos amino y carboxilos)
	Inmunoglobulina bovina	155 kDa	$pH_{IEP} = 6,6$
	Hemoglobina bovina	68 kDa	$pH_{IEP} = 7,1$
	Ribonucleasa pancreática bovina	13,7 kDa	$pH_{IEP} = 7,8$
	Lisozima	14,4 kDa	$pH_{IEP} = 11,0$

Tabla 15: Propiedades de coloides seleccionados (RB.106: Tang Chuyang Y. et al., 2.011)

Los coloides en el agua de alimentación se pueden depositar sobre la superficie de la membrana para formar una capa de suciedad que es a veces llamada capa de torta (cake layer). Algunos coloides pueden formar una extensa capa reticular en tres dimensiones (conocida como capa de gel) debido a su fuerte atracción inter-coloidal o interacción específica (p.e. algunos polisacáridos en presencia de calcio) mientras algunas capas de gel pueden tener un porosidad muy alta (90%), tienden a una baja

permeabilidad y son difíciles de remover debido a su naturaleza reticular. En algunas referencias el término "capa de torta" es reservado para capas de ensuciamiento no gelatinosas. De acuerdo con el modelo de filtración de resistencia osmótica, la formación de una capa de depósitos coloidales puede afectar el flujo de permeado en dos formas diferentes (RB.106: *Tang Chuyang Y. et al.*, 2.010):

- 1) La capa de suciedad introduce una resistencia adicional. Consecuentemente esto reduce la permeabilidad promedio de la membrana y disminuye el flujo de agua a una presión fija aplicada. Alternativamente, se requiere una mayor presión para mantener constante el flujo de permeado.
- 2) Una capa de torta porosa puede también afectar el comportamiento del flujo en la membrana por generar una fuerte concentración de polarización dentro de la capa de torta fijada. El aumento de la concentración de polarización puede incrementar significativamente la concentración del soluto en la superficie de la membrana, y aumentar drásticamente la presión osmótica en la superficie de la membrana, un fenómeno conocido como presión osmótica por aumento de la torta (CEOP). Similar al efecto de la resistencia de la capa de torta, la CEOP tiende a reducir el flujo a presión constante (o aumentar la presión a flujo constante).

Microorganismos

Se han observado el paso de bacterias a través de las membranas con tamaños nominales de poros más pequeños. Bacterias de 0,3 μm de diámetro y 0,6 a 1 μm de largo han penetrado a través de membranas de 0,22 μm , o *Pseudomonas diminuta* de 0,3 μm de diámetro a través de membranas de 0,2 μm . Este fenómeno se puede explicar por la disposición de algunas aperturas en la membrana más grandes que el tamaño nominal de poro, o imperfecciones o instalación incorrecta de la membrana. Otra explicación posible es el cambio en el tamaño de los microorganismos. El tamaño de un organismo cambia a medida que atraviesa las diversas fases de crecimiento. Durante la transición de la fase de crecimiento a la fase estacionaria, las células se hacen más pequeñas, ya que se dividen más rápidamente de lo que crecen por lo que pueden pasar a través de la membrana cuando son más pequeñas que su tamaño normal. *Las membranas en teoría pueden eliminar virus y bacterias; cuando el tamaño del virus es mayor que el de los poros de la membrana se elimina por exclusión por tamaño, pero con poros relativamente grandes pueden retenerse por atracción electrostática cuando la membrana está cargada positivamente y el pH es neutro, o por repulsión electrostática si el virus y la membrana tienen la misma carga* (RB.72: *Madaeni S.S.*, 1.999).

Los colifagos parecen ser mejores indicadores de la eficacia de remoción microbiana (especialmente eliminación de virus) de los sistemas de membrana que las bacterias coliformes fecales. Esto se debe principalmente al hecho de que, *debido al tamaño de los poros de la mayoría de las membranas de MF y UF, no se debe esperar coliformes fecales en el permeado. Sin embargo, algunos colifagos todavía pueden pasar a través de los poros de la membrana* (RB.126: *Zhang K. and Farahbakhsh K.*, 2.007).

Según datos obtenidos por el CEDEX dentro de las investigaciones del grupo técnico "*Tecnologías de regeneración y sus costes asociados*" referidos a esta tecnología se ha encontrado que *existe una diferencia sustancial en la eliminación de patógenos en un sistema de microfiltración y de Ultrafiltración. Mientras la UF consigue ausencia total de E. coli en su efluente, la MF reduce los E. coli en 3-4 log, necesitando una dosificación en continuo de hipoclorito sódico para su reducción total.*

Antibióticos

El tratamiento de OI parece ser un proceso prometedor para la eliminación eficaz de la mayoría de los antibióticos. Los estudios mostraron que a menudo se logra un rechazo > 99% por OI y algunas membranas de NF de varios antibióticos, incluyendo las fluoroquinolonas, sulfonamidas, tetraciclinas,



y Trimetoprima. En estudios realizados en aguas residuales de la industria de fabricación de productos farmacéuticos se encontró que el tratamiento de OI reduce eficazmente la concentración de oxitetraciclina a partir de 1000 mg/l hasta por debajo de 80 mg/l (> 92% de eliminación). Una limitación adicional del diagrama de rechazo de la membrana es que no tiene en cuenta el papel de la atracción electrostática (como oposición a la repulsión). Las superficies de la mayoría de las membranas de NF/OI (hechas de poliamida o acetato de celulosa) están cargadas negativamente en condiciones neutras debido a la presencia de grupos funcionales sulfónicos y carboxílicos ionizables. *Los solutos cargados negativamente son rechazados principalmente a través de la repulsión electrostática, mientras que las especies cargadas positivamente se eliminan por combinación de interacción electrostática atractiva con la superficie de la membrana y del equilibrio de Donnan* (RB.66: Le-Minh N. et al., 2.010).

Precusores de trihalometanos (PTHMs)

Los trihalometanos (THM) son compuestos orgánicos que contienen halógenos y que no están naturalmente presentes en las aguas subterráneas o superficiales a una concentración letal. En lugar de ello, el agua bruta puede contener determinadas sustancias orgánicas como el ácido húmico, ácido fúlvico, ácido himatomelánico y material de algas que en reacción con el cloro pueden formar trihalometanos. Estas sustancias que son capaces de formar THM se denominan precursores de trihalometanos (THMPs). El agua superficial puede contener THMPs que van desde 1 a 20 mg/l como carbono orgánico total (TOC), de los cuales el ácido húmico es generalmente de mayor ocurrencia y concentración más alta. *La tecnología de membrana es capaz de un control efectivo y económico de los THMPs en algunas aguas crudas con alto contenido orgánico* (RB.113: Visvanathan C. et al., 1.998).

Disruptores endocrinos

Las tecnologías de filtración por membrana, tales como ósmosis inversa (OI) y nanofiltración (NF) se han mostrado como una alternativa prometedora para la eliminación de micro contaminantes. Comparativamente, las membranas NF son "más flexibles" que las de OI. Por lo tanto, la OI dará una eliminación casi completa, pero el consumo de energía más alto hace que sea más desfavorable. El **transporte** durante la NF es producido por diferentes mecanismos, a saber: convección, difusión (tamizado) y efectos de carga. La convección se produce debido a la diferencia de presión aplicada sobre la membrana mientras, que el mecanismo de difusión ocurre debido a un gradiente de concentración a través de la membrana. El tercer mecanismo, que son los efectos de la carga, es debido a la repulsión electrostática entre una membrana cargada y un compuesto orgánico cargado. *Esta singularidad ha hecho de la NF una tecnología de eliminación atractiva específicamente para microcontaminantes, tales como los EDC.* Los mecanismos dominantes vinculados a la **remoción** de los EDCs en NF son de adsorción, de exclusión por tamaño y repulsión de carga. Estos tres mecanismos principales están muy interrelacionados y tienen una influencia significativa sobre el rechazo de los EDCs, que a su vez provocan que los rendimientos de eliminación puedan ser muy diferentes, variando de un compuesto a otro. Por lo tanto, la comprensión de los mecanismos de remoción y su interrelación con los parámetros de control del sistema de operación y de separación de los compuestos en la NF son el elemento clave para optimizar el rechazo de los EDCs por NF (RB.14: N. Bolong et al., 2.009).

- El mecanismo de **adsorción** ha sido correlacionado con las interacciones hidrofóbicas membrana-soluto, que es uno de los más importantes mecanismos de rechazo en nanofiltración. La hidrofobicidad de las membranas está usualmente caracterizada por su

ángulo de contacto, mientras que la hidrofobicidad de los solutos puede ser correlacionada y cuantificada con el logaritmo de partición agua/octanol.

- El mecanismo de rechazo de **difusión** o de exclusión estérica se lleva a cabo por una membrana que tiene un tamaño de poro más pequeño que el compuesto objetivo (bloqueo físico). Este mecanismo típico implica que los compuestos cuyos tamaños son más grandes que el tamaño de poro de la membrana se rechazan y se impide la penetración a través de la membrana. *El tamaño molecular de los compuestos se informó en varios trabajos que es el factor más importante para determinar la retención de los EDC en NF.*
- El mecanismo de **rechazo por exclusión de tamaño** se ha determinado y se hace referencia a los parámetros de solutos tales como el peso molecular, la estructura molecular, es decir, el tamaño y la geometría incluyendo el radio de Stokes compuesto. Se encontró que el rechazo de la EDC de compuestos no cargados o neutros en NF a aumentar con un aumento de la masa molar. Esto implica que *los compuestos no cargados con un tamaño molecular más grande que el tamaño de poro de la membrana estarán bien rechazados debido a este efecto de tamizado de la matriz de polímero.*
- En mecanismo de **repulsión electrostática**, el rechazo se basa en la interacción de carga relativa y no sólo en el tamaño de la molécula. El rechazo de los compuestos orgánicos, coloides y grandes moléculas depende del parámetro de tamizado (solute y tamaño de poro), mientras que los componentes iónicos y orgánicos de peso molecular inferior son rechazados debido a interacciones de carga entre las superficies de membrana. De esta manera, la retención de la EDC podría ser una combinación o bien de exclusión por tamaño o el mecanismo de repulsión de carga.

Otros compuestos

Según datos obtenidos por el CEDEX dentro de las investigaciones del grupo técnico "*Tecnologías de regeneración y sus costes asociados*" tanto en el caso de la ósmosis inversa como en el de la electrodiálisis reversible, *altos contenidos en fosfatos imposibilitan en la práctica el funcionamiento de estas tecnologías. Otros problemas que pueden reducir la eficacia de la OI están originados por la presencia de hierro y aluminio.*

Caudal de operación

El ensuciamiento de la membrana aumenta significativamente a medida que el caudal de operación se incrementa. El aumento de la tasa de ensuciamiento en los caudales de operación altos se atribuye principalmente a un aumento de la carga de masa de los contaminantes sólidos, orgánicos y microbianos. Además, una comparación de la disminución del flujo de agua específico (K_w) en función del volumen filtrado para varios valores de flujo operativo sugiere que la resistencia hidráulica mejorada de la capa de suciedad inducida por filtrado de flujo también ha contribuido al aumento del ensuciamiento observado para flujos operativos altos. Como resultado del aumento del ensuciamiento, el tiempo de operación asociado a la PTM máxima tolerable de las membranas disminuye drásticamente con el aumento del flujo de operación (RB.28: *Decarolis James et al.*, 2.001).

Presión de trabajo

La contribución de la resistencia de la contaminación biológica a la resistencia total de la membrana al paso de los efluentes en una gama de presiones se deriva en base a la teoría de la resistencia en serie. Este enfoque muestra que la contaminación biológica se convierte en el factor dominante después de un determinado volumen de permeado que pasa a través de la membrana. A alta presión, este patrón es precedido por una drástica disminución en el flujo de permeado, lo que sugiere que *la resistencia al ensuciamiento superficial es el efecto dominante a alta presión.* Los datos experimentales a baja presión muestran una deposición detectable de microorganismos en la

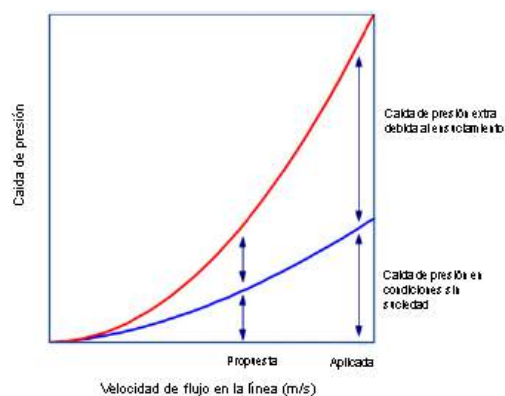


superficie de la membrana junto con el inicio del desarrollo de la capa de biopelícula, y posteriormente el crecimiento bacteriano comienza a ser significativo. Por lo tanto, mientras que a *baja presión la contaminación biológica parece ser un contribuyente importante a la capa de suciedad desde el principio*, su contribución al aumento inicial de la resistencia total de la membrana a alta presión parece ser menor. (RB.54: *Ivnitsky Hanan et al.*, 2.010)

Caída de presión

En módulos de membrana enrollada en espiral, se pueden distinguir dos tipos de caída de presión: la caída de presión transmembranal (PTM) y la caída de presión en el canal de alimentación (PCA), la caída de presión entre la alimentación y las líneas de concentrado. La PTM es la presión diferencial entre la alimentación y las líneas de permeado, causada por la resistencia de fricción sobre la membrana. Cuando la PTM se incrementa por la contaminación biológica, el flujo de la membrana disminuye. Se ha observado que el flujo no juega un papel importante en el suministro de sustrato a la capa de suciedad y *la contaminación biológica en módulos de membrana se correlaciona muy bien con el aumento de PCA*. Además, los sistemas que sufren ciclos de limpieza de la contaminación biológica se rigen por la caída de presión en el canal de alimentación. Por lo tanto, *la contaminación biológica es considerada un problema de PCA*.

La figura muestra que el efecto de la concentración de biomasa sobre el incremento de la caída de presión es afectado por la velocidad de flujo en la línea permitiendo reducir el impacto de la acumulación biomasa acumulada sobre la caída de presión (RB.114: *Vrouwenvelder J.S. et al.*, 2.011)



Limpieza química

El ensuciamiento de la membrana y la limpieza química pueden alterar considerablemente las características de la superficie de membrana. *Se observa un aumento considerable de la hidrofobicidad cuando la membrana se ensucia con suciedades orgánicas*. Un aumento ligeramente inferior de la hidrofobicidad de la membrana cuando se ensucia con alginato podría explicarse por la naturaleza hidrófila de este incrustante. En contraste, el ensuciamiento de sílice coloidal no causa ninguna variación apreciable en la hidrofobicidad de la superficie de la membrana. En todos los experimentos de limpieza asociados con ensuciamiento orgánico, los valores del ángulo de contacto de las membranas limpiadas químicamente se mantuvieron bastante altos. Por otro lado, el ensuciamiento coloidal por sílice, no se observó ninguna variación significativa en el ángulo de contacto después de la limpieza química. Por consiguiente, se puede especular que *la alta hidrofobicidad después de la limpieza de las membranas sucias orgánicamente puede atribuirse posiblemente a un pequeño remanente de las suciedades orgánicas sobre la superficie de la membrana después de la limpieza en lugar de la adsorción de los reactivos de limpieza SDS* (solución alcalina con un pH 11, dodecilsulfato sódico, también conocido como laurilsulfato sódico) a la superficie de la membrana. Dado que la interacción incrustante - membrana juega un papel central en el ensuciamiento de las membranas de nanofiltración (NF), una alta hidrofobicidad en la superficie de la membrana después de la limpieza química puede dar lugar a una posterior disminución rápida del flujo (RB.11: *Beyer Monique et al.*, 2.010).

Bajo condiciones de operación extremas (caudales y/o largos intervalos de retrolavado) es necesario un retrolavado químicamente mejorado para controlar el ensuciamiento irreversible. *Se ha demostrado que el NaClO es el catalizador más efectivo con respecto al control del ensuciamiento. El peróxido de hidrógeno se ha comprobado como un químico apropiado considerando la eficiencia y la influencia sobre el medio ambiente.* En la limpieza química de la suciedad de una membrana, NaOH y NaClO han sido identificados como catalizadores efectivos (RB.128: *Zheng Xing et al.*, 2.011)

*El NaClO, tanto a pH corregido o sin corregir, es generalmente más eficiente para eliminar compuestos orgánicos y agentes ácidos, así como materia inorgánica tales como el Boro, manganeso, hierro y estaño, pero comparable en la eliminación de dureza de iones. El aluminio es mejor eliminando a un pH alto (NaOH a pH 10) reflejando su naturaleza anfotérica y contrariamente a lo reportado previamente donde el ácido cítrico se había detectado como el más eficaz. NaOCl a pH 10, fue el reactivo de limpieza más eficaz que permite el 100% de recuperación de la permeabilidad (RB.84: *Raffin M. et al.*, 2.011)*

Intervalo de retrolavado

El tiempo de filtración entre eventos de lavado en contracorriente se define como IRL y en las membranas de ultrafiltración (UF) en filtración directa está comprendido en un rango de 14-30 minutos. Particularmente, en la filtración directa, el lavado por aire y/o agua es el único medio para eliminar las suciedades del sistema. El aumento en la disminución de la productividad (flujo específico) con el aumento del IRL se puede explicar por la aparición de ensuciamiento irreversible resultante de un tiempo más largo de filtración entre los eventos de retrolavado. La mejora del flujo por unidad de volumen de agua clorada de retrolavado disminuye con el aumento del IRL, lo que indica que la eficacia del retrolavado es una función del IRL. Esta observación puede explicarse por la formación de una capa de ensuciamiento más gruesa, la eliminación de menos materia orgánica por oxidación, y el crecimiento microbiano mejorada asociada con un aumento del intervalo de tiempo entre los eventos de lavado a contracorriente (RB.28: *Decarolis James et al.*, 2.001)

Autopsia de la membrana

La identificación de la causa del ensuciamiento de una membrana de filtración en planta piloto requiere un estudio destructivo (autopsia) de uno o varios elementos de una membrana en espiral. Para la obtención de resultados cuantitativos fiables es esencial contar con personal calificado y seleccionar los elementos apropiados para efectuar una autopsia y tener ciertos equipos para su análisis. Se deben tomar precauciones para preservar la composición de la biomasa, la actividad, la distribución espacial y la densidad tal y como están presentes en las condiciones operativas en el elemento de la membrana. La autopsia incluye los siguientes pasos: i) Inspección visual, ii) apertura longitudinal del elemento, iii) Inspección visual y iv) muestreo y análisis. El análisis implica las concentraciones de trifosfato de adenosina (TPA) (una medida de la cantidad de biomasa activa), el recuento directo total de células (recuento de células microscópicas, RTC), y recuentos de placas heterótrofas (RPH) en medio R2A (expresado en unidades formadoras de colonias, UFC) y el análisis de los compuestos inorgánicos por EM-PAI (espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente). La autopsia y los análisis se pueden realizar en las instalaciones con un equipo portátil. La conservación de muestras permite la determinación de parámetros como el número de colonias, los recuentos de células totales directos y la concentración de compuestos inorgánicos. (RB.116: *Vrouwenvelder J.S. et al.*, 2.003).

Posición de los módulos

En aplicaciones industriales, hay seis módulos básicos para UF: 1) tubulares, con diámetros de canal interiores > 4 mm; 2) de fibras hueca con diámetros interiores de 0,2 - 3 mm; 3) unidades de placa; 4) módulos enrollados en espiral; 5) cartuchos de planchas plegadas; y 6) módulos giratorios. Sin



embargo, el módulo de UF de fibra hueca es uno de los módulos más importantes debido a su densidad de empaquetamiento de gran superficie. Muy raros trabajos se han hecho para encontrar el efecto de la posición de los módulos de fibra hueca (posición horizontal y vertical) en el rendimiento de la separación. En un estudio realizado utilizando una membrana de ultrafiltración (UF) de fibra hueca de polietersulfona (PES), utilizando el flujo de permeado como parámetro del proceso de separación a través de membranas, se encontró que el rendimiento de separación de la membrana de fibra hueca PSE UF fue mejor usando el módulo vertical que mediante los módulos de fibra hueca horizontales (RB.35: *Fadhel Alsahy Qusay et al.*, 2.006).

OZONO

Principales problemas

- Contenido de materia orgánica.
- Resistencia de los coliformes fecales y enterococos.
- Decaimiento del contenido de ozono en masa del efluente.
- Dosificación necesaria para desactivar efectivamente algunos virus, esporas o quistes.
- Equipos y sistemas de contacto
- Necesidad de materiales resistentes a la corrosión.
- Cantidad de bromato (BrO_3^-). Normalmente no se encuentra en la naturaleza, sino que es un subproducto de la desinfección del agua. Es la principal causa de preocupación en cuanto a la ozonización como método para tratar el agua.

Acción oxidante y de inactivación

Durante el tratamiento con ozono, la degradación oxidativa de los productos químicos orgánicos puede ocurrir ya sea por reacción directa con el ozono molecular (O_3) o indirectamente a través de radicales hidroxilos (RB.66: *Le-Minh N. et al.*, 2.010).

El ozono no es ampliamente usado para la desinfección de aguas residuales debido a los problemas de operación y mantenimiento asociados con los primeros sistemas de generación, sus altos costos, y la alta demanda de ozono de algunos efluentes. Sin embargo, la ozonización ha irrumpido como una alternativa práctica efectiva a la cloración dado que **el ozono es el oxidante más fuerte y de acción más rápida de todos los agentes desinfectantes utilizados para la desinfección de aguas y aguas residuales**. La materia orgánica se oxida rápidamente por el ozono, que se puede aplicar antes o después del tratamiento biológico como una etapa de pulido. La aplicación de ozono después del tratamiento biológico se ha utilizado para lograr los requisitos de descarga para coliformes y la inactivación de virus desde la década de los '70. La ozonización antes del tratamiento rara vez se ha utilizado para reducir la carga orgánica, sino más bien para destruir compuestos específicos y/o para mejorar la tratabilidad. *El ozono inactiva una gama más amplia de microorganismos que el cloro y, además, tiene una eficacia de inactivación relativamente alta, forma limitados subproductos de desinfección (DBP), puede aumentar la concentración de oxígeno disuelto en el efluente, y puede eliminar olores indeseables y colores* (RB.92: *Silva G.H.R. et al.*, 2.010).

Medición del contenido de ozono

Es más fácil y efectivo supervisar de forma continua y controlar automáticamente el uso de la dosis adecuada de O_3 utilizando una sonda de potencial de oxido-reducción (ORP) en comparación con una sonda de ozono disuelto, aparte de ser más económica. La calibración de la sonda de ozono

disuelto requiere la inmersión de la sonda en un agua de proceso libre de oxidante durante 24 horas antes de introducir la sonda en el agua de proceso de agua ozonizada por aproximadamente 3 – 4 horas, mientras que *la calibración de la sonda de ORP requiere la inmersión de la sonda en una solución patrón de ORP de 200 mV por 1 – 2 horas* (RB.101: Summerfelt Steven T. et al., 2.009).

Cinética del ozono

La cinética del ozono es compleja debido a las diferentes velocidades de reacción con diferentes productos químicos en solución, composición del ozono y sus productos de descomposición, y la interacción de estos con los microorganismos. De acuerdo con la literatura, el ozono se descompone en tres fases, aunque hay desacuerdo en cuanto a la secuencia exacta. El tipo y la cinética de descomposición del ozono tienen implicaciones sobre el mecanismo de desinfección. *Si la descomposición del ozono es lenta, los productos químicos (y microorganismos) serán sometidos a un ataque directo del ozono* (p.e. según estudios se logra una mayor inactivación de *E. coli* y *G. muris*). *Estas reacciones son selectivas y lentas. Por otro lado, si la descomposición del ozono es rápida, lo cual ocurre cuando la alcalinidad es baja y/o la concentración de compuestos orgánicos es alta, entonces se producirá la oxidación por medio de radicales OH, los cuales son muy reactivos y no selectivos.*

Las velocidades de reacción para pruebas con flujo discontinuo se pueden describir de manera aproximada por cinética de primer orden, pero tanto la constante de velocidad como el orden de reacción disminuyen con el aumento de dosis de ozono transferido. En agua limpia es mejor la aproximación que en aguas naturales donde la tasa constante disminuye gradualmente. Por su parte las tasas de consumo de ozono son mucho más altas en los experimentos con flujo continuo que en los ensayos con flujo discontinuo. La comparación de los reactores de contacto discontinuo (donde se añade el gas ozono al inicio de la reacción) con los reactores de flujo continuo se hace más difícil debido al aumento simultáneo de ozono disuelto con la disminución de las especies oxidables y los microorganismos.

El modelo de funcionamiento de la desinfección por acción del ozono es poco conocido, con diversos investigadores que sugieren que el ozono altera las proteínas y los enlaces no saturados de los ácidos grasos en la membrana de las células, o que afecta al ADN de la célula. Por ejemplo, *los cambios notables en el interior de las células de E. coli no tienen lugar hasta que la mayoría de las células en la muestra no son viables; esto confirma la hipótesis de que en la mayoría de los casos la inactivación se debe al daño de la membrana celular, y que el daño en el ADN puede ocurrir, pero sólo si las dosis de ozono es muy alta* (RB.41: Gehr Ronald et al., 2.003).



Dosis de transferencia

El proceso de ozonización utiliza un período corto de contacto (aproximadamente de 10 a 30 minutos). Para lograr una inactivación eficiente de coliformes fecales es suficiente un tiempo de retención muy bajo (2 mín.), proporcionando una dosis de transferencia de ozono suficiente al efluente. Por lo tanto, **la dosis de transferencia de ozono es el parámetro crítico para el diseño de la desinfección de aguas residuales**. No se encontraron diferencias entre tiempos de retención hidráulicos comprendidos entre 2 y 20 minutos para una dosis dada de transferencia de oxígeno, como consecuencia, el criterio de *ozono residual* (definido por el factor CT^{11}) que se aplica habitualmente en el tratamiento agua potable y *que implica la presencia de ozono residual para lograr la inactivación de microorganismos, no debe utilizarse para la ozonización de aguas residuales ya que una parte importante de la descomposición del ozono se produce en la matriz orgánica del efluente participando en la demanda inmediata de ozono*. Por su parte, los virus no constituyen un factor limitante en la desinfección de las aguas residuales por ozono (RB.125: Xu Pei et al., 2.002).

La dosis de transferencia de Ozono se define como sigue:

$$DTO = \frac{Q_g}{Q_l} \cdot ([O_3]_{g.ent} - [O_3]_{g.sal})$$

donde:

Q_g y Q_l caudales de gas y agua respectivamente

$[O_3]_{g.ent}$ concentración de ozono en el gas de alimentación a la columna

$[O_3]_{g.sal}$ concentración de ozono en el gas a la salida de gas que abandona la columna

Coliformes fecales

La desinfección no podría correlacionarse bien con los parámetros de calidad de aguas residuales, aunque está claro que se requieren dosis más altas de ozono para niveles más altos de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DQO). *La dosis de ozono necesaria para alcanzar el objetivo de calidad referido a nivel de CF es mayor cuando se utiliza $FeCl_3$ como coagulante aguas arriba que cuando se utiliza alumbre; cuando se utilizó $FeCl_3$ la dosis de ozono requerida para alcanzar el objetivo de 90% en el tiempo fue de 17 mg/l, mientras que cuando se usó alumbre se podía reducir probablemente hasta valores tan bajos como 10 mg/l* (RB.41: Gehr Ronald et al., 2.003).

¹¹CT es una medida de la fuerza del desinfectante durante el tiempo que el agua y el desinfectante están en contacto. CT se determina multiplicando la concentración del desinfectante residual (C) por el tiempo de contacto (T).

Microcontaminantes

La presencia de microcontaminantes, tales como productos farmacéuticos o productos de cuidado personal, en el medio ambiente ha demostrado ser la causa de efectos perjudiciales para el medio acuático. La mayor fuente de estos contaminantes es el agua residual doméstica. Estos microcontaminantes tienen su origen principalmente en los productos de cuidado personal y de limpieza, que contienen fragancias, detergentes, conservantes, filtros UV, plastificantes, y biocidas. Algunos de estos compuestos son disruptores endocrinos. *Tanto la ozonización como la adsorción sobre carbón activado son técnicas adecuadas para la eliminación de microcontaminantes en las aguas grises tratadas en condiciones aeróbicas; la ventaja de la ozonización es que también es una etapa de desinfección. El rendimiento de la ozonización se puede optimizar aplicando el ozono en forma de burbujas en una columna donde la mayor parte del ozono es consumido por el agua residual* (RB.49: Hernández-Leal L. et al., 2.011).

Por su parte los procesos de tratamiento cambian la composición y la actividad biológica de los microcontaminantes. Las pruebas de toxicidad pueden proporcionar información complementaria al análisis químico para la suma de microcontaminantes presentes en el agua tratada. Sin embargo, las *pruebas de toxicidad agudas del efluente*, que es una herramienta valiosa para la evaluación del peligro de los efluentes industriales y municipales, *no es apropiada para evaluar el destino de los microcontaminantes durante el tratamiento avanzado del agua porque no es lo suficientemente sensible como para el agua purificada y las pruebas en continuo de larga duración son demasiado caras y requieren mucho tiempo para un monitoreo de rutina*. Además, el tratamiento físico de las aguas residuales altera la matriz y la composición del electrolito y se hace virtualmente imposible de diferenciar el efecto causado por los microcontaminantes de aquellos inducidos por la matriz, tales como el contenido de materia orgánica, pH, fuerza iónica o contenido de nutrientes (RB.71: Macova M., et al., 2.010).

Disruptores endocrinos

La oxidación es eficaz en la degradación de EDC/PPCP en bajas emisiones de COD debido a que **el COD tiene una fuerte influencia en la aplicación del proceso de ozonización**. *En la ozonización, tanto el ozono como los radicales hidroxilos son fuertemente reactivos y se han propuesto como opciones prometedoras para la eliminación de EDCs/PPCPs*. A pesar que los sólidos en suspensión aumentan la demanda de ozono, la influencia es menor; dosis de ozono de 5 mg/l son suficientes, pero son necesarias dosis más altas para concentraciones de sólidos suspendidos más altas (RB.14: Bolong N. et al., 2.009)

Antibióticos

Durante la ozonización de aguas residuales, muchos antibióticos, incluyendo sulfonamidas, macrólidos, fluoroquinolonas y tetraciclinas, han demostrado ser transformados predominantemente a través de la reacción directa con el ozono, mientras que cefalexina, penicilina y N₄-acetilo sulfametoxazol, se transformaron en gran medida por los radicales hidroxilos. *La dominancia relativa de la vía oxidativa actual dependerá de la proporción de ozono y radicales hidroxilos moleculares, las cinéticas de reacción, y la presencia de materia orgánica. Radicales de ozono y/o hidroxilos desactivan propiedades bactericidas de los antibióticos mediante el ataque o la modulación de sus grupos funcionales farmacéuticamente activos*, tales como N-éteroxima y grupos dimetilamino de macrólidos; restos de anilina de sulfonamidas, grupos tioéter de penicilinas, enlaces insaturados de cefalosporina y el anillo de fenol de trimetoprim. Se observó la buena eliminación (> 90 %) por ozonización para aquellos compuestos con sistemas aromáticos ricos en electrones, tales como grupos hidroxilo, amino (por ejemplo sulfametoxazoles), acilamino, compuestos aromáticos alcoxi y alquilo, así como aquellos compuestos con amina desprotonado (por ejemplo, eritromicina, ofloxacina



y trimetoprim) y grupos alqueno no aromáticos ya que estas fracciones estructurales claves son altamente modificables al ataque oxidativo. La ozonización elimina más del 95 % de varias sulfonamidas y trimetoprim de agua de río dentro de 1,3 min de tiempo de contacto en una dosis de ozono de 7,1 mg/l. El uso de la ozonización en dosis > 2 mg/l oxida 90 % - >99% de las sulfamidas y macrólidos en los efluentes de aguas residuales secundarias. Se han reportado constantes de velocidad de segundo orden para 14 fluoroquinolonas, sulfonamidas, β -lactámicos, macrólidos y trimetoprim por ozono y los radicales hidroxilos. Como resultado de este estudio, los autores sugieren que **se puede alcanzar la eliminación del 99 % de los antibióticos de agua de los ríos y efluentes de aguas residuales a dosis de ozono típicas utilizadas para la desinfección (por ejemplo 5-10 mg/l de ozono con COD de 5-23 mg/l)**. Sin embargo la principal preocupación para el uso de ozono para la oxidación de antibióticos es el potencial de transformación a los productos que permanecen biológicamente activos y resistentes a una mayor ozonización. Los productos de ozonización de antibióticos β -lactámicos (es decir, la penicilina y la cefalexina) son aun biológicamente activos después de las reacciones de oxidación primarias, pero podrían ser desactivados aún más por los radicales hidroxilo o el ozono, si la concentración de ozono residual es suficiente. Sin embargo, en el caso de roxitromicina, los productos de ozonización primarias tienen los grupos dimetilamino bactericidas conservados y son bastante persistente a una mayor degradación en dosis muy altas de ozono. Desetileno ciprofloxacina es un subproducto del ozono de ciprofloxacino, para los que la formación puede verse afectada de manera significativa por el pH de la solución (RB.66: *Le-Minh N. et al.*, 2.010).

Formación de subproductos

El ozono es un agente altamente oxidante, que reacciona directamente o a través de un mecanismo (radical hidroxilo), resultando en la reducción del contenido orgánico, el aumento de la biodegradabilidad de la materia orgánica natural y la inactivación eficaz de una amplia gama de microorganismos. Sin embargo, *debido a la naturaleza compleja de las aguas residuales, las sustancias orgánicas no son completamente degradadas por el ozono, dando como resultado la formación de varios subproductos, tales como aldehídos, constituyentes carboxílicos y compuestos orgánicos bromados*. Por lo tanto, la ozonización puede cambiar el contenido físico-químico del agua y/o aguas residuales mediante la eliminación de ciertos contaminantes, pero además mediante la formación de nuevos compuestos. *En algunos casos, los subproductos generados no son fáciles de detectar y pueden ser incluso más peligrosos que las sustancias que estaban originalmente presentes en las aguas residuales* (RB.83: *Petala M. et al.*, 2.008).

Los aldehídos que se forman como resultado de la oxidación de la materia orgánica en las aguas residuales representan uno de los principales subproductos de desinfección de ozonización debido a sus efectos en la salud, aunque no están regulados en la actualidad. La formación de aldehídos durante la ozonización está bien establecida y aumenta con el incremento de la dosis de Ozono; los principales son formaldehído (H_2CO), acetaldehído (C_2H_4O), glioxal ($C_2H_2O_2$) y metilglioxal ($C_3H_4O_2$), todos potencialmente cancerígenos y mutagénicos. (RB.92: *Silva G.H.R. et al.*, 2.010).

LUZ ULTRAVIOLETA

Principales problemas

- Variación de la concentración de sólidos suspendidos en el efluente
- Contenido de sólidos en suspensión, especialmente partículas grandes,

- Partículas de diámetro $D > 10 \mu\text{m}$ asociadas con coliformes fecales (CF)
- “*Mecanismo de reparación*” o foto-reactivación de los organismos.
- Turbidez y los sólidos suspendidos totales (SST)

Mecanismos de desinfección

La desinfección por radiación ultravioleta (UV) está ganando más atención debido a sus diversas ventajas, como el alto rendimiento de desinfección de la mayoría de los virus, bacterias y protozoos, ausencia de subproductos de desinfección (DBP) tóxicos y una operación segura. Los parásitos como quistes de *Giardia lamblia* y oocistos de *Cryptosporidium parvum* son significativamente afectados por la radiación UV (RB.68: *Liberti Lorenzo et al.*, 2.003). **La exposición a la radiación UV daña el material genético de los microorganismos (ácido nucleico) lo cual constituye la base de la desinfección por UV, sin embargo algunos microorganismos tienen la habilidad de reparar el daño inducido. Existen dos mecanismos de reparación: uno de ellos es la luz independiente, lo que se denomina **reparación oscura**, y el otro es la **fotorreactivación**, un fenómeno por el cual las lesiones inducidas por la radiación UV en el ADN puede ser reparadas mediante la utilización de la energía de luz semi-ultravioleta (310 a 480 nm) y la enzima fotoliasa. Esto significa que la **fotorreactivación reduce la eficiencia de la desinfección UV**, ya que si es necesaria una determinada cantidad para la reducción de las células, se deberán proporcionar mayores dosis de UV, por lo tanto se debe aplicar más potencia** (RB.140: *Bolton J. R. et al.*, 2008).

La fotorreactivación puede ocurrir después de la exposición tanto a lámparas ultravioleta (UV) de media presión (MP) como a lámparas de baja presión (LP). Sin embargo, las dosis germicidas de UV elevadas inhiben progresivamente la fotorreactivación. Los niveles de fotorreactivación de *E. coli* y bacterias presentes en el agua residual después de la exposición a lámparas de MP son ligeramente inferiores a las resultantes con lámparas de LP para la misma dosis UV germicida, pero las diferencias no se consideran significativas. Si se comparan lámparas ultravioleta para la desinfección del agua en términos de la fotorreactivación de *Escherichia coli*, se encuentra que para dosis de UV germicida bajas ($< 5 \text{ mJ/cm}^2$) se obtiene menor fotorreactivación en lámparas de MP, pero aumentando la dosis esta ventaja comparativa disminuye, tornándose insignificante para dosis superiores a 40 mJ/cm^2 . Por lo tanto, *la selección del tipo de lámpara UV para las plantas de tratamiento de aguas residuales, en lo que se refiere a fotorreactivación de coliformes totales, no es crítica siempre y cuando la dosis ultravioleta germicida aplicada sea mayor que 40 mJ/cm^2* (RB.44: *Guo Meiting et al.*, 2.009).

Dosis para diferentes microorganismos

Los indicadores típicos de bacterias aeróbicas tales como los coliformes fecales muestran una resistencia relativamente baja (se requiere aproximadamente $2,5\text{-}3 \text{ mJ/cm}^2$ para lograr una inactivación de 1-log); bacteriófagos y muchos virus son un poco más resistentes, y los formadores de esporas anaerobias tales como *Clostridium perfringens* son los más resistentes (más de 10 mJ/cm^2 por cada unidad de inactivación logarítmica) (RB.41: *Gehr Ronald et al.*, 2.003).

La capacidad de inactivación de microorganismos oscila entre 5 unidades logarítmicas para una dosis de 35 mJ/cm^2 a 2,7 unidades logarítmicas para una dosis de 26 mJ/cm^2 en el caso de *E. coli*, mientras que para coliformes fecales oscila entre 6 y 1,7 unidades logarítmicas para las mismas dosis de UV. Esto demuestra la gran sensibilidad de las *E. coli* a la radiación UV comparada con los coliformes fecales. Para todos los indicadores testeados, el rango de inactivación (N/N_0) muestra una regresión recíproca con respecto a la dosis aplicada, reflejando la rápida pérdida de eficiencia en la desinfección UV cuando las dosis aplicadas son menores. *La regresión muestra que la eliminación total de los indicadores analizados puede ser alcanzada con dosis del orden de 35 mJ/cm^2 . Si bien esto está de acuerdo con los resultados obtenidos por otros investigadores, la dosis es insuficiente*



para alcanzar la eliminación total de otros microorganismos más resistentes como los nematodos; sin embargo, estos no son los únicos patógenos resistentes en las aguas residuales. Otros, tales como los quistes de *Giardia* o los oocistos de *Cryptosporidium*, pueden también estar presentes y pueden resistir al tratamiento debido a las altas dosis de radiación UV requeridas para su eliminación (RB.43: Gómez M. et al., 2.007).

Según datos obtenidos por el CEDEX dentro de las investigaciones del grupo técnico "*Tecnologías de regeneración y sus costes asociados*" el problema más común en este tipo de tratamientos con radiación ultravioleta es su *deficiente diseño*, especialmente al adoptar valores equivocados respecto a la transmitancia del agua a tratar. Normalmente se diseña para transmitancias superiores a 55% cuando existe variabilidad en el influente y en realidad *se debería hacer con una transmitancia no superior al 50%, salvo que por la circunstancia que sea se conozca el valor real. Convendría instalar medidores de transmitancia en las instalaciones, o en su caso sistemas que midan este parámetro de forma indirecta. En la actualidad se están utilizando como indicadores de la eficacia del sistema de radiación UV, durante su funcionamiento, los medidores de intensidad de las lámparas para detectar el ensuciamiento y/o envejecimiento de las lámparas y las esporas de clostridium para ver si la desinfección va perdiendo rendimiento.*

Influencia de los sólidos en la eficiencia de desinfección

La turbidez y los sólidos suspendidos totales (SST) en el agua residual hacen que la desinfección con luz UV sea ineficaz. El uso de la desinfección con lámparas UV de baja presión **no es tan efectivo en el caso de efluentes secundarios con niveles de SST mayores a 30 mg/l.**

Un programa de mantenimiento preventivo es necesario para controlar la acumulación de sólidos en la parte externa de los tubos de luz.

Los sólidos suspendidos tienen un papel importante en la eficiencia de la desinfección UV. Para satisfacer los criterios de desinfección y asegurar la seguridad a los consumidores del agua reutilizada y al medioambiente, las dosis de desinfección por UV deben ajustarse de acuerdo con el proceso UV, el cual es altamente sensible a la operación y el mantenimiento. Las partículas interfieren con la desinfección UV principalmente de dos maneras:

- a) *las partículas pueden **reflejar o absorber la luz ultravioleta**, reduciendo de esta manera la transmisión promedio de luz ultravioleta y **protegiendo los organismos ubicados a la sombra de las partículas (partícula de sombra).***
- b) *las partículas pueden **albergar organismos** que son embebidos dentro de ellas o absorbidos sobre estas, protegiendo a los microorganismos de los efectos dañinos de la luz ultravioleta (partículas de protección).*

El tamaño de los sólidos suspendidos tiene un alto impacto en la eficiencia de desinfección de los sistemas UV y las partículas de mayor tamaño causan una menor eficiencia de desinfección que las partículas pequeñas. *Las partículas asociadas a coliformes fecales (CF) con $D > 10 \mu\text{m}$ son difíciles de desinfectar y son la parte principal de la cola de la curva de inactivación de los CF.* Para asegurar una alta eficiencia en la desinfección en los procesos UV es recomendable utilizar aparatos de recuento de partículas en lugar de las mediciones tradicionales de sólidos (RB.56: Jianling Wang et al., 2.006).

*Es decir que el **tamaño crítico de partícula está en el intervalo de 9-10 μm** ; por debajo de este tamaño las partículas no pueden proteger o incrustar las bacterias. Por encima de este tamaño no*

hay diferencia en las partículas en términos de su capacidad para albergar bacterias coliformes, aunque éste resultado es discutido (RB.41: *Gehr Ronald et al.*, 2.003).

En consecuencia, la radiación UV está a menudo asociada a ciertos pre-tratamientos que ayudan a mejorar la calidad del influente, particularmente en lo que respecta al contenido de material particulado. Unos de las tecnologías más adecuadas en este sentido es el tratamiento físico químico (coagulación + sedimentación + filtración). Esta tecnología es aplicada es muchas ciudades en el mundo y se ha comprobado altamente eficiente en la eliminación de material particulado y en obtener efluentes que pueden ser fácilmente desinfectados (RB.43: *Gómez M. et al.*, 2.007).

Ensuciamiento de las lámparas

En la actualidad hay una falta general de información acerca de las reacciones químicas específicas que conducen al ensuciamiento en la interfaz cuarzo-agua, en parte debido a la gran cantidad de reactantes presentes y a las variaciones en la química del agua entre las localizaciones posibles para los equipos en la línea de tratamiento. Algunos componentes de matrices de ensuciamiento muestran cambios marcados en la solubilidad como una función del potencial de oxidación/reducción (redox). *En particular, el espesamiento del Fe y el Mn muestran una fuerte dependencia del potencial redox, lo que resulta en un aumento de sus respectivas solubilidades en condiciones reductoras.* El hierro y el calcio están presentes a menudo en las suciedades de los sistemas de desinfección por UV utilizados en el tratamiento de aguas residuales; *para caracterizar el grado de ensuciamiento y evaluar la eficacia de los dispositivos de limpieza de la cubierta de las lámparas, la EPA de los EE.UU. ha recomendado las pruebas piloto en lugares donde la dureza total del calcio sea superior a 140 mg/l, o donde la concentración de hierro sea superior a 0,1 mg/l* (RB.117: *Wait Isaac W. et al.*, 2.007).

El **ensuciamiento** puede ocurrir por las siguientes causas (RB.140: *Bolton James R. et al.*, 2.008):

- *Compuestos cuya solubilidad disminuye con el aumento de la temperatura pudiendo precipitar* (p.e. carbonatos, sulfatos, y fosfatos de sales de Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{3+} y Al^{3+}). Estos compuestos ensuciarán la cubierta de las lámparas de media presión (MP) más rápidamente que en las lámparas de baja presión (LP) porque las lámparas MP trabajan a mayores temperaturas.
- *Compuestos con baja solubilidad que pueden precipitar* [p.e. $Fe(OH)_3$, $Al(OH)_3$]
- *Compuestos que pueden depositarse en la superficie de la cubierta de las lámparas como resultado de la decantación y las colisiones inducidas por la turbulencia*
- *Suciedad orgánica se puede producir cuando un reactor está parado y lleno de agua por un período prolongado*
- *Constituyentes inorgánicos que pueden oxidarse y precipitar.*

Antibióticos

La radiación ultravioleta (UV) se puede utilizar para degradar algunos productos químicos orgánicos en el agua. La degradación se rige por la absorción de la energía UV y el límite cuántico de ese compuesto. La concentración de Carbono Orgánico Disuelto (COD), dosis de UV y el tiempo de contacto son también factores importantes que rigen la eficiencia de eliminación. Una eliminación insignificante de antibióticos en efluentes secundarios de EDAR a través del proceso de desinfección UV con una dosis típica de 30-80 mJ/cm² ha sido frecuentemente reportada. Aunque los antibióticos de sulfonamida, como sulfametoxazol son más propensos a la degradación fotolítica, la pobre eliminación (25-50 %) del compuesto todavía se observa durante el proceso de desinfección por UV, debido a la presencia de COD en el efluente tratado que altamente compite por la limitada energía de radiación UV en dosis típicas de desinfección. *La degradación de los antibióticos tiende a ser eficaces sólo a dosis muy altas de radiación UV, sobre 20-100 veces mayores que las dosis típicas para la*



desinfección de efluentes de aguas residuales. Se ha informado recientemente de que en altas dosis UV de casi 3.000 mJ/cm² y DOC de 2,5-4mg/l, se requiere un tiempo de contacto de 5 min para alcanzar > 90 % para la eliminación de sulfametoxazol y norfloxacin, mientras que se requirió 15 minutos de tiempo de contacto para la tetraciclina (RB.66: *Le-Minh N. et al.*, 2.010).

Alternativas de mejora del rendimiento

La pre-cloración podría disminuir el número de partículas en el efluente secundario y transformar las partículas de gran tamaño en pequeñas, reduciendo la influencia de las partículas en la desinfección UV y mejorando la capacidad de resistencia del proceso combinado para la carga de partículas (RB.56: *Jianling Wang et al.*, 2.006).

Aquellos microorganismos que son resistentes a la radiación UV por estar encerrados dentro de las partículas pueden ser eliminados eficazmente por radiación ionizante. En este caso, la desinfección puede llevarse a cabo de manera más eficiente si la UV se lleva a cabo en dosis bajas para inactivar los microorganismos libres, mientras que los procesos de radiación ionizante se utilizan en una dosis apropiada para destruir los microorganismos asociados a las partículas, evitando así el uso ineficiente de altas dosis de UV. Los microorganismos asociados a las partículas, que están protegidos de los rayos UV, pueden ser inactivados por la radiación ionizante a una tasa similar a la necesaria para la inactivación de los microorganismos libres. *Sin embargo, una estimación de la energía requerida para la desinfección indica que, en general, la energía requerida y el costo de energía para la inactivación de E. coli utilizando radiación ionizante es considerablemente más alta que las correspondientes a la radiación UV* (RB.103: *Taghipour Fariborz*, 2.004).

CLORO

Principales problemas

- Oxidación de ciertos tipos de materiales orgánicos generando compuestos más peligrosos (tales como los metanos trihalogenados [MTH]).
- El nivel total de sólidos disueltos se incrementa en el agua efluente.
- Formación de N-nitrosodimetilamina (NDMA) por dosis de cloro relativamente alta (~2000 mg.min/l)
- Algunas especies parásitas han mostrado resistencia a dosis bajas de cloro, incluyendo los oocistos de *Cryptosporidium parvum*, los quistes de *Entamoeba histolytica* y *Giardia lamblia*, y los huevos de gusanos parásitos.

Bacterias resistentes al Cloro

Protozoos tales como Cryptosporidium parvum y Giardia lamblia y helmintos tales como los Nematodos, de especial preocupación ya que causan enfermedades letales en poblaciones inmunodeficientes, *han demostrado ser resistentes a los procesos de desinfección basados en el Cloro.* Además, el cloro plantea graves efectos tóxicos en los organismos vivos; de hecho, *puede reaccionar con compuestos orgánicos contenidos en las aguas residuales municipales para formar varios hidrocarburos clorados tóxicos, tales como los trihalometanos y subproductos de la desinfección (DBP) relacionados, conocido como agente cancerígeno animal y sospechoso de ser cancerígeno para los seres humanos* (RB.68: *Liberti Lorenzo et al.*, 2.003).

Antibióticos

La cloración puede inactivar compuestos químicos activos a través de uno de dos mecanismos generales. Una posibilidad es mediante la sustitución de cloro o reacciones de adición, lo que puede alterar los grupos funcionales activos. Alternativamente, los radicales de cloro pueden oxidar (descomposición) el compuesto objetivo como medicamentos antibióticos en moléculas más pequeñas, que pueden o no poseer las propiedades activas. La eliminación eficaz de los antibióticos mediante la cloración del agua potable requiere de suficiente concentración de cloro libre y tiempo de contacto. Con el uso de cloro libre a 1,0 mg/l (como Cl₂), eliminación de 90 % ha sido reportado con tiempos de contacto superiores a 16 min para la mayoría de las sulfonamidas y mayor que 40 min para trimetoprim en agua de río. Un estudio realizado sobre la persistencia de los 98 productos farmacéuticos, incluyendo 23 clases de antibióticos de sulfonamida, tetraciclina, macrólidos y quinolonas en el agua potable clorada también reveló que la presencia de cloro libre en el agua potable es un medio eficaz para la transformación de algunos compuestos farmacéuticos durante la distribución. Con una concentración de cloro libre de 1,2 mg/l y una concentración punta inicial de 0,5 mg/l para cada antibiótico en el agua potable, la reducción de > 99 % de las tetraciclinas, el 50% - 80 % para las sulfonamidas, 42 % para la trimetoprima, 30 % - 40 % para las fluoroquinolonas, y menos del 10 % para los macrólidos, respectivamente, se observaron después de un tiempo de contacto de un solo día, y se logró una eliminación completa después de 10 días. A la concentración de cloro libre superior de 3,5 – 3,8 mg/l, se lograron eliminaciones del 90 % a > 99 % para el sulfametoxazol, trimetoprima y eritromicina en el agua del río después de 24 h de contacto. Por consiguiente, *aunque algunos antibióticos pueden ser más resistentes a la cloración que otros, ellos parecen degradarse gradualmente con el tiempo en presencia de cloro libre. Además, la dosis óptima y el tiempo de contacto pueden aumentar con el aumento de concentración de sólidos y la materia orgánica en el agua.* Aunque varios estudios han demostrado la capacidad de la cloración para reducir las concentraciones de antibióticos en el agua potable, todavía es demasiado pronto para confirmar la importancia relativa del cloro y sus productos derivados en la degradación de los antibióticos en el tratamiento de aguas y aguas residuales. De hecho, **la principal preocupación para el tratamiento de productos farmacéuticos a través de la cloración es la formación de subproductos clorados, ya que estos pueden ser más dañinos que sus compuestos originales.** En las últimas décadas, el uso de cloro para el tratamiento del agua ha atraído preocupación ya que la reacción de cloro con materia orgánica natural es bien conocida para producir subproductos clorados perjudiciales. Se necesitan datos y la investigación sobre el destino final de estos productos farmacéuticos tratados mediante procesos de cloración y si son degradados a metabolitos inofensivos o transformados en contaminantes potencialmente más tóxicos (RB.66: *Le-Minh N. et al.*, 2.010).

Inactivación y reactivación de bacterias resistentes a los antibióticos

La cloración del agua potable y de las aguas residuales afecta las proporciones de bacterias resistentes a los antibióticos, asistiendo en la selección microbiana. Hay pocos estudios relacionados con el recrecimiento y reactivación de éste tipo de bacterias en las aguas residuales después de la cloración. Las tasas de inactivación de las bacterias heterótrofas totales y de las bacterias resistentes a los antibióticos son similares, sin embargo la cloración contribuye a la selección de algunas cepas resistentes a los antibióticos. *Para un valor constante del tiempo de contacto (T), es ventajoso utilizar una mayor concentración de cloro en un tiempo de contacto más corto para ayudar a controlar la reactivación de las bacterias resistentes a los antibióticos inactivadas* (RB.50: *Huang Jing-Jing et al.*, 2.011).

Cloraminas

Las cloraminas ofrecen una acción desinfectante residual menos agresiva que el cloro porque reacciona más lentamente y permanece más en el tiempo. Ante normas cada vez más estrictas sobre



los subproductos de desinfección, la cloraminación puede ser una alternativa atractiva al uso de cloro libre como un medio para limitar su formación, especialmente DBP y THM. Un beneficio adicional del uso de las monocloraminas es que se presentan menos problemas de sabor y olor por ser un efectivo biocida, no así en el caso de las dicloraminas o tricloraminas. Por el contrario, *las cloraminas son agentes oxidantes débiles y requieren una cantidad desinfectante residual mayor para obtener resultados similares: 2,0 mg/l de cloramina residual son equivalentes a 0,5 mg/l de cloro residual libre*. El cloro libre en el agua se puede disipar en un corto período de tiempo o se puede eliminar con relativa facilidad, mientras que las cloraminas son más difíciles de eliminar (*si queda amoníaco libre a la salida debe limitarse para reducir el potencial de nitrificación, en general debería ser mayor que 0 pero menor que 0,08 mg/l*).

Las monocloraminas pueden utilizarse para controlar la actividad biológica en los sistemas de membranas, sin dañar el material de la membrana. Altos niveles de cloraminas (15-20 mg/l) produjeron la no viabilidad de las películas biológicas como se determina por métodos de recuento de placa, sin embargo, las células inactivadas se depositan en las membranas tan rápidamente como las células vivas. Estos datos sugieren que la adhesión inicial de microbios a las membranas puede ser un proceso en gran medida pasivo, dependiente de interacciones fisicoquímicas abióticas. El estado fisiológico de la célula puede ser importante en la determinación de la cinética inicial de la unión con microbios viables unidos preferencialmente. A pesar de que se encontraron las cloraminas para controlar la biodegradación, se encontró que *el uso de cloraminas afecta negativamente el flujo en NF. Del mismo modo, se observó que la cloraminación dio como resultado el flujo más bajo de NF para diversos tratamientos previos que se estudiaron* (RB.98: Speth Thomas F. et al., 2.000).

Formación de NDMA

La Nitrosodimetilamina (NDMA) es un probable cancerígeno en humanos que se produce cuando los efluentes de las aguas residuales municipales son desinfectados con cloraminas. La concentración promedio de NDMA en efluentes terciarios de aguas residuales es de aproximadamente 80 ng/l antes de la desinfección, mientras que en la cámara de contacto con el cloro, cuando se usa cloraminas para la desinfección, se producen del orden de 100 ng/l de NDMA. Para riego con aguas regeneradas de cultivos o en usos recreativos, las dosis de cloro son altas (entre 5-20 mg/l de Cl₂) para garantizar la inactivación de virus y patógenos; por otra parte, se mantienen concentraciones residuales altas de cloraminas en las redes de distribución para reducir al mínimo la contaminación biológica. Por lo tanto, las concentraciones de NDMA en aguas aplicadas en estos usos podrían ser significativamente mayores que las recomendadas en las normas existentes para agua potable (10-9 ng/l de NDMA en el Servicio de Salud del Estado de California y en el Ministerio de Medioambiente de Ontario), y aunque no se han establecido límites para riego de cultivos y usos recreativos, es importante tener en cuenta los riesgos potenciales asociados con las vías de exposición, como el contacto del cuerpo con el agua de riego, las conexiones ilícitas o no intencionales entre las redes de agua para riego y de abastecimiento de agua potable, y el consumo de los cultivos regados con agua regenerada. Si bien se está estudiando la importancia de estos temas, puede ser prudente considerar enfoques para minimizar la formación de NDMA en sistemas de riego (RB.81: Pehlivanoglu-Mantas Elif et al., 2.006).

La formación de NDMA durante la cloración se puede explicar por la lenta reacción de las monocloraminas con la dimetilamina para formar un producto intermedio que es la dimetilhidrazina (UDMH) asimétrica, que luego es oxidado rápidamente por las monocloraminas u otros oxidantes para formar NDMA y una variedad de otros productos. La tasa de formación es mayor en un pH entre 6 y 8, que es el rango de pH sobre el cual se realiza normalmente la cloración. La cloración usando hipoclorito resulta en la formación de aproximadamente un orden de magnitud menos de NDMA que

usando monocloraminas. Otros precursores de la formación de NDMA son las aminas terciarias que contienen grupos funcionales de dimetilamina, pero su tasa de formación en la cloraminación es de un orden de magnitud menor que las dimetilaminas. Otros constituyentes nitrogenados de las aguas residuales, tales como los aminoácidos y las proteínas, no forman cantidades significativas de NDMA en contacto con monocloraminas. Es decir que *hay dos precursores principales en la formación de NDMA: monocloraminas y compuestos nitrógenos orgánicos* (p.e. dimetilamina o aminas terciarias con grupos funcionales de dimetilamina) (RB.76: *Mitch William A. et al.*, 2.003).

ÁCIDO PERACÉTICO

Materia orgánica

Niveles altos de concentración de materia orgánica afectan la eficiencia del tratamiento.

Mecanismos de desinfección

El mecanismo de desinfección del PAA sigue siendo objeto de especulaciones. Los posibles mecanismos son: a) liberación de oxígeno "activo", que a su vez afecta los enlaces de sulfhidrilos (-SH) y de azufre (S-S) dentro de las enzimas contenidas en la membrana celular. Por lo tanto el transporte a través de la membrana celular se ve afectada, lo que impide la actividad celular; b) liberación de radicales hidroxilo. Variando la relación de PAA a H₂O₂, se determinó que era el PAA, y no el H₂O₂, el responsable de la acción biocida.

El PAA reacciona con la materia orgánica en las aguas residuales. Si hay poca materia orgánica, la reacción de desinfección es rápida y la desinfección adicional después de 30 minutos de contacto es insignificante. Sin embargo, a niveles concentración alto de materia orgánica, la desinfección podría también ocurrir después de ese tiempo siempre que la dosis inicial PAA sea lo suficientemente alta como para satisfacer la demanda de PAA en las aguas residuales y para establecer un valor residual.

Al igual que con todos los desinfectantes, la eficacia del PAA varía dependiendo del organismo. *Los E. coli y colifagos MS-2 tienen resistencia similar (baja), mientras que el virus de la polio, ecovirus y el virus de Coxsackie son mucho más resistentes. Aunque el PAA es eficaz contra los coliformes totales, es ineficaz hacia parásitos de Giardia y Cryptosporidium* (RB.41: *Gehr Ronald et al.*, 2.003).

En efluentes secundarios y terciarios con dosis de 7,2 mg/l de PAA y tiempo de contacto de 27 minutos se logran reducciones de 3 log en coliformes totales (CT) y enterococos (EC), mientras que para efluentes primarios con 10-15 mg/l de PAA se logran 3-4 log de reducción y con dosis de 5 mg/l de PAA <2 log. *Los colifagos ARN-F son más resistentes contra la desinfección por PAA y se logra normalmente alrededor de 1 log de reducción* de registro de estos virus entéricos en los tratamientos de desinfección de los efluentes primarios, secundarios y terciarios. *La mayoría de las reducciones microbianas se producen durante los primeros 4-18 minutos de tiempo de contacto*, dependiendo de la dosis PAA y del microorganismo. La eficacia de la desinfección PAA se mantiene relativamente constante en los efluentes secundarios y terciarios, a pesar de los pequeños cambios en la calidad de las aguas residuales (DQO, SS, turbidez, 253,7 nm de transmitancia) o la temperatura (RB.62: *Koivunen J. et al.*, 2.005)

Efecto bactericida

El ácido peracético y el hipoclorito de sodio tienen un poder bactericida similar respecto a coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli*, *Salmonella sp.* y *Pseudomonas sp.*, pero es menos eficiente en la reducción de organismos resistentes tales como Estreptococos fecales (FS) y bacteriófagos anti-*E. coli*. La concentración inicial de ácido peracético en las aguas residuales debe ser aproximadamente



tres y ocho veces más grande que la concentración necesaria de hipoclorito para reducir FS y bacteriófagos anti-*E. coli*, respectivamente, para una población inicial del 10%. Analizando la persistencia de ambos biocidas a la salida como una función de la concentración inicial y el tiempo de contacto se observa que la concentración de cloro libre, PAA y H_2O_2 es siempre menor que los valores correspondientes a la situación sin demanda de desinfectante, sin afección significativa del tiempo de contacto excepto en el caso del cloro libre, con valores residuales importantes a la salida en ambos casos. No se observa la formación de compuestos orgánicos halogenados (AOXs) a la salida en el caso del PAA mientras que se encontró un incremento progresivo de tales compuestos cuando se añadieron cantidades crecientes de hipoclorito de sodio (RB.112: *Veschetti E et al.*, 2.003).

DESINFECCIÓN ELECTROQUÍMICA

Incrustaciones

El principal inconveniente de la desinfección electroquímica está relacionado con las incrustaciones (depósitos de cal) y el ensuciamiento que se produce principalmente en la superficie del cátodo.

Factores que afectan la Electrocoagulación

- Densidad de corriente o carga eléctrica

El suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de Al^{3+} o Fe^{2+} liberados de los electrodos respectivos. A mayor corriente aplicada menor será el tamaño de la unidad de electrocoagulación, pero *cuando la cantidad de corriente utilizada es demasiado grande hay una alta probabilidad de perder energía eléctrica en calentar el agua y dar lugar a una disminución significativa en el rendimiento de esa corriente.* Para que el sistema de electrocoagulación opere durante un largo periodo de tiempo sin mantenimiento, *se sugiere que la densidad de corriente sea 20-25 A/m² a menos que existan medidas de limpieza periódica de la superficie de los electrodos* (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

Para corrientes bajas de 0,05 A y 0,1 A (5,7 – 11,4 A/m²) la eficiencia de eliminación de SST (materia coloidal y suspendida) y la turbidez dependen de la cantidad de hierro generado desde el ánodo del electrodo reactivo; la eliminación es consistente con el mecanismo de coagulación por neutralización de carga. Al aplicar corrientes más altas de 0,2 A, 0,4 A y 0,8 A (22,7 – 45,5 – 90,9 A/m²), el mecanismo dominante de eliminación de materia coloidal y suspendida es la coagulación por arrastre de flóculos donde los iones ferrosos solubles generados se convierten en iones férricos insolubles debido a la oxidación con el cloro generado durante el proceso electroquímico. El efecto de la electro-coagulación en la eliminación de DBO particulada se demostró que depende de la eficacia de eliminación de SST (RB.23: *Bukhari Alaadin A.*, 2.008).

- Presencia de NaCl

La adición de NaCl se emplea generalmente para aumentar la conductividad del agua o del agua residual a tratar. Además de su contribución iónica en la transmisión de la carga eléctrica, los iones de cloruro reducen los efectos adversos de otros aniones tales como HCO_3^- , SO_4^{2-} . *La existencia de los iones de carbonato o sulfato da lugar a la precipitación de iones de Ca^{2+} o Mg^{2+} que forman una capa aislante en la superficie de los electrodos, que aumenta el potencial entre los electrodos y disminuye el rendimiento de la corriente (eficiencia eléctrica). Por lo tanto se recomienda que la cantidad de aniones presentes sea del 20% de Cl para garantizar un*

funcionamiento normal de la electrocoagulación en el tratamiento del agua (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

- Efecto del pH

Los efectos del pH del agua o de las aguas residuales en la electrocoagulación se reflejan en el rendimiento de la corriente, así como la solubilidad de los hidróxidos de metal. Cuando hay iones de cloruro presentes, la liberación de cloro se ve también afectada. En general, se encontró que *la eficiencia de la corriente utilizando electrodos de aluminio es mayor en condiciones ácidas o alcalinas que a pH neutro*. El rendimiento del tratamiento depende de la naturaleza de los contaminantes con una mayor eliminación de contaminantes cerca de pH=7; sin embargo, el consumo de energía es superior a pH neutro, debido a la variación de la conductividad. *Cuando la conductividad es alta, el efecto del pH no es significativo. El pH del efluente después del tratamiento de electrocoagulación debería aumentar para afluentes ácidos pero disminuir para afluentes alcalinos*. Esta es una de las ventajas de este proceso. Cuando se utilizan electrodos de hierro en el tratamiento de aguas residuales de la impresión y coloración textil, el efluente alcalino da un mejor color así como una mejor eliminación de DQO (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

- Temperatura

Una mayor temperatura proporciona una conductividad mayor y por lo tanto un menor consumo de energía. En electrodos de aluminio el rendimiento de la corriente inicialmente aumenta con la temperatura hasta aproximadamente 60°C, donde se encontró un máximo de eficiencia de la corriente (CE), que se atribuyó al aumento de la actividad de destrucción de la capa de óxido de aluminio en la superficie del electrodo. Cuando la temperatura es demasiado alta, hay una contracción de los grandes poros del gel de $\text{Al}(\text{OH})_3$ resultando en flóculos más compactos que son más propensos a depositarse sobre la superficie del electrodo (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

- Alimentación eléctrica

Cuando la corriente pasa a través de un reactor electroquímico, debe superar la diferencia de potencial de equilibrio, la sobretensión del ánodo, la sobretensión del cátodo y la caída de potencial óhmico de la solución. La sobretensión del cátodo incluye la sobretensión de activación y sobretensión de concentración, mientras que la del ánodo incluye además la posible sobretensión pasiva resultante de la película pasiva sobre la superficie del ánodo. Por lo general, *se emplea la fuente de alimentación de CC*; con el fin de reducir al mínimo la oxidación o pasivación de la superficie del electrodo, *la dirección de la corriente de alimentación se invierte en un cierto intervalo de tiempo* (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

Factores que afectan la Electroflotación

El rendimiento de un sistema electroflotación se refleja por la eficiencia de eliminación de contaminantes y los consumos de energía y/o de químicos. La eficiencia de eliminación de contaminantes depende en gran medida del tamaño de las burbujas formadas. El consumo de energía se relaciona con el diseño de la célula, el material de los electrodos, así como las condiciones de funcionamiento tales como la densidad de la corriente, la conductividad del agua, etc.. *Si se cargan las partículas sólidas, es recomendable el potencial zeta opuesto para las burbujas* (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).



- Efecto del pH

La variación del tamaño de las burbujas depende del pH del agua, así como del material del electrodo. *Las burbujas de hidrógeno son más pequeñas a pH neutro, mientras que para las burbujas de oxígeno su tamaño aumenta con el pH.* Tanto los materiales del cátodo como los del ánodo afectan al tamaño de las burbujas de hidrógeno. Los tamaños de las burbujas siguen una distribución logarítmica normal. En el rango de pH entre 3 y 4 las burbujas de hidrógeno son las más pequeñas, alrededor del $16 \pm 2 \mu\text{m}$; disminuir o aumentar el pH de 3 a 4 resulta en el aumento de las burbujas de hidrógeno. La eficiencia de recuperación de oxígeno es aproximadamente la mitad de la del hidrógeno proporcional a la cantidad de gas generado para una corriente dada (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

- Densidad de corriente

Las burbujas de gas dependen también de la densidad de corriente. El estado de la superficie afecta el tamaño de las burbujas también (una superficie de espejo pulido de una placa de acero inoxidable da las burbujas más finas). *Se observa una disminución de los tamaños de las burbujas de gas con el aumento de la intensidad de la corriente, pero sólo en la parte inferior de las densidades de corriente; cuando es superior a 200 A/m^2 , no hay una tendencia clara que se pueda observar*, con burbujas de gas de 20 a $38 \mu\text{m}$ (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

- Disposición de los electrodos

Una rápida dispersión de burbujas es esencialmente tan importante como la generación de pequeñas burbujas. Por lo general, el ánodo está instalado en la parte inferior, mientras que el cátodo de malla de acero inoxidable se fija a 10-50mm por encima del ánodo. Esta disposición no puede asegurar la rápida dispersión de las burbujas de oxígeno generados en el ánodo inferior dentro del flujo de aguas residuales, que afecta a la eficiencia de flotación. Por otra parte, *si la conductividad de las aguas residuales es baja, el consumo de energía será inaceptablemente alto debido al gran espaciado entre electrodos necesario para prevenir el cortocircuito entre el cátodo de pantalla flexible superior y el ánodo inferior.* Otro tipo de disposición de los electrodos, con el ánodo y el cátodo colocados en el mismo plano, obtuvo una flotación eficaz debido a la rápida dispersión de las pequeñas burbujas generadas en el flujo de aguas residuales. *Dado que la caída de potencial óhmico es proporcional a la distancia entre los electrodos, la reducción de esta distancia es de gran importancia para la reducción del consumo de energía en electrólisis.* Para un sistema de electrodos convencional, debido al corto-circuito fácil entre el electrodo de pantalla flexible superior y el electrodo inferior, el uso de un espacio muy pequeño es técnicamente difícil (RB.27: *Chen Guohua*, 2.004).

Antibióticos

Muchos antibióticos incluyendo tetraciclinas y sulfonamidas están a menudo presentes en forma de carga negativa en las condiciones normales de pH de funcionamiento. Por lo tanto, el uso de procesos de tratamiento iónicos puede ser eficaz para la eliminación de estos micro-contaminantes aniónicos. El intercambio iónico es el mecanismo principal en el tratamiento iónico de antibióticos con carga negativa, aunque la eliminación de los antibióticos por aglomeración también podría ocurrir en la presencia de óxidos de metales y materia orgánica natural. La ausencia de tratamiento a gran escala por adsorción iónica de los antibióticos puede ser la falta de rentabilidad ya que la presencia de otros contaminantes orgánicos en la corriente acuosa puede competir con antibióticos específicos para los sitios de intercambio de iones y reducir la eficacia de eliminación de antibióticos.

Independientemente de la eficiencia, los procesos basados en el intercambio iónico no se dirigen a compuestos neutros y se requieren procesos adicionales para proporcionar una eliminación más completa de todo el espectro de antibióticos. Se requieren estudios a gran escala para determinar las condiciones óptimas de operación y configuración de los sistemas de adsorción, que son eficaces y económicamente viables para la eliminación de los antibióticos (RB.66: *Le-Minh N. et al.*, 2.010).

5.1.1.3.- Sistemas MBR

Ensuciamiento de las membranas

El principal inconveniente de la tecnología de MBR en comparación con los fangos activados convencionales es todavía su alto coste. Aunque los costos de los módulos de membrana se han reducido drásticamente en los últimos años (<50USD/m²) lo que ha conducido a una disminución en los costos de inversión, **la reducción del ensuciamiento de la membrana requiere elevadas demandas de energía** y se ha convertido en la principal contribución a los costos generales de operación del MBR. Las incrustaciones afectan de diferentes maneras las cuales se enumeran a continuación.

- Disminución de la productividad/permeado producido por la planta debido a:
 - o *Interrupción de la filtración y retrolavado*: Para eliminar la capa de depósito, limpieza en sentido inverso desde el lado del permeado (módulos de fibra hueca) o relajación (módulos de lámina plana) se aplican normalmente durante aproximadamente 15-60 min cada 3-12 minutos de filtración, y
 - o *Limpiezas frecuentes* (limpiezas de mantenimiento aprox. cada 2-7 días, limpiezas principales una vez o dos veces al año). Esto también conduce a riesgos ambientales a través de la formación de los *subproductos de la limpieza química tales como halógenos orgánicos adsorbibles (HOA)*.
- Perjudicial, ineficiente o tardía limpieza química que podría reducir la vida útil de los módulos y resultar en mayores costos de reemplazo.
- Altos requerimientos de energía para la aireación: *Con hasta un 70% de los costes totales de energía, la aireación de la membrana es la mayor contribución a los costes operativos*. De 10 años de experiencia de funcionamiento de un MBR a gran escala, se encontró que *sólo en el 10% del tiempo de funcionamiento, es decir, durante los picos de carga, la energía suministrada se utiliza de manera óptima*. Esto muestra el potencial de optimización grande.

*Las incrustaciones, en su forma estricta, es la cobertura de la superficie de la membrana (externa e interna) por depósitos que se adsorben o simplemente se acumulan durante el funcionamiento. Sin embargo, el término se usa a menudo para agrupar a todos los fenómenos que conducen a una pérdida de la permeabilidad. Dichas pérdidas resultan en la necesidad de mayores superficies de las membranas, aumento de las presiones aplicadas o velocidades de flujo cruzado/tasas de cizallamiento que conducen a un mayor gasto energético, o limpiezas químicas frecuentes de las membranas sucias. La pérdida de la permeabilidad, sin embargo, también puede ser causada por la obstrucción o los residuos del módulo. Esto resulta de la interrupción local por las condiciones de flujo cruzado y la subsecuente deshidratación de la biomasa que deja un depósito sólido abundante en los huecos de los módulos. A la luz de la complejidad del sistema, no es de extrañar que los investigadores llegaran a conclusiones en la observación sin ninguna correlación en absoluto, muchos de los cuales ahora tienen que volver a examinarse porque un mayor número de resultados contradictorios se están publicando (RB.32: *Drews Anja*, 2.010).*



Papel de los productos microbianos solubles en el ensuciamiento

La definición precisa de PMS está abierta a debate, pero se consideran corrientemente como “*la unión de compuestos orgánicos que son liberados en una solución desde el metabolismo del sustrato (usualmente con crecimiento de biomasa) y de la degradación de la biomasa*”, aunque para los sistemas anaeróbicos los ácidos grasos volátiles no están incluidos como PMS. Algunos de los PMS han sido identificados como ácidos fúlvicos y húmicos, polisacáridos, proteínas, ácidos nucleicos, ácidos orgánicos, aminoácidos, antibióticos, esteroides, enzimas exocelulares, sideróforos, componentes estructurales de las células y productos del metabolismo energético. Fundamentalmente, *se ha encontrado que los PMS constituyen la mayoría de la materia orgánica soluble en los efluentes de los procesos de tratamiento biológico* y su presencia es, por tanto, de interés particular en términos de lograr los niveles de descarga permitidos para la DBO y DQO. Los PMS también *exhiben varias características, tales como la toxicidad y las propiedades quelantes de los metales (carboxilatos, hidroxilos, sulfhidrilos, fenoles y aminas), que afectan el rendimiento del sistema de tratamiento*, y también se ha demostrado que *su presencia afecta negativamente la actividad cinética y las propiedades floculantes y de sedimentación de los lodos* (RB.10: Barker Duncan J. et al., 1.999).

Teóricamente, toda la biomasa en un MBR puede ser retenida por la unidad de membrana para mantener una calidad del efluente excelente, independientemente de la sedimentabilidad del fango. Sin embargo, investigaciones recientes han demostrado que *el aumento de volumen de los fangos (bulking) causado por el crecimiento excesivo de las bacterias filamentosas resulta en el deterioro del rendimiento de las membranas de MBR. El exceso de crecimiento de bacterias filamentosas forma una capa de incrustación no porosa sobre la superficie de la membrana que interfiere con la filtración de la membrana*. El *bulking* causa la formación de una capa de suciedad densa sobre la superficie de la membrana *debido a la fijación de las bacterias filamentosas*. Asimismo, el *bulking* tiene una mayor tendencia al ensuciamiento que los fangos normales y los fangos localizados. Otros investigadores sin embargo, encontraron lo contrario, que las bacterias filamentosas tienen un efecto insignificante en el ensuciamiento de la membrana. En la mayoría de estos estudios, las muestras de fangos en la prueba se tomaron de diferentes reactores MBR trabajando bajo diferentes condiciones de operación, mientras que las pruebas de resistencia de filtración se realizaron bajo operación a PTM constante en una filtración de corta duración (4 h). Ha sido bien aceptado que los fangos de diferentes aguas residuales afluentes y diferentes procesos (por ejemplo, reactores MBR A/O,- Anóxicos/Óxicos-, y MBR secuenciales por lotes) poseen características diferentes, dando lugar a resultados controvertidos. En un estudio con fangos para las pruebas de filtración obtenidos de una unidad de MBR, para evaluar el efecto de diferentes características de fangos (bacterias filamentosas y bacterias formadoras de flóculos) sobre el ensuciamiento de la membrana bajo una operación a largo plazo y con flujo sub-crítico, se observó un ensuciamiento grave durante la ocurrencia del *bulking* a pesar de tener mayor distribución de tamaño de partículas. *El tiempo de succión capilar (TSC) se encuentra muy relacionada con la cantidad de productos microbianos solubles (PMS) y el ensuciamiento de la membrana. Por lo tanto, podría ser utilizado como un indicador sencillo de los PMS y del potencial de ensuciamiento*. Se encontró que *las bacterias filamentosas producen más PMS, incluyendo polisacáridos solubles y proteínas solubles en el licor mezcla*, dando lugar a incrustaciones severas. En particular, la liberación de altas concentraciones de polisacáridos solubles da como resultado una obstrucción grave debido al *bulking*. Las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) consolidadas, que se encuentran de manera similar en un lodo normal y en el *bulking*, no fueron la causa principal del ensuciamiento de la membrana. En conclusión, *los solutos en el licor mezcla, tales como los PMS, son los responsables del ensuciamiento de la membrana, lo cual no se puede evitar aumentando la fuerza de cizallamiento* (RB.79: Pan Jill Ruhsing et al., 2.010). La

mitigación del ensuciamiento de la membrana por las bacterias filamentosas abundantes en el *bulking* del MBR puede ser atribuido a una mayor distribución de tamaño de partícula (DTP), menor contenido de hidrofóbicas en los productos microbianos solubles (PMS) y los efectos de la retención de una capa de suciedad especial inducida por las bacterias filamentosas (RB.118: Wang Zhiwei et al., 2.010).

Papel de las sustancias poliméricas extracelulares en el ensuciamiento

Con el fin de investigar las propiedades de las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) y su papel en el ensuciamiento de la membrana los componentes y las propiedades de las SPE consolidadas fueron examinados por la evaluación del estado de oxidación medio (EOM) de carbonos orgánicos, espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (TF-IR), espectroscopia de fluorescencia por matriz tridimensional de excitación-emisión (EEM), y cromatografía de filtración en gel (GFC). Los resultados de las pruebas demostraron que el EOM del carbono orgánico incluido en las SPE está en un rango que van de -0,14 á -0,51, y los principales componentes puede ser evaluados en forma de proteínas y carbohidratos. Los diferentes métodos de prospección confirmaron la presencia de proteínas e hidratos de carbono en las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) adheridas. Por TF-IR, las sustancias orgánicas con características de fluorescencia en las SPE adheridas fueron identificadas como proteínas, sustancias similares a ácidos húmicos visibles y sustancias similares a ácidos fúlvicos. Por análisis GFC se demostró que las SPE tenían parte de moléculas de peso molecular (PM) más alto y una distribución de PM más amplio que el agua residual afluyente. Se ha observado que la solución de las SPE adheridas tiene un potencial más fuerte que las incrustaciones del licor mezcla. Durante el funcionamiento a largo plazo del MBR, las SPE adheridas han demostrado una correlación positiva con el ensuciamiento de la membrana mientras que la temperatura se verificó como un factor negativo que afecta a la concentración de las SPE (RB.119: Wang Zhiwei et al., 2.009).

Los efectos de la concentración de los sólidos suspendidos en el licor mezcla (MLSS) sobre el flujo crítico y/o la filtrabilidad han sido objeto de numerosos estudios debido a que el ensuciamiento de la membrana se considera a menudo que es causado por la deposición de partículas sobre la superficie de la membrana. Sin embargo los resultados presentan discrepancias atribuibles a diferentes características de los lodos ensayados y a diferentes condiciones de control utilizadas para el cizallamiento hidrodinámico en la superficie de la membrana. Sin embargo, investigación adicional ha demostrado que pequeñas partículas coloidales de alrededor de 1 μm de diámetro podrían desempeñar un papel crítico en el ensuciamiento de la membrana en los sistemas de MBR. Debido a que *las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) son uno de los principales componentes de las partículas coloidales en los sistemas MBR de tratamiento de aguas residuales*, se ha sugerido también su relación como el factor biológico más importante responsable del ensuciamiento de la membrana. *La filtrabilidad de los lodos, que se define como la relación entre el flujo de permeado después de 40 min de operación a flujo de agua clara, está controlada principalmente por EPS solubles en lugar de EPS enlazados.* La concentración de partículas coloidales está representado por el carbono orgánico total coloidal (cTOC), que es la diferencia entre el TOC del filtrado que ha pasado a través de un filtro de tamaño de poro de 1,5 mm y el permeado recogido a partir de módulos piloto de membrana de ultrafiltración con un tamaño de poro de 0,04 mm. El flujo crítico medido por el método de flujo escalonado está casi exclusivamente en relación con el TOC coloidal, independientemente del tipo de lodo. Por lo tanto, *se puede utilizar el TOC coloidal como un índice de filtrabilidad para los procesos de tratamiento de aguas residuales en MBR* (RB.36: Fan Fengshen et al., 2.006).



Modelización del proceso de ensuciamiento

Los esfuerzos para la modelización de estos sistemas de tratamiento de aguas residuales han tenido siempre como objetivo los procesos biológicos (objetivo de un tratamiento de calidad), así como los diversos aspectos de ingeniería (costos rentables de diseño y operación). El desarrollo de los modelos de fangos activados (FA) fue una evolución importante en la modelización de los procesos de fangos activados convencionales (FAC) y su uso está muy bien establecido. A pesar de que fueron desarrollados inicialmente para describir los procesos FAC, simplemente han sido transferidos y aplicados a los procesos de MBR. Sin embargo estudios recientes sobre los procesos biológicos MBR han informado de varias particularidades fundamentales: tiempos de retención de fangos medios a muy altos, alta concentración del licor mezcla, acumulación de productos microbianos solubles (SMP) rechazados por la etapa de filtración en membrana, y altas tasas de aireación para fines de limpieza. (RB.39: *Fenu A. et al.*, 2.010).

Así, los modelos de ensuciamiento de membranas que puede representar con precisión la propensión de los tipos de ensuciamiento son valiosos para el diseño y control de sistemas de MBR. Los modelos de ensuciamiento investigados hasta el momento por los investigadores son modelos teóricos, empíricos o integrados. Utilizando un modelo teórico de filtración, de resistencia en serie, para estimar empíricamente la resistencia específica de la torta (SCR) en función de la variabilidad de la intensidad de corte (G) se encontró una buena correlación con las tasas de ensuciamiento del MBR. Sobre esta base, el modelo de filtración de la torta fue seleccionada como una herramienta de predicción para el ensuciamiento de la membrana. Este modelo fue modificado mediante la sustitución del SCR con su relación empírica de intensidad de cizallamiento. El modelo modificado puede predecir la tasa de ensuciamiento para una intensidad de cizallamiento dado (G) dentro de 80 y 250 s^{-1} en un sistema MBR (RB.55: *Jamal Khan S. et al.*, 2.010).

Distribución de partículas en el efluente

Un elemento clave cuando se compara la calidad de los efluentes de las membranas de ultrafiltración, si se aplica como MBR o como tratamiento terciario de las aguas residuales urbanas, es el análisis de la distribución de partículas en el efluente. La distribución de partículas ajustadas a un modelo de regresión logarítmica presenta valores diferentes tanto en la pendiente como en la intersección con el eje de ordenadas, lo que indica una calidad diferente de los efluentes procedentes de dos sistemas: con el tratamiento terciario presentan un menor contenido de ambas partículas de pequeño tamaño y de gran tamaño. La distribución de las partículas en los efluentes de MBR presenta cambios en el tiempo, con un aumento progresivo en el número de partículas pequeñas y grandes. Sin embargo, este comportamiento no es evidente en el efluente de la ultrafiltración terciaria. La integración de esta curva de regresión con los ejes de coordenadas entre la partícula más pequeña analizada y el tamaño máximo registrado proporciona un valor que indica el grado de ensuciamiento de la zona de permeado, basado en el análisis de la distribución de partículas en el efluente (RB.5: *Arévalo Juan et al.*, 2.009).

Papel de la biopelícula

El rechazo de virus en los sistemas MBR y de MF se ve muy afectado por la limpieza química de la membrana. Hubo un significativo incremento en el nivel de virus después que la membrana fue limpiada químicamente y la biopelícula fue parcialmente destruida sobre la superficie de la membrana. El nivel de virus antes de la limpieza fue de 0,5 PFU/100 ml y aumento a un nivel de 18,5 PFU/100 ml justo después de la limpieza. Se tardó más de 24 h para la recuperación, lo que implica

que la presencia de biopelícula desempeña un papel importante para el rechazo de virus en un MBR (RB.104: Tam L.S. et al., 2.007).

El genoma viral y los bacteriófagos infecciosos ARN-F específicos han persistido más tiempo en la biopelícula que en las aguas residuales. Las biopelículas de aguas residuales pueden contribuir a la persistencia y la dispersión de los virus patógenos fuera de los periodos de epidemia (*los virus patógenos pueden ser liberados de la biopelícula en un momento en que el patógeno no está circulando en las aguas residuales*) (RB.95: Skraber Sylvain et al., 2.009)

Influencia de la temperatura

Es sabido que la temperatura influye en el comportamiento biológico de los sistemas convencionales de lodos activados. *En reactores biológicos de membrana (MBR), la temperatura no sólo afecta el proceso de conversión biológico, sino que también se destaca por tener un efecto sobre el rendimiento de la membrana.* A menudo se describen cuatro fenómenos para explicar la mayor resistencia encontrada en la filtración por membrana a temperaturas más bajas:

1. *aumento de la viscosidad del licor mezcla*, reduciendo la tensión de corte generada por las burbujas gruesas,
2. *rotura de los flóculos intensificada*, lo que reduce el tamaño de los flóculos de la biomasa y produce la *liberación de SPE en el licor mezcla*,
3. *menor velocidad de transporte combinado*, y
4. *reducción de la biodegradación de la DQO.*

En un estudio se ha relacionado la composición de la fracción soluble del licor mezcla con el rendimiento de la membrana después de la exposición de los lodos a cambios bruscos de temperatura (7, 15 y 25° C), con fango que se recircula continuamente desde un MBR a escala piloto. Después de corregir la viscosidad del permeado por temperatura, se obtuvieron mayores tasas de ensuciamiento en la membrana para temperaturas más bajas en combinación con una baja reversibilidad del ensuciamiento. La fracción soluble del licor mezcla del MBR se analizó para polisacáridos, proteínas y distribución de tamaño de partículas submicrónica. A baja temperatura, se encontró una alta concentración de polisacáridos en el sistema experimental en comparación con el MBR a escala piloto. Al disminuir la temperatura del licor mezcla, se encontró un cambio en el tamaño de las partículas hacia las partículas más pequeñas. Estos resultados muestran que *la liberación de polisacáridos y/o partículas submicrónicas de flóculos de lodo podrían explicar el aumento del ensuciamiento de la membrana a bajas temperaturas* (RB.20: Brink Paula van den et al., 2011).

Coagulación – floculación

La coagulación se aplica en el tratamiento de aguas y aguas residuales para eliminar las fracciones orgánicas solubles e inorgánicas a través de acumulación en flóculos de mayor tamaño por adición de coagulante. *Para mejorar la filtrabilidad del licor mezcla en un sistema MBR es necesaria una mayor dosificación de coagulante que en un sistema de tratamiento de agua o de aguas residuales; sin embargo una dosis alta puede causar un pH bajo que perjudicaría la vida celular y la producción alta de fangos.* Los coagulantes poliméricos tales como el PAC (cloruro de aluminio polimérico) y SFP (sulfato férrico polimérico) tienen un mejor efecto sobre el aumento de la filtrabilidad del licor mezcla que los coagulantes monoméricos, tales como sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$ y cloruro férrico $FeCl_3$. La razón es que *los coagulantes poliméricos pueden abastecer más cargas positivas a las partículas orgánicas y a los flóculos de fango, mejorando las funciones de neutralización de la carga, lo cual se*



traduce en una mayor eliminación de materia orgánica sobrenadante y una ampliación del tamaño de los flóculos del fango (RB.121: Wu Jinling et al., 2.006).

Eliminación de microcontaminantes orgánicos

Los MBR han ganado mucha popularidad en las plantas de tratamiento de aguas residuales y hoy en día son considerados como una tecnología poderosa (y cara) capaz de producir efluentes de alta calidad en términos de contaminantes convencionales, que pueden ser apropiados para descarga directa de manera apropiada, tratamiento posterior adicional o incluso propósitos de reutilización. Sin embargo, puesto que *la filtración por membrana no aumenta la eliminación de la mayoría de los micro-contaminantes por medio de un mecanismo de exclusión por tamaños, todavía no está claro si estos sistemas pueden mejorar de manera eficaz la eliminación de micro-contaminantes orgánicos. Comúnmente se utiliza Carbón Activado Granular en polvo para absorber los micro-contaminantes tales como pesticidas o los compuestos que producen sabor y olor, pero no es muy usual en plantas de tratamiento de aguas residuales. En aguas con poco o ningún contenido de materia orgánica se han observado buenos rendimientos en la eliminación de micro-contaminantes complejos y recalcitrantes incluyendo productos farmacéuticos y de cuidado personal y compuestos Disruptores endocrinos (EDC) pero siempre con la ayuda de la adición de CAG (RB.90: Serrano D. et al., 2.011).*

Eliminación de compuestos traza y/o antibióticos

Con el desarrollo de las técnicas analíticas se ha encontrado que algunos medios acuáticos se encuentran contaminados con compuestos activos farmacéuticos (PhACs). La causa principal de ésta contaminación son los efluentes de las depuradoras. Sin embargo, no hay una regulación que establezca límites para cada compuesto farmacéutico en el agua de bebida. Los PhACs tales como las drogas anti-inflamatorias no-esteroides (NSAIDs) y los antibióticos pertenecen a la clase de fármacos ampliamente utilizados en todo el mundo. *Algunos de los efectos adversos causados por la contaminación con PhACs incluyen la toxicidad acuática, aumento de la resistencia de las bacterias patógenas, genotoxicidad y las alteraciones endocrinas.* La eliminación de los productos farmacéuticos es afectada por varios factores, tales como el factor de dilución y la temperatura del agua residual cruda, el tiempo de retención hidráulico y de los sólidos y fundamentalmente, de la configuración de la planta. *Muchos productos farmacéuticos son muy hidrofílicos y, en consecuencia, su adsorción en los fangos es limitada, inhibiendo la degradación de estos compuestos por las bacterias durante el proceso de tratamiento. Además, algunos de estos compuestos son difícilmente degradables debido a su estructura que los protege contra el ataque de la biocenosis de las aguas residuales.* Estos efectos conducen a una persistencia importante. Dado que los procesos de tratamiento convencionales de aguas residuales y agua no son capaces de actuar como una barrera segura para algunos productos farmacéuticos recalcitrantes, es necesario introducir y aplicar otras tecnologías de tratamiento avanzadas para lograr una protección sostenible del medio ambiente. Los reactores biológicos de membrana (MBR) han ganado popularidad como una importante tecnología de tratamiento de aguas residuales avanzado y podrían ser eficaces en la eliminación de estos contaminantes. En estudios de laboratorio para evaluar el tratamiento de aguas residuales que contienen NSAIDs (paracetamol, ketoprofeno y naproxeno) y antibióticos (roxitromicina, sulfametoxazol y trimetoprim) en sistemas MBR con diferentes tiempos de retención de fangos (TRF) se observó para ambos MBRs que los NSAIDs fueron retirados con mayor eficiencia que los antibióticos y que el MBR de mayor TRF presentó una mayor eficiencia de remoción para todos los compuestos estudiados. La transformación de los productos biológicos del paracetamol, ketoprofeno y naproxeno, producida por la biocenosis de las aguas residuales se identificó en los permeados de ambos MBRs (RB.105: Tambosi José Luiz et al., 2.010).

Existe una variación significativa en la eliminación de compuestos orgánicos traza por los sistemas MBR, que van desde la eliminación casi completa de algunos compuestos (por ejemplo, ibuprofeno y bezafibrato) a la eliminación casi nula para otros muchos (por ejemplo, carbamazepina y diclofenaco). Las razones de esta variación no se entienden todavía completamente. Se ha encontrado una correlación aparente entre la estructura química y la eliminación de contaminantes orgánicos trazas por el sistema MBR a escala laboratorio. La eliminación de compuestos orgánicos traza muy hidrofóbicos ($\text{Log } D > 3,2$) en dicho estudio fue siempre alta y superior al 85%. La aparición y el tipo de electrones receptores o donantes de grupos funcionales parecen ser factores importantes que rigen su eliminación mediante el tratamiento MBR. En éste estudio, todos los compuestos hidrofóbicos y moderadamente hidrofílicos ($\text{Log } D < 3,2$), que poseen una fuerte aceptación (receptores) de electrones de grupos funcionales, mostraron una eficacia de eliminación de menos del 20%. Por el contrario, una alta eficiencia de remoción se observó en la mayoría de compuestos que tienen electrones donantes de grupos funcionales tales como los grupos de hidroxilamina y amino primarios. Una mejora aparente en la eficiencia de eliminación de ciertos compuestos orgánicos traza ácidos tales como ibuprofeno, ketoprofeno y diclofenaco se ha observado cuando los MBR son operados en condiciones ácidas en lugar de condiciones neutras. Este fenómeno se explica por la especiación de los compuestos de formas iónicas hidrofílicas hacia formas mucho más hidrófobas a un pH inferior a su valor de disociación ácida (pKa). (RB.102: *Tadkaew Nichanan et al.*, 2.011).

En estudios realizados utilizando un sistema convencional de Fangos Activados (FA) a gran escala, junto con un sistema de ultrafiltración posterior (UF), o un sistema piloto de Reactor Biológico de Membrana (MBR) se comprobó que la eliminación de los antibióticos en el sistema MBR, una vez que se logra un funcionamiento estable, es un 15-42% superior a la del sistema de lodos activados. Esta ventaja se reduce a un máximo del 20% cuando se añadió una UF a los lodos activados. La hipótesis es que *la contribución de la separación de la membrana (en ambos sistemas) para la eliminación de antibióticos se debe tanto a la absorción por la biomasa (más que a la mejora de la biodegradación) o porque queda adherida en la biopelícula de la membrana (ya que los poros de la membrana de UF son significativamente mayores que las moléculas de los contaminantes). Experimentos por lotes con la biomasa del MBR mostraron un potencial significativamente alto de absorción de los antibióticos probados por parte de la biomasa.* Por otra parte, la extracción de metanol de la biomasa del MBR ha liberado grandes cantidades de antibióticos absorbidos. Este hallazgo implica que debe dedicarse más atención a la gestión de los fangos en exceso (RB.86: *Sahar Eyal et al.*, 2.011).

Eliminación de bacterias y virus

El tamaño de poro de las membranas utilizadas, que típicamente varían desde 0,04 hasta 0,4 μm , significa que son capaces de eliminar una amplia gama de microorganismos por exclusión de tamaño. En este sentido, las dimensiones del patógeno vegetativo y bacterias indicadoras ($> 0,5 \mu\text{m}$ de ancho y $> 2,0 \mu\text{m}$ de largo), las esporas de indicadores bacterianos ($\approx 1-5 \mu\text{m}$), huevos de helmintos ($> 20 \mu\text{m}$ de ancho y $> 25 \mu\text{m}$ de largo) y protozoos incluyendo huevos de oocistos de *Cryptosporidium* y *Giardia* ($> 4 \mu\text{m}$) todos superan el tamaño de poro de la membrana y se deberían quitar por exclusión. Sólo cuando la membrana pierde su integridad son capaces de pasar a través de ella. Algunos estudios indican que *las membranas MBR son muy eficaces en la eliminación de bacterias y protozoos. En contraste, la mayoría de los virus humanos son más pequeños que las dimensiones del poro de las membranas usadas típicamente en MBR. Algunos de ellos, tales como norovirus, sapovirus, rotavirus, enterovirus y virus de la hepatitis A y E, tiene un diámetro de aproximadamente 30 nm, mientras que el diámetro de los más grandes, tales como los adenovirus, están en el rango de 60 a 90 nm. Sin embargo, una proporción significativa de estos virus que son más pequeños que el tamaño de poro de la membrana es retenida por las membranas, ya sea debido a la formación de biopelícula en las membranas por ellos mismos o a la adsorción de los virus en la biomasa.* Esta retención es importante en vista de la significancia epidemiológica de los patógenos virales, dado que



algunos de estos son los principales contribuyentes a brotes de enfermedades asociadas con la contaminación del agua (RB.73: *Marti Elisabet et al.*, 2.011).

Los virus entéricos humanos son uno de los patógenos principales en la Lista de Posibles Contaminantes de la Agencia de Protección Medioambiental de USA (USEPA). Estos virus son agentes etiológicos que se han relacionado con varias enfermedades transmitidas por el agua, tales como gastroenteritis aguda, conjuntivitis y enfermedades respiratorias. La eliminación de los enterovirus humanos (EV) y el Norovirus genogrupo II (NoV GGII) se estudió en un reactor biológico de membrana a escala real (MBR) en una planta de tratamiento de aguas residuales (EDAR) y se comparó con la eliminación de adenovirus humanos (HAdV). El MBR a gran escala fue capaz de reducir la carga viral de aproximadamente 5,1 y 3,9 unidades logarítmicas de EV y GGII NoV en comparación con 5,5 unidades logarítmicas para HAdV. Este sistema MBR a escala real superó la eliminación la observada en estudios anteriores a escala piloto de 1 á 2 unidades logarítmicas. En el caso del NoV GGII los valores a la salida de las membranas estaban por debajo del límite de detección lo cual sugiere una eliminación casi completa, sin embargo en el caso de NoV GI y GII NoV se detectaron en el efluente en dos muestras diferentes. Además, se detectaron de forma rutinaria HAdV y EV en todas las muestras de afluentes y efluentes de la membrana ambos. Se concluyó que un **MBR no es una barrera absoluta para restringir el paso de virus**. (RB.93: *Simmons Fredrick J. et al.*, 2.011)

Los virus que infectan bacterias, también llamados bacteriófagos, se han propuesto como indicadores de la eliminación de virus en los procesos de tratamiento de agua. *La Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los EE.UU. incluso recomienda el uso de un bacteriófago específico, MS2, para la evaluación de las membranas (EPA, 2004)*. Algunas características de los bacteriófagos los hacen adecuados para evaluar la eliminación de virus por filtración a través de membranas durante los procesos de tratamiento de agua. Se ha analizado el impacto del ensuciamiento removible y fijo sobre la retención de los indicadores virales y bacterianos de una membrana de microfiltración sumergida en una planta piloto de MBR. Se utilizaron como indicadores *Escherichia coli*, esporas de *Clostridium sulfito reductoras*, colifagos somáticos y bacteriófagos ARN-F específicos. *La membrana ha demostrado la eliminación casi completa de E. coli y las esporas de Clostridium sulfito reductoras*. Sin embargo, no hubo correlación con el ensuciamiento de la membrana. La eliminación de los fagos ha variado de acuerdo con las incrustaciones fijas, aumentando de acuerdo al aumento de las incrustaciones fijas (medido por el cambio en la presión transmembranal). Por el contrario, las incrustaciones removibles no tuvieron ningún efecto sobre la retención de los virus por la membrana. Estos resultados indican que *el ensuciamiento fijo de las membranas puede afectar la eficiencia de remoción del MBR y, por tanto, su capacidad para garantizar los estándares microbiológicos requeridos para el permeado obtenido* (RB.73: *Marti Elisabet et al.*, 2.011).

Eliminación de metales pesados

Varias plantas de tratamiento de aguas residuales con frecuencia tratan una mezcla de aguas residuales industriales y municipales. Las corrientes de efluentes resultantes pueden contener metales en concentraciones que pueden ser superiores a los límites especificados para aplicaciones de reutilización de aguas residuales. Es sabido que la remoción de metales pesados en los sistemas de fangos activados depende de la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla, del tiempo de retención y del pH. Estos factores controlan la distribución de metales entre las fases líquida y sólida. Las membranas de UF son capaces de retener los sólidos suspendidos, en consecuencia, los iones metálicos unidos a flóculos del lodo son retenidos eficazmente por las membranas de UF. Un sistema MBR empleando membranas de UF para el tratamiento de las aguas

residuales puede aumentar la eficiencia de remoción de metales en un 40-50% en comparación con el sistema convencional de lodos activados. Diversos estudios que examinaron la eliminación de metales pesados en un MBR encontraron que efectivamente podría eliminar el cobre Cu (II), el cromo Cr (III), el níquel Ni (II), el Zinc Zn (II) y el plomo Pb (II). *El resto de los iones metálicos en forma soluble penetran en el permeado, mientras que los fijados a flóculos de lodos son retenidos efectivamente por las membranas de ultrafiltración. En aguas residuales municipales los contenidos de metales pesados suelen ser bajos (<1 mg/l) con lo que los rendimientos de eliminación pueden ser muy altos con la ayuda de los sistemas MBR* (RB.58: Katsou Evina et al., 2.011).

En un estudio realizado a lo largo de 10 años de investigación sobre la eficacia de un proceso convencional de lodos activados y un reactor biológico de membrana sumergida (membrana UF de fibra hueca) en Italia, con especial énfasis en la eliminación de contaminantes no convencionales, se demostró que el reactor biológico de membrana produce un permeado prácticamente libre de sólidos y de alta calidad. La mayoría de los nutrientes, metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes se retiraron y en particular, las dioxinas, los furanos y los bifenilos policlorados se presentan típicamente en concentraciones por debajo del límite de detección. Por otra parte, el recuento de coliformes totales disminuyó por 4-5 log y el *Escherichia coli* estuvo ausente del permeado del reactor biológico de membrana (RB.16: David Bolzonella et al., 2.010).



5.1.2.- Fallos detectados en las líneas de regeneración existentes

En este apartado se resumen las conclusiones sobre la fiabilidad de cada línea de regeneración de acuerdo al análisis realizado por los técnicos del Área de Tecnología del Agua del CEDEX en el documento *“Estudio sobre la fiabilidad y eficacia de las Tecnologías de Regeneración y sus costes asociados”* (RB.141: CEDEX, 2.009). Como se explica en el citado estudio los rendimientos individuales de cada tecnología han sido difíciles de evaluar al disponerse de muy pocos análisis a la salida y entrada de las mismas, ya que la mayoría de los datos recibidos se referían a la entrada y salida de la línea global de tratamiento, que es lo que se resume en este apartado.

- ✚ Instalaciones con tratamientos físico-químicos (convencionales o avanzados), con posterior filtración sobre arena y desinfección mediante rayos UV

Pueden eliminar parcialmente la materia coloidal.

Necesitan un control diario de la dosificación de productos químicos.

En el caso del tratamiento físico-químico con recirculación de lodos tienen problemas para admitir caudales superiores al valor nominal (arrastre de fangos).

- ✚ Instalaciones con tratamiento físico-químico convencional con lamelas, seguidos de filtros de puente móvil y desinfección mediante rayos UV

No se dispone de suficiente información para valorar la fiabilidad de esta línea de tratamiento.

- ✚ Instalaciones con filtro de arena a gravedad o presión, seguidos de desinfección mediante rayos UV

Presenta escasos problemas de funcionamiento.

Necesita un gran consumo de agua durante las fases de lavado del filtro.

Ocupa mucho espacio en el caso de disponer filtros de arena por gravedad y, por tanto, eleva el coste de la obra civil.

Tiene un consumo energético muy elevado en el caso de los filtros a presión.

- ✚ Instalaciones con filtros de lecho pulsante y posterior desinfección

Resulta fiable siempre que la calidad del efluente de la EDAR sea de buena calidad. Si el citado efluente supera los 35 mg/l de SS se incrementa el número de lavados reduciendo la eficacia de la instalación.

Tiene un funcionamiento automático por lo que no necesita una vigilancia excesiva.

Dispone de software cerrado, es decir, el fabricante no permite introducir modificaciones en la programación.

La formación de algas en las celdas obliga a dosificar hipoclorito.

- ✚ Instalaciones con filtros de anillas y posterior desinfección

Dispone de una gran superficie de filtración por poca superficie de implantación.

Tiene unos rendimientos muy bajos cuando el tamaño de la partícula es inferior al paso entre anillas (paso mínimo: 10 micras).

Presenta bajos rendimientos en la desinfección con rayos UV debido a las micro-burbujas que se forman en la transición y caída de las anillas.

✚ Instalaciones con filtros de tamiz y posterior desinfección

Los filtros se colmatan rápidamente por lo que necesita una limpieza en continuo.

✚ Instalaciones con filtros con recirculación de arena y lavado en continuo de doble etapa y posterior desinfección

Es necesario dosificar reactivos químicos para la desinfección previa y la floculación de los sólidos en suspensión del influente.

✚ Instalaciones con desalación

La rotura de capilares se presentar con frecuencia y hace necesaria la sustitución y reparación de los módulos.

Se necesitan limpiezas químicas adicionales dependiendo de la calidad del agua y de sus fluctuaciones.

Tiene un software cerrado, es decir, el fabricante no permite introducir modificaciones en la programación.

Necesita un pretratamiento muy estricto dependiendo del tipo de membrana.

Necesita un control de integridad de las membranas

✚ Instalaciones con reactor biológico de membranas

Necesita un pretratamiento muy estricto dependiendo del tipo de membrana.

Tiene una mala distribución de aire en el sistema de limpieza de membranas con acumulación desigual de sólidos en el sistema de casete y rotura de módulos en la ultrafiltración.

Es un sistema de reciente aplicación y susceptible de mejoras en diseño e implantación.

Necesita un control de integridad de la membrana.

Estos trabajos se publicaron en el año 2.009, año en el cual se elaboró el borrador del Plan Nacional de Reutilización de Aguas Regeneradas (julio 2.009) y el Documento Inicial de Evaluación Ambiental Estratégica (marzo 2.009) del mismo, publicándose con posterioridad el Informe de Sostenibilidad Ambiental y la versión preliminar del PNRAR (diciembre 2.010). Luego de esas publicaciones y documentos los trabajos pasaron a depender de la Subdirección General de Planificación y Uso Sostenible del Agua, sin haberse realizado nuevas publicaciones referidas a estos temas.



5.2.- PARÁMETROS DE CONTROL EN LA LEGISLACIÓN

Todas las opciones de reutilización están fuertemente influenciadas por la calidad del agua solicitada, especialmente en la calidad microbiológica; por esta razón las normas para la regeneración de aguas tienen que fijarse teniendo en cuenta tanto la seguridad de la reutilización como su viabilidad práctica y económica. (RB.77: *Nurizzo C.*, 2.003). De este modo las exigencias para cada tipo de uso vienen recogidas fundamentalmente en la legislación.

La unificación de la regeneración y la reutilización de aguas residuales en las regulaciones de la cuenca mediterránea contribuirían a asegurar el intercambio económico y turístico de la región; sin embargo, todavía existe una controversia entre los defensores de los estrictos estándares de calidad del agua para una absoluta protección de la salud pública y los defensores de una postura pragmática que reconoce la existencia de prácticas de reutilización de aguas residuales y la promoción de usos no potables de agua con los estándares de calidad de agua menos restrictivos (RB.3: *Angelakis A.N et al.*, 1.999).

Las directrices se puedan desglosar en dos escuelas principales de pensamiento (RB.12: *Bixio D. et al.*, 2.008):

1. El enfoque de la llamada "*más vale prevenir que curar*", cuyo objetivo es limitar el riesgo en la mayor medida posible: una representación de esta escuela es la regulación conocida como Título 22 del Estado de California.
2. Un enfoque menos restrictivo diseñado para facilitar la reutilización, reconociendo que las regulaciones deben ser realistas y realizables en el contexto en el que se van a aplicar. Una representación de esta escuela son las "*Directrices para el uso seguro de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura*" de la Organización Mundial de la Salud de 1989.

Los estándares de California son requisitos con una base tecnológica destinados a eliminar la presencia de agentes patógenos. Las directrices de la OMS se basan en evidencias epidemiológicas, aunque hay pocas disponibles. Su revisión se basa en las nuevas investigaciones epidemiológicas y la evaluación cuantitativa de riesgos microbiológicos (QMRA) (RB.9: *Bahri A. and Brissaud F.*, 2.004).

Las medidas reglamentarias para hacer frente a los riesgos potenciales asociados con la exposición humana a los contaminantes microbiológicos en agua se basan en dos elementos distintos: evaluación de riesgos y gestión de riesgos. En la evaluación de riesgos microbiológicos, los datos se utilizan para definir los posibles efectos en la salud asociados con la exposición a agentes infecciosos. La gestión del riesgo es el proceso de sopesar las distintas políticas y la selección de la medida reglamentaria más razonable, mediante la integración de los resultados de la evaluación de riesgos con otros criterios importantes, como los datos de ingeniería y las preocupaciones sociales, económicas y políticas. La evaluación del riesgo para la salud pública asociados con la exposición a agentes patógenos en las aguas ambientales se realiza típicamente mediante: 1) la caracterización de los riesgos asociados con patógenos específicos utilizando técnicas de evaluación de riesgos microbianos, o 2) relacionando densidades de organismos indicadores de resultados adversos para la salud a partir de datos epidemiológicos. Los agentes infecciosos transmitidas por el agua se pueden clasificar ampliamente en cuatro grupos: virus, bacterias, protozoos y helmintos. Los microorganismos patógenos, sin embargo, por lo general aparecen en las aguas recreativas de manera irregular y en bajas concentraciones. Por lo tanto, los programas de monitoreo de calidad del agua tienden a centrarse en los organismos indicadores en lugar del análisis de patógenos. (RB.78: *A.W. Olivieri et al.*, 2.005).

Los parámetros biológicos tienen que indicar todos los organismos patógenos potenciales, incluyendo virus, bacterias y parásitos provenientes de diferentes orígenes. Los parámetros indicadores biológicos seleccionados más utilizados en las normas y reglamentos son los coliformes y *E. coli*, lo que indica la ocurrencia de una contaminación fecal antigua y la posible presencia de todos los patógenos presentes en las heces de los animales de sangre caliente. En el caso de reutilización de aguas residuales, los parámetros biológicos tienen que indicar todos los posibles agentes patógenos causantes de enfermedades infecciosas y/o intoxicación en todos los seres vivos, incluyendo plantas y animales. El gran número de parámetros químicos posibles en relación con las aguas residuales de regeneración y reutilización tiene que ser adaptada y reducir al mínimo con respecto al origen de las aguas residuales, en la medida del proceso de tratamiento y el uso previsto. Estos parámetros deben cubrir un amplio espectro de riesgos toxicológicos y ecológicos así como las posibles alteraciones técnicas. La evaluación de riesgos y gestión de riesgos también son necesarios (RB.88: *M. Salgot et al.*, 2.006).

A nivel nacional, la normativa más reciente la constituye el Real Decreto 1.620/2.007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. No obstante, en este documento no se incluyen la totalidad de los usos descritos anteriormente, y solo se fijan límites a unos pocos parámetros, dejando de lado un gran número de contaminantes que sí vienen recogidos o contemplados en otras disposiciones reglamentarias, en unos casos a nivel autonómico, o estatal en el marco de organismos de cuenca, y otros casos en normativa o recomendaciones de otros países.

Se resume a continuación toda la normativa, recomendaciones, disposiciones reglamentarias o manuales de buenas prácticas que se analizarán y tendrán en cuenta en este trabajo, para poder analizar los tratamientos terciarios más convenientes para su posterior uso.

- Arrêté du 25 juin 2014 modifiant l'arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts. (Journal Officiel de la République Française, 4 juillet 2014)
- Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts. (Journal Officiel de la République Française, 31 août 2010)
- Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua: metodología pormenorizada de gestión de riesgos para proveedores de agua de consumo (OMS Organización Mundial de la Salud - IWA International Water Association, 2.009)
- **REAL DECRETO 1620/2007**, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

Establece una serie de definiciones que facilitan la comprensión del texto destacándose la definición del concepto de reutilización y la introducción del concepto de agua regenerada. Trata también de los aspectos relativos al régimen jurídico, tales como el título requerido para su uso, los procedimientos de obtención de la concesión y/o autorización, y los contratos de cesión de derechos. Finalmente establece las condiciones de calidad que debe cumplir el agua regenerada para su uso indicando los usos permitidos y prohibidos y el régimen de responsabilidades en relación al mantenimiento de la calidad.

El Anexo I del RD fija los valores máximos admisibles de los parámetros en función de los usos a los que está destinada el agua regenerada distinguiendo cinco grandes tipos de usos: urbano, agrícola, industrial, recreativo y ambiental. Establece además la frecuencia y método de análisis de los parámetros. Para valorar el cumplimiento de los requerimientos de calidad establece los criterios de conformidad y las medidas de gestión frente a incumplimientos.



El Anexo II del RD incluye el modelo de solicitud de concesión o autorización que recoge toda la documentación requerida para poder reutilizar este agua.

- REAL DECRETO 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño (RB.171: *B.O.E.*, 2007)
- Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater. EVK1-CT-2002-00130. Work package 7. Deliverable D17: "Water treatment options in reuse systems". (RB.134: *AQUAREC*, 2.007)
- Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater. EVK1-CT-2002-00130. Deliverable D19: "Report on integrated water reuse concepts". (RB.135: *AQUAREC*, 2.006)
- Queensland Water Recycling Guidelines (Queensland. Environmental Protection Agency, December 2.005)
- Guidelines for Water Reuse. U.S. Environmental Protection Agency. September 2004
- REAL DECRETO 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano (RB.175: *B.O.E.*, 2003).
- II Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana, septiembre de 2.003.
- REAL DECRETO LEGISLATIVO 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.

Artículo 109. Régimen jurídico de la reutilización.

1. *El Gobierno establecerá las condiciones básicas para la reutilización de las aguas, precisando la calidad exigible a las aguas depuradas según los usos previstos.*
 2. *La reutilización de las aguas procedentes de un aprovechamiento requerirá concesión administrativa como norma general. Sin embargo, en el caso de que la reutilización fuese solicitada por el titular de una autorización de vertido de aguas ya depuradas, se requerirá solamente una autorización administrativa, en la cual se establecerán las condiciones necesarias complementarias de las recogidas en la previa autorización de vertido.*
 3. *Cualquier persona física o jurídica que haya obtenido una concesión de reutilización de aguas, podrá subrogarse por vía contractual en la titularidad de la autorización de vertido de aquellas aguas, con asunción de las obligaciones que ésta conlleve, incluidas la depuración y la satisfacción del canon de control de vertido.*
- Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH) aprobado por Real Decreto 849/1986, de 11 de abril (RB.180: *B.O.E.*, 1986).

El Anexo I del RD 1620/2007 de reutilización modifica parcialmente el Reglamento del Dominio Público Hidráulico mediante la derogación de los artículos 272 y 273 del RDPH que regulaban la reutilización de las aguas.

- DECISIÓN No 2455/2001/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 20 de noviembre de 2001 por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE
- "The Purple Book". California Health Laws Related to Recycled Water. Titles 22 and 17 of the California Code of Regulations. June 2.001.
- "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation (RB.133: *AWWA*, 1.999)
- Manual of practice N° 11. Water Pollution Control Federation (RB.166: *WPCF*, 1.990)

- REAL DECRETO 1664/1998, de 24 de julio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Cuenca del Tajo
- DECRETO 80/1998, de 14 mayo, de la Consejería Sanidad y Servicios Sociales por el que se regulan las Condiciones higiénico-sanitarias de las piscinas de uso colectivo. Comunidad de Madrid 27 de mayo 1998, núm. 124 (RB.178: BOCM, 1998).

El Real Decreto 1620/2007 es la normativa que rige actualmente en España la reutilización de las aguas depuradas y será por tanto el documento a utilizar como referencia en esta Tesis para definir los parámetros a controlar y las condiciones exigidas para su uso. En primer lugar se citarán las definiciones claves establecidas en el Artículo 2 del citado régimen jurídico para las aguas:

- a) **Reutilización de las aguas:** *aplicación, antes de su devolución al dominio público hidráulico y al marítimo terrestre para un nuevo uso privativo de las aguas que, habiendo sido utilizadas por quien las derivó, se han sometido al proceso o procesos de depuración establecidos en la correspondiente autorización de vertido y a los necesarios para alcanzar la calidad requerida en función de los usos a que se van a destinar.*
- b) **Aguas depuradas:** *aguas residuales que han sido sometidas a un proceso de tratamiento que permita adecuar su calidad a la normativa de vertidos aplicable.*
- c) **Aguas regeneradas:** *aguas residuales depuradas que, en su caso, han sido sometidas a un proceso de tratamiento adicional o complementario que permite adecuar su calidad al uso al que se destinan.*



5.2.1.- Parámetros establecidos para usos recreativos

En éste apartado se transcriben los anexos correspondientes a los criterios establecidos en el RD 1620/2007 referidos a la reutilización del agua regenerada para usos recreativos, que es el objetivo fijado en la presente Tesis.

ANEXO I.A: CRITERIOS DE CALIDAD PARA LA REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS SEGÚN SUS USOS

CALIDAD REQUERIDA

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
4.- USOS RECREATIVOS					
CALIDAD 4.1 ¹² a) Riego de campos de golf.	1 huevo/10 l	200 UFC ¹³ /100 ml	20 mg/l	10 UNT ¹⁴	OTROS CONTAMINANTES ¹⁵ contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos

¹²Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados

¹³ Unidades Formadoras de Colonias

¹⁴ Unidades Nefelométricas de Turbiedad

¹⁵ Ver el Anexo II del RD 849/1986, de 11 de abril; en realidad se refiere al RD 606/2.003 de 23 de mayo donde se modifica el Anexo al Título III del anterior Real Decreto.

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
					contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas ¹⁶ deberá asegurarse el respeto de las NCAs ¹⁷ . Si el riego se aplica directamente a la zona del suelo (goteo, microaspersión) se fijan los criterios del grupo de Calidad 2.3 <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/l (si existe riesgo de aerosolización)
CALIDAD 4.2 a) Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua.	No se fija límite	10.000 UFC/100 ml	35 mg/l	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. P _T : 2 mg P/l (en agua estancada)
CALIDAD 2.3 a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana. b) Riego de cultivos de flores	1 huevo/10 l	10.000 UFC/100 ml	35 mg/l	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/l

¹⁶ Ver Anexo IV del RD 907/2.007, de 6 de julio (RB.172: B.O.E., 2007).

¹⁷ Norma de calidad ambiental: la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, en los sedimentos o en la biota, que no debe superarse con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente (ver el artículo 245.5.a del RD 606/2.003 de 23 de mayo que modifica al RD 849/1986, de 11 de abril).



USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.					

Tabla 16: Resumen de las calidades para usos recreativos del Anexo I.A del RD 1620/2.007 (RB.170: MMAMRM, 2.007)

ANEXO I.B: FRECUENCIA MÍNIMA DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE CADA PARÁMETRO

USO	CALIDAD	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SS	TURBIDEZ	NT y PT	OTROS CONTAMINANTES	OTROS CRITERIOS
4.- USO RECREATIVO	4.1	Quincenal	2 veces semana	Semanal	2 veces semana	--	El Organismo de cuenca valorará la frecuencia de análisis sobre la base de la autorización de vertido y del tratamiento de regeneración	--
	4.2	--	Semanal	Semanal	--	Mensual		--
2.- USO AGRARIO	2.3	Quincenal	Semanal	Semanal	--	--		--

Tabla 17: Resumen de las frecuencias de muestreo y análisis para usos recreativos del Anexo I.B del RD 1620/2.007 (RB.170: *MMAMRM*, 2.007)



ANEXO I.C: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS REGENERADAS

La calidad de las aguas regeneradas se valorará mediante el análisis de muestras tomadas sistemáticamente en todos los puntos de entrega de las mismas y con las frecuencias mínimas previstas en el Anexo I.B.

CRITERIOS DE CONFORMIDAD

La calidad de las aguas regeneradas se considerará adecuada a las exigencias de este real decreto si en los controles analíticos de un trimestre, o fracción cuando el periodo de explotación sea inferior, cumpla simultáneamente:

- i. El 90% de las muestras tendrá resultados inferiores a los VMA en todos los parámetros especificados en el Anexo I.A.,
- ii. Las muestras que superen el VMA del Anexo I.A no sobrepasen los límites de desviación máxima establecidos a continuación
- iii. Para las sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las Normas de Calidad Ambiental en el punto de entrega de las aguas regeneradas según la legislación propia de aplicación

PARÁMETRO	LIMITE DE DESVIACIÓN MÁXIMA*
Nematodos intestinales	100% del VMA
<i>Escherichia coli</i>	1 unidad logarítmica
<i>Legionella spp</i>	1 unidad logarítmica
<i>Taenia saginata</i>	100% del VMA
<i>Taenia solium</i>	100% del VMA
Sólidos en suspensión	50% del VMA
Turbidez	100% del VMA
Nitratos	50% del VMA
Nitrógeno Total	50% del VMA
Fósforo Total	50% del VMA
*Se entiende por desviación máxima la diferencia entre el valor medido y el VMA	

Tabla 18: Criterios de conformidad para cada parámetro (RB.170: MMAMRM, 2.007)

MEDIDAS DE GESTIÓN FRENTE A INCUMPLIMIENTOS

1º. Se procederá a la suspensión del suministro de agua regenerada en los casos en los que no se cumplan los criterios de conformidad i e iii anteriores.

2º. Si en un control se superan en un parámetro los límites de desviación máxima de la Tabla 18, se procederá a realizar un segundo control a las 24 horas. En el caso de persistir esta situación se procederá a la suspensión del suministro.

3º. El suministro se reanuda cuando se hayan tomado las medidas oportunas en lo relativo al tratamiento para que la incidencia no vuelva a ocurrir, y se haya constatado que el agua regenerada cumpla los VMA del Anexo I.A durante cuatro controles efectuados en días sucesivos.

4º. En los casos de incumplimiento descritos en los apartados 1º, 2º y 3º será de aplicación la modificación de frecuencias de control prevista en el Anexo I.B.

ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS

Los métodos o técnicas analíticas de referencia que se proponen en este Anexo se tomarán como referencia o guía. Se podrán emplear métodos alternativos siempre que estén validados y den resultados comparables a los obtenidos por el de referencia. Para el caso del análisis de contaminantes deberán cumplir los valores de incertidumbre y límite de cuantificación especificados en la tabla correspondiente.

Los análisis deberán ser realizados en laboratorios de ensayo que dispongan de un sistema de control de calidad según la Norma UNE-EN ISO/IEC 17025.

MICROBIOLÓGICOS

PARÁMETRO	MÉTODOS O TÉCNICAS ANALÍTICAS DE REFERENCIA
Nematodos intestinales	Método Bailinger modificado por Bouhoum & Schwartzbrod. "Analysis of wastewater for use in agriculture" Ayres & Mara O.M.S. (1996)
<i>Escherichia coli</i>	Recuento de Bacterias <i>Escherichia Coli</i> β - Glucuronidasa positiva
<i>Legionella spp</i>	Norma ISO 11731 parte 1: 1998 Calidad del Agua. Detección y enumeración de Legionella.-
<i>Taenia saginata</i>	-----
<i>Taenia solium</i>	-----

Tabla 19: Métodos o técnicas analíticas propuestos (RB.170: MMAMRM, 2.007)

CONTAMINANTES

PARÁMETRO	TÉCNICA DE REFERENCIA	U ¹⁸	LC ¹⁹
Sólidos en suspensión	Gravimetría con filtro de fibra de vidrio	30%	5 mg/L
Turbidez	Nefelometría	30%	0,5 UNT
Nitratos	Espectroscopia de absorción molecular Cromatografía Iónica	30%	10 mg NO ₃ /L
Nitrógeno Total	Suma de Nitrógeno Kjeldahl, nitratos y nitritos. Autoanalizador	30%	3 mg N/L
Fósforo Total	Espectroscopia de	30%	0,5 mg P/L

¹⁸Incetidumbre máxima expandida con un factor de cobertura de 2.

¹⁹Límite de cuantificación, es decir, concentración mínima de interés que puede determinarse con el nivel de incertidumbre requerido en la tabla.



PARÁMETRO	TÉCNICA DE REFERENCIA	U ¹⁸	LC ¹⁹
	absorción molecular Espectrofotometría de plasma		
Sustancias Peligrosas	Cromatografía Espectroscopia	Metales: 30% Orgánicos: 50%	30% de NCA

Tabla 20: Valores de incertidumbre y límite de cuantificación para cada contaminante (RB.170: *MMAMRM*, 2.007)

5.2.2.- Límites establecidos en el resto de normativa

Se mencionan a continuación los límites recogidos en otra normativa de aplicación en España dentro el ámbito comunitario o de cuenca, así como otra normativa y guías de reconocido prestigio internacional.

II PLAN DIRECTOR DE SANEAMIENTO Y DEPURACIÓN DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

En el apartado 6.2.5.2. En relación con las exigencias y objetivos de calidad, se remite a expresar lo siguiente *“mientras no se disponga de normativa nacional específica en esta materia, la utilización de aguas con alguna componente de aguas residuales, con fines agrícolas y/o recreativos, deberá cumplir desde el punto de vista sanitario, al menos las especificaciones de la OMS (1989) que se señalan a continuación”*.

CATEGORÍA	CONDICIÓN REUTILIZABLE	Nematodos intestinales (media aritmética nº huevos/l)	Coliformes fecales (media geométrica N°/100ml)	
			Valor imperativo	Valor guía
I	Riego de cultivos para consumo no cocinado, campos deportivos, parques públicos ²⁰	< 1	< 1.000	< 200

Tabla 21: Exigencias y objetivos de calidad (RB.149: *Generalitat Valenciana*, 2.003)

²⁰ Para el caso del césped de uso público (hoteles, etc.) se pueden exigir valores más estrictos para los coliformes fecales (< 200/100 ml).

PLAN HIDROLÓGICO DE LA CUENCA DEL TAJO

Dentro del Anexo I requisitos sanitarios en la Parte B.- Calidad del agua residual depurada se incluyen los criterios de calidad fijados en el Plan.

USO DEL AGUA RESIDUAL DEPURADA	TRATAMIENTOS INDICATIVO	CRITERIOS DE CALIDAD				
		BIOLÓGICA		FÍSICO QUÍMICA		
		Nematodos intestinales (huevo/l)	Coliformes fecales (Nº/ml)	pH	Sólidos en suspensión (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)
Riego de campos deportivos, zonas verdes de acceso público (campos de golf, parques públicos, etc..)	Secundario Filtración o equivalente Desinfección ²¹	< 1 huevo/l	< 200/100 ml	6,0-9,0	< 25 mg/l	<25 mg/l
Estanques en los que está permitido el contacto con el público con las aguas (igual que aguas de baño)	Secundario	< 1 huevo/l	< 200/100 ml		--	--
Estanques en los que está prohibido el contacto con el público con las aguas	Secundario	No se establecen límites adicionales				

Tabla 22: Resumen de los criterios de calidad para usos recreativos (RB.177: CH del Tajo, 1.998)

EMWATER GUIDE

No fija parámetros para éste tipo de uso y remite a las Guías de la EPA y de Queensland.

GUIDELINES FOR WATER REUSE. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

Los usos contemplados en esta Guía son los siguientes:

- Humedales naturales y artificiales
- Embalses recreativos y estéticos
- Aumento de caudal

²¹Cuando el método elegido para la desinfección sea cloro o derivados, después de un tiempo mínimo de contacto de 30 minutos: Valor recomendado de cloro residual 0,6 mg/l



Los objetivos de estos proyectos de reutilización son especialmente para crear un entorno en el que la fauna pueda prosperar y/o desarrollar un área de mayor valor recreativo o estético para la comunidad a través del uso del agua regenerada.

Una diferencia entre esta normativa y el Real Decreto 1620/2007 es que en éste último para el caso de estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales solo se consideran aquellos en los que está impedido el acceso del público al agua, mientras que en la norma de la EPA se contempla un contacto incidental (pesca y navegación) y un contacto completo del cuerpo (natación e inmersión).

TIPOS DE USOS	TRATAMIENTO	CALIDAD DEL AGUA REGENERADA	MONITOREO	DISTANCIA DE SEGURIDAD	COMENTARIOS
<i>Embalses de ocio</i> Contacto incidental (por ejemplo, pesca y navegación) y el contacto del cuerpo con el agua regenerada está permitido	- Secundario ²² - Filtración ²³ - Desinfección ²⁴	pH= 6-9 ≤ 10 mg/l DBO ²⁵ ≤ 2 NTU ²⁶ Ausencia de CF en 100 ml ^{27, 28} 1 mg/l ClO ₂ residual (mínimo) ²⁹	- pH semanalmente - DBO semanalmente - Turbiedad en continuo - Coliformes diariamente - Cl ₂ residual en continuo	150 m a fuentes o pozos de agua potable (mínimo) si el fondo no está sellado	Puede ser necesario descloración para proteger las especies acuáticas de flora y fauna. El agua regenerada no debe ser irritante para la piel y los ojos. El agua regenerada debe ser clara y sin olor. Puede ser necesaria la eliminación de nutrientes para evitar el crecimiento de algas en los embalses. Para cumplir con las recomendaciones de calidad del agua puede ser necesaria la adición de

²²Los procesos de tratamiento secundario incluyen los procesos de fangos activados, filtros percoladores, biodiscos, y pueden incluir sistemas de lagunas de estabilización. El tratamiento secundario debe producir efluentes en el que tanto la DBO como los SST no sean superiores a 30 mg/l.

²³Filtración significa el paso de las aguas residuales a través de suelos inalterados naturales o medios filtrantes como arena y/o antracita, filtro de tela, o el paso de las aguas residuales a través de microfiltros u otros procesos de membrana.

²⁴Desinfección significa la destrucción, inactivación o eliminación de los microorganismos patogénicos por medios químicos, físicos o biológicos. La desinfección puede llevarse a cabo mediante cloración, radiación UV, ozonización, otros desinfectantes químicos, procesos de membrana, u otros procesos. El uso de cloro como definición del nivel de desinfección no excluye el uso de otros procesos de desinfección como un medio aceptable de proporcionar la desinfección del agua regenerada.

²⁵Determinado a partir de la prueba de DBO a los 5 días.

²⁶El límite recomendado turbidez se deben cumplir antes de la desinfección. La turbidez promedio debe estar basada en un período de 24 horas. La turbidez no debe exceder de 5 NTU en ningún momento. Si se utilizan los SST en lugar de la turbidez, el valor de SST no debe exceder los 5 mg/l.

²⁷A menos que se indique lo contrario, los límites de coliformes recomendados son valores medios determinados a partir de los resultados bacteriológicos de los últimos 7 días en los que se han completado los análisis. Se pueden utilizar o bien el filtro de membrana o la técnica de fermentación en tubo.

²⁸El número de organismos coliformes fecales no debe exceder de 14/100 ml en cualquier muestra.

²⁹El cloro residual total debe cumplirse después de un tiempo de contacto mínimo de 30 minutos.



TIPOS DE USOS	TRATAMIENTO	CALIDAD DEL AGUA REGENERADA	MONITOREO	DISTANCIA DE SEGURIDAD	COMENTARIOS
					<p>productos químicos (coagulante y/o polímero) antes de la filtración.</p> <p>El agua regenerada no debe contener niveles medibles de posibles patógenos.³⁰</p> <p>Puede ser necesario mayor cloro residual y/o un tiempo de contacto más largo para asegurar que los virus y los parásitos sean inactivados o destruidos.</p> <p>Los peces capturados en los embalses pueden ser consumidos.</p>
<p><i>Embalses Paisajísticos</i></p> <p>Embalse estéticos donde no se permite el contacto del público con el agua regenerada</p>	<p>- Secundario</p> <p>- Desinfección</p>	<p>≤ 30 mg/l DBO₅</p> <p>≤ 30 mg/l SST</p> <p>< 200 C.F./100 ml^{31, 32}</p> <p>1 mg/l ClO₂ residual (mínimo)</p>	<p>- pH semanalmente</p> <p>- SST diariamente</p> <p>- Coliformes diariamente</p> <p>- Cl₂ residual en continuo</p>	<p>150 m a fuentes o pozos de agua potable (mínimo) si el fondo no está sellado</p>	<p>La eliminación de nutrientes puede ser necesaria para evitar el crecimiento de algas en los embalses.</p> <p>Puede ser necesario de cloración para proteger las especies acuáticas de flora y fauna.</p>

Tabla 23: Directrices sugeridas para la reutilización del agua (RB.164: EPA, 2.004)

³⁰Es aconsejable para caracterizar completamente la calidad microbiológica del agua regenerada antes de implementar un programa de reutilización.

³¹El número de organismos coliformes fecales no debe exceder de 800/100 ml en cualquier muestra.

³²Algunos sistemas de lagunas de estabilización pueden ser capaces de cumplir con este límite de coliformes sin desinfección.

THE PURPPLE BOOK

Dentro del Título 22 Código de Regulaciones de las leyes de California relacionadas con el agua reciclada se establecen los usos y los requerimientos de tratamiento en cada caso.

El agua reciclada utilizada como fuente de abastecimiento de agua de los embalses recreativos de acceso no restringido será agua residual regenerada terciaria desinfectada que ha pasado por un tratamiento convencional (art. 60305). En el caso que el agua no haya pasado por un tratamiento convencional deberá ser monitoreada de la presencia de organismos patógenos de acuerdo con lo siguiente: 1) durante los primeros 12 meses de operación y uso del agua regenerada se deberá hacer un muestreo y analítica mensual de *Giardia*, virus entéricos y *Cryptosporidium*, después del primer año será trimestral y discontinua a partir del segundo año y, 2) las muestras se tomarán en un punto después de la desinfección y antes del punto de entrada del agua reciclada al embalse de uso.

Un “*tratamiento convencional*” significa una línea de tratamiento que utiliza una unidad de proceso de sedimentación entre la coagulación y los procesos de filtración y produce un efluente que cumple la definición para el agua regenerada terciaria desinfectada.

“*Agua residual regenerada terciaria desinfectada*” es un agua residual filtrada y posteriormente desinfectada que cumpla con los siguientes criterios (art. 60301.230):

- (a) El agua residual filtrada ha sido desinfectada mediante uno de los siguientes métodos:
- (1) Un proceso de desinfección con cloro a continuación de la filtración que proporcione un CT (el producto del cloro residual total y el tiempo de contacto modal medido en el mismo punto) con un valor de no menos de 450 miligramos por litro-minuto en todo momento, con un tiempo de contacto modal de al menos 90 minutos, para caudal pico de diseño en tiempo seco;
 - (2) Un proceso de desinfección que, cuando se combina con el proceso de filtración, ha sido comprobado para inactivar y/o eliminar el 99,999 por ciento de las unidades formadoras de plaquetas **MS2 bacteriófagos F-específicos**, o **virus de la polio** en las aguas residuales.

Un virus que es al menos tan resistente a la desinfección como el virus de la polio puede ser utilizado para los propósitos de la comprobación.

- (b) La concentración media de **bacterias coliformes totales** medida en el efluente desinfectado no exceda de un número más probable (NMP) de 2,2 por cada 100 mililitros utilizando los resultados bacteriológicos de los últimos siete días en los que los análisis se han completado y el número de bacterias coliformes totales no exceda de un NMP de 23 por cada 100 mililitros en más de una muestra en un período de 30 días. Ninguna muestra debe exceder un MPN de 240 bacterias coliformes totales por cada 100 mililitros.

Las concentraciones de bacterias coliformes totales en el agua reciclada que se utilice para embalses recreativos no restringidos, medidos en un punto entre el proceso de desinfección y el punto de entrada al embalse de uso, deberán cumplir con los criterios especificados para *agua residual regenerada terciaria desinfectada*.

El agua regenerada que se utilice como fuente de alimentación para los embalses recreativos restringidos y de los embalses de acceso público en criaderos de peces será al menos la correspondiente a un agua regenerada secundaria desinfectada con NMP 2,2.

El agua reciclada que se utiliza como fuente de alimentación para los embalses paisajísticos que no utilizan fuentes decorativas será al menos la correspondiente a un agua regenerada secundaria desinfectada con NMP 23.



"*Agua residual filtrada*", es un agua residual oxidada que cumpla con los criterios establecidos en los incisos siguientes:

- (a) Ha pasado por una etapa de coagulación y posteriormente pasa a través de suelos naturales no perturbados o por un lecho de material filtrante de conformidad con lo siguiente:
 - (1) A una velocidad que no exceda de $0,0040 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ (5 galones por minuto y pie cuadrado) de superficie en sistemas de filtración a presión, de flujo ascendente o por gravedad, con lecho filtrante simple, doble o mixto, o que no exceda de $0,0016 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ (2 galones por minuto y pie cuadrado) de superficie en filtros automáticos de puente de traslación con retrolavado.
 - (2) Para que la turbidez del agua residual filtrada no excede cualquiera de los siguientes supuestos:
 - (A) Un promedio de 2 NTU en un plazo de 24 horas;
 - (B) 5 NTU más del 5 por ciento de las veces dentro de un período de 24 horas; y
 - (C) 10 NTU en ningún momento.

- (b) Ha pasado a través de una membrana de microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, u ósmosis inversa de modo que la turbidez de las aguas residuales filtrada no supera alguno de los siguientes supuestos:
 - (1) 0,2 NTU más del 5 por ciento de las veces dentro de un período de 24 horas; y
 - (2) 0,5 NTU en ningún momento.

QUEENSLAND WATER RECYCLING GUIDELINES

Para propósitos recreativos se describen en la Tabla 6.3 de la Guía las clases de aguas a utilizar y las recomendaciones de monitoreo (ver Tabla 24).

USO DEL AGUA REGENERADA	CLASE	RECOMENDACIONES DE MONITOREO
Recreacional		
Fuentes o accesorios de agua (sin contacto primario o secundario de recreación)	A	<i>E. coli</i> semanalmente, turbiedad ³³ en continuo, desinfección en continuo, pH semanalmente
Accesorios de agua con fines recreativos solamente (acceso controlado). Humedales artificiales o naturales	C	<i>E. coli</i> semanalmente, desinfección semanalmente, pH semanalmente Específica del sitio, en función de los valores ambientales y los objetivos de calidad del agua del cauce receptor

Tabla 24: Clase de agua regenerada y seguimiento recomendado (RB.163: Queensland. EPA, 2.005)

Las especificaciones para los tipos de agua regenerada recomendados se detallan en la Tabla 25.

Clase	<i>E. coli</i> (medio) UCF/100 ml	DBO ₅ mg/l medio	Turbiedad NTU percentil 95 (máximo)	SS mg/l medio	SDT mg/l o CE μ S/cm medio SDT/CE	pH
A	< 10	20	2 (5) ³⁴	5	1.000 / 1.600	6 - 8,5
C	< 1.000	20	--	30	1.000 / 1.600	6 - 8,5

Tabla 25: Especificaciones de calidad del agua recomendadas para las clases de agua regenerada (RB.163: Queensland. EPA, 2.005)

³³La turbidez se debe supervisar en la etapa del proceso de producción de agua regenerada más pertinente. En otras palabras, si los niveles de turbidez son importantes para el proceso de desinfección, debe ser medida inmediatamente antes de la desinfección.

³⁴La turbidez generalmente es medida antes del punto de desinfección en la planta de tratamiento, ya que es el punto en el cual es esencial que la turbiedad sea baja. El monitoreo en la planta de tratamiento debe ser continuo con una alarma activada para un valor de 2 NTU y el cierre automático del suministro para 5 NTU. Si el objetivo de desinfección de un agua regenerada de Clase A se alcanza parcialmente a través de procesos que dependen menos de la turbidez, se debe utilizar un indicador diferente. Por ejemplo, en sistemas de lagunas se podría utilizar el tiempo de retención en la laguna como el límite crítico (normalmente 40 días), en lugar de la turbidez. En la ozonización se puede utilizar un sensor de potencial de oxidación-reducción (ORP), con el límite crítico (en milivoltios) determinado por la calidad del agua de alimentación.

**NORMA AFSP1410752A RÉPUBLIQUE FRANÇAISE**

La norma AFSP1410752A del 25 de junio de 2014 del Ministerio de Asuntos Sociales y la Salud de la República Francesa (RB.155: *Journal Officiel de la République Française*, 2014) modifica la Norma SASP1013629A del 2 de agosto de 2010 del Ministerio de la Salud y los Deportes (RB.156: *Journal Officiel de la République Française*, 2010), relativas a la utilización de aguas usadas del tratamiento de depuración de aguas residuales urbanas para el riego de cultivos o de espacios verdes.

La norma, además de fijar los límites de calidad sanitaria de las aguas regeneradas establece una serie de prescripciones técnicas para los sistemas de almacenamiento y las redes de distribución, así como las condiciones de los sistemas de riego a utilizar y de las técnicas de riego y su aplicación. Establece cuatro (4) niveles de calidad sanitaria de aguas regeneradas.

PARÁMETROS	NIVEL DE CALIDAD SANITARIA DEL AGUA REGENERADA			
	A	B	C	D
Materia en suspensión (mg/l)	< 15	Se ajusta a la regulación de vertidos de aguas residuales tratadas de la planta en emisarios fuera del periodo de riego		
Demanda Química de Oxígeno (mg/l)	< 60			
Escherichia coli (UFC/100ml)	≤ 250	≤ 10.000	≤ 100.000	--
Enterococos fecales (Unid. Log. de reducción)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Bacteriófagos <i>ARN-F</i> específicos (Unid. Log. de reducción)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Esporas de bacterias anaerobias sulfito reductoras (Unid. Log. de reducción)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2

Tabla 26: Anexo II – Niveles de calidad sanitaria de las aguas residuales regeneradas (RB.155: *Journal Officiel de la République Française*, 2014)

En el Anexo III de la citada norma se establece para qué usos es cada tipo de calidad de aguas antes definido. Para el caso particular que nos interesa, de espacios verdes abiertos al público, solo es posible utilizar el agua de calidad A, el resto están prohibidas. Recomienda así mismo que el riego debe hacerse fuera de las horas de apertura al público, o cerrarlo a los usuarios durante el riego y durante las dos horas siguientes al riego en el caso de los espacios verdes cerrados; el riego debe hacerse durante las horas de menor afluencia de público y prohibir el al público durante el riego y las dos horas siguientes al riego en el caso de los espacios verdes abiertos de forma permanente.

En el Anexo V establece la frecuencia de muestreo y analíticas para garantizar la calidad sanitaria del agua. En el caso de la calidad A se establecen muestreos semanales de materias en suspensión, Demanda Química de Oxígeno y *Escherichia coli*.

5.3.- ANÁLISIS DE LA TEORÍA DEL RIESGO

El riesgo se define como la probabilidad de que una sustancia o situación produzcan daños bajo unas condiciones específicas. El riesgo es una combinación de dos factores:

- La probabilidad de que un evento adverso ocurra (como una enfermedad específica o un tipo de lesión).
- Las consecuencias del suceso adverso.

El riesgo abarca los impactos en la salud pública y el medio ambiente y surge de la conjunción de exposición y peligro. El riesgo no existe si la exposición a una sustancia o a una situación perjudicial no se hace o no se produce. El riesgo se determina por el hecho que una sustancia o situación en particular tiene el potencial de causar efectos dañinos (RB.147: EPA, 1.997).

Evaluación del riesgo

La evaluación de riesgos es la caracterización sistemática y científica de los posibles efectos adversos de la exposición humana o ecológica a los agentes o actividades peligrosas. La evaluación del riesgo se realiza considerando los tipos de riesgos, el grado de exposición a los riesgos, y la información sobre la relación entre la exposición y las respuestas, incluyendo la variación en la susceptibilidad. Los efectos adversos o respuestas podrían resultar de la exposición a sustancias químicas, microorganismos, radiación, o sucesos naturales.

El riesgo es una combinación de la probabilidad de un evento adverso y la naturaleza y severidad del mismo. El marco ahora reconocido universalmente para caracterizar la probabilidad de los efectos adversos para la salud debido a determinadas exposiciones químicas consta de cuatro pasos que se describen brevemente a continuación y se muestran en el contexto de publicaciones científicas y del impacto regulatorio en la Figura 26 (RB.146: EPA, 1.997):

- *Identificación de riesgos:* determina el tipo y cantidad de productos químicos presentes como contaminantes en el medioambiente o fabricados para diversos usos, y los tipos de peligros que pueden suponer para la salud humana.
- *Evaluación de dosis-respuesta:* Evaluar la relación entre las concentraciones de exposición química (dosis) y la incidencia de efectos adversos en los seres humanos u otras especies (respuesta).
- *Evaluación de la exposición:* Determinar las condiciones en las que la gente puede estar expuesta a los contaminantes y las dosis que pudieran ocurrir como resultado de los escenarios de exposición.
- *Caracterización del riesgo:* Describir la naturaleza de los efectos adversos que se pueden atribuir a los contaminantes químicos, estimar su probabilidad en diversas poblaciones expuestas, y evaluar la solidez de las pruebas y la incertidumbre asociada con las estimaciones de riesgo

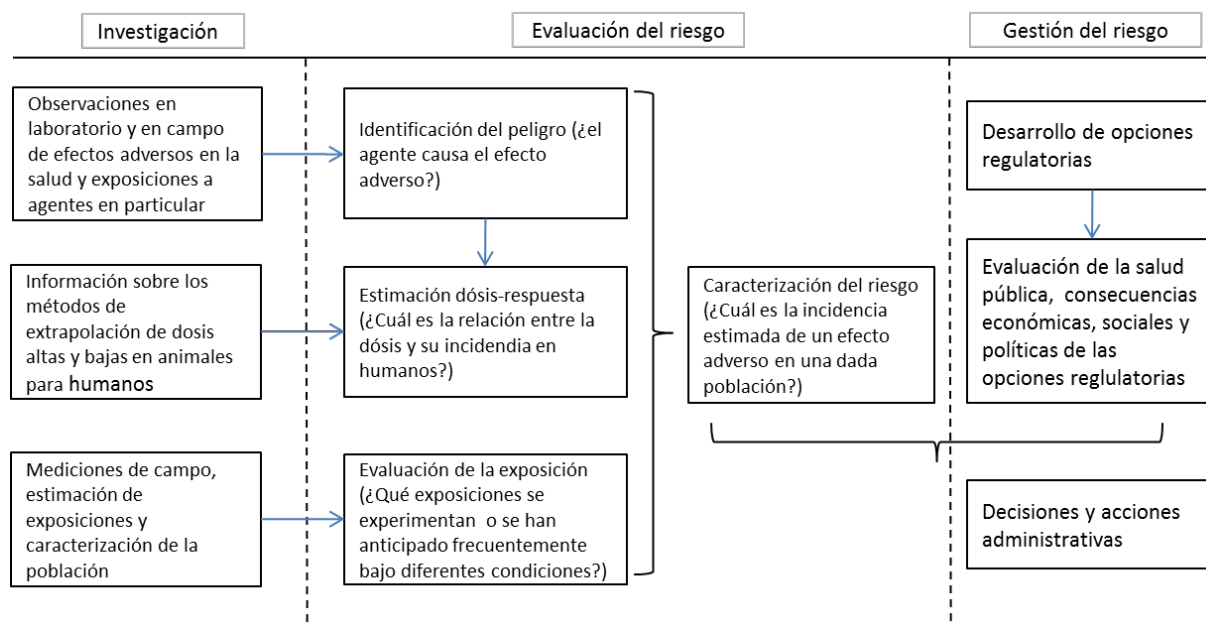


Figura 24: Elementos de la evaluación y de la gestión del riesgo (RB.136: Asano T. et al., 2.007)

Gestión del riesgo

La gestión de riesgos es el proceso de identificar, evaluar, seleccionar e implementar acciones para reducir el riesgo para la salud humana y el ecosistema. El objetivo de la gestión del riesgo es buscar acciones integradas científicamente sólidas y rentables para reducir o prevenir los riesgos, teniendo en cuenta los aspectos sociales, culturales, éticos, políticos y legales.

El esquema básico de la gestión de riesgos se resume en seis pasos (RB.146: EPA, 1.997):

- definir el problema y situarlo en contexto
- analizar los riesgos asociados con el problema en su contexto
- examinar las opciones para abordar los riesgos
- tomar decisiones acerca de cuáles opciones implementar
- adoptar medidas para aplicar estas decisiones
- realizar una evaluación de los resultados de la acción.

El Marco se lleva a cabo:

- En colaboración con las partes interesadas.
- Usando iteraciones si surge nueva información que cambia la necesidad o la naturaleza de la gestión del riesgo.

El nivel de esfuerzo y recursos invertidos en el uso de este esquema se puede adecuar a la importancia del problema, gravedad potencial y al impacto económico del riesgo, al nivel de controversia en torno a ella, y las limitaciones de recursos.

El marco está pensado principalmente para las decisiones de riesgo relacionados con el establecimiento de normas, control de la contaminación, protección de la salud, y limpieza del medio ambiente.

La regeneración de aguas residuales y su posterior reutilización en determinados usos, como por ejemplo los incluidos en el RD 1620/2.007, tiene aparejado un riesgo asociado que debe ser gestionado adecuadamente.

Aunque es conocido por casi un siglo en su versión moderna, la reutilización de aguas residuales no se aplica ampliamente en los países europeos, donde el agua es un recurso escaso, por ejemplo en los países del Mediterráneo. Hay varias razones para esta falta de éxito, como:

- a) falta de conocimiento sobre los riesgos asociados a la práctica,
- b) falta de aplicación del principio de prevención en la administración del agua en toda Europa;
- c) dificultades en la evaluación de la calidad real de regeneración en tiempo real;
- d) dificultades en la implementación de metodologías científicas para los estudios epidemiológicos necesarios;
- e) mala gestión de aspectos sociales relacionados a la práctica, por ejemplo: aceptabilidad, comercialización;
- f) discusión interminable entre los científicos sobre el nivel aceptable de las normas a ser aplicadas;
- g) verdadera falta de procedimientos aceptados de planificación para el establecimiento de la regeneración y reutilización en sitios específicos.

Las cuestiones mencionadas sirven para indicar que la implementación práctica de la regeneración, reciclaje y reutilización necesitan de una política proactiva por parte de los actores interesados, dedicados principalmente a adquirir conocimientos sobre los beneficios de la práctica, sin olvidar sus peligros y los riesgos derivados. (RB.87: *Salgot Miquel*, 2.008).

Para poder enmarcar las condiciones de uso del agua residual es aconsejable apoyarse en el **Marco de Estocolmo**. Este marco es una estrategia integrada que combina evaluación y gestión de riesgos para controlar las enfermedades relacionadas con el agua. Por tanto, servirá para proveer un marco armonizado del desarrollo de unos estándares y pautas de salud, en términos de agua y saneamiento, relacionado con los riesgos microbianos (ver Figura 25 y Tabla 27).

El marco permite a los países ajustar sus normativas a sus circunstancias locales desde el punto de vista económico, social, cultural y medioambiental, y comparar los riesgos asociados a la salud con los riesgos que puedan resultar de la exposición con microbios a través del uso del agua residual, agua potable y el contacto con agua en el ámbito laboral o recreacional. Esta estrategia requiere que las enfermedades sean gestionadas desde una perspectiva de salud integral y no de manera aislada, es decir que la determinación de riesgo aceptable o riesgo tolerable se debe hacer sobre la base de las tasas reales de la enfermedad en una población en relación con todos los factores de exposición que conducen a esa enfermedad, incluyendo otros tipos de aguas o exposiciones relacionados con el saneamiento (RB.136: *Asano T. et al.*, 2.007).

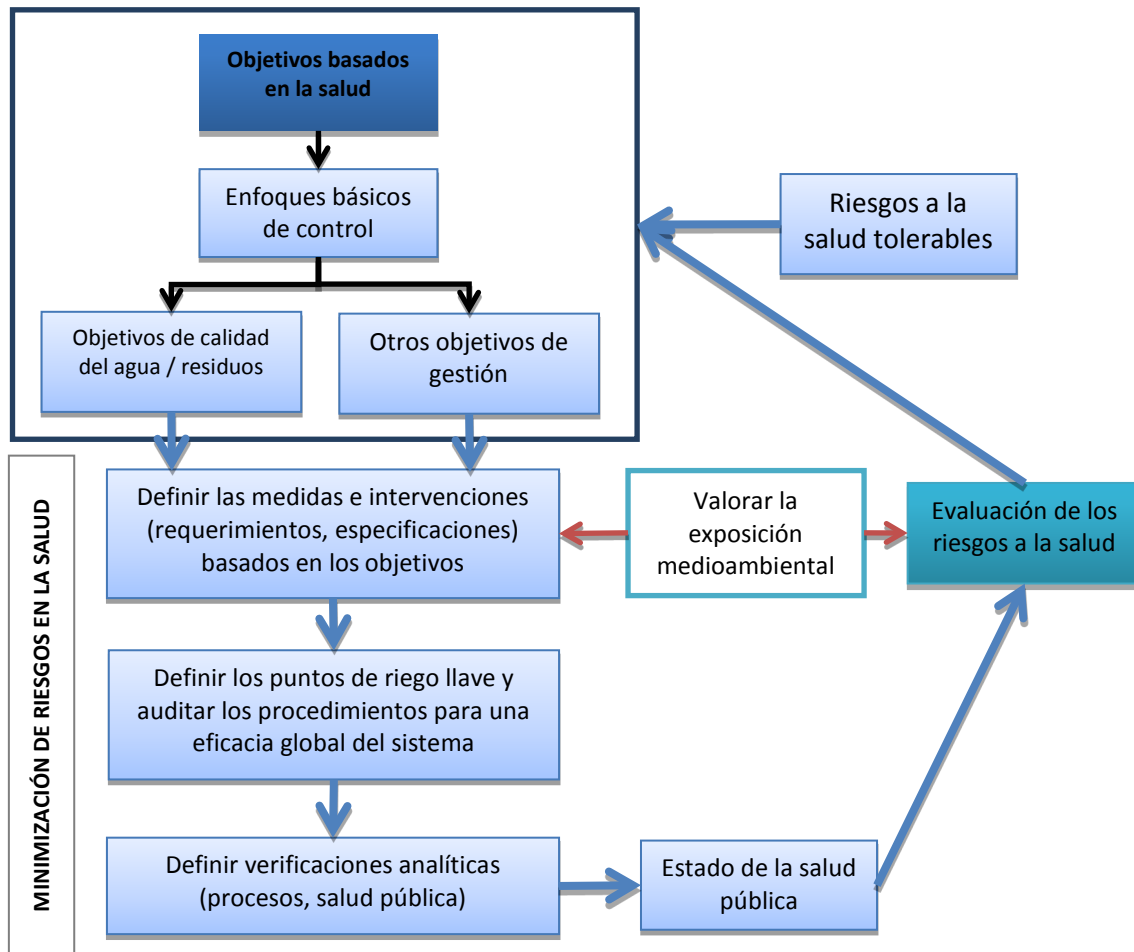


Figura 25: El Marco de Estocolmo para el desarrollo de unas líneas directrices armonizadas para la gestión de enfermedades infecciosas relacionadas con el agua. (RB.167: WHO, 2006).

El marco está formado por cuatro componentes:

- *Evaluación del riesgo sobre la salud*, basada en estudios epidemiológicos.
- *Definición de riesgos tolerables para la salud*, que se hará en función de la salud de la población objetivo, la calidad del agua a emplear y del uso que se le vaya a dar, entre otros aspectos.
- *Gestión del riesgo en salud*, en la que se tiene en cuenta los objetivos que se hayan marcado sobre calidad del agua a emplear, las medidas e intervenciones para reducir el riesgo y monitoreo del proceso de selección y cuantificación de los riesgos, principalmente.
- *Estado de la salud pública*, que es el punto de control, donde se vigila la salud pública para evaluar las medidas de gestión del riesgo.

Componente del marco	Proceso	Consideraciones
Evaluación del riesgo sobre la salud	Estudios epidemiológicos QMRA	<p>Mejor estimación del riesgo – no excesivamente conservadora.</p> <p>Los resultados de salud presentados en DALYs facilitan la comparación de riesgos a través de distintas exposiciones y niveles de prioridad.</p> <p>La evaluación del riesgo es un proceso iterativo – el riesgo debe ser revisado periódicamente en base a los nuevos datos o el cambio de condiciones.</p> <p>La evaluación del riesgo (QMRA) es una herramienta para estimar el riesgo y debe estar apoyada en otros datos (investigaciones de brotes, evidencias epidemiológicas y estudios del comportamiento medioambiental de los microbios).</p> <p>Es un proceso que depende de la calidad de los datos.</p> <p>La evaluación del riesgo necesita explicar los bajos rendimientos a corto plazo.</p>
Riesgos tolerables para la salud / objetivos basados en salud	Nivel de objetivos basados en salud relacionado con la evaluación de riesgo	<p>Necesidades de ser realista con las restricciones de cada nivel.</p> <p>Nivel basado en un enfoque de riesgos-beneficios; debe tener en cuenta los costes-efectividad de las distintas intervenciones disponibles.</p> <p>Debe tener en cuenta a los subgrupos de población vulnerables.</p> <p>Se deben seleccionar patógenos de referencia por su relevancia sobre la contaminación, desafío e importancia en la salud (puede ser necesario seleccionar más de un patógeno como referente).</p> <p>Los objetivos basados en salud establecen un resultado en salud deseado.</p>
Gestión del riesgo en salud	<p>Definir los objetivos de calidad del agua y de los residuos.</p> <p>Definir otros objetivos de gestión.</p> <p>Definir medidas e intervenciones</p> <p>Definir riesgos claves y procesos de auditoría</p> <p>Definir verificaciones analíticas</p>	<p>Los objetivos basados en salud deben ser la base para la selección de las estrategias de gestión de riesgo; la prevención a las exposiciones ocurre a través de una combinación de buenas prácticas (p.e.: tratamiento del agua residual, uso de equipos de protección individual, etc.) y de unos objetivos apropiados de la calidad del agua (<i>E. Coli</i> y huevos de helmintos).</p> <p>Los riesgos claves deben definirse y usarse para anticipar y minimizar los riesgos sobre la salud; se pueden establecer unos parámetros de monitoreo entorno a estos riesgos claves.</p> <p>Debe usarse una estrategia de barrera múltiple.</p> <p>Las estrategias de gestión del riesgo deben orientarse a los eventos ocasionales o catastróficos.</p> <p>Se necesita la validación de la efectividad de las medidas de protección para asegurar que el sistema es capaz de unificar los objetivos basados en salud; se necesita la validación cuando se desarrolla un nuevo sistema o se añaden barreras o tecnologías.</p>



Componente del marco	Proceso	Consideraciones
		<p>Monitoreo – se debe dar un énfasis general a las inspecciones/auditorías generales y a las medidas simples que puedan obtenerse rápida y frecuentemente para la gestión de la información.</p> <p>Las verificaciones analíticas pueden incluir ensayos de <i>E. coli</i> o de huevos de helmintos del agua residual y/o de las plantas para confirmar que el proceso de tratamiento está trabajando en los niveles deseados.</p> <p>La verificación de los datos se puede usar para hacer los ajustes necesarios del proceso de gestión del riesgo para mejorar la seguridad.</p>
Estado de la salud pública	Vigilancia de la salud pública	<p>Necesidad de evaluar la efectividad de las intervenciones en gestión del riesgo en los resultados específicos sobre salud (a través de investigaciones sobre brotes de enfermedades y la evaluación de los antecedentes de niveles de enfermedades).</p> <p>El monitoreo de los resultados sobre salud pública provee la información necesaria para ajustar los procesos de gestión del riesgo a través de procesos iterativos; los procesos para estimar la relevancia de la enfermedad facilitarán el monitoreo de los resultados de salud debidas a exposiciones específicas.</p> <p>La estimación de la relevancia de la enfermedad puede usarse para ubicar las exposiciones relacionadas con el agua en un contexto más amplio de salud pública para posibilitar la priorización de las decisiones de gestión del riesgo.</p>

Tabla 27: Consideraciones importantes del marco de Estocolmo (RB.167: WHO, 2.006)

El riesgo asociado a cada peligro puede describirse determinando la probabilidad de que se produzca (por ejemplo, “segura”, “probable” o “excepcional”) y evaluando la gravedad de las consecuencias en caso de producirse (por ejemplo, “insignificantes”, “graves” o “catastróficas”). La consideración más importante es el posible efecto en la salud pública, pero también deben considerarse otros factores como los efectos organolépticos.

En el proceso de evaluación de riesgos se pueden aplicar diversos métodos: cuantitativos, semicuantitativos, o bien cualitativos. De entre estos se ha escogido, por su simplicidad, el Método semicuantitativo basado en la matriz de riesgos, incluido en el *Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua* (RB.161: OMS-IWA, 2009).

		GRAVEDAD DE LA CONSECUENCIA				
		Efecto nulo o insignificante - Clasificación: 1	Efecto en el cumplimiento leve - Clasificación: 2	Efecto organoléptico moderado - Clasificación: 3	Efecto reglamentario grave - Clasificación: 4	Efecto catastrófico en la salud pública - Clasificación: 5
PROBABILIDAD O FRECUENCIA	Casi siempre / Una vez al día - Clasificación: 5	5	10	15	20	25
	Probable / Una vez por semana - Clasificación: 4	4	8	12	16	20
	Moderada / Una vez al mes - Clasificación: 3	3	6	9	12	15
	Improbable / Una vez al año - Clasificación: 2	2	4	6	8	10
	Excepcional / Una vez cada 5 años - Clasificación: 1	1	2	3	4	5
Puntuación del riesgo	< 6	6 - 9	10 - 15	>15		
Clasificación del riesgo	Bajo	Medio	Alto	Muy alto		

Tabla 28: Método semicuantitativo basado en la matriz de riesgos (RB.161: OMS - IWA, 2.009)

El número y tipo de medidas de control variará para cada sistema y será función del tipo y la frecuencia de los peligros y eventos peligrosos asociados al sistema. El monitoreo de los puntos de control es fundamental para apoyar la gestión de los riesgos demostrando que la medida de control es eficaz y que, si se detecta una desviación, pueden adoptarse medidas con tiempo suficiente para evitar poner en peligro las metas relativas a la calidad del agua.



5.3.1.- Evaluación para determinar el riesgo asociado

La evaluación del riesgo depende de dos tipos de información: estudios epidemiológicos y QMRA. El análisis microbiano provee datos tanto de estudios epidemiológicos como de QMRA. Cada tipo de evaluación tiene sus limitaciones, pero usadas en conjunto, pueden proveer información complementaria

- **Análisis microbiológico:** Determina las concentraciones de diferentes organismos excretados en el agua residual o en los productos. Proporciona datos de las tasas de decrecimiento de los patógenos. La información se usa en el QMRA para gestionar el riesgo. Puede ayudar a identificar fuentes de patógenos. Se usa para asociar patógenos a infecciones/enfermedades (p.e. a través del análisis de muestras de heces o detección de individuos seropositivos).

Las evidencias microbianas se pueden usar para indicar que existe un peligro para el medioambiente. Estos factores variarán según la región, el clima, la estación del año y por tanto debe medirse, siempre que sea posible, en base al sitio específico. Los patógenos raramente se miden directamente en el agua residual, ya que sus concentraciones varían y los procesos analíticos a veces son difíciles o costosos. A cambio se han utilizado indicadores de contaminación fecal, como *E. Coli* o coliformes termotolerantes, como representativos de otros patógenos con propiedades similares que pueden darse en el agua residual.

- **Estudios epidemiológicos:** Mide las enfermedades actuales en una población expuesta. Se puede usar para analizar diferentes hipótesis de exposición.

En el caso del uso de agua residual sin tratar en agricultura, por ejemplo, los estudios previos sugieren que presenta un alto riesgo de transmisión de nematodos intestinales e infecciones bacterianas, especialmente en productos de consumo y trabajadores; hay evidencias limitadas de que la salud de las personas que viven cerca de campos regados con agua contaminada se vea afectada. Existen menos evidencias sobre la transmisión de virus y ninguna sobre la de protozoos a agricultores, consumidores o comunidades cercanas. La evidencia además indica que el riego con agua residual tratada no implica un exceso de infecciones intestinales por nematodos ni en los agricultores ni en consumidores.

- **QMRA (Evaluación Cuantitativa del Riesgo Microbiano):** Puede estimar niveles muy bajos de riesgo de infección/enfermedad. Es un método de bajo costo de predicción del riesgo de infección / enfermedad. Facilita las comparaciones de diferentes rutas de exposición.

Los datos generales en estas evaluaciones complementan de manera útil los datos disponibles de los estudios epidemiológicos. El QMRA puede estimar los riesgos de una amplia variedad de exposiciones y/o patógenos que pueden ser difíciles de medir a partir de investigaciones epidemiológicas, dado el alto coste y la necesidad de estudiar grandes poblaciones. El QMRA se ha aplicado a riesgos asociados con bacterias, protozoos y virus, pero algunos estudios de QMRA se han orientado a la transmisión de infecciones por helmintos en actividades en relación con aguas residuales o excrementos.

5.3.2.- Evaluación de la exposición medioambiental

La evaluación de la exposición medioambiental es un dato de entrada importante tanto para la evaluación de riesgos como para su gestión. La evaluación de la exposición medioambiental es un proceso que se centra en los peligros en el medioambiente evaluando distintas vías de transmisión y exposición en poblaciones de humanos o de animales.

Peligro	Vía de exposición	Importancia relativa	Comentarios	
Patógenos relacionados con los excrementos	Bacterias (<i>E. Coli</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , <i>salmonella spp.</i> , <i>shigella spp.</i>)	Contacto Consumo	Baja-alta Puede sobrevivir en el medio ambiente el tiempo suficiente como para crear riesgos sobre la salud La contaminación de los cultivos ha llevado a brotes de enfermedades. Una baja higiene del personal tras el contacto con agua residual aumentará el riesgo de infección/enfermedad	
	Helmintos			
	Transmitidos por el suelo (<i>Áscaris</i> , helmintos, <i>Taenia spp.</i>)	Contacto Consumo	Baja-alta	Presente en áreas donde los estándares de saneamiento e higiene son mínimos. El riesgo depende de cómo se trata el agua residual, el calzado que se emplee, si la comida se cocina antes de consumirla, etc. Los huevos pueden sobrevivir largo tiempo en el medio ambiente.
	Esquistosomas	Contacto	Nula-alta	Los esquistosomas están presentes sólo en ciertas áreas geográficas y necesita de un huésped medianamente adecuado. La esquistosomiasis se transmite por contacto con agua contaminada en zonas endémicas.
	Protozoos (<i>Giardia</i> intestinales, <i>Cryptosporidium</i> , <i>Entamoeba spp.</i>)	Contacto Consumo	Baja-media	Puede sobrevivir suficiente tiempo en el medio ambiente como para crear riesgos de salud. Hay evidencias limitadas de brotes de enfermedades. La baja higiene del personal tras el contacto con agua residual aumentará el riesgo de infección/enfermedad
	Virus (virus de la hepatitis A, virus de la hepatitis E, adenovirus, rotavirus, norovirus...)	Contacto Consumo	Baja-alta	Puede sobrevivir en el medio el tiempo suficiente como para crear riesgos de salud La contaminación de cultivos ha llevado a brotes de enfermedades. La baja higiene del personal tras el contacto con agua residual aumenta el riesgo de enfermedad / infección. En áreas con bajos estándares de saneamiento e higiene, muchas personas, como los niños, se infectan y desarrollan inmunidad. Puede crear problemas de riesgo para la salud para la población local o turistas que, a diferencia de los niños, no han estado expuestas y carecen de inmunidad para las enfermedades locales.
Irritantes de la piel	Contacto	Media-alta	Las enfermedades cutáneas como la dermatitis (eczemas) se han dado tras un largo y fuerte contacto con agua residual no tratada. La causa aún no se ha determinado, pero es probable que se deba a la mezcla de agentes microbianos y químicos. Además pueden ser debidas a toxinas cianobacterianas en algunas situaciones	
Patógenos vectores (<i>Plasmodium spp.</i> , virus del dengue, <i>Wuchereria bancrofti</i> , virus de la encefalitis japonesa)	Contacto vectorial	Nula-media	Limitado a áreas geográficas donde el patógeno es endémico y están presentes los vectores adecuados. El riesgo está principalmente asociado con el desarrollo del recurso del agua (por ejemplo, al desarrollo de depósitos y sistemas de riego) y en general no específicamente ligado con el uso de agua residual en agricultura. La excepción es <i>Lymphatic filiarisis</i> , ya que se desarrolla en agua contaminada orgánicamente	



Peligro		Vía de exposición	Importancia relativa	Comentarios
Químicos	Metales pesados (arsénico, cadmio, plomo, mercurio)	Consumo	Baja	Los metales pesados se pueden acumular en algunas plantas, pero raramente en niveles peligrosos para la salud.
	Hidrocarburos halogenados (dioxinas, furanos, PCBs)	Consumo	Baja	La concentración de estas sustancias es generalmente baja en aguas residuales (aunque puede ser elevada en lodos). Estas sustancias son adsorbidas normalmente por partículas del suelo y no son captadas por las plantas.
	Pesticidas (Aldrin, DDT)	Contacto Consumo	Baja	El riesgo está relacionado con las prácticas agrícolas. El agua residual generalmente no contiene altas concentraciones de estas sustancias.

Tabla 29: Ejemplos de peligros asociados al uso de agua residual en agricultura (RB.167: WHO, 2.006)

Aunque los datos epidemiológicos disponibles indican que el agua en general no desempeña un papel importante en la transmisión de enfermedades virales, hay razones para no subestimar la potencial importancia para la salud pública de los virus en el agua. Teóricamente cualquier virus excretado en las heces o en la orina y capaz de producir infección cuando se ingiere podría ser transmisible por el agua tratada ineficazmente. **La evidencia epidemiológica de la transmisión por vía acuática de los virus humanos se limita a la hepatitis A, el Norwalk y posiblemente otros virus de gastroenteritis y las infecciones por adenovirus asociados con las piscinas.** La sospecha de la transmisión del poliovirus por el agua no ha sido confirmada epidemiológicamente. Las observaciones recientes indican que las aguas recreativas pueden bajo ciertas condiciones ser una ruta muy significativa para la transmisión de la gastroenteritis viral en niños entre las edades de 4 y 15 años. Sin embargo, debe ser posible llevar a cabo los análisis microbiológicos a alta frecuencia y bajo coste en los laboratorios convencionales para la detección de los virus en el agua, con resultados fiables disponibles en un corto tiempo; en la actualidad las pruebas virológicas disponibles no cumplen con estos requisitos (RB.153: IAWPRC Study Group on Water Virology, 1.983).

Además de los posibles efectos adversos de los productos químicos antes mencionados, ciertos componentes químicos presentes en las aguas residuales también pueden alterar los sistemas hormonales. Este fenómeno, que se conoce como trastornos endocrinos, puede ocurrir a través de una variedad de mecanismos asociados con la síntesis de las hormonas, ligados al receptor de hormonas y a la transformación de las hormonas. Como resultado de los muchos mecanismos mediante los cuales los productos químicos pueden afectar la función hormonal, un gran número de productos químicos se clasifican como disruptores endocrinos. Sin embargo, el tipo exacto de los productos químicos que se clasifican como disruptores endocrinos varían entre los investigadores.

CATEGORÍA	EJEMPLO DE SUSTANCIAS	EJEMPLO DE USOS	EJEMPLO DE FUENTES
Compuestos policlorados	Dioxinas y bifenilos policlorados	Producción industrial de los subproductos (en su mayoría prohibidos)	Incineración y vertedero de escorrentías
Pesticidas organoclorados	DDT, Dieldrin y Lindano	Insecticidas (muchos irán desapareciendo)	Drenaje agrícola
Pesticidas de Uso corriente	Atrazina, Trifluralina, y Permetrina	Pesticidas	Drenaje agrícola
Compuestos organoestánicos	Tributilestaño	Anti-incrustantes en los buques	Puertos
Alkylphenolics	Nonilfenol y Octilfenol	Tensioactivos (y sus metabolitos)	Efluentes industriales y municipales
Los ftalatos	Ftalato de Dibutilo y Ftalato de Butilbencilo	Plastificantes	Efluentes industriales
Hormonas sexuales	17-beta Estradiol y Estrona	Producidas naturalmente por los animales	Efluentes municipales
Esteroides sintéticos	Etinilestradiol	Anticonceptivos	Efluentes municipales
Fitoestrógenos	Isoflavonas, lignanos, cumestanos	Presentes en el material vegetal	Efluentes de plantas de celulosa

Tabla 30: Ejemplos de tipos y fuentes de sustancias que han sido reportadas como potenciales químicos disruptores endocrinos (RB.164: EPA, 2.004)

Debido a la diferencia significativa de concentraciones en las soluciones y medicamentos utilizados por las personas a diario y las muy bajas concentraciones en los efluentes medios de aguas residuales regeneradas, el impacto potencial sobre la salud humana de los EDC es mínimo y los riesgos extremadamente bajos para la salud, aún en el caso de darse una exposición de la comunidad a grandes volúmenes de agua regenerada. Donde podría haber un riesgo por el uso de aguas regeneradas con presencia de estos químicos es en aquellos casos donde estos productos puedan tener impactos en medios naturales como ríos o lagos, donde, por razones ecológicas, el agua regenerada puede necesitar un tratamiento que disminuya significativamente cualquier riesgo al medio ambiente (RB.108: Toze S., 2.006).

Se han tomado pocas, o ninguna, precauciones y vigilancia para asegurar que estos compuestos no regulados, o nuevos, y sus subproductos, específicamente los contaminantes del rango micro, sean liberados a las fuentes de agua. No obstante, algunas acciones se han tomado de forma activa, por ejemplo, por la Comisión Europea que ha desarrollado estrategias para hacer frente con urgencia a los disruptores endocrinos. Uno de ellos es la modificación de la evaluación de riesgos y la Directiva de la Comunidad Europea sobre la clasificación de las sustancias peligrosas, mientras que en los EE.UU. se ha regulado sin límite máximo para estas sustancias en el agua potable o aguas naturales. Sin embargo, la Administración de Medicamentos y Alimentos (FDA) requiere pruebas ecológicas y evaluación de productos farmacéuticos cuando la concentración ambiental sea superior a 1 mg/l.

El segundo motivo de preocupación es que los compuestos disruptores endocrinos (EDC) están formados por un espectro de compuestos amplio y en expansión. Esto no es sorprendente, ya que el



sistema endocrino tiene una función compleja e involucra una variedad de compuestos, según lo documentado por diversas organizaciones a nivel mundial como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Unión Europea (UE), la EPA de EE.UU., por nombrar algunos. Estas organizaciones han desarrollado sus propias listas de caracterización y los rangos aceptables de los disruptores endocrinos. Por ejemplo, la lista de EDC prioritarios fue reportada por primera vez por la Comisión de Estrategia de la UE para Disruptores Endocrinos con 66 productos químicos (incluyendo 60 que se consideran propensos a estar expuestos los seres humanos). A continuación se identificaron más de 52 productos químicos y recientemente la lista total incluye 564 sustancias químicas. Sin embargo, de este total, 147 compuestos tienden a ser persistentes en el medio ambiente. A medida que nuestro conocimiento sobre los disruptores endocrinos aumenta, también lo hace la lista de los productos químicos que exhiben estas propiedades de alteración endocrina. Esto significa que más sustancias serán identificadas como disruptores endocrinos como el número de productos químicos aumente. Para ello será necesario la identificación y eliminación de estos compuestos en el sistema de agua. Además, la eliminación de estos compuestos desde los procesos de tratamiento de aguas residuales no han sido necesariamente efectivos debido a sus relativamente bajas concentraciones y a las dificultades asociadas a su análisis.

En tercer lugar, estos compuestos son diferentes en su forma y mecanismo de acción. Por lo tanto, la identificación y evaluación de estos compuestos de las matrices ambientales han proporcionado un desafío único. Esto hace difícil la medición y la detección de los EDCs, ya que a veces incluyen métodos biológicos e instrumentales de análisis. La exactitud de los métodos de determinación también está siendo objeto de debate y están progresivamente bajo investigación. En relación con la medición y detección de EDC en el agua y aguas residuales, se enumeran a continuación algunos de los problemas asociados: a) la detección de compuestos EDC en el agua es a nivel de trazas (mg/l o incluso ng/l), la mayoría de los instrumentos de análisis son incapaces de detectar directamente los compuestos en estos bajos niveles. Por lo general, la extracción se utiliza para concentrar los compuestos objetivos. Sin embargo, este método tiene una limitación en la cantidad de contaminantes sometidos al análisis que pueden ser reducidos. Por ejemplo, en el caso de extracción en fase sólida, las muestras de agua se pasan a través de un cartucho que se seca a continuación mediante el paso de nitrógeno o aire. Esto es seguido además por un proceso de elución usando un disolvente. Ésta serie de procesos de extracción puede ser perjudicial para ciertos tipos de análisis instrumentales; b) los EDC tienen una amplia gama de características fisicoquímicas; no existe una norma o método común para la supervisión de los EDC. Cada compuesto requiere un análisis específico por diferentes técnicas, y c) se requieren tecnologías mejoradas y analíticas y bioanalíticas avanzadas que permiten la detección de más xenobióticos en una gama aún más baja de concentraciones. (RB.14: *Bolong N. et al.*, 2.009).

Una base de datos preliminar de la evaluación del riesgo de los productos farmacéuticos comunes fue creado y puesto en una base de datos accesible en la web llamada "*Productos farmacéuticos en el medio ambiente, la información para la evaluación de riesgos*" (PEiAR: <http://products.coastalscience.noaa.gov/peiar/>) para ayudar a otros a evaluar los riesgos potenciales de contaminantes farmacéuticos en el medio ambiente. Las clasificaciones indicaron que los fármacos del sistema nervioso central (SNC), enfermedades cardiovasculares, y clases de anti-infecciosos podrían plantear el mayor riesgo para el medio ambiente por su toxicidad. Aunque los anti-infecciosos no se prescriben tan frecuentemente como los fármacos cardiovasculares y del sistema nervioso central, su potencial de afectar los organismos acuáticos puede hacer de ellos el mayor riesgo general para el medio ambiente acuático. El proceso de clasificación de los compuestos en el PEiAR destacó que todavía hay lagunas en los datos necesarios para determinar el grado de

riesgo que los residuos farmacéuticos suponen para el medio ambiente (RB.38: *Fatta-Kassinos D. et al.*, 2.012).

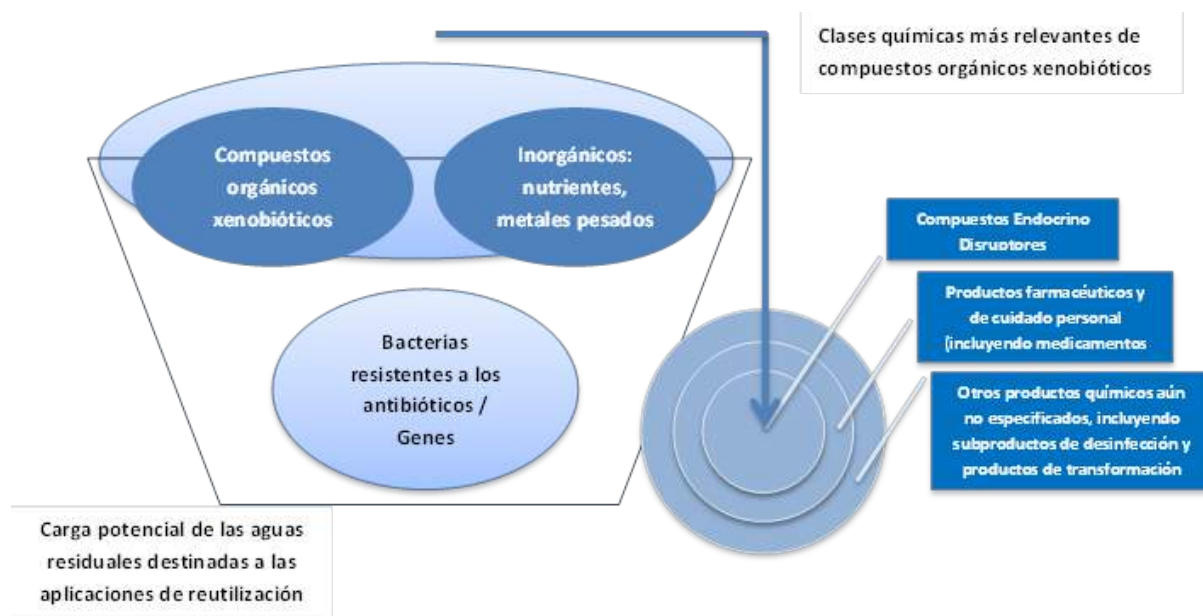


Figura 26: Carga contaminante de efluentes de aguas residuales tratadas de acuerdo con los conocimientos actuales (RB.38: *Fatta-Kassinos D. et al.*, 2.012)

El potencial de transmisión de enfermedades infecciosas por **organismos patógenos** es el más frecuente referido a la regeneración de aguas residuales y su reutilización. Aunque no hay evidencia epidemiológica de que el agua regenerada (p.e. agua residual municipal tratada adecuadamente en conjunción con estrictas regulaciones de regeneración de aguas y reutilización) en cualquiera de sus aplicaciones haya causado brotes de enfermedad en Estados Unidos, el potencial de propagación de las enfermedades infecciosas a través de un agua residual municipal sin tratar o tratada de manera inadecuada, particularmente en países en desarrollo, sigue siendo un problema de salud pública (RB.136: *Asano T. et al.*, 2.007).

Las principales enfermedades asociadas a organismos patógenos se resumen en la Tabla 31.

GRUPO	PATÓGENO	ENFERMEDAD Y SÍNTOMATOLOGÍA
Bacterias	<i>Salmonella</i>	Tiene 2.200 serotipos conocidos de los cuales todos son patogénicos para los humanos. La mayoría causa enfermedades intestinales; la <i>S. typhi</i> causa fiebre tifoidea y la <i>S. paratyphi</i> la fiebre paratifoidea, ambas solo afectan a humanos.
	<i>Shigella</i>	Infecta a humanos y primates y causa la shigelosis, que es una disentería bacilar (diarrea con sangre y mucosidad). La <i>S. sonnei</i> causa la mayoría de las infecciones relacionadas con el agua pero también son frecuentes en brotes de enfermedades la <i>S. dysenteriae</i> , <i>S. flexneri</i> , y <i>S. boydii</i> .
	<i>Campylobacter</i>	<i>Campylobacter jejuni</i> puede infectar humanos y una variedad de animales, es la causa más común de enfermedades gastrointestinales que requieren hospitalización y la principal causa de brotes de origen alimentario.
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Puede causar enfermedades gastrointestinales agudas.
	<i>Escherichia coli</i> (O157:H7)	Algunas especies de <i>E. coli</i> son patógenos y causan



GRUPO	PATÓGENO	ENFERMEDAD Y SÍNTOMATOLOGÍA
	y otras cepas)	gastroenteritis. Una cepa particular, <i>E. coli</i> O157:H7, causa agua diarrea con sangre y calambres estomacales (colitis enterohemorrágica) y en algunos casos (2-7%) provoca síndrome urémico hemolítico (HUS) en el cual se destruyen glóbulos rojos y fallan los riñones. Una de las causas de mortalidad por enfermedades relacionadas con el agua es debida al HUS.
	<i>Legionella pneumófila</i>	Neumonía y otras enfermedades respiratorias
Protozoos	<i>Naegleria</i>	Meningoencefalitis
	<i>Entamoeba histolytica</i>	La ingesta de <i>E. histolytica</i> puede causar disentería amebiana, cuyos síntomas van desde una aguda diarrea con sangre y fiebre a una leve enfermedad gastrointestinal. Ocasionalmente el organismo puede causar úlceras e invadir el torrente sanguíneo causando efectos más serios. A diferencia del <i>G. lamblia</i> y <i>C. parvum</i> , no se hospeda en los animales por lo que el potencial de contaminación de cursos de agua es relativamente bajo, especialmente si los tratamientos de aguas residuales son adecuadas.
	<i>Giardia lamblia</i>	La <i>giardiasis</i> (enfermedad manifestada por diarrea, fatiga y calambres) relacionada con el agua causada por <i>G. lamblia</i> es reconocida como la infección por protozoos más común y un importante problema de salud pública. La densidad de oocistos de <i>G. lamblia</i> en aguas residuales sin tratar varía en un rango de 10 a 10 ⁴ oocistos/l. Ha sido detectada en aguas residuales tratadas y es mucho más resistente a la desinfección con cloro que las bacterias. La radiación ultravioleta es efectiva para inactivar <i>G. lamblia</i> y <i>G. muris</i> .
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	<i>C. parvum</i> y <i>C. hominis</i> son dos genotipos de <i>Cryptosporidium</i> que infectan a los humanos, aunque <i>C. canis</i> , <i>C. felis</i> , <i>C. meleagridis</i> y <i>C. muris</i> pueden también infectar a personas inmunodeprimidos. El <i>Cryptosporidium</i> se encuentra en el medio como oocistos de 4 a 6 µm de diámetro y capaz de sobrevivir hasta que es ingerido por un animal; cuando es expulsado del tracto del animal, los esporozoítos en un oocisto inician la infección, causando desórdenes gastrointestinales, es decir criptosporidiosis. La criptosporidiosis causa diarrea severa y no existe cura farmacéutica en el presente. La enfermedad puede ser particularmente peligrosa para personas con el sistema inmune comprometido. La cloración no es efectiva para la inactivación del <i>Cryptosporidium</i> ; alternativamente la radiación ultravioleta se ha comprobado que es efectiva.
	<i>Cyclospora</i>	Diarrea
	<i>Microsporidia</i> incluyendo <i>Enterocytozoon spp.</i> <i>Encephalitozoon spp.</i> <i>Septata spp.</i> <i>Pleistophora spp.</i> <i>Nosema spp.</i>	Diarrea crónica y debilitante, trastornos pulmonares, oculares, musculares y renales.

GRUPO	PATÓGENO	ENFERMEDAD Y SÍNTOMATOLOGÍA
Cianobacterias (algas verdes azuladas)	<i>Microoscistos</i>	Diarrea por la ingestión de las toxinas que producen estos organismos
	<i>Anabaena</i>	La toxina llamada microcistina es causante de daños hepáticos
	<i>Aphanizomenon</i>	
Helmintos	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis: enfermedad infecciosa causada por <i>A. lumbricoides</i> , un ascárides intestinal. En su versión moderada la ascariasis se caracteriza por problemas nutricionales y digestivos, dolor abdominal, vómitos, y el paso de parásitos vivos en las heces o el vómito. Los casos más serios pueden llevar a la muerte por problemas hepáticos. En áreas tropicales este tipo de infección puede exceder el 50% de casos.
	<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriasis o trichurosis: una enfermedad parasitaria causada por infestación del intestino grueso (mucosa superficial) por un parásito (tricocéfalos). Es una enfermedad común especialmente en países con climas cálidos y húmedos.
	<i>Taenia saginata</i>	Tenia del ganado vacuno
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistosomiasis: causada por <i>S. mansoni</i> , es una infección debilitante donde los parásitos se sitúan en las venas del huésped y la infección se hace crónica afectando el hígado y el sistema urinario. Los humanos, animales domésticos y ratas sirven como huéspedes primarios y los caracoles actúan como un huésped intermedio necesario. Las larvas se encuentran en el agua, incubadas y liberadas desde los caracoles, están disponibles para penetrar a través de la piel de los humanos. Los huevos son excretados como orina o heces y el ciclo comienza de nuevo como una larva que se desarrolla en el agua e infecta nuevamente los caracoles.
Virus	<i>Enterovirus (polio, echo, coxsackie)</i>	Se encuentran en el agua residual y el agua superficial y a veces en el agua potable. La vacuna contra la polio y los programas de vacunación a gran escala han erradicado la poliomielitis parálitica en el hemisferio occidental. El virus <i>coxsackie</i> y en menor medida el virus <i>echo</i> , causan una gran variedad de enfermedades, algunas muy serias en humanos, incluido los resfriados comunes, meningitis aséptica, y enfermedades al corazón (miocarditis). Los síntomas pueden incluir fiebre y problemas gastrointestinales. Erupciones y enfermedades respiratorias.
	<i>Hepatitis A y E</i>	Aunque todos los virus son transmitidos potencialmente por el agua potable, la mayor evidencia de esta ruta de infección es el virus de la hepatitis A (HAV), enfermedad que se caracteriza por inflamación y necrosis del hígado; los síntomas incluyen fiebre, debilidad, náusea, vómito, diarrea y a veces ictericia.
	<i>Calicivirus humano</i>	No están bien cuantificados ya que no crecen en cultivo, se identifican por tecnologías moleculares tales como (RT-PCR) reacción en cadena de la transcriptasa/polimerasa inversa y la microscopía de electrones.
	<i>Norovirus</i>	Fue reconocido previamente como virus similar al Norwalk, un virus de estructura redonda y pequeña, es considerado el



GRUPO	PATÓGENO	ENFERMEDAD Y SÍNTOMATOLOGÍA
		responsable de la mayoría de las gastroenteritis que no son de origen bacteriano.
	<i>Sapporo</i>	Diarrea / gastroenteritis
	<i>Rotavirus</i>	Causa gastroenteritis aguda, principalmente en niños; la mayoría de los niños han sido infectados al menos una vez antes de los cinco años, y en países en desarrollo el rotavirus es la principal causa de mortalidad infantil. Los rotavirus se transmiten por vía fecal / oral y se encuentran en aguas residuales municipales, lagos, ríos, aguas subterráneas y a veces en el agua del grifo.
	<i>Astrovirus</i>	Diarrea
	<i>Adenovirus</i>	Hay 47 tipos conocidos de adenovirus, pero sólo los tipos 40 y 41 son importantes causas de enfermedades gastrointestinales, especialmente en niños. Otros tipos de adenovirus son responsables de la mayoría de enfermedades respiratorias, incluyendo los resfríos comunes. Todos los tipos de adenovirus pueden ser excretados con las heces y se pueden transmitir por vía fecal / oral. Aunque se han detectado en aguas residuales, aguas superficiales y agua potable, los datos de su ocurrencia son limitados. Son relativamente resistentes a los desinfectantes y no pueden ser inactivados o removidos por métodos de tratamiento tradicionales.
	<i>Reovirus</i>	Infecciones respiratorias y entéricas

Tabla 31: Ejemplos de grandes grupos y géneros de patógenos de base acuosa o relacionados con el agua (RB.136: Asano T. et al., 2.007)

5.3.3.- Evaluación del riesgo para la salud

La evaluación del riesgo asociado con la exposición de las personas a los patógenos del agua residual regenerada utilizada, puede llevarse a cabo con información obtenida de estudios epidemiológicos y la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano (QMRA).

Los **estudios epidemiológicos** tienen por objetivo evaluar los riesgos sobre la salud asociados al uso de agua residual regenerada comparando el nivel de enfermedad de la población expuesta (que usa agua residual regenerada o está en contacto con ella) con aquella no expuesta o con una exposición controlada.

La *epidemiología*, en el más amplio sentido de la palabra, es el estudio de los patrones de las enfermedades en la población. Un objetivo crucial en los estudios epidemiológicos es identificar los subgrupos en la población que tienen mayor predisposición que otros a enfermarse. Examinando comunidades o poblaciones específicas expuestas a diferentes tipos de condiciones ambientales la *epidemiología medioambiental* permite determinar las relaciones entre los factores químicos, biológicos y físicos en dicho medioambiente y la salud de las personas. Una enfermedad es el resultado de la interacción entre un portador, un agente infeccioso o de otro tipo, y el medio ambiente que promueve la exposición. En algunos casos un vector (un organismo tal como un mosquito o ácaro, que transporta los microorganismos que causan la enfermedad de un portador a otro) está implicado en la transmisión de la enfermedad. **La epidemiología es una buena herramienta para determinar la relación causa-efecto cuando la exposición y el resultado son evidentes, pero**

cuando tanto las causas como los efectos se hacen más complejos y sutiles encuentra serias dificultades. Este problema se acentúa más en la epidemiología ambiental ya que la exposición al riesgo estudiado se hace en una población grande, con niveles de exposición por lo general muy bajos, con otros factores de riesgo asociados que confunden o modifican su efecto, interactúan de una manera compleja, mientras el efecto esperado es generalmente sutil, indirecto y crónico. Aun en el caso de un efecto agudo como una infección por virus entéricos, es normalmente difícil separar la causa de los antecedentes predominantes. Es más, los efectos en un ecosistema global o local son más difíciles de identificar, y a menudo ignorados por los epidemiólogos medioambientales. Por esta razón, el foco de la investigación epidemiológica medioambiental se ha orientado a niveles de individuos y molecular, reemplazando los estudios epidemiológicos del estudio del riesgo medioambiental por *estudios toxicológicos*; sin embargo estos últimos deben desarrollarse en el sentido de diseñar técnicas de investigación que incorporen los niveles molecular e individual en estudios basados en la población en su conjunto para extrapolar sus resultados a la población (RB.136: *Asano T. et al.*, 2.007).

La *toxicología* es el estudio de los efectos adversos de los químicos sobre los organismos vivos y es un campo multidisciplinar que incluye las ciencias medioambientales, la química y la biología. La *toxicología medioambiental* es el campo de la ciencia que evalúa los efectos de las sustancias tóxicas liberadas por la actividad humana en el medio ambiente, sobre la biósfera y ecosistemas, incluyendo los humanos. Las sustancias tóxicas de interés están normalmente en menor concentración y ampliamente distribuidas en el medio ambiente. El estudio de los efectos o daños que provocan las sustancias tóxicas en el ecosistema se denomina *ecotoxicología*. Esta ciencia requiere unos conocimientos de los principios ecológicos y de la teoría ecológica y de cómo los productos químicos afectan potencialmente los individuos, la población, las comunidades y los ecosistemas.

Para examinar los efectos potenciales sobre la salud de las personas y evaluar el riesgo sobre la salud de la población se recurre a organismos vivos en el entorno de interés (desde mamíferos a bacterias, incluyendo ácidos nucleicos y otros componentes de un organismo). Para determinar, por ejemplo, los químicos que pueden ser cancerígenos en las personas, se hacen ensayos sobre animales (ratas o ratones) con vida útil corta (18-24 meses) utilizando dosis altas para reducir la posibilidad que la prueba arroje falsos negativos, y se extrapola con los efectos de una dosis regulada o baja durante la vida útil de una persona (esperanza de vida superior a 70 años)

En el caso de los estudios en agua potable de los efectos toxicológicos producidos por las sustancias químicas presentes en la misma, estas sustancias se pueden dividir en tres clases generales: 1) de toxicidad aguda o crónica, 2) cancerígenos, y 3) reproductivas, de desarrollo y neurotóxicas. La misma sustancia puede ser capaz de causar uno o todos los efectos dependiendo de la dosis y de las características del individuo. Las características distintivas entre estas tres categorías de efectos se encuentran en: a) la hipótesis no verificable que el umbral de la dosis existe para los efectos de toxicidad crónicos, b) la hipótesis también no verificable que el umbral de la dosis no existe (o no ha sido determinado) para los efectos cancerígenos (genotóxicos) y efectos neurotóxicos, y c) cuando hay períodos específicos de tiempo donde existe riesgo de ser atacado por ciertos tóxicos, muchas veces incluso a dosis relativamente bajas, como durante la gestación del feto. Si el umbral de dosis para los efectos de toxicidad crónica existe, el valor nominal establecido por la norma de la dosis total diaria para una sustancia deberá ser menor que el nivel al cual se podría producir daño en cualquier individuo en la población durante o después que la exposición haya cesado. Para los tóxicos se asume que actúan por mecanismos sin umbral, por lo que, al menos hipotéticamente, puede existir algún riesgo limitado para un nivel de dosis diferente de cero. Para los tóxicos reproductivos o de desarrollo, el momento específico de exposición, aunque breve, puede ser altamente significativo. Por lo tanto, los objetivos fijados en las normativas en un rango cercano a cero,- que no es cuantificable y a menudo no se puede alcanzar en la práctica (a menos que se prohíba el producto)-, en un nivel de



dosis diaria que solo contribuya a un incremento adicional mínimo teórico o hipotético en el riesgo de su efecto sobre la vida útil los individuos y/o la población expuesta (RB.136: *Asano T. et al.*, 2.007).

La evaluación del riesgo microbiano (también conocido como evaluación del riesgo de los *patógenos*) es el proceso utilizado para evaluar la probabilidad de que se pueda producir un efecto adverso sobre la salud humana después de la exposición a organismos patógenos o en un medio en el cual existen patógenos. La evaluación cuantitativa del riesgo microbiano (**QMRA** por sus siglas en inglés) puede usarse para estimar el riesgo sobre la salud de las personas prediciendo tasas de infecciones o enfermedades para una determinada densidad de patógenos, con tasas medidas o estimadas de ingesta, y modelos apropiados de respuesta a la dosis de una población expuesta. El QMRA provee una técnica de estimación de riesgos asociado con un patógeno específico en un campo específico de exposición. Es una herramienta sencilla que puede estimar los riesgos que podrían ser difíciles y costosos de obtener, y por tanto es un complemento importante a las investigaciones epidemiológicas, que son menos sensibles y más difíciles de representar. El QMRA consiste en cuatro pasos que se describen en la Tabla 32.

Paso		Objetivo
1	Identificación del peligro	Describir los efectos agudos y crónicos sobre la salud de las personas asociados con cualquier riesgo, incluyendo patógenos o químicos tóxicos.
2	Caracterización del peligro	Evaluar la respuesta a la dosis, para caracterizar la relación entre varias dosis administradas y la incidencia de su efecto en la salud, incluyendo mecanismos subyacentes y extrapolación desde sistemas modelizados en humanos.
3	Evaluación de la exposición	Para determinar el tamaño y naturaleza de la población expuesta y de las vías de transmisión, cantidad y duración de la exposición.
4	Caracterización del riesgo	Para integrar la información de la exposición, la respuesta a la dosis y los pasos para identificar los riesgos, y así estimar la magnitud de los problemas de salud pública y para evaluar la variabilidad y la incertidumbre.

Tabla 32: Ejemplo de evaluación del riesgo por cualquier efecto en la salud de las personas (RB.167: WHO, 2.006)

Sólo una fracción (para algunos organismos, un porcentaje relativamente pequeño) de los individuos que se infectan realmente exhibirán síntomas de la enfermedad. La mayoría de los investigadores que tratan de utilizar modelos de evaluación cuantitativa del riesgo para los patógenos humanos se han estandarizado con el uso de un umbral de riesgo aceptable igual a 1×10^{-4} . En algunos casos, este umbral se ha aplicado a los riesgos anuales, mientras que algunos investigadores han evaluado los eventos individuales. Una vez que el agente etiológico ha sido identificado y la exposición humana al patógeno se sabe que causa la infección y la enfermedad, el siguiente paso es determinar cómo la exposición a diferentes concentraciones de los agentes patógenos podría provocar una respuesta en los seres humanos. **Los datos de dosis–respuesta a los patógenos son actualmente limitados.** Idealmente, un modelo dosis–respuesta debe ser capaz de diferenciar entre la infección y la enfermedad, porque aunque los términos se pueden utilizar indistintamente por algunos, tienen significados muy distintos. **Los actuales modelos utilizados para la evaluación de riesgos microbianos sólo predicen el riesgo de infección, no el riesgo de contraer la enfermedad** (RB.51: *Huertas E. et al.*, 2.008).

El marco conceptual para los químicos utilizado en la evaluación del riesgo químico (modelo estático) no es adecuado para la evaluación del riesgo de infecciones en humanos posteriores a la exposición a patógenos (modelo dinámico). La principal diferencia entre las dos técnicas de evaluación del riesgo es que el modelo estático no es válido para propiedades que son únicas en un proceso de enfermedad infecciosa dinámica. Por lo tanto, en modelos estáticos, el número de individuos que se supone son susceptibles de infectarse no varía en el tiempo, mientras que en los modelos dinámicos sí, lo cual se asemeja más a lo que ocurre en la naturaleza. La principal diferencia entre los enfoques de los dos modelos es que la perspectiva de caracterización del riesgo se ha desplazado desde un individuo (MRA estático) a la población (MRA dinámica).

Modelo estático de evaluación del riesgo	Modelo dinámico de evaluación del riesgo
Representación estática (no varía en el tiempo)	Representación dinámica (varía en el tiempo)
Exposición directa (del medio ambiente a la persona)	Exposición directa (del medio ambiente a la persona) e indirecta (entre personas)
Riesgo basado en un individuo	Riesgo basado en la población
El potencial de transmisión secundaria de la infección o enfermedad es insignificante	El potencial de transmisión secundaria o persona a persona de la infección o enfermedad existe
La inmunidad a la infección por agentes microbianos es insignificante	Individuos expuestos pueden no ser susceptibles de infección o enfermedad porque pueden ya estar infectados o ser inmunes a la infección por una exposición previa
La función dosis – respuesta es el componente de salud crítico	La función dosis – respuesta es importante, sin embargo los factores específicos a la transmisión de la enfermedad infecciosa pueden también ser importantes

Tabla 33: Comparación entre modelos de evaluación del riesgo estáticos y dinámicos (RB.136: Asano T. et al., 2.007)

Los modelos dinámicos pueden tomar dos formas principales: 1) determinista o 2) estocásticos. En la forma determinista, el modelo se expresa como un grupo de ecuaciones diferenciales que definen parámetros y condiciones de partida, las cuales determinan la tasa de transferencia de individuos desde un estado epidemiológico a otro. Este tipo de modelos es más adecuado para grandes poblaciones de individuos interactuando aleatoriamente con otros. En la forma estocástica, el modelo incorpora probabilidades a un nivel individual y se evalúa por un proceso iterativo tales como el análisis de Montecarlo basado en las cadenas de Markov. Este tipo de modelo es más adecuado para pequeñas poblaciones con patrones de mezcla heterogéneos (RB.136: Asano T. et al., 2.007).

5.3.4.- Objetivos basados en la salud

Los objetivos basados en la salud deben ser parte de la política de salud pública global, teniendo en cuenta la situación y las tendencias y la contribución del uso de aguas residuales regeneradas en la transmisión de enfermedades infecciosas, tanto en situaciones puntuales como en la gestión global de la salud. Para asegurar el objetivo de mejora y protección de la salud, los objetivos tienen que ser realistas y acordes con las condiciones locales, incluyendo los recursos institucionales, técnicos y financieros. Tales condiciones incluyen la naturaleza y gravedad de la salud local, hábitos de la población, patrones de exposición y socioculturales, aspectos técnicos, medioambientales y económicos, además de riesgos a la salud por otras enfermedades, incluyendo aquellas que no están relacionadas con el uso del agua residual.



Los objetivos basados en salud pueden especificarse en términos de combinación de distintos compuestos o parámetros aislados, incluyendo:

- *Estado de salud*: se determina por **estudios epidemiológicos**, vigilancia de la salud pública o el **QMRA (DALYs** o ausencia de una enfermedad específica)
- *Calidad del agua residual*: tales como concentraciones de huevos de nematodos intestinales y/o *E. coli*
- *Rendimiento*: como el objetivo de rendimiento de eliminación de contaminantes químicos o microbianos (por ejemplo, porcentaje de patógenos eliminados a través de una combinación de requerimientos de tratamiento, valores normalizados de calidad del agua y técnicas de aplicación de aguas residuales); el rendimiento debe evaluarse por validación o aproximación con otros parámetros – tiempo de retención en lagunas, turbidez, sólidos en suspensión, para la supervisión de los objetivos.
- *Tecnología específica*: procesos de tratamiento específicos, etc., tanto de manera general o en referencia a las circunstancias específicas de uso.

En el caso de los Estados Unidos, los constituyentes en agua regenerada que han recibido la mayor atención son los **patógenos**, y específicamente los **virus entéricos**. El foco se ha puesto en los patógenos por su infecciosidad a baja dosis, supervivencia a largo plazo en el medio ambiente, dificultades en monitorearlos, y su baja eficiencia de eliminación e inactivación en los tratamientos convencionales de aguas residuales. Los riesgos asociados con virus entéricos en agua regenerada se encuentran normalmente en las siguientes aplicaciones de reutilización de aguas:

- 1) riego de campos de golf,
- 2) riego de cultivos,
- 3) usos recreativos, y
- 4) recarga de acuíferos.

Un análisis de los riesgos a la salud asociados con cada uno de estas aplicaciones de reutilización de aguas se muestra en la Tabla 34.

Ítem	Escenario			
	I	II	III	IV
Aplicación	Riego de campos de golf	Riego de cultivos	Usos recreativos	Recarga de acuíferos
Grupo receptor del riesgo	Golfistas	Consumidores	Nadadores ³⁵	Consumidores de agua subterránea
Frecuencia de exposición	Dos veces en la semana	Diariamente	40 días al año – 100 en temporada de verano	Diariamente
Cantidad de agua ingerida en una única exposición (Volumen, ml)	1	10	100	1000
Medidas de reducción de virus	Se detiene el riego 1 día antes del juego	Se detiene el riego 2 semanas antes de la cosecha y embarque	Sin reducción de virus	3 m de la zona no saturada y 6 meses de retención en el acuífero
Tasa de eliminación medioambiental	0,5/d	0,5/d	Ninguna	0,69/d

Tabla 34: Resumen de escenarios de exposición (RB.136: *Asano T. et al., 2.007*)

Como ejemplo de aplicación de un modelo estático de evaluación del riesgo para estos tipos de usos respecto al contenido de virus entéricos y su afección a la salud, se presentan los resultados obtenidos en California evaluados en efluentes secundarios y terciarios de acuerdo con los Criterios de Regeneración del Agua del Estado de California (Título 22). El análisis mostró que el riesgo anual de infección por exposición a efluentes terciarios clorados que contienen 1 unidad viral/100 l en actividades recreativas tales como natación o jugar al golf está en el rango de 10^{-2} a 10^{-7} mientras que la exposición resultante del riego de cultivos y la recarga de acuíferos con agua municipal regenerada está en el rango de 10^{-6} a 10^{-11} (RB.136: *Asano T. et al., 2.007*), es decir que son necesarios mayores controles y mejores tratamientos en los dos primeros casos.

Como ejemplos de estudios de riesgo realizados en algunos estados de USA se citan a continuación dos casos:

³⁵ En el caso de la normativa española, el RD 1620/2007 no considera el acceso del público al agua (Calidad 4.2) por lo tanto no aplica en este caso el escenario de exposición expuesto.



- Estudio del riesgo de Criptosporidiosis asociado con el programa de regeneración de agua propuesto por San Francisco. El *C. parvum* causa criptosporidiosis, indicado por una diarrea que remite espontáneamente (10 a 25 días) en individuos inmunocompetentes, y que puede convertirse en una enfermedad crónica en personas inmunodeprimidas. La enfermedad se transmite a través de materia fecal o vía oral desde los animales, de persona a persona o desde el agua contaminada. El ciclo de vida del *C. parvum* es complejo, pasando a través de muchas formas. En el agua, los esporozoítos infecciosos se encuentran en oocistos de pared gruesa, de 4 a 6 μm de diámetro, que pueden sobrevivir durante meses. La cantidad de agua regenerada ingerida por un golfista o un usuario de un parque se estimó en 1 ml por salida. Los usuarios tienen contacto con la vegetación regada a través de la manipulación de los equipos de golf o de pesca utilizados en las actividades típicas de un parque. Utilizando las más altas concentraciones reportadas de *C. parvum* en efluentes secundarios y suponiendo una eliminación de 2 logaritmos a través de la filtración, con dos visitas semanales a un campo de golf o parque regados con esta agua se traduciría en menos de 1 caso anual de la enfermedad en 10.000 (RB.57: *Jolis Domènec et al.*, 1.999).
- Investigaciones para evaluar los posibles riesgos para la salud que plantea la exposición a los agentes patógenos a través del contacto con efluentes tratados en actividades recreativas (eventos) realizados en Vacaville, Distrito de Riego de El Dorado y Stockton (California). Para Vacaville los valores de riesgo estimados oscilan entre aproximadamente 1 infección por cada $10^4 - 10^6$ eventos de recreación para el tratamiento secundario, a 1 infección por cada $10^6 - 10^7$ eventos para el tratamiento terciario. Para El Dorado se estima que la probabilidad media de infección de los nadadores a la exposición al efluente tratado terciario será del orden de 5 infecciones por 10^7 exposiciones. Para Stockton, se estimó que la reducción media de la gastroenteritis viral por la adición de un tratamiento terciario durante la temporada de invierno para estar en el orden de 1 caso evitado por 10^6 eventos de recreación. Por último, los riesgos se han estimado para la exposición a los agentes patógenos a través de actividades recreativas para los efluentes secundarios clorados como 1 infección por $10^4 - 10^6$ eventos recreativos y de efluentes terciarios clorada como 1 infección por $10^6 - 10^7$ eventos recreativos. Con base en estos datos, el análisis de la transferencia asume conservadoramente que **el riesgo promedio de la salud que plantea la exposición a los agentes patógenos a través del contacto con el efluente secundario desinfectado es aproximadamente 100 veces mayor que la que plantea el efluente terciario desinfectado**. También es posible que la varianza asociada con el riesgo de la exposición a efluentes terciarios sea menor que la asociada con el efluente secundario aunque no se estudiaron (RB.78: *Olivieri A.W. et al.*, 2.005).

5.3.5.- Gestión del riesgo

El fundamento de las nuevas líneas directrices se ha establecido sobre una aproximación al análisis cuantitativo del riesgo, fijando un valor de **DALY** aceptable en 10^{-6} por persona y por año, siendo DALY un índice que por sus siglas en inglés significa “*años de vida corregidos por la incapacidad*” producida por un determinado agente.

El DALY es el único indicador cuantitativo de la cantidad de enfermedades que refleja la cantidad total de vida saludable perdida, a todas las causas, ya sea por mortalidad prematura o algún grado de discapacidad durante un período de tiempo. Estas discapacidades pueden ser físicas o fisiológicas y ser causada por una exposición única o crónica. El uso previsto del DALY es asistir (i) en el establecimiento de prioridades en los servicios de salud, (ii) en la identificación de los grupos desfavorecidos y la focalización de las intervenciones de salud, y (iii) en proveer una medida

comparable de los resultados para la evaluación y planificación de la intervención, el programa y el sector. El número de DALYs estimados en cualquier momento refleja la cantidad de atención de la salud que se está prestando a la población, así como los efectos de las demás acciones que protejan o dañen la salud. Cuando el tratamiento es posible, ya sea preventivo, curativo o paliativo, la eficacia de la intervención es la reducción de la cantidad de enfermedades que produce el tratamiento (RB.51: *Huertas E. et al.*, 2.008).

Los parámetros microbiológicos se utilizan generalmente para lo concerniente al riesgo a corto plazo, siguiendo en este caso las recomendaciones de la OMS, mientras que los parámetros físico-químicos están asociados al riesgo a medio plazo.

La carga de agentes patógenos en las aguas residuales brutas es función esencialmente del estado sanitario de la población que genera estas aguas residuales. El riesgo de infección de origen hídrico por agentes patógenos depende de una conjunción de factores que incluyen por una parte su concentración, su dispersión en el agua, la capacidad de estos agentes intestinales de sobrevivir en el medioambiente, la calidad del tratamiento de depuración del agua, y por otra parte de la dosis infectante, la exposición, y la susceptibilidad de la población expuesta.

Aunque la evaluación del riesgo se usa en una variedad de escenarios como una ayuda a la toma de decisiones, existe un número de importantes limitaciones con la evaluación del riesgo en la reutilización de aguas, las principales son:

- 1) la evaluación del riesgo se determina como un riesgo a la salud relativo a otros aspectos relacionadas con la causa de riesgo principal (definitiva o absoluta),
- 2) consideraciones inadecuadas de infecciones secundarias en MRA y, lo más importante
- 3) la limitada disponibilidad de datos de exposición y de datos dosis-respuesta válidos para la mayoría de los constituyentes de interés en la reutilización de aguas.

Como se ha explicado anteriormente, existen numerosas incertidumbres relacionadas con el desarrollo de los datos dosis – respuesta (incluyendo extrapolaciones de datos obtenidos en animales a humanos, extrapolaciones matemáticas desde dosis altas a las dosis muy bajas que se suelen encontrar en la mayoría de las evaluaciones de riesgos de reutilización de aguas), los datos de la modelación matemática realizada a partir de estos datos deben usarse con prudencia (RB.136: *Asano T. et al.*, 2.007).

Pueden incluso intervenir factores ajenos o accesorios al impacto de la propia agua residual regenerada, como sería el caso de aguas de recreo, donde la única fuente de contaminación no es de origen humano, sino que pueden verse afectadas por contaminación fecal de animales. En un estudio realizado sobre gaviotas, pollos, cerdos, o ganado para ver si los riesgos asociados son sustancialmente diferentes que los relacionados a las aguas impactadas por fuentes humanas, como las aguas residuales tratadas se determinó que los riesgos de enfermedades gastrointestinales asociadas con la exposición a aguas recreativas afectadas por las heces de ganado bovino fresca, no pueden ser sustancialmente diferentes de las aguas afectadas por fuentes humanas, y los riesgos asociados con la exposición a aguas recreativas afectadas por gaviotas “fresh” (*Larus spp.*), heces de pollo o de cerdo parece sustancialmente más bajos que las aguas impactadas por fuentes humanas. Estos resultados sugieren que se puede necesitar en el futuro cuidadosas consideraciones para la gestión de las aguas de recreo que son afectadas por fuentes no humanas (RB.97: *Soller Jeffrey A. et al.*, 2.010).

El 28 de junio de 2.013 se ha realizado la consulta ente la Oficina de Información y Atención al Ciudadano del Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad del gobierno de España referida a la existencia de datos estadísticos de enfermedades de origen hídrico relacionadas con el uso de aguas residuales regeneradas, casos encuestados y registrados por el Ministerio, en el ámbito de la



reutilización de dichas aguas para su uso en campos de golf o usos recreativos como riego de estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua, según lo contemplado en el RD 1620/2007. El día 3 de julio de 2013 se recibió la respuesta de dicha Oficina (exp.4071/13.jac) una vez recibida la respuesta de la unidad competente en la materia, indicando que el Ministerio no dispone de los datos solicitados, pero que pueden estar disponibles a través del Centro Nacional de Epidemiología del Instituto de Salud Carlos III.

Después de realizadas las consultas en dicho Centro se recibió finalmente la respuesta el 8 de abril de 2015 de la Subdirección General de Servicios Aplicados, Formación e Investigación indicando que *“una de las funciones del Centro Nacional de Epidemiología, Centro dependiente de esta Subdirección de Servicios Aplicados, Formación e Investigación, es la investigación epidemiológica de problemas emergentes, enfermedades de mayor prevalencia en la población y grupos particularmente vulnerables, pero hasta la fecha en dicho Centro no se tiene conocimiento de brotes de enfermedades, que pudiendo haber sido producidos por alguna actividad relacionada con el trato de dichas aguas, hayan podido constituir una situación de epidemia”*.

Por tanto se puede concluir que no existen en nuestro país estudios epidemiológicos relacionados con el uso de aguas regeneradas en el ámbito definido dentro del Real Decreto 1620/2007.

6.- FASE ANALÍTICA DEL ESTUDIO

Conocidos los posibles fallos que se presentan en las diferentes etapas de una línea de tratamiento de aguas residuales regeneradas, recogidos de una amplia revisión bibliográfica, así como los datos de plantas estudiadas en el país por organismos oficiales; conocidos los principales aspectos que consideran tanto el Real Decreto 1620/2007 como el resto de normativa estudiada, siempre en el ámbito del uso escogido para ésta Tesis, en cuanto a parámetros de control, valores límite establecidos, frecuencias de muestreos, y técnicas de laboratorio a utilizar; conocidos los aspectos relacionados con la salud que se pueden ver afectados por el contacto y/o ingesta de aguas residuales regeneradas a partir del uso de la teoría del riesgo, es posible entrar a estudiar los siguientes aspectos:

- Elementos de análisis en planta
- Posibilidad de toma de decisiones en tiempo real
- Medidas de aseguramiento de la calidad

6.1.- ELEMENTOS DE ANÁLISIS EN PLANTA

En ésta apartado se analizan los parámetros que normalmente se controlan en una planta de regeneración de aguas residuales, tanto en continuo como en laboratorio, las dificultades, ventajas e inconvenientes que tienen los métodos y equipos disponibles en el mercado.

Se han hecho avances significativos en los últimos años en las tecnologías para monitorear la calidad del agua, la protección de las fuentes de agua, las operaciones de tratamiento y la gestión de los sistemas de distribución, en caso de contaminación accidental (o deliberada). Mientras que muchas de las tecnologías emergentes son prometedoras, todavía están a algunos años de poder implementarse a gran escala. Además, como condición básica para su viabilidad, es necesario interpretar los datos en tiempo real e implementar una estrategia de gestión en respuesta (RB.99: *Storey Michael V. et al.*, 2.010).

6.1.1.- Medición de parámetros en continuo

Los parámetros que se miden o se pueden medir en continuo normalmente en las plantas de tratamiento terciario, o en una EDAR en general, incluyen pH, cloro, temperatura, caudal y turbiedad.

Los sistemas de alerta temprana, que son sistemas integrados con tecnología de instrumentación de medida, con capacidad para analizar e interpretar resultados en tiempo real, pueden medir o interpretar una serie de parámetros que pueden resumirse a continuación:

- o Demanda biológica de oxígeno (DBO)
- o Carbono orgánico total (COT)
- o Demanda química de oxígeno (DQO)
- o Carbono orgánico disuelto (COD)
- o Oxígeno disuelto (medición óptica)
- o Conductividad (salinidad)
- o Clorofila
- o Algas verde - azulado
- o potencial de oxidación-reducción
- o Amonio (NH_4^+) y nitratos (NO_3)
- o Dióxido de nitrógeno (NO_2)
- o Radiación activada fotosintéticamente: fotosíntesis, crecimiento de algas tóxicas y eutrofización (carga de nutrientes)



Los parámetros calculados por el software que incluyen los equipos de medición en continuo pueden ser:

- Resistividad
- Conductancia específica
- Sólidos disueltos totales
- Sólidos suspendidos totales

Estos equipos utilizan tecnologías variadas, como sistemas basados en laser para medir partículas en el agua en continuo, sensores sumergibles para medir múltiples parámetros de calidad en el agua incluyendo turbiedad, equivalente de COT, DBO, nitrato, nitrito y compuestos aromáticos. Otros equipos incluyen espectrometría de masas y cromatografía de gases (EM-CG) usadas en sistemas automáticos que permiten detectar trazas volátiles de microcontaminantes orgánicos, cromatografía líquida y espectrometría de masas (CL-CG) y cromatografía líquida de alto rendimiento (CLAR), para lograr mediciones de microcontaminantes, especialmente en aguas almacenadas, próximas al tiempo real. A continuación se resumen las principales técnicas de monitoreo existentes en el mercado (RB.99: *Storey Michael V. et al.*, 2.010):

- Monitoreo biológico utilizando bacterias bioluminiscentes (bacterias que reaccionan con las toxinas rápidamente cambiando su metabolismo y emitiendo una cantidad de luz, p.e. *Vibrio fischeri*),
- Monitoreo a partir de *Daphnia* (observando el comportamiento de la *Daphnia magna* y sus cambios en el agua: velocidad, movimiento, altura que pueden subir nadando, y tasa de crecimiento, se pueden detectar pesticidas; el inconveniente es que la *Daphnia* es sensible al cloro, por ello se han probado alternativas emergentes como la *Simocephalus mixtus*),
- Monitoreo a partir de células de algas (midiendo la actividad fotosintética de las algas para detectar la presencia de sustancias tóxicas como herbicidas, ya que éstas reducen la actividad de las algas disminuyendo la cantidad de (auto) fluorescencia natural),
- Monitoreo de peces (se utiliza para detectar toxinas en el agua mediante el análisis de la actividad de hasta 20 peces nadando a través de una serie de 80 barreras de luz de diodos fotoeléctricos en tiempo real; otros monitores analizan las señales eléctricas generadas por los movimientos de los músculos de los peces, así como la tasa de ventilación y la profundidad, la frecuencia de purga de las branquias y el movimiento de todo el cuerpo; su principal limitación es también que los peces son sensibles al cloro y que las pruebas no son selectivas ni específicas).

Existe por su parte un número de tecnologías emergentes en varias etapas de investigación y desarrollo. Entre los sensores biológicos se pueden mencionar (RB.99: *Storey Michael V. et al.*, 2.010):

- Basados en la detección de biomoléculas específicas, incluyendo el trifosfato de adenosina (ATP), enzimas y otras proteínas, así como inmunoensayos y técnicas de reacción en cadena de la polimerasa (RCP). La principal limitación de estos y muchos otros sistemas biológicos radica en su sensibilidad y su capacidad de detectar bajas concentraciones de microorganismos, que a diferencia de los productos químicos, no se distribuyen uniformemente en ambientes acuosos.
- Basados en las propiedades ópticas del agua y de los analitos, e incluyen los basados en la detección de la dispersión de luz evaporativa, la medición del índice de refracción, la detección de fluorescencia y la espectroscopia de Raman:

- Fluorescencia: usa la luz emitida para medir la excitación espectral de compuestos específicos tales como clorofila, compuestos aromáticos, pesticidas y ácidos húmicos, y puede identificar los compuestos usando la luz emitida y la longitud de onda la luz irradiada
- Espectroscopia de Raman: se han desarrollado dos tecnologías para la detección microbiana: a) espectroscopia Raman de superficie mejorada (SERS) y b) espectroscopia Raman de pinzas láser (LTRS). SERS es la identificación de los microorganismos a partir de los espectros producidos en la superficie del organismo que ha reaccionado con anticuerpos. La técnica LTRS produce una "pinza" óptica para "enganchar" un microorganismo y entonces la luz láser se utiliza para producir un espectro Raman único que se puede utilizar para discriminar entre diferentes cepas de bacterias o esporas bacterianas; a partir de este espectro de cambios dinámicos en las moléculas biológicas tales como proteínas, ácidos nucleicos, lípidos, e hidratos de carbono, pueden ser monitoreados.
- Basados en la espectroscopia infrarroja (IR) que se basa en la capacidad de los diversos grupos funcionales orgánicos que incluyen proteínas, hidratos de carbono, lípidos y ácidos nucleicos para absorber la luz infrarroja de longitudes de onda específica.
- Sensores basados en dispositivos de onda acústica de superficie (OAS): incluyen la nariz y lengua electrónica, y el μ ChemLab. En los dispositivos OAS se genera una onda acústica que produce una onda mecánica que viaja a través de la superficie del dispositivo; los cambios en la superficie debido a los analitos (elemento a determinar) que están delimitados en la superficie y los cambios en la frecuencia proporcionan información sobre la concentración del compuesto.
 - La nariz o la lengua electrónica se componen de una serie de sensores químicos o biológicos no específicos cuyas respuestas se analizan con las rutinas de reconocimiento de patrones o redes neuronales artificiales. Otros sensores utilizados en la nariz o lengua electrónica incluyen detectores ópticos químicos, dispositivos microbalanza de cuarzo, polímeros conductores, espectroscopia de masas y dispositivos electroquímicos.
 - Los monitores μ ChemLab consisten en tipos de fase líquida y gas que son capaces de detectar biotoxinas y otros compuestos químicos inorgánicos y de alto peso molecular. El tipo de fase de gas se compone de canales de GC y sensores OAS, mientras que el tipo de fase líquida combina varias técnicas basadas en un chip con detectores de fluorescencia.

Se están realizando progresos en esta tecnología para detectar virus y bacterias, y el objetivo final es el desarrollo de un sensor de bajo costo, de rápida implementación y en tiempo real para las mediciones de la calidad del agua en la línea.

- Sensores que se basan en técnicas de detección electroquímica e incluyen electrodos ion selectivos, fotoionización / espectrometría de masas y sensores amperométricos. Los sensores amperométricos son ampliamente utilizados para detectar el cloro libre y comprenden un flujo a través de la célula y capa de electrodo que es capaz de llevar a cabo las mediciones amperométricas debido a los cambios en las concentraciones del analito. Los sensores amperométricos se pueden utilizar para mediciones en línea y su integración en la óptica del chip está actualmente en desarrollo.

Dentro de los equipos instalados en algunas plantas en España se encuentra el sistema de alerta temprana COLIGUARD® que permite la monitorización microbiológica del agua en línea a partir de la detección de la actividad enzimática mediante un LED fluorescente y el uso de reactivos como β -Glucuronidasa (E. Coli) y β -Galactosidasa (Coliformes Totales) determinando la correlación entre la actividad enzimática y el número de bacterias presentes. Permite reducir los tiempos normales



requeridos por los métodos microbiológicos clásicos de 24-48 horas para las pruebas en laboratorio a 2 horas, con hasta 8 ensayos al día y un valor absoluto límite de detección de 3 *E. coli*, según datos del fabricante (mbOnline GmbH).

Dentro del Proyecto VIECO (009/RN08/01.1), financiado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, liderado por CETaqua, Centro Tecnológico del Agua, con la colaboración del laboratorio de Aguas de Barcelona, la ingeniería Aquatec, el laboratorio Labaqua, el Instituto Catalán de Investigación del Agua (ICRA), el centro tecnológico CTM y la empresa de consultoría ambiental científica Amphos XXI, se han analizado equipos de determinación de toxicidad en medio acuático online a partir de bacterias luminiscentes, con tecnologías basadas en la medición de la inhibición de la bioluminiscencia del *Vibrio fischeri* (ISO 11348). Los resultados presentados muestran que la metodología y el sistema son precisos y pueden ser utilizados como un sistema de alerta automática en línea para detectar concentraciones anormales de compuestos tóxicos en las aguas superficiales, descargas de efluentes o en agua potable. La principal desventaja para el uso del instrumento como un monitor de rutina de la calidad del agua se refiere a la sensibilidad de las bacterias luminiscentes para reaccionar cuando se exponen a pequeños niveles de sustancias tóxicas. Los valores de la Concentración Efectiva que causa el 50% (EC50) de inhibición de compuestos seleccionados (incluyendo compuestos farmacéuticos, surfactantes y metales detectados comúnmente en aguas superficiales o potables) determinados para una variedad de contaminantes potenciales están por encima de los niveles reportados de analitos objetivos que se miden actualmente en cuerpos de agua superficial y potable. Además, otra dificultad es cuando se aplica a las aguas algún desinfectante que permanece en la muestra (por ejemplo, cloro libre); los valores de toxicidad responderán al desinfectante, ocultando el verdadero efecto de los compuestos tóxicos (RB.70: López Roldán R. et al., 2012).

A pesar de los recientes avances en los monitoreos biológicos y las tecnologías de microsensores, no existe un equipo único que permita monitorear la calidad del agua y detectar los contaminantes. Los avances en nanotecnología y en el sector de sensores y microsensores no han permitido aún una fácil implementación dentro de las operaciones existentes. Las tecnologías de supervisión deberán evolucionar para satisfacer las numerosas limitaciones operacionales, buscando un equilibrio entre costo y facilidad de implementación. Para asegurar su validez en la operación de la planta, los sistemas de alerta temprana deben demostrar que permiten beneficios operativos, tales como mejor calidad del agua, disminución de los costos de operación y reducir las quejas de los usuarios. El solo objetivo de seguridad del agua no es suficiente para su uso en las operaciones, debido al mantenimiento, experiencia técnica, y presupuesto requeridos, así como el número de falsas alarmas que a menudo se asocian a ellos (RB.99: Storey Michael V. et al., 2010).

6.1.2.- Medición de parámetros microbiológicos

En lo que respecta a la determinación de parámetros microbiológicos se han incluido en la *Guía para el funcionamiento de laboratorios de ensayos de aguas* (RB.138: AEAS, julio 2012), elaborado por la Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento, consideraciones respecto a los métodos de medición en laboratorio empleados.

Las determinaciones microbiológicas cuentan con una serie de limitaciones que pueden resumirse en (RB.138: AEAS, julio 2012):

- El ensayo microbiológico parte de suspensiones de partículas vivas, no disoluciones, que pueden comportarse de una manera aleatoria y por lo tanto, el número de colonias observadas es solamente una aproximación del número de partículas vivas.

- Existen interacciones producidas por la microflora acompañante al microorganismo
- Baja robustez condicionada por las condiciones de incubación, el medio de cultivo, la preparación de la muestra, la experiencia del personal, etc.

Como consecuencia, no siempre es posible disponer de un valor de referencia y de la incertidumbre asociada al mismo.

En función de la respuesta obtenida por el método utilizado, los métodos microbiológicos pueden clasificarse en (RB.138: AEAS, julio 2012):

- **Cualitativos:** Denominados también “de investigación”, son métodos de análisis cuya respuesta es la presencia o ausencia del analito (microorganismo) detectado directa o indirectamente en una cierta cantidad de muestra.
- **Cuantitativos:** Denominados “de detección y recuento” son métodos de análisis cuya respuesta es la cantidad de analito (microorganismo) medido directamente (recuento en masa o volumen) o indirectamente (NMP, absorbancia de color, impedancia, etc.) en una cierta cantidad de muestra.

De éste modo, AEAS ha establecido una serie de recomendaciones para éste tipo de ensayos:

- Se establece como criterio del límite de detección el menor nivel de concentración que proporcione al menos un 90% de réplicas positivas (presencia).
- Se recomienda realizar cálculos de recuperación en niveles de concentración superiores a 20 ufc debido a la sobredispersión de los microorganismos, si bien la precisión de los recuentos comprendidos entre 10 y 20 ufc siguen siendo aceptables.
- Los niveles de trabajo se establecerán en función de la técnica a utilizar:
 - Técnica de incorporación en placa: el número de colonias típicas debe estar entre 20 y 150 ufc (la suma de las colonias típicas y atípicas no debe superar las 300 ufc) para placas de 90-100 mm de diámetro.
 - Técnica de reparto en placa: el número de colonias típicas debe estar entre 20 y 150 ufc (la suma de las colonias típicas y atípicas no debe superar las 200 ufc) para placas de 90-100 mm de diámetro.
 - Técnica de filtración en membrana: el número de colonias típicas debe estar entre 20 y 100 ufc (la suma de las colonias típicas y atípicas no debe superar las 200 ufc) para filtros de 47-50 mm de diámetro.

Con respecto a los cuidados que se deben tener en la toma de muestras para ensayos microbiológicos, en los métodos de medición de *Enterococos* y *E. Coli*, fundamentados en el recuento directo de bacterias en el agua de acuerdo al desarrollo de colonias que crecen en la superficie de una membrana de filtración, las muestras se deben recoger en recipientes estériles y se deben almacenar en hielo hasta su análisis. Las muestras no deben retenerse más de 6 horas antes del análisis, y los análisis deberían realizarse dentro de 8 horas después de la recogida de las muestras. La fidelidad de los procedimientos de conservación de la muestra y los procedimientos de plazos es fundamental para la producción de resultados válidos. Las muestras no deben ser analizadas si no se cumplen estas condiciones (RB.145: EPA, 2000).

6.1.3.- Indicadores bacterianos, virales y parasitarios

Los ensayos microbiológicos para la determinación de virus, bacterias y protozoos son de aislamiento, utilizando técnicas de laboratorio que permitan un crecimiento selectivo del analito y su identificación de acuerdo a sus características fenotípicas. En cuanto a las bacterias a investigar, su tipología es bastante limitada, pudiendo distinguirse entre dos categorías:



- Grupos de bacterias con características comunes pero sin categoría taxonómica alguna: por ejemplo Coliformes totales.
- Taxones específicos: caso de *Escherichia coli*, *Salmonella*, o *Legionella pneumophilla*

Las muestras por lo general se deben concentrar, excepto cuando se sospecha que la cantidad de bacterias a estudiar es muy elevada, en cuyo caso se debe diluir la muestra (p.e. en la determinación de *E. coli* en aguas residuales). Para concentrar la muestra se trabaja con volúmenes importantes (1 – 5 litros) a través de filtros de membrana estériles usando una bomba de vacío o peristáltica para el filtrado. La siembra se realiza en medios de cultivo, que pueden ser líquidos o sólidos. En el primer caso se incorpora un volumen de muestra al caldo y en los segundos la siembra se puede hacer directamente por filtrado conjuntamente con la concentración, por inoculación en superficie, o en profundidad en el interior de una placa Petri. Posteriormente se deben incubar las muestras a un rango de temperatura adecuada (22 – 44°C) durante un intervalo de tiempo que varía entre 24 horas, para el caso de los coliformes, hasta 15 días para la *Legionella*; las condiciones de incubación pueden ser aerobias o anaerobias (p.e. para *Clostridium perfringens*).

Para la identificación se utilizan medios selectivos como ser nutrientes específicos para el microorganismo a aislar, inhibidores de flora acompañante, o indicadores cromogénicos, que son sustancias que cambian de color por el pH del medio que se modifica por el metabolismo de la bacteria en estudio. Para el caso de los Enterococos se utiliza un solo medio selectivo, pero en otros organismos como la *Salmonella* son necesarios varios. Por último, una vez aisladas las colonias su identificación se logra mediante tests bioquímicos, pruebas serológicas o microscopía de epifluorescencia (p.e. *Legionella pneumophilla*).

6.1.4.- Indicadores para la determinación de patógenos

Los microorganismos indicadores se usan normalmente para controlar la presencia potencial en el agua regenerada de agentes patógenos de origen fecal, tanto animal como humano. Los coliformes totales (CT) y fecales (CF) y, en menor proporción *E. coli* y los enterococos, todos ellos bacterias, han sido los organismos indicadores preferidos en el análisis de agua. No obstante, no son los únicos microorganismos de origen fecal presentes habitualmente en el agua residual, sino que también se pueden encontrar presentes virus, protozoos... Los coliformes totales o fecales, coliformes termotolerantes, *E. coli*... son buenos indicadores de bacterias de origen fecal, pero no se puede decir que lo sean de virus y parásitos, por ejemplo. Es decir, en ausencia de coliformes o similares, se puede aventurar que no hay patógenos en el agua regenerada (RB.137: AEAS, 2012). A continuación se incluye una tabla con los métodos e indicadores utilizados en la actualidad.

Tipos de patógenos de origen hídrico	Organismos indicadores	Observaciones	En investigación
Bacterias	<i>E. coli</i> , CF, CT, <i>Streptococcus</i> fecales, <i>Salmonella</i> spp., <i>Clostridium</i> spp.	Las determinaciones de CT se utilizan prácticamente solo en los Estados Unidos. La determinación de CF es el método más utilizado a pesar de los problemas y discusiones. La determinación de <i>E. coli</i> está sustituyendo lentamente la de CF. Se emplean otras bacterias en determinaciones en aguas de baño, aguas subterráneas ...	Métodos más rápidos, mejores indicadores
Virus	Enterovirus. Virus de la hepatitis, bacteriófagos (Somáticos, F-específicos y de <i>Bacteroides fragilis</i> HSP40 y RYC2056)	Todavía no existe un indicador aceptado	Se está investigando sobre el uso de bacteriófagos y su tipo más adecuado: en los últimos años parecen ser los somáticos
Helmintos	Huevos de nematodo (<i>Ascaris lumbricoides</i> ., <i>Trichuris</i> , <i>Ancylostoma</i> spp., según indica la OMS)	Desalentador: numerosos resultados negativos en muchos países. Recuperación de no más del 70%	Mejores métodos de concentración. Viabilidad
Otros helmintos (p.ej. <i>Taenia</i> spp.)	No se conocen	En algunos casos son importantes para determinar el riesgo humano relacionado con la salud animal	Mejores métodos de concentración. Determinación de la viabilidad
Protozoos (incluye <i>Giardia intestinalis</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>Amoeba</i> spp., <i>Balantidium</i> spp., ...)	No se conocen. Detección directa de quistes/ oquistes. La presencia de uno de ellos puede indicar la de los otros	Hasta el momento no están bien desarrolladas las técnicas analíticas. Con agua residual, hay muchos falsos positivos	Mejores métodos de concentración. Determinación de la viabilidad
Hongos, toxinas de algas	No se conocen	Muy pocos casos detectados	Mejores métodos de concentración

Tabla 35: Tipos de patógenos de origen hídrico e indicadores utilizados (RB.137: AEAS, 2.012)



6.2.- TOMA DE DECISIONES EN TIEMPO REAL

La regeneración de aguas residuales es un proceso industrial con una línea de producción en continuo, normalmente diseñado en módulos, que permite en caso de fallo de una de las líneas, seguir trabajando con la(s) restante(s) pero sin poder garantizar los objetivos de calidad de la totalidad del caudal de entrada ya que la capacidad del módulo es la correspondiente a la parte del caudal y de la carga contaminante que le corresponde en el reparto, por lo tanto se deberá actuar sobre el caudal de entrada derivando y/o reduciendo la parte del caudal correspondiente al módulo fuera de servicio.

En el análisis realizado en el presente estudio se considera solamente lo que ocurre en el sistema de regeneración, sin tener en cuenta en el análisis lo que ocurre a la entrada del mismo, ya que se parte del supuesto de que el agua proveniente del tratamiento secundario cumple con los criterios de vertido de la normativa establecida RD 11/1995, desarrollado por el RD/509/1996 y modificado por el RD 2116/1998 (RB.176: *B.O.E.*, 1998), transposición de la Directiva 91/271 CE y 98/15 CE.

Solo se puede actuar sobre los parámetros que se pueden medir en continuo y modificar en línea dosificación de algunos reactivos, como por ejemplo los coagulantes y floculantes por medición de turbiedad, o la dosificación de cloro por medición de pH y cloro libre.

Normalmente se usan sistemas de alarma que alertan de posibles malos funcionamientos que pueden afectar la calidad del agua regenerada. Son sistemas de medida en continuo que generan una señal de fallo al desviarse de unos valores preestablecidos. Pueden ser de dos tipos: a) umbral de aviso, y b) umbral de alarma. Los parámetros o controles son por ejemplo: pH, conductividad eléctrica, turbidez, O₂ disuelto, y Cloro residual (RB.137: *AEAS*, 2012).

No se cuenta con datos de todas las empresas de aguas que tienen a su cargo la explotación de plantas de tratamiento terciario, solo se ha podido recabar información de Canal de Isabel II, ESAMUR (Entidad de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de la Región de Murcia), y EMASESA (Empresa Metropolitana de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla). En las tres compañías no se tiene en funcionamiento ningún equipo de control en continuo de parámetros microbiológicos o bacteriológicos, pero si se dispone de paneles de toma de muestras para medición en continuo de turbidez, pH y Cloro.



Figura 27: Panel hidráulico a la salida de la línea de filtración y de la línea de ósmosis inversa en la ERAR de Arroyo Culebro (Fuente Canal de Isabel II)

El factor fundamental que se toma de referencia es la turbidez, ya que un aumento de la misma implica un riesgo en cualquiera de los otros factores asociados, y por tanto un indicador de mal funcionamiento de la instalación (umbral de aviso).

Un ejemplo de umbral de aviso puede ser por ejemplo el utilizado en sistemas de ósmosis inversa para verificar el estado de las membranas. En el panel se mide conductividad del agua (la conductividad aumenta cuando aumenta la concentración de iones en el agua); cuando el valor supera los 50 mS/cm salta la alarma y a partir de ahí se verifican los toma muestras de cada bastidor para determinar donde se encuentra el fallo.

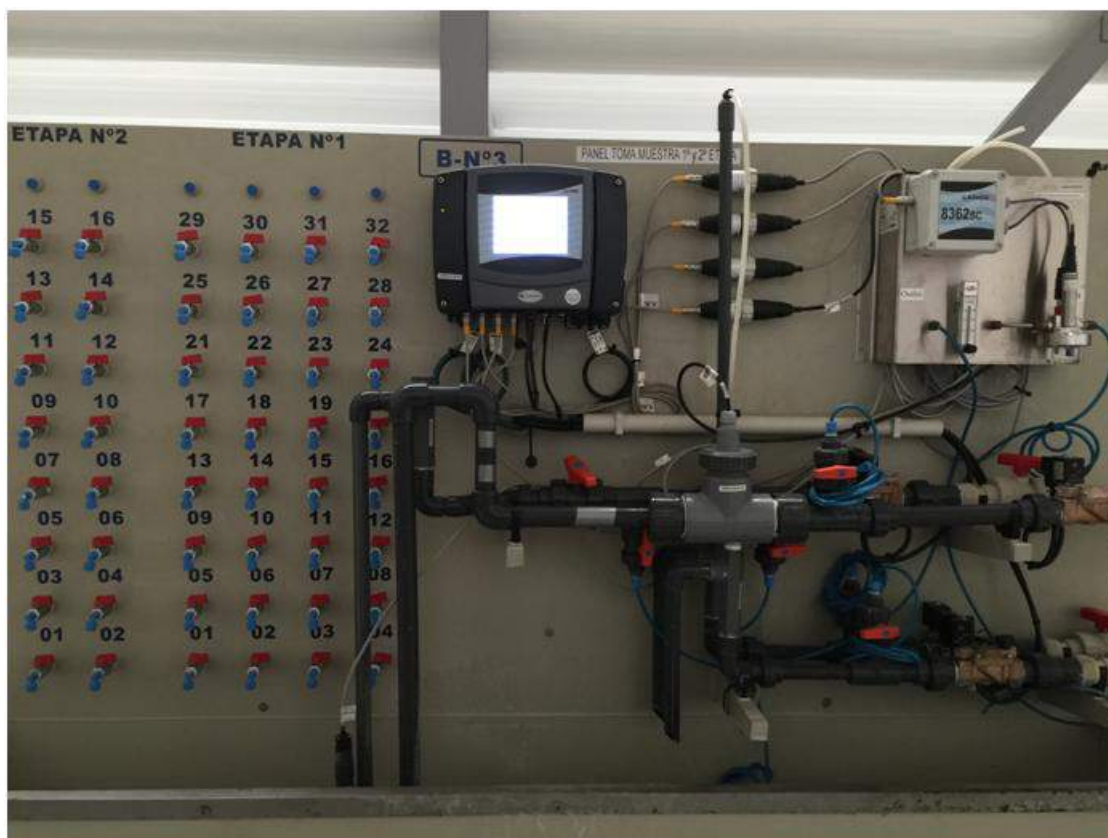


Figura 28: Panel hidráulico a la salida de la línea de ósmosis inversa en la ERAR de Arroyo Culebro (Fuente Canal de Isabel II)

6.3.- MEDIDAS DE ASEGURAMIENTO DE LA CALIDAD

Puesto que la materia prima (agua residual sin tratar) tendrá una influencia clara en el producto final (agua regenerada), las buenas prácticas se inician en el control de vertidos, siguen en la gestión del alcantarillado y continúan en la EDAR. Aparecen en la EDAR las **prácticas de autocontrol**, así como determinados pasos típicos de los sistemas de gestión de peligros/riesgos (control de reactivos, documentación de todas las actividades, etc.). En el caso de los sistemas de regeneración contemplados en el Real Decreto 1620/2007, el Manual de Buenas Prácticas de Uso de Aguas Regeneradas elaborado por la Comisión 5ª de AEAS en Septiembre 2012 plantea la necesidad de gestionarlos como un proceso de APPCC (Análisis de Peligros y Puntos de Control Críticos). Un Punto de Control Crítico es *“una etapa en la que se puede aplicar un control,- y es esencial hacerlo,- para prevenir, eliminar o reducir a niveles aceptables un peligro para la seguridad del agua regenerada reutilizada”*. El Manual propone para la determinación de los PCC el método de aproximación lógica incluido en el Codex Alimentarius (International Food Standards, World Health



Organization, Food and Agriculture Organization of the United Nations) que incluye un árbol de decisión (Figura 29) donde se someten solamente los peligros lógicos (RB.137: AEAS, 2012).

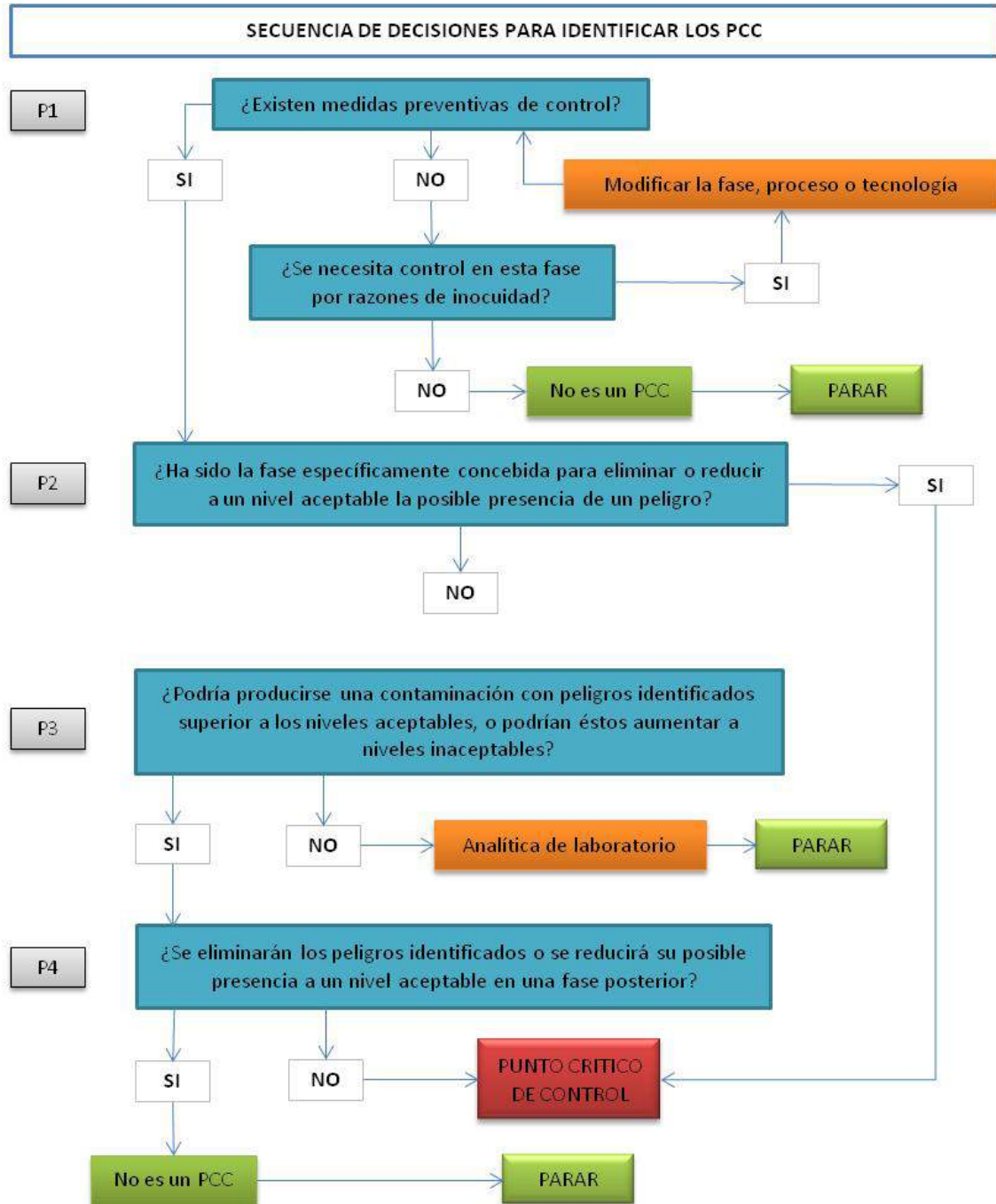


Figura 29: Secuencia de determinación de los PCC (RB.137: AEAS, 2012)

Si se identifica un peligro en una etapa de la regeneración o reutilización en la que el control es necesario para la seguridad, pero no existen medidas preventivas para él en ésta u otras etapas, el proceso debería modificarse en algún punto para permitir la aplicación de medidas preventivas. Solo se someten al árbol de decisiones los peligros lógicos (RB.137: AEAS, 2012).

7.- OBJETIVOS DEFINITIVOS

Al inicio del trabajo se propuso investigar todos aquellos estudios desarrollados en el país y el mundo en todos y cada uno de las tecnologías existentes para regeneración de aguas residuales, fundamentalmente aquellas que se utilizan en España, con una profunda revisión bibliográfica llevada a cabo sobre estudios de funcionamiento y control de fallos.

Se descartaron las denominadas tecnologías blandas por su escaso uso en grandes poblaciones y ser las de menor implementación en núcleos urbanos de gran densidad poblacional, donde normalmente se utilizan las aguas con fines recreativos, uso en el cual se centró la Tesis.

Se han analizado así mismo los trabajos realizados a nivel del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (antes Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) y el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), en diferentes Estaciones Regeneradoras de Aguas Residuales de España, y se han tenido en cuenta las aportaciones del grupo de Reutilización de la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento, así como consultas a operadores de sistemas de regeneración, fundamentalmente Canal de Isabel II, ESAMUR, EMASESA y ACOSOL..

Del análisis de toda esta información surgieron algunas conclusiones que permitieron fijar los objetivos finales que continuación se mencionan.

7.1.- OBJETIVOS INICIALES SIN RESPUESTA

Después de la investigación realizada se puede concluir que no existen controles en cada etapa de las líneas de tratamiento, por tanto no es posible conocer sus características o problemas sino a partir de estudios específicos, algunos en plantas existentes en condiciones reales, otros en plantas piloto con aguas residuales naturales o sintéticas.

La razón estriba fundamentalmente en los costes asociados a estos controles, que normalmente se reducen a controles de entrada y salida, para cumplir estrictamente con lo exigido por la normativa vigente.

Si por otro lado se tienen en cuenta los criterios del Manual de Buenas Prácticas de Usos de Aguas Regeneradas, esto tiene cierta lógica, toda vez que el proceso de control no debe estar en cada paso sino en aquellos puntos críticos de control a implementar para controlar un peligro en un punto específico del proceso, así como en la aplicación de medidas preventivas si se identifica un peligro en una etapa del proceso de regeneración.

En éste sentido y tal como se ha comentado anteriormente, existe una propuesta de procedimiento de control incluida en el Manual de Buenas Prácticas de Uso de Aguas Regeneradas de AEAS, pero el mismo no ha sido implementado aún por ninguna de las empresas de gestión, hasta donde se ha podido averiguar.

Con respecto a la legislación vigente la pregunta planteada es sí el Real Decreto 1620/2007 constituye una buena herramienta de gestión para el uso de las aguas regeneradas. La norma ha sido muy discutida por los especialistas en la materia, resulta muy restrictiva en algunos aspectos, plantea controles poco prácticos en otros, y no ha sido actualizada en los últimos años a pesar de la experiencia acumulada desde su promulgación hasta la fecha, donde se han puesto en marcha numerosas instalaciones y se están utilizando las aguas por ellas regeneradas en diferentes usos, con lo cual se podría replantear algunos de sus postulados con una sinergia entre diversos actores que aporten el conocimiento adquirido en estos años permitiendo un texto más apropiado.

En función de los datos recogidos de diferentes estudios de sistemas de tratamiento terciarios en el mundo, de las experiencias en España recogidas por organismos como el CEDEX y algunas



empresas de gestión, del análisis de la numerosa normativa existente a nivel mundial, de las valiosas aportaciones del grupo de trabajo de la Comisión 5ª de AEAS y su Manual de Buenas Prácticas de Uso de Aguas Regeneradas, es posible intentar una propuesta de mejora de la Normativa vigente (RD 1620/2007) en sus aspectos de control de calidad y una propuesta de esquema básico de puntos de control críticos en las diferentes líneas de tratamiento existente en el país para su estudio e implementación.

7.2.- OBJETIVOS DEFINITIVOS SELECCIONADOS

Por lo tanto, después del análisis realizado, se proponen básicamente dos (2) objetivos principales:

- ✓ Analizar en profundidad el Real Decreto 1620/2007 y determinar cuáles son los indicadores de calidad más recomendables, relacionados con los aspectos que en las tecnologías y líneas de tratamiento implican mayor riesgo para el uso de aguas regeneradas con fines recreativos.
- ✓ Identificados los parámetros a controlar,- que pueden ser los mismos o no que los incluidos en el RD 1620/2007-, estudiar una línea de tratamiento existente en España que se utilizará como modelo para identificar los PCC utilizando una metodología APPCC y hacer una propuesta para dicha instalación.

Ambos puntos constituyen los objetivos de éste Tesis, y se desarrollan en los siguientes apartados de la misma.

8.- FASE DEDUCTIVA

Para alcanzar los objetivos propuestos en la Tesis se plantea una metodología simple basada en tres puntos básicos:

- Análisis del Real Decreto 1620/2007
- Definición de parámetros de control
- Definición de un proceso de APPCC en un caso práctico

8.1.- ANÁLISIS DEL REAL DECRETO 1620/2007

8.1.1.- Generalidades

El primer aspecto a considerar serían los usos que se han agrupado dentro de los denominados usos recreativos para evaluar si se han incluido todos los que podrían presentarse en la realidad. De hecho es una de las clasificaciones más complicadas, ya que casi todo el mundo participa de alguna actividad recreativa pero pocos son propensos a lograr un acuerdo sobre una definición aceptable de la misma. El riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares) se ha incluido dentro de los usos urbanos con una calidad 1.2 Servicios, a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares), idéntica a la calidad 4.1 Riego de campos de golf. Éste tipo de instalaciones son recreativas, pueden estar en zonas urbanas como rurales, por lo tanto, de acuerdo a la clasificación adoptada, estos criterios solo serían aplicables cuando se encuentren en un medio urbano.

En el uso de las aguas regeneradas intervienen dos actores, que en principio podrían ser el mismo: el “*primer usuario*” quien ostenta la concesión para la primera utilización de las aguas y el “*usuario del agua regenerada*”, que es quien utiliza el agua regenerada para el uso previsto. El primero será el encargado de realizar el “autocontrol”, que es el programa de control analítico sobre el correcto funcionamiento del sistema de reutilización.

Si bien los usos indicados se resumen en el Anexo I.A. del RD, se presentan en el Artículo 4 ciertas contradicciones ya que por un lado se deja abierta la posibilidad de otros usos “*siempre que el organismo de cuenca exija las condiciones de calidad que se adapten al uso más semejante de los descritos en el mencionado anexo*”, mientras que por el otro, se especifica que se prohíbe la reutilización de aguas “*para cualquier uso que la autoridad sanitaria o ambiental considere un riesgo para la salud de las personas o un perjuicio para el medio ambiente*”. En lo que respecta a los criterios de calidad el organismo de cuenca puede fijar valores para otros parámetros o contaminantes, o fijar niveles de calidad más estrictos que el propio RD (Artículo 5).

Ambos criterios, del organismo de cuenca y de las autoridades sanitarias o ambientales no deberían contraponerse, sin embargo en el hipotético caso de diferencias de criterios o ante un riesgo real sobre la salud de los usuarios, no se establece como se dirimen las responsabilidades ni que criterio debe prevalecer sobre el otro.

Los puntos de control establecidos por el RD 1620/2007 se sitúan en la salida de la estación regeneradora y en cada uno de los puntos de entrega al usuario. No se establecen puntos de control intermedios en las diferentes etapas de la línea de tratamiento.

En el Anexo I.A se establecen los valores máximos admisibles (VMA) para los diferentes parámetros, pero no se establecen límites de alerta temprana que permitan reaccionar con tiempo antes de llegar al valor máximo admisible.



Cuando se habla de riego de campos de golf, dentro de los usos recreativos, en otros criterios se menciona que “*si el riego se aplica directamente a la zona del suelo (goteo, microaspersión) se fijan los criterios del grupo de Calidad 2.3*”. Ambos tipos de riego presentan características muy diferentes, ya que el microaspersor dispersa el agua en forma de aerosol a poca distancia del suelo mientras que el gotero aplica la gota de agua en un punto sobre el terreno; en algunos casos el gotero se encuentra enterrado. Por otra parte, estos métodos de riego no se utilizan en campos de golf, donde por las grandes superficies se opta por aspersores.

Con respecto al Anexo I.C de evaluación de la calidad de las aguas regeneradas se establece como medida de gestión frente a incumplimientos la realización de una segunda prueba a las 24 horas de haber detectado que un parámetro supera un límite de desviación máximo. Sin embargo, en ensayos de parámetros bacteriológicos difícilmente se cuenten con los resultados de los ensayos en menos de una semana, con lo cual el segundo muestreo deja de tener significado.

En el año 2.010 el Ministerio de Medio Ambiente y medio Rural y Marino, publicó la “Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas” cuyo objetivo fue “*orientar y proponer procedimientos y criterios para la aplicación del RD de reutilización a los distintos agentes involucrados, facilitando el trabajo de comprensión e interpretación del mismo*” (RB.158: MMAMRM, 2.010).

En dicha Guía se indica que “*los parámetros que siempre hay que controlar son: **Nematodos intestinales, Escherichia coli, sólidos en suspensión y turbidez**, y “*exige controlar otro tipo de parámetros, como por ejemplo, la **Legionella ssp.** en caso de que se produzca aerosolización....*”. Establece que los puntos de control “*se sitúan en la salida de la estación regeneradora y en cada uno de los puntos de entrega al usuario*”.*

Las bacterias coliformes habitan el tracto intestinal de mamíferos y aves, y se caracterizan por su capacidad de fermentar lactosa a 35°C. Los géneros que componen este grupo son *Escherichia coli*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Serratia*, *Citrobacter* y *Edwardsiella*, aunque en la mayoría de las aguas las bacterias predominantes son las *E. coli* (80-90%). Todas pueden existir como saprofitas independientemente, o como microorganismos intestinales, excepto el género *E. coli* cuyo origen es sólo fecal. Esto ha llevado a distinguir entre coliformes totales (grupo que incluye a todos los coliformes de cualquier origen) y coliformes fecales (término que designa a los coliformes de origen exclusivamente intestinal) con capacidad de fermentar lactosa también a 44,5°C, denominados también coliformes termotolerantes. La existencia de una contaminación microbiológica de origen fecal se restringe a la presencia de coliformes fecales, mientras que la presencia de coliformes totales que desarrollan a 35°C, sólo indica existencia de contaminación, sin asegurar su origen.

Con respecto a la bacteria *Escherichia Coli*, se considera de manera unánime que es el índice de contaminación fecal más adecuado. Si bien la presencia de coliformes fecales evidencia habitualmente una contaminación de origen fecal, muchos coliformes fecales no tienen ese origen, provienen de agua enriquecidas con materia orgánica, tales como efluentes industriales del sector del pan, pasta y papel, o alimenticia, por lo que resulta más adecuado hablar de coliformes termotolerantes. Son buenos indicadores de la eficacia del tratamiento del agua, pero como se encuentran en menor número que los Coliformes Totales (CT), estos últimos son preferibles para ésta función en lugar de los Coliformes Fecales (Institut National de Santé Publique du Quebec, Mayo 2.003).

La Guía considera la bacteria *E. coli* como un indicador para medir la eficacia de la desinfección, sin embargo las analíticas son más lentas y menos fiables que la medición directa de la concentración

residual de desinfectante. Además, la bacteria *E. coli* es mucho más sensible a la desinfección que los protozoos y los virus entéricos, con lo cual no resulta aconsejable su uso en este sentido.

La comunidad científica siempre fue consciente de que **la detección y cuantificación de *E. coli* no son suficientes para definir la calidad** de una determinada agua residual tratada, regenerada o descargada en el medio ambiente. Algunos patógenos son más resistentes al tratamiento convencional de aguas residuales (incluyendo la cloración) y sus fuentes no son de heces de animales de sangre caliente. Por lo tanto, *E. coli* es una herramienta insuficiente para reflejar los cambios de la calidad debido a los procesos de tratamiento de las aguas residuales, convencionales o avanzadas, extensivo o intensivo. Además, **no permite el control de desinfección** de las aguas residuales (RB.88: *Salgot M. et al.*, 2.006).

Los virus patógenos no pueden utilizarse como indicadores de eficacia del tratamiento debido a que se encuentran en concentración insuficiente (salvo epidemias) y variables en las aguas residuales, y en general no se pueden hacer cultivos con ellos, y las técnicas de biología molecular por las cuales se detectan no evidencian su infecciosidad (RB.132: *AFSSA*, 2.008).

Incluye asimismo dos nuevos indicadores de la desinfección: Colifagos y *Clostridium perfringens*.

- *Colifagos*: pertenece al grupo de bacteriófagos, son huéspedes de la bacteria *E. coli* y otras especies cercanas. Su presencia señala la existencia de contaminación fecal que puede ser tanto bacteriana como de virus u otros patógenos. Como indicador de desinfección, su ausencia tampoco asegura la ausencia de virus entéricos o protozoos parásitos.
- *Clostridium perfringens*: bacteria de morfología bacilar, Gram positiva, anaerobia estricta, capaces de formar esporas y con actividad sulfito reductora. Por ser bacterias esporuladas son más resistentes a condiciones adversas que los coliformes fecales. Resisten a la luz UV y otros procesos de desinfección como la cloración, así como a condiciones extremas de pH y temperatura. Son indicadores de procesos de filtración y pueden utilizarse como índice de virus entéricos y protozoos. Su presencia refleja la existencia de contaminación fecal intermitente.

La diversidad de virus presentes en el agua y su comportamiento en el medio ambiente y en los procesos de tratamiento conduce a la conclusión de que no hay un solo (grupo de) organismo(s) capaz de cumplir con todos los requisitos necesarios de un organismo modelo (RB.139: *AWPRC*, 1.991). Dado que los métodos actuales para el aislamiento y enumeración de los virus entéricos son bastante caros y engorrosos, **los bacteriófagos**, que se encuentran comúnmente en las heces de humanos o de animales de sangre caliente, **pueden ser utilizados como indicadores para los virus entéricos**. Tres tipos de bacteriófagos se han propuesto como buenos indicadores de los virus: colifagos somáticos, colifagos específicos- F, y *Bacteroides fragilis* fagos. (RB.126: *Zhang K. and Farahbakhsh K.*, 2.007).

Los bacteriófagos son virus que infectan bacterias. Los bacteriófagos que infectan a la *Escherichia coli* se conocen comúnmente como los colifagos. Los bacteriófagos son considerados por algunos investigadores como buenos indicadores porque tienen propiedades fundamentales y características similares a los virus entéricos tales como la estructura, composición, tamaño, y modo de replicación. Los colifagos se han detectado allí donde se produce la contaminación fecal. Muchos estudios han propuesto el uso de colifagos como indicadores de los virus entéricos (RB.126: *Zhang K. and Farahbakhsh K.*, 2.007). Sin embargo, la validez de los colifagos somáticos como indicadores de proceso es cuestionable debido a que la resistencia de los miembros de este grupo heterogéneo es muy variable, y los datos reales de campo pueden depender de la oportunidad de la distribución de las especies en una muestra particular. Del mismo modo, la capacidad de ciertos colifagos somáticos



a multiplicarse en aguas no contaminadas limita su uso como un organismo índice (RB.139: *AWPRC*, 1.991).

En la actualidad, parece razonable concluir que la presencia de bacteriófagos ARN-F específicos es un indicador de la contaminación de las aguas residuales, y en consecuencia de la posible presencia de virus humanos. Debido a que el fago ARN está frecuentemente ausente en las heces, su ausencia en una muestra de agua no indica necesariamente la ausencia de virus humanos. Sobre la base de los datos disponibles, **los fagos de *Bacteroides fragilis* podrían ser muy buenos organismos indicadores** (RB.139: *AWPRC*, 1.991).

Los bacteriófagos de *B. fragilis* se podrían proponer pero no resultan adecuados para evaluar tratamientos por filtración. Las esporas de bacterias anaerobias sulfito reductoras y los bacteriófagos *ARN-F* específicos son muy resistentes a los rayos ultravioletas, y pueden utilizarse como indicadores de este tratamiento. Los bacteriófagos *ARN-F* específicos son muy resistentes a los rayos ultravioletas y la técnica normalizada para su detección (ISO) es muy sencilla de poner en obra, pero son por su parte sensibles al calor, por lo que son malos indicadores en zonas cálidas, aunque son los mejores indicadores de la presencia de agentes patógenos en un tratamiento por filtración, cuyo mejor criterio de funcionamiento es el tamaño de partículas (RB.132: *AFSSA*, 2.008).

Las siguientes características justifican la propuesta de los bacteriófagos como buenos indicadores para virus entéricos (RB.126: *Zhang K. and Farahbakhsh K.*, 2.007)

- están presentes cada vez que los virus entéricos están presentes
- son iguales a o mayores en número que los virus entéricos donde presente
- son tan resistentes como los virus entéricos en ambientes acuáticos
- son específicos de la contaminación fecal o de aguas residuales
- no tienden a replicarse en ambientes acuáticos, y
- no son patógenas y son relativamente fáciles de detectar.

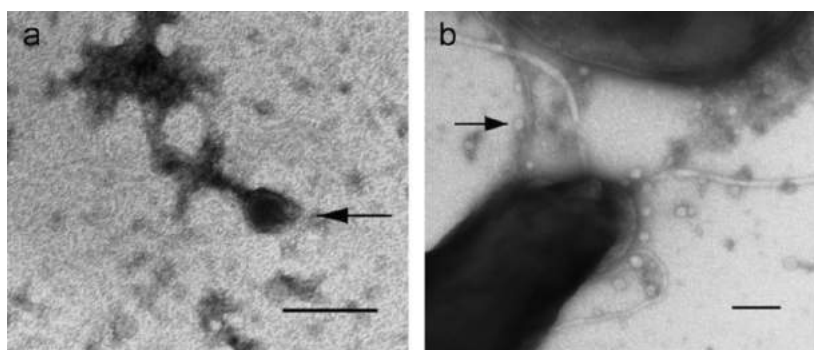


Figura 30: Imágenes en microscopio electrónico de transmisión (MET) de a) colifagos somáticos, y b) colifagos específicos-F. La barra de escala representa 100 nm (RB.126: *Zhang K. and Farahbakhsh K.*, 2.007)

Los fagos ARN-F específicos pertenecen a la familia Leviviridae, que se divide en dos grandes géneros: la Levivirus que contiene el genogrupo I (similares a MS2) y el genogrupo II (similares a GA) y el Allevivirus que contiene el genogrupo III (similares a Q β) y genogrupo IV (similares a SP). Los Genogrupos II y III pueden ser más frecuentes en las heces humanas y aguas residuales urbanas, mientras que los genogrupos I y IV pueden ser más frecuentes en las heces animales y aguas contaminadas por las actividades de los animales. Por lo tanto, **la determinación del nivel de cada genogrupo puede ayudar a rastrear el origen de la contaminación fecal** (RB.95: *Skraber Sylvain et al.*, 2.009).

En concordancia con lo establecido en el Anexo I.C donde se indica que “los métodos o técnicas analíticas de referencia que se proponen.....se tomarán como referencia o guía” pudiéndose emplear métodos alternativos “siempre que estén validados y den resultados comparables”, sugiere que los métodos “para el análisis de bacterias coliformes y *Escherichia coli* de Número Más Probable (NMP) en medio líquido utilizando la tecnología de sustrato definido y el método agar cromogénico para coliformes” incluidos en la Orden SCO/778/2009, de 17 de marzo, sobre métodos alternativos para el análisis microbiológico en aguas de consumo humano, pueden ser empleados en lugar de los establecidos en el RD 1620/2007.

Por su parte, aconseja identificar con el método Bailinger modificado por Bouhoum & Schwartzbrod, indicado para controlar los huevos de Nematodos, “todos los organismos presentes en la muestra, Con el fin de amortizar el esfuerzo analítico, y en aras de un mejor conocimiento de la composición de la muestra, es aconsejable tratar de identificar todos los helmintos visualizados en el análisis y no solo los nematodos”. Incluye una tabla donde se muestran los helmintos que resultan de mayor interés por su posible afección al hombre a través del agua regenerada:

HELMINTOS		
Cestodos	Nematodos	Trematodos
Taenia saginata	Ascaris lumbricoides	Fasciola hepática
Taenia solium	Trichuris trichiura	Schistosoma mansoni
	Ancylostoma duodenale	

Tabla 36: Helmintos de mayor interés en el ámbito de la reutilización (RB.169: MMAMRM, 2.010)

Varios grupos de organismos son “determinados” mediante el uso de indicadores (por ejemplo, bacterias patógenas por *E. coli*), aunque otros (p.e. *Giardia lamblia*) no tienen indicadores útiles y deben ser determinados directamente (Tabla 37).



Patógenos en el agua	Indicadores	Observaciones
Bacterias	<i>E. coli</i> , Coliformes fecales, Coliformes Totales, <i>Enterococos fecales</i> . <i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Salmonella spec.</i> , <i>Clostridium perfringens</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Legionella pneumophila</i>	La determinación de Coliformes fecales (CF) es más habitual; la determinación de <i>E. coli</i> está sustituyendo a los CF lentamente. Otras bacterias se utilizan para las aguas de baño, aguas subterráneas, etc.
Virus	Enterovirus, el virus de la hepatitis A. Bacteriófagos	No existe todavía un indicador aceptado. Los bacteriófagos se están estudiando en este sentido.
Huevos de helmintos - nematodos	Nematodos (<i>Ascaris</i> , <i>Trichuris</i> , <i>Ancylostoma</i> como indica la OMS)	Desalentador: muchos resultados negativos en muchos países. No se requiere viabilidad de los huevos.
Otros helmintos (es decir, <i>Taenia</i>)	Desconocido	En algunos casos importantes de riesgo relacionados con la sanidad animal
Protozoos (incluyendo <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Amoeba</i> , <i>Balantidium</i> , etc.)	Desconocido La presencia de uno de ellos podría indicar la presencia de los otros	Las herramientas de análisis no están bien desarrolladas hasta ahora
Hongos, toxinas de las algas	Desconocido	Son pocos los casos detectados

Tabla 37: Organismos usualmente determinados en el tratamiento de aguas residuales y en reutilización (RB.88: Salgot M. et al., 2.006)

Las dosis infecciosas para *Cryptosporidium spp.* y *Giardia duodenalis* se han establecido en valores tan bajos como 10 oocistos y se ha estimado que el riesgo de infección por la ingestión accidental de *Cryptosporidium* y *Giardia* durante el baño en un agua con $> 2 \times 10^{-1}$ l era mayor de 1 por 10.000 individuos inmunocompetentes, un valor de riesgo considerado significativo de acuerdo con la EPA. El riesgo que representa la presencia de *Cryptosporidium* y *Giardia* en los cuerpos de agua, junto con el bajo número de parásitos necesarios para inducir la infección los ha convertido en una gran preocupación para las autoridades de agua y sanitarios responsables de proporcionar los suministros de agua potable para el consumo humano y animal. En los EE.UU., la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. (EPA) ha puesto en práctica la reglamentación nacional de agua potable y desarrollado tecnologías innovadoras para mejorar la detección, el control y la vigilancia de estos parásitos en el agua potable. La Organización Internacional para la Estandarización especifica un

método (ISO 15553:2006), que es aplicable para la detección y recuento de oocistos de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia* en el agua. Es aplicable para el examen de las aguas superficiales y subterráneas, las aguas tratadas, aguas minerales, piscina y aguas de recreo. Sin embargo, en España no hay regulaciones específicas relativas a los límites tolerables *Cryptosporidium* y *Giardia* en el agua potable. Por otra parte, **no hay requisitos para las pruebas de las aguas recreativas y las aguas residuales regeneradas para la presencia de *Cryptosporidium* y *Giardia***, a pesar de que los análisis de los brotes han demostrado que los patógenos se pueden alojar en las aguas recreativas. Aunque estos patógenos se incluyen como agentes de la categoría B de biodefensa en la lista de los Institutos Nacionales de Salud (INS) de numerosos países, no existe una legislación específica para la vigilancia rutinaria de las fuentes de agua potable, las aguas de recreo o la reutilización de aguas residuales para estos parásitos. Es evidente que se requiere una legislación adecuada en relación con el análisis de rutina de *Cryptosporidium* y *Giardia* con el fin de mejorar la calidad del agua. (RB.25: *Castro-Hermida José Antonio et al.*, 2.010).

8.1.2.- Elementos traza

Los elementos traza son constituyentes minoritarios de los seres vivos, en condiciones normales sus concentraciones son relativamente bajas (en plantas, por definición, sus concentraciones son inferiores a 1 g/kg). Sin embargo, distintas actividades humanas han alterado los ciclos biogeoquímicos de estos elementos, de manera que las entradas antropogénicas de elementos trazas a los ecosistemas a través de la atmósfera, el agua o el suelo han aumentado sustancialmente a escala global. Actividades como la industria, la agricultura, el transporte o el tratamiento de residuos urbanos son fuentes de contaminación de elementos traza. No obstante, la minería es la responsable en mayor medida de la movilización de estos elementos de la litosfera, hacia condiciones de mayor disponibilidad para los seres vivos. Una vez en el suelo, la dinámica que siguen puede ser bastante compleja. De la cantidad total de un elemento traza en el suelo se pueden distinguir fracciones con distinta movilidad, de las cuales la fracción biodisponible, que puede ser más fácilmente absorbida por las plantas, es la que presenta mayor interés. En general, se considera que los factores más importantes para la disponibilidad de los elementos traza en los suelos son: el pH, el contenido en materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, contenido en arcillas, y el potencial redox. Algunos elementos como Cu, Zn o Fe son esenciales para las plantas (micronutrientes) y deben ser absorbidos en pequeñas cantidades; otros, como Pb, Cd y As, no tienen función biológica conocida, y superados ciertos umbrales de tolerancia pueden provocar una respuesta tóxica, incluso letal, en la planta o los microorganismos del suelo. Cantidades excesivas de un elemento traza esencial también pueden provocar toxicidad. Los mecanismos por los que causan dicha toxicidad son muy diversos, y pueden manifestarse a nivel molecular, sub-celular o celular; de manera muy simplificada, la repuesta tóxica se debe al estrés oxidativo que producen los cationes metálicos, a inhibiciones enzimáticas y/o a inhibiciones en la división y elongación celular. A nivel de la raíz, el primer signo de toxicidad es la inhibición del crecimiento radical. A nivel de hoja, los elementos traza pueden interferir en múltiples procesos y componentes implicados en la fotosíntesis, como la síntesis de clorofilas, el transporte de electrones del Fotosistema II (centro donde se agrupan pigmentos fotosintéticos rico en clorofila b), o la actividad de algunas enzimas, como la Rubisco. En resumen, los elementos traza pueden interferir en múltiples procesos que tienen lugar en el sistema suelo-planta, con importantes repercusiones para el ciclo de nutrientes del ecosistema y en el crecimiento vegetativo (RB.142: *Domínguez Núñez M.T.*, 2.009).



8.1.3.- Componentes químicos

En lo que respecta a los componentes químicos potencialmente presentes en las aguas residuales municipales estos constituyen una preocupación importante cuando se utiliza agua regenerada para su reutilización como potable, aspecto que no está contemplado en la legislación española, salvo situaciones de declaración de catástrofe (Capítulo 2, Artículo 4 RD 1620/2007). Estos componentes también pueden afectar la aceptabilidad del agua regenerada para otros usos, como el riego de cultivos alimentarios o la acuicultura. Los mecanismos potenciales de contaminación de los cultivos de alimentos incluyen:

- Contaminación física, donde la evaporación y las aplicaciones repetidas pueden resultar en una acumulación de contaminantes en los cultivos
- La absorción a través de las raíces del agua aplicada o el suelo, aunque los datos disponibles indican que los contaminantes orgánicos potencialmente tóxicos no entran en las partes comestibles de las plantas que se riegan con agua residual municipal tratada (National Research Council, 1996)
- Absorción foliar

Con la excepción de la posible inhalación de compuestos orgánicos volátiles (COV) a partir de una exposición en un sitio cerrado (invernaderos), las preocupaciones respecto a los químicos son menos importantes donde el agua regenerada no se va a consumir. Los componentes químicos se ponen en consideración cuando al agua regenerada se infiltra hacia las aguas subterráneas como resultado del riego, en la recarga de las aguas subterráneas, u otros usos similares (RB.164: EPA, 2.004).

8.1.4.- Interacción suelo – agua

En lo que respecta a la interacción suelo – agua en el riego con agua regenerada, hay que partir del hecho que el suelo es una mezcla compleja de minerales y sustancias orgánicas en concentraciones que varía ampliamente en diferentes regiones y climas. Por esta razón es muy complicado generalizar sobre cuales compuestos o contaminantes y en que concentraciones causan afección. Los efectos dependen no solo de las propiedades físicas y químicas de los suelos, sino también del tipo de cultivo, clima, calidad y cantidad del agua usada para el riego (RB.162: *Pescod M.B.*, 2.009).

A pesar de las complejas interacciones entresuelo-planta-agua, es posible encontrar valores guías para los elementos traza en aguas de riego, establecidos a partir de la poca información disponible, buscando un sistema de tolerancias límite con suficiente flexibilidad para hacer frente a factores importantes que afectan la absorción y la tolerancia a los elementos traza, tales como la variabilidad natural en las tolerancias de los cultivos y de los animales que consumen esos cultivos, las reacciones en el interior del suelo, y en las interacciones con los nutrientes, particularmente en la planta (cultivo). Estos valores se resumen en la Tabla 38.

Elemento	Para uso en continuo en riego de todo tipo de suelos	Para riego periodos de corto plazo (≤ 20 años) sobre suelos de pH entre 6 y 8,5
Aluminio	5,00	20,00
Arsénico	0,10	2,00
Berilio	0,10	0,50
Boro	0,75	2,00
Cadmio	0,010	0,050
Cromo	0,10	1,00
Cobalto	0,05	5,00
Cobre	0,20	5,00
Flúor	1,00	15,00
Hierro	5,00	20,00
Plomo	5,00	10,00
Litio ³⁶	2,50	2,50
Manganeso	0,20	10,00
Molibdeno	0,010	0,050 ³⁷
Níquel	0,20	2,00
Selenio	0,020	0,020
Estaño		
Titanio		
Tungsteno		
Vanadio	0,10	1,00
Zinc	2,00	10,00

Tabla 38: Concentraciones máximas recomendadas para elementos traza en aguas de riego³⁸ (RB.148: EPA, 1.972)

Los valores de la primera columna son los mismos que incluye como concentraciones máximas recomendadas la *Tabla 10 Niveles de umbral para oligoelementos (elementos traza) para la producción de cultivos* del Cuaderno N° 47 de la FAO (RB.162: Pescod M.B., 1992). Estos valores han sido determinados para una dosis de riego de 10.000 m³ por hectárea y por año, si la dosis es mayor deben ajustarse a la baja.

³⁶ La concentración máxima recomendada para riego de citrus en ambos casos es de 0,075 mg/l

³⁷ Sólo para suelos ácidos de textura fina o suelos ácidos con contenidos de óxido de hierro relativamente altos

³⁸ Estos niveles no afectarán normalmente de manera negativa a las plantas ni al suelo



Tanto el estaño, titanio y tungsteno son rechazados efectivamente por las plantas. Los primeros dos, sin duda, pueden ser introducidos en las plantas bajo condiciones de toxicidad específicas. Sin embargo, no se sabe lo suficiente en este momento acerca de cualquiera de los tres como para prescribir límites de tolerancia (como ocurre con otros elementos traza, como la plata). El titanio es muy insoluble; en la actualidad, no es motivo de gran preocupación (RB.148: EPA, 1.972).

Un resumen de estudios que analizan el efecto de los metales en riego con aguas residuales incluido por la OMS en su *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater* demuestra que las aguas residuales urbanas **no presentan problemas en los cultivos ni en los suelos** en su gran mayoría, encontrándose los contenidos de los mismos por debajo de los valores establecidos en los criterios internacionales; algunos son absorbidos por los cultivos, otros se concentran en sus raíces, no obstante, **en presencia de aguas industriales se observan mermas en el crecimiento y en la calidad de la germinación, y cambios negativos en la pigmentación**. Por su parte, fija concentraciones máximas tolerables en el suelo sobre la base de la protección de la salud de las personas, pero considerando el camino de propagación de la misma el seguido por agua residual suelo – planta – persona, y la entrada del contaminante vía consumo de granos, vegetales, raíces / tubérculos de cultivos y frutas, que no es de aplicación en el caso de éste estudio (RB.167: WHO, 2.006). En el caso concreto del riego de campos de golf, donde el cultivo es la hierba o el césped y los árboles o plantas que se puedan colocar o ya existan en el predio, deberá controlarse que estos elementos traza no superen las concentraciones que vienen resumidas en la Tabla 38 en la medida que se observen daños en estas especies vegetales con el tiempo.

En un estudio realizado en California en campos regados con aguas residuales regeneradas de la planta de Palmdale, con datos de 20 años de riego sobre suelos arenosos,- que facilitan el drenaje de metales a las capas inferiores del suelo-, y bajos contenidos de materia orgánica,- que dan lugar a una baja afinidad de adsorción y baja la capacidad de retención de metales-, mostraron que los metales pesados se encontraban generalmente en las capas superiores (30-50 cm), con pocos cambios en su contenido en el suelo en los primeros años (< 4 años) y aumento con la aplicación a largo plazo, en contenido y en el perfil de distribución (a mayor plazo mayor profundidad), lo que eventualmente puede conducir a la degradación de los suelos y la calidad de las aguas subterráneas (RB.123: Xu Jian et al., 2.010)..

En lo que respecta a la salud de los usuarios / trabajadores en contacto con el agua con presencia de estos compuestos, se deberá tener cuidado en zonas donde existan vertidos industriales que puedan aportar al agua metales como cadmio, mercurio, cinc y otros, que puedan entrañar riesgos a la salud, aunque su ocurrencia en concentraciones suficientes para generar problemas en la salud se antojan difíciles de observar a priori ya que **sin posibilidad de ingesta y con la única eventualidad de una exposición puntual por aerosolización los riesgos para la salud son escasos o nulos**.

8.1.5.- Contenido de nitrógeno y fósforo

Respecto a la limitación para el fósforo de 2 mg P/l en aguas estancadas para evitar su eutrofización, establecido para la Calidad 4.2 en estanques y masas de agua, difiere en parte de lo establecido en el REAL DECRETO 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas (RB.179: B.O.E., 1966), y el REAL DECRETO 2116/1998, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, que en su Anexo I Requisitos de los vertidos de aguas residuales, Cuadro 2 establece los *“requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas*

residuales urbanas realizados en zonas sensibles cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo. Según la situación local, se podrá aplicar uno o los dos parámetros. Se aplicarán el valor de concentración o el porcentaje de reducción”.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción ³⁹	Método de medida de referencia
Fósforo Total	2 mg/l P (de 10000 a 100000 h-e). 1 mg/l P (más de 100000 h-e).	80	Espectrofotometría de absorción molecular.
Nitrógeno total ⁴⁰ .	15 mg/l N (de 10000 a 100000 h-e) ⁴¹ . 10 mg/l N (más de 100000 h-e).	70-80	Espectrofotometría de absorción molecular.

Tabla 39: Concentraciones máximas y porcentajes mínimos de reducción fijados en el RD 2116/1998

El porcentaje de reducción de la **Tabla 39** está relacionada con la carga del caudal entrada en la depuradora, no se refiere al tratamiento terciario, ya que las normas antes citadas se refieren a los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.

El RD 509/1996, de 15 de marzo, en su ANEXO III Criterios para la determinación de zonas sensibles y menos sensibles, define como zonas sensibles a los “*lagos, lagunas, embalses, estuarios y aguas marítimas que sean eutróficas o que podrían llegar a ser eutróficas en un futuro próximo si no se adoptan medidas*”. Para estos casos se fijan las concentraciones máximas y los porcentajes mínimos de reducción de ambos parámetros, Nitrógeno y Fósforo, que se resumen en la **Tabla 39** de acuerdo al número de habitantes equivalentes.

Los compuestos de fósforo que se encuentran en las aguas residuales o se vierten directamente a las aguas superficiales provienen de fertilizantes removidos del suelo por el agua o el viento, excrementos humanos y animales, detergentes y productos de limpieza. La carga de fosfato total se compone de Ortofosfato (PO_4^{3-}), Polifosfatos ($\text{PO}_4\text{-PO}_4\text{-PO}_4^-$) y compuestos de fósforo orgánico (R-PO_4), siendo normalmente la proporción de ortofosfato la más elevada. Los compuestos del fósforo

³⁹ Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

⁴⁰ Nitrógeno total equivalente a la suma de nitrógeno Kjeldahl total (N orgánico y amoniacal), nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno en forma de nitrito.

⁴¹ Estos valores de concentración constituyen medias anuales según el punto 3.0 del apartado A) 2 del anexo III. No obstante, los requisitos relativos al nitrógeno pueden comprobarse mediante medias diarias cuando se demuestre, de conformidad con el apartado A) 1 del anexo III, que se obtiene el mismo nivel de protección. En ese caso, la media diaria no deberá superar los 20 mg/l de nitrógeno total para todas las muestras, cuando la temperatura del efluente del reactor biológico sea superior o igual a 12 °C. En sustitución del requisito relativo a la temperatura, se podrá aplicar una limitación del tiempo de funcionamiento que tenga en cuenta las condiciones climáticas regionales.



(particularmente el orto-fosfato) se consideran importantes nutrientes de las plantas y conducen al crecimiento de algas en las aguas superficiales, pudiendo llegar a promover la eutrofización de las aguas.

Las concentraciones críticas para una eutrofización incipiente se encuentran entre 0,1-0,2 mg PO₄-P/l en el agua corriente y entre 0,005-0,01 mg PO₄-P/l en aguas tranquilas (1 mg PO₄-P/l = 3,06 mg PO₄/l). Por ello fijar un único valor de 2 mg P/l⁽⁴²⁾ resulta poco exigente en comparación con la legislación anterior vigente.

En el Anexo I.B en referencia a la frecuencia de análisis se especifica que *“tras 1 año de control se podrá presentar una solicitud motivada para reducir la frecuencia de análisis hasta un 50%, para aquellos parámetros que no sea probable su presencia en las aguas”* sin establecer ningún criterio estadístico o matemático que permita la justificación de la reducción con argumentos técnicos o científicos.

El criterio de mínimos fijado para penalizar el sistema por fallos, cuando el número de muestras con valores inferiores al VMA sea menor del 90% en un período de un trimestre o menor para períodos de explotación más cortos, duplicando en el resto del tiempo el número de muestras resulta elevado por el alto coste de los ensayos. Por otra parte no se plantean controles en continuo de determinados parámetros que se puedan utilizar como alertas tempranas del sistema.

En este sentido no parece adecuado fijar criterios de conformidad del mismo modo si el fallo se produce por incumplimiento de parámetros como *E. coli*, *legionella* o *Taenia* que para el nitrógeno y el fósforo, cualquiera sea el caso del uso que se dé al agua, se debería concretar y particularizar.

8.1.6.- Sustancias prioritarias

Con respecto a las *“sustancias prioritarias”* (SP) o *“sustancias peligrosas prioritarias”* (SPP) citadas en los Anexos I.A y I.C del RD 1620/2007, la lista está *“integrada por las sustancias contenidas en la Decisión nº 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE”*. Una amplia gama de líneas potenciales de tratamiento están disponibles para el tratamiento de aguas grises y su reutilización, pero **la eficiencia del tratamiento para las sustancias prioritarias y otros microcontaminantes es muy limitada**. La modelización geoquímica indica que la eliminación de PS/PHS durante el tratamiento es probable que sea sobre todo debido a la absorción en los lodos/fase sólida, con sólo una pequeña contribución a la fase acuosa. Muchos SP/SPP son resistentes a la biodegradación y como la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas grises automatizadas periódicamente descargan lodos en el sistema municipal de alcantarillado, el tratamiento de aguas grises es improbable que actúe como una amplia barrera de emisión de SP/SPP. Por lo tanto, es importante asegurarse de que otras opciones de control de

⁴² Los valores límite definidos en la legislación aplicable se expresan en la unidad P total = PO₄-P total

fuentes (por ejemplo, el etiquetado ecológico, la sustitución de sustancias y controles reglamentarios) para artículos domésticos continúen siendo controladas, a fin de que las emisiones de SP/SPP de estas fuentes se reduzcan eficazmente y/o retirarlo progresivamente según lo dispuesto en las exigencias de la Directiva Marco Europea del Agua (RB.31: *Donner E. et al.*, 2.010).

8.1.7.- Otros contaminantes

En el grupo de Calidad 2.3 del Anexo I.A se menciona que habrá que limitar la entrada de “*otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales*” al medio ambiente. Dichos contaminantes vienen descritos en el Anexo al Título III del RD 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, y en los Anexos II y III del RD 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el anterior y que a continuación se transcriben:

ANEXO II

Contaminantes

1. *Compuestos organohalogenados y sustancias que puedan dar origen a compuestos de esta clase en el medio acuático.*
2. *Compuestos organofosforados.*
3. *Compuestos organoestánicos.*
4. *Sustancias y preparados o productos derivados de ellos, para las que se ha demostrado que poseen propiedades cancerígenas, mutagénicas o propiedades que puedan afectar a la función esteroidogénica, al tiroides, a la reproducción o a otras funciones endocrinas, en el medio acuático o a través del medio acuático.*
5. *Hidrocarburos persistentes y sustancias orgánicas tóxicas persistentes y bioacumulables.*
6. *Cianuros.*
7. *Metales y sus compuestos.*
8. *Arsénico y sus compuestos.*
9. *Biocidas y productos fitosanitarios.*
10. *Materias en suspensión.*
11. *Sustancias que contribuyen a la eutrofización (en particular nitratos y fosfatos).*
12. *Sustancias que ejercen una influencia desfavorable sobre el balance de oxígeno (y que pueden ser medidas mediante parámetros tales como DBO o DQO).*

ANEXO III

Relación I de sustancias contaminantes

1. *Compuestos organohalogenados y sustancias que puedan dar origen a compuestos de esta clase en el medio acuático.*
2. *Compuestos organofosfóricos.*
3. *Compuestos organoestánicos.*
4. *Sustancias en las que está demostrado su poder cancerígeno en el medio acuático o por medio de él.*
5. *Mercurio y compuestos de mercurio.*
6. *Cadmio y compuestos de cadmio.*
7. *Aceites minerales persistentes e hidrocarburos de origen petrolífero persistentes.*
8. *Sustancias sintéticas persistentes Que puedan flotar, permanecer en suspensión o hundirse causando con ello perjuicio, a cualquier utilización de las aguas.*

Relación II de sustancias contaminantes



1. *Sustancias que forman parte de las categorías y grupos enumerados en la relación I para las que no se hayan fijado límites según el artículo 256 de este reglamento, excepto cuando se trate de vertidos a aguas subterráneas.*
2. *Sustancias o tipos de sustancias comprendidos en el siguiente apanado y que aún teniendo efectos perjudiciales puedan quedar limitados en zonas concretas según las características de las aguas receptoras y su localización.*
3. a) *Los metaloides y metales siguientes y sus compuestos:*
 1. *Cinc.*
 2. *Cobre.*
 3. *Níquel.*
 4. *Cromo.*
 5. *Plomo.*
 6. *Selenio.*
 7. *Arsénico.*
 8. *Antimonio.*
 9. *Molibdeno.*
 10. *Titanio.*
 11. *Estaño.*
 12. *Bario.*
 13. *Benlio.*
 14. *Boro.*
 15. *Uranio.*
 16. *Vanadio.*
 17. *Cobalto.*
 18. *Talio.*
 19. *Teluro.*
 20. *Plata.*
- c) *Biocidas y sus derivados no incluidos en la relación I.*
- d) *Sustancias que tengan efectos perjudiciales para el sabor y/o el olor de productos de consumo humano derivados del medio acuático, así como los compuestos susceptibles de originarlos en las aguas.*
- e) *Compuestos organosilícicos tóxicos o persistentes y sustancias que puedan originarlos en las aguas, excluidos los biológicamente inofensivos o que dentro del agua se transforman rápidamente en sustancias inofensivas.*
- f) *Compuestos inorgánicos de fósforo y fósforo elemental.*
- g) *Aceites minerales no persistentes o hidrocarburos de origen petrolífero no persistente.*
- h) *Cianuros, fluoruros.*
- i) *Sustancias que influyen desfavorablemente en el balance de oxígeno, especialmente las siguientes:*
 1. *Amoníaco.*
 2. *Nitritos*

Las sustancias peligrosas están incluidas en el Anexo IV Lista de sustancias peligrosas del RD 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica (RB.172: B.O.E., 2007):

Lista I:

- *Mercurio*
- *Cadmio*
- *Hexaclorociclohexano (HCH)*

- *Tetracloruro de Carbono*
- *Diclorodifeniltricloroetano (DDT)*
- *Pentaclorofenol*
- *Aldrín*
- *Dieldrín*
- *Endrín*
- *Isodrín*
- *Hexaclorobenceno*
- *Hexaclorobutadieno*
- *Cloroformo*
- *1,2 dicloroetano*
- *Tricloroetileno*
- *Percloroetileno*
- *Triclorobencenos*

Lista II Preferente:

- *Atrazina*
- *Benceno*
- *Clorobenceno*
- *Diclorobenceno (Σ isómeros orto, meta y para)*
- *Etilbenceno*
- *Metolacoloro*
- *Naftaleno*
- *Simazina*
- *Terbutilazina*
- *Tolueno*
- *Tributilestaño (Σ compuestos de butilestaño)*
- *1,1,1-Tricloroetano*
- *Xileno (Σ isómeros orto, meta, para)*
- *Cianuros totales*
- *Fluoruros*
- *Arsénico total*
- *Cobre disuelto*
- *Cromo total disuelto*
- *Níquel disuelto*
- *Plomo disuelto*
- *Selenio disuelto*
- *Zinc total*

Lista III Prioritaria:

- *Alacloro*
- *Antraceno*
- *Atrazina*
- *Benceno*
- *Difeniléteres bromados*
- *Cadmio y sus compuestos*
- *C10-13 –cloroalcanos*
- *Clorofenvinfos*
- *Cloropirifos*
- *1,2-dicloroetanos*



- *Diclorometano*
- *Di(2-etilhexil)ftalato (DEHP)*
- *Diurón*
- *Endosulfán*
- *(alfa-endosulfán)*
- *Fluoranteno*
- *Hexaclorobenceno*
- *Hexaclorobutadieno*
- *Hexaclorociclohexano*
- *(isómero gamma-lindano)*
- *Isoproturón*
- *Plomo y sus compuestos*
- *Mercurio y sus compuestos*
- *Naftaleno*
- *Níquel y sus compuestos*
- *Nonilfenoles*
- *4-(para)-nonilfenol*
- *Octilfenoles*
- *(Para-ter-octilfenol)*
- *Pentaclorobenceno*
- *Pentaclorofenol*
- *Hidrocarburos poliaromáticos*
- *(Benzo(a)pireno)*
- *(Benzo(b)fluoranteno)*
- *(Benzo(g,h,i)perileno)*
- *(Benzo(k)fluoroanteno)*
- *(Indeno(1,2,3-cd)pireno)*
- *Simazina*
- *Compuestos del tributilestaño*
- *Tributiltín catión de tributilestaño*
- *Triclorobencenos*
- *(1,2,4-triclorobenceno)*
- *Triclorometano (cloroformo)*
- *Trifluralina*

Por su parte, el RD 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, *“incorpora al derecho español el apartado 1.2.6 del anexo V de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000. En dicho anexo queda definido el procedimiento para el establecimiento de NCA de contaminantes en aguas, sedimento o biota. Dicho procedimiento deberá aplicarse para obtener la NCA de los contaminantes relevantes de cada demarcación hidrográfica. Asimismo, incorpora las especificaciones técnicas del análisis químico y del seguimiento del estado de las aguas, y fija el procedimiento para calcular las NCA de los contaminantes con objeto de conseguir un buen estado de las aguas”*.

Esta Norma redefine parcialmente el criterio de Norma de Calidad Ambiental (NCA) fijando como deben establecerse los valores límites de concentración: *“Este umbral puede expresarse como Concentración Máxima Admisible (NCA-CMA) o como Media Anual (NCA-MA)”*. En el ANEXO I se establecen las Normas de Calidad Ambiental para sustancias prioritarias y para otros contaminantes fijando los valores media anual (MA) y de concentración máxima admisible (CMA), medidos en µg/l,

tanto para aguas superficiales continentales como para otras aguas superficiales, mientras que en el ANEXO II se establecen los mismos valores límites en aguas superficiales de las Normas de Calidad Ambiental para sustancias preferentes.

Incluye además un *ANEXO III Relación de sustancias contaminantes* que es idéntico al Anexo II del RD 606/2003, de 23 de mayo.

De esta larga lista de compuestos y sustancias incluidas en las normas antes mencionadas se han escogido un grupo que se incluye en la Tabla 40, donde se exponen los riesgos asociados a los mismos, tanto para la salud como para la flora y la fauna.



COMPUESTO	EFFECTOS SOBRE LA SALUD	EFFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
Organohalogenados	<p>Son sustancias químicas orgánicas que contienen uno ó varios átomos de un elemento halógeno (generalmente cloro, aunque existen compuestos formados con bromo y Yodo). Pueden ser sustancias simples y volátiles como es el caso del triclorometano (cloroformo), ó moléculas orgánicas complejas como las dioxinas y los furanos, que pueden presentar gran variedad de propiedades físicas.</p> <p>La exposición excesiva a estas sustancias químicas puede generar efectos adversos sobre la salud humana, no obstante la sintomatología y las alteraciones producidas van a depender del tipo de sustancia y de la duración a la exposición de la misma ⁴³.</p>	<p>La mayoría de estos compuestos son tóxicos para los organismos acuáticos en concentraciones bajas, ya que son muy persistentes en el medio ambiente y con tendencia a bioacumularse, llegando incluso a transmitirse hasta el ser humano a través de la cadena alimenticia ⁽²⁶⁾.</p>
Organofosfóricos	<p>Inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa En este tipo de intoxicaciones se presentan signos y síntomas correspondientes a manifestaciones que se clasifican en tres tipos: muscarínicos, nicotínicos, y del sistema nervioso central ⁴⁴.</p> <p>Pueden provocar envenenamiento agudo, efectos crónicos sobre el sistema nervioso periférico y central, cáncer, enfermedad Saku, defectos de nacimiento, e inmunotoxicidad ⁴⁵.</p>	<p>Los organofosforados son plaguicidas de baja persistencia en el medio ambiente, su persistencia es de días o semanas. Se hidrolizan a pH alto o bajo y también son degradados por la luz de sol. Su Ciclo de Vida comienza con la fabricación llegando hasta su uso final en las cosechas. Cuando se utilizan productos vencidos, hay riesgo de introducir impurezas que son mucho más tóxicas que el pesticida de origen (por ejemplo, los llamados derivados "oxon" del pesticida original) ⁽⁴⁶⁾.</p>
Organoestánicos	<p>Los efectos de las sustancias orgánicas de estaño pueden variar, dependiendo del tipo de compuesto y del organismo que esté expuesto a</p>	<p>Son compuestos muy persistentes y poco biodegradables, pudiendo mantenerse en el medio durante largos periodos de tiempo.</p>

⁴³ Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. España.

⁴⁴ Instituto Nacional de Higiene y Seguridad en el Trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. España

⁴⁵ RAPAM/CAATA. Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México / Centro de Análisis y Acción sobre Tóxicos y sus Alternativas. México.

⁴⁶ Instituto de Investigaciones y Desarrollo del Ministerio de Defensa. Gobierno de Argentina. Javier Quagliano. Julio 2.009

COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
	<p>él. El estaño trietilico es la sustancia orgánica del estaño más peligrosa para los humanos ya que se puede absorber a través de la respiración y la piel, generando alteraciones de diferente sintomatología: Irritaciones de ojos y piel, dolores de cabeza y estomacales, vómitos y mareos, sudoración severa, falta de aliento, y problemas para orinar.</p> <p>Si la exposición a este compuesto es prolongada puede provocar: depresiones, daños hepáticos, disfunción del sistema inmunitario, daños cromosómicos, disminución del número de glóbulos rojos, y daños cerebrales (provocación de ira, trastornos del sueño, olvidos y dolores de cabeza) ⁽³⁴⁾.</p>	<p>Al dispersarse a través de los sistemas acuáticos, son absorbidos por partículas residuales, causando mucho daño en los ecosistemas acuáticos, ya que presentan una elevada toxicidad para los hongos, las algas y el fitoplancton, que es un eslabón muy importante, ya que proporciona oxígeno y alimento al resto de los organismos acuáticos ⁽³⁴⁾.</p>
Mercurio y sus compuestos	<p>Daño al sistema nervioso, daños a las funciones del cerebro, daño al ADN y cromosomas, reacciones alérgicas, irritación de la piel, cansancio y dolor de cabeza, efecto negativo en la reproducción, daño en el esperma, defectos de nacimiento y abortos.</p> <p>El daño a las funciones del cerebro puede causar la degradación de la habilidad para aprender, cambios en la personalidad, temblores, cambios en la visión, sordera, descoordinación de músculos y pérdida de la memoria. Daño en el cromosoma y es conocido que causa mongolismo ⁽⁴⁷⁾.</p>	<p>Algunas formas de actividades humanas liberan Mercurio directamente al suelo o al agua, por ejemplo la aplicación de fertilizantes en la agricultura y los vertidos de aguas residuales industriales.</p> <p>El Mercurio que ha alcanzado las aguas superficiales o suelos los microorganismos pueden convertirlo en metil mercurio, una sustancia que puede ser absorbida rápidamente por la mayoría de los organismos y es conocido que daña al sistema nervioso ⁽³⁸⁾.</p>
Cadmio y sus compuestos	<p>Fallos renales, diarreas, dolor de estómago y vómitos severos, fractura de huesos, fallos en la reproducción y posibilidad incluso de infertilidad, daño al sistema nervioso central, daño al sistema inmune, desórdenes</p>	<p>Es tóxico para las judías, remolacha y los nabos a concentraciones tan bajas como 0,1 mg/l en disolución. Los límites recomendados son conservadores debido a su capacidad para acumularse en el suelo y en</p>

⁴⁷ Lenntech BV, Delft. Holland



COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
	psicológicos y posible daño en el ADN o desarrollo de cáncer ⁽³⁸⁾ .	las plantas hasta concentraciones que pueden ser perjudiciales para las personas ⁽⁴⁸⁾ .
Cinc	La ingestión de grandes cantidades aun brevemente puede causar calambres estomacales, náusea y vómitos. Si se ingieren grandes cantidades durante un período más prolongado pueden ocurrir anemia y disminución de los niveles del tipo de colesterol que es beneficioso ⁽⁴⁹⁾ .	El medio acuático generalmente se contamina de grandes cantidades de cinc gracias a los vertidos de las plantas industriales, provocando la presencia de fangos contaminados en las orillas de los ríos y de la acidificación de las aguas superficiales. Algunos peces acumulan cinc en sus órganos, pudiendo transmitirse al hombre a través de la cadena alimenticia. En el suelo, el cinc tiene un efecto tóxico sobre las plantas, impidiendo su crecimiento y desarrollo, y limitando sus condiciones de supervivencia. También puede interrumpir la actividad biológica del suelo, influyendo negativamente en la actividad de microorganismos y lombrices ⁽³⁴⁾ . Es tóxico para muchas plantas a concentraciones muy variables; su toxicidad disminuye a pH > 6 y en suelos con textura fina o de carácter orgánico ⁽³⁹⁾ .
Cobre	La ingestión de niveles altos de cobre puede producir náusea, vómitos y diarrea. Cantidades muy altas de cobre pueden dañar el hígado y los riñones y pueden aun causar la muerte ⁽⁴⁰⁾ .	El Cobre no se rompe en el ambiente y por eso se puede acumular en plantas y animales cuando este es encontrado en suelos. En suelos ricos en Cobre sólo un número pequeño de plantas pueden vivir, es una seria amenaza para la producción en las granjas. El Cobre puede interrumpir la productividad del suelo por su influencia negativa en la actividad de microorganismos y lombrices de tierra. La descomposición de la materia

⁴⁸ FAO irrigation and drainage paper 47, (RB.162: *Pescod M.B.*, 1.992)

⁴⁹ Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Division of Toxicology and Environmental Medicine. USA

COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
		<p>orgánica puede disminuir debido a esto.</p> <p>Cuando los suelos de las granjas están contaminados con Cobre, los animales pueden absorber concentraciones de Cobre que dañan su salud. Principalmente las ovejas sufren un gran efecto por envenenamiento con Cobre, debido a que los efectos del Cobre se manifiestan a bajas concentraciones ⁽³⁸⁾.</p>
Níquel	<p>La toma de altas cantidades de níquel tienen las siguientes consecuencias: elevadas probabilidades de desarrollar cáncer de pulmón, nariz, laringe y próstata, enfermedades y mareos después de la exposición al gas de níquel, embolia de pulmón, fallos respiratorios, defectos de nacimiento, asma y bronquitis crónica, reacciones alérgicas como son erupciones cutáneas, mayormente de las joyas, desordenes del corazón ⁽³⁰⁾.</p>	<p>En altas concentraciones de níquel en suelos arenosos puede claramente dañar a las plantas y altas concentraciones de níquel en aguas superficiales puede disminuir el rango de crecimiento de las algas. Microorganismos pueden también sufrir una disminución del crecimiento debido a la presencia de níquel. Para los animales el níquel, es un elemento esencial en pequeñas cantidades. Puede ser peligroso cuando se excede la máxima cantidad tolerable. Esto puede causar varios tipos de cánceres en diferentes lugares de los cuerpos de los animales, mayormente en aquellos que viven cerca de refinerías ⁽³⁸⁾.</p> <p>Es tóxico para diversas plantas a concentraciones entre 0,5 y 1,0 mg/l; su toxicidad disminuye a pH neutro o alcalino ⁽³⁹⁾.</p>
Cromo	<p>El Cromo III es un nutriente esencial para los humanos y la falta de este puede causar condiciones del corazón, trastornos metabólicos y diabetes. Pero la toma de mucho Cromo III puede causar efectos adversos sobre la salud también, por ejemplo erupciones cutáneas. Malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmunitario, daño en los riñones e hígado, alteración del material genético y cáncer de pulmón ⁽³⁸⁾.</p>	<p>No está considerado como un elemento esencial para el crecimiento. Los límites recomendados son conservadores debido a los escasos conocimientos sobre fitotoxicidad ⁽³⁹⁾.</p>
Plomo	<p>El Plomo puede causar varios efectos no deseados, como son: perturbación de la biosíntesis de hemoglobina y anemia, incremento de la presión sanguínea, daño a los riñones, abortos y abortos sutiles, perturbación del sistema nervioso, daño al cerebro, disminución de la fertilidad del hombre a través del daño en el esperma, disminución de las habilidades de aprendizaje de los niños, perturbación en el comportamiento de los niños, como es agresión, comportamiento impulsivo e hipersensibilidad.</p> <p>El Plomo puede entrar en el feto a través de la placenta de la madre. Debido a esto puede causar serios daños al sistema nervioso y al cerebro</p>	<p>El Plomo se acumula en los cuerpos de los organismos acuáticos y organismos del suelo. Estos experimentarán efectos en su salud por envenenamiento por Plomo. Los efectos sobre la salud de los crustáceos pueden tener lugar incluso cuando sólo hay pequeñas concentraciones de Plomo presente.</p> <p>Las funciones en el fitoplancton pueden ser perturbadas cuando interfiere con el Plomo. El fitoplancton es una fuente importante de producción de oxígeno en mares y muchos grandes animales marinos lo comen. Las funciones del suelo son perturbadas por la intervención del Plomo, especialmente cerca de las autopistas y tierras de cultivos, donde puede</p>



COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
	de los niños por nacer ⁽³⁸⁾ .	<p>haber concentraciones extremas. Los organismos del suelo también sufren envenenamiento por Plomo.</p> <p>El plomo limita la síntesis clorofílica de las plantas. No obstante las plantas pueden absorber del suelo altos niveles de plomo, hasta 500 ppm. Concentraciones más altas perjudican el crecimiento de las plantas. Mediante la absorción por parte de las plantas, el plomo se introduce en la cadena alimenticia ⁽³⁸⁾.</p> <p>Puede inhibir el crecimiento de las células vegetales a concentraciones muy elevadas ⁽³⁹⁾.</p>
Selenio	<p>La exposición al selenio tiene lugar principalmente a través de la comida, porque el selenio está presente naturalmente en los cereales y la carne. Los efectos sobre la salud de las diversas formas del selenio pueden variar de pelo quebradizo y uñas deformadas, a sarpullidos, calor, hinchamiento de la piel y dolores agudos. Cuando el selenio acaba en los ojos las personas experimentan quemaduras, irritación y lagrimeo. La sobre-exposición a vapores de selenio puede producir acumulación de líquido en los pulmones, mal aliento, bronquitis, neumonía, asma bronquítica, náuseas, escalofríos, fiebre, dolor de cabeza, dolor de garganta, falta de aliento, conjuntivitis, vómitos, dolores abdominales, diarrea y agrandamiento del hígado. El selenio es irritante y sensibilizador de los ojos y del sistema respiratorio superior. La sobre-exposición puede resultar en manchas rojas en las uñas, dientes y pelo. El dióxido de selenio reacciona con la humedad para formar ácido selénico, que es corrosivo para la piel y ojos ⁽³⁸⁾.</p>	<p>Existe evidencia de que el selenio puede acumularse en los tejidos corporales de los organismos y puede ser transportada en la cadena alimenticia hacia niveles superiores. Normalmente esta biomagnificación de selenio comienza cuando los animales ingieren muchas plantas que han estado absorbiendo enormes cantidades de selenio, antes de la ingestión. Debido a la irrigación, las concentraciones de selenio en la escorrentía tienden a ser muy altas en organismos acuáticos en muchas zonas. Cuando los animales absorben o acumulan concentraciones de selenio extremadamente grandes, puede causar fallo reproductivo y defectos de nacimiento. ⁽³⁸⁾</p> <p>Es tóxico para las plantas a concentraciones tan pequeñas como 0,025 mg/l y para el ganado cuando el forraje se cultiva en suelos con niveles relativamente altos de selenio añadido. Es un elemento esencial para el crecimiento de los animales, pero en concentraciones muy pequeñas ⁽³⁹⁾.</p>
Arsénico	<p>La exposición al Arsénico inorgánico puede causar varios efectos sobre la salud, como es irritación del estómago e intestinos, disminución en la producción de glóbulos rojos y blancos, cambios en la piel, e irritación de los pulmones. Es sugerido que la toma de significantes cantidades de Arsénico inorgánico puede intensificar las posibilidades de desarrollar cáncer, especialmente las posibilidades de desarrollo de cáncer de piel, pulmón, hígado, linfa. Exposiciones a dosis muy altas de Arsénico inorgánico pueden causar infertilidad y abortos en mujeres, perturbación de la piel, pérdida de la resistencia a infecciones, perturbación en el</p>	<p>En los medios acuáticos, el arsénico existe principalmente en la forma de arseniuros y arseniatos. En los sedimentos y los suelos, los arseniatos son rápidamente absorbidos en forma de hierro o de hidróxido de aluminio, lo que reduce su capacidad y velocidad de percolación así como su disponibilidad para los sistemas biológicos.</p> <p>Las plantas absorben Arsénico bastante fácil, así que pueden estar presentes en un alto rango de concentraciones en la comida. Las concentraciones del peligroso Arsénico inorgánico que está actualmente presente en las aguas superficiales aumentan las posibilidades de alterar</p>

COMPUESTO	EFFECTOS SOBRE LA SALUD	EFFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
	corazón y daño del cerebro tanto en hombres como en mujeres. Finalmente, el Arsénico inorgánico puede dañar el ADN. Exposiciones a dosis elevadas de Arsénico orgánico puede causar ciertos efectos sobre la salud humana, como lesión de nervios y dolores de estómago ⁽³⁸⁾ .	el material genético de los peces. Esto es mayormente causado por la acumulación de Arsénico en los organismos de las aguas dulces consumidores de plantas ⁽³⁸⁾ . Su fitotoxicidad varía ampliamente, entre 12 mg/l para la hierba del Sudán hasta menos de 0,5 mg/l para el arroz ⁽³⁹⁾ .
Antimonio	La exposición a cantidades relativamente altas de antimonio (9 mg/m ³ de aire) durante un largo periodo de tiempo puede provocar irritación de los ojos, piel y pulmones. Si la exposición continúa se pueden producir efectos más graves, tales como enfermedades pulmonares, problemas de corazón, diarrea, vómitos severos y úlceras estomacales. No se sabe si el antimonio puede provocar cáncer o fallos reproductores ⁽³⁸⁾ .	El antimonio contamina principalmente los suelos. Puede viajar grandes distancias en las aguas subterráneas hacia otros lugares y aguas superficiales. Los animales que respiran bajos niveles de antimonio durante un largo periodo de tiempo pueden experimentar irritación ocular, pérdida de pelo y daños pulmonares. Los perros pueden experimentar problemas cardiacos incluso cuando son expuestos a bajos niveles de antimonio. Los animales que respiran bajos niveles de antimonio durante un par de meses también pueden experimentar problemas de fertilidad ⁽³⁸⁾ .
Molibdeno	Basado en experimentación animal, se puede decir que el molibdeno y sus compuestos son altamente tóxicos. Se ha informado de alguna evidencia de disfunción hepática con hiperbilirrubinemia en trabajadores crónicamente expuestos en una planta de molibdeno y cobre; se han encontrado signos de gota en trabajadores de fábricas y entre los habitantes de zonas ricas en molibdeno. Las características principales fueron dolores de la articulación de las rodillas, manos, pies, deformidades en las articulaciones, eritemas, y edema de las zonas de articulación ⁽³⁸⁾ .	No es tóxico para diversas plantas a las concentraciones normalmente presentes en el suelo y en el agua. Puede ser tóxico para el ganado cuando el forraje se cultiva en suelos con elevadas concentraciones de molibdeno disponible ⁽³⁹⁾ .
Titanio	El titanio elemental y el dióxido de titanio tienen un nivel bajo de toxicidad. La inhalación del polvo puede causar tirantez y dolor en el pecho, tos, y dificultad para respirar. El contacto con la piel y los ojos puede provocar irritación. Vías de entrada: Inhalación, contacto con la piel, contacto con los ojos La agencia internacional para la investigación del cáncer (IARC) ha incluido el dióxido de titanio en el grupo 3 (el agente no es clasificable con respecto a su acción carcinógena en humanos) ⁽³⁸⁾ .	Baja toxicidad. No se han documentado efectos ambientales negativos del titanio ⁽³⁸⁾ . Es eliminado efectivamente por las plantas. Su tolerancia específica se desconoce ⁽³⁹⁾ .
Estaño	Los enlaces orgánicos de estaño son las formas más peligrosas del estaño para los humanos. Son aplicados en la industria de la pintura y del	Los compuestos orgánicos del estaño pueden mantenerse en el medio ambiente durante largos periodos de tiempo. Son muy persistentes y no



COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
	<p>plástico, y en la agricultura a través de los pesticidas.</p> <p>El estaño trietilico es la sustancia orgánica del estaño más peligrosa para los humanos. Tiene enlaces de hidrógeno relativamente cortos.</p> <p>La ingesta de enlaces de estaño puede provocar efectos agudos así como efectos a largo plazo.</p> <p>Los efectos agudos son: irritaciones de ojos y piel, dolores de cabeza, dolores de estómago, vómitos y mareos, sudoración severa, falta de aliento, problemas para orinar.</p> <p>Los efectos a largo plazo son: depresiones, daños hepáticos, disfunción del sistema inmunitario, daños cromosómicos, escasez de glóbulos rojos, daños cerebrales (provocando ira, trastornos del sueño, olvidos y dolores de cabeza) ⁽³⁸⁾.</p>	<p>fácilmente biodegradables.</p> <p>Los estaños tributilicos son los compuestos del estaño más tóxicos para los peces y los hongos, mientras que el estaño trifenólico es mucho más tóxico para el fitoplancton.</p> <p>Se sabe que los estaños orgánicos alteran el crecimiento, la reproducción, los sistemas enzimáticos y los esquemas de alimentación de los organismos acuáticos ⁽³⁸⁾.</p>
Bario	<p>Los compuestos de bario que no se disuelven muy bien, por ejemplo el sulfato de bario, generalmente no son perjudiciales.</p> <p>La exposición durante períodos relativamente breves a niveles de bario más alta que las normas establecidas por la EPA (2 mg/l) puede causar perturbaciones gastrointestinales y debilidad muscular. La ingestión durante un período breve de cantidades de bario más altas que las que ocurren normalmente en los alimentos y el agua puede producir vómitos, calambres estomacales, diarrea, dificultad para respirar, aumento o disminución de la presión sanguínea, adormecimiento de la cara y debilidad muscular. La ingestión de cantidades muy altas de compuestos de bario que se disuelven fácilmente puede alterar el ritmo del corazón y producir parálisis y posiblemente la muerte ⁽⁴⁰⁾.</p>	<p>Los compuestos de bario, por ejemplo el sulfato o carbonato de bario, que no se disuelven muy bien en agua, pueden permanecer en el ambiente mucho tiempo. Los compuestos de bario, por ejemplo el cloruro, nitrato o hidróxido de bario, que se disuelven fácilmente en agua, no permanecen mucho tiempo en el ambiente en estas formas. El bario en estos compuestos que está disuelto en el agua se combina rápidamente con sulfato o carbonato que se encuentra naturalmente en el agua y se transforman a las formas que duran mucho tiempo en el ambiente (sulfato de bario y carbonato de bario). Los peces y otros organismos acuáticos pueden acumular bario ⁽⁴⁰⁾.</p>
Berilio	<p>El berilio puede producir daño si se respira. Los efectos dependen de la cantidad a la que se expone, la duración de la exposición, y la susceptibilidad individual. La exposición a niveles de berilio en el aire suficientemente altos (mayores que 1.000 µg/m³) puede producir una condición aguda. Esta condición es similar a pulmonía y se llama enfermedad aguda de berilio ⁽⁴⁰⁾ o beriliosis, una peligrosa y persistente enfermedad de los pulmones que puede incluso dañar otros órganos, como el corazón. Alrededor del 20% de todos los casos de beriliosis terminan con la muerte del enfermo ⁽³⁸⁾.</p>	<p>El berilio entra al agua por la erosión de las rocas y del suelo, y desde residuos industriales. Algunos compuestos de berilio se disolverán en el agua, pero la mayoría se adhieren a partículas y se depositan en el fondo. La mayor parte del berilio en el suelo no se disuelve en agua y permanece adherido al suelo. El berilio no se acumula en la cadena alimentaria ⁽³²⁾.</p> <p>Su fitotoxicidad varía ampliamente, entre 5 mg/l para la col rizada hasta 0,5 mg/l para las judías verdes ⁽³⁹⁾.</p>

COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
	<p>Algunos trabajadores expuestos (1-15%) desarrollan sensibilidad al berilio. Estos individuos pueden desarrollar una reacción inflamatoria en el sistema respiratorio. Esta condición se llama enfermedad crónica de berilio (CBD), y puede ocurrir años después de exponerse a niveles de berilio mayores que lo normal (mayores que 0,2 µg/m³)⁽⁴⁰⁾. Los síntomas son debilidad, cansancio y problemas respiratorios. Algunas personas que sufren de esta enfermedad pueden desarrollar anorexia y las manos y pies se les ponen azules. En algunas personas puede causar la muerte⁽³⁸⁾.</p> <p>La EPA ha determinado que el berilio es probablemente carcinogénico en seres humanos⁽⁴⁰⁾.</p>	
Boro	<p>Existe poca información acerca de los efectos de la exposición prolongada al boro sobre la salud. La mayoría de los estudios son de exposiciones breves. Respirar niveles moderados de boro puede producir irritación de la nariz, la garganta y los ojos. En hombres expuestos al boro por largo tiempo se observó una disminución del número de espermatozoides. Los estudios en animales han demostrado que respirar altos niveles de boro produce efectos sobre los pulmones. Ingerir grandes cantidades de boro durante un período breve puede dañar el estómago, los intestinos, el hígado, los riñones y el cerebro. Algunos estudios en animales han demostrado que ingerir boro produce alteraciones de los testículos. También se observaron defectos de nacimiento en las crías de hembras expuestas al boro durante el embarazo⁽⁴⁰⁾.</p>	<p>El boro es liberado al medio ambiente desde fuentes naturales como los océanos, volcanes y vapores geotérmicos, así como por industrias que lo utilizan. No hay ninguna información acerca del tiempo que el boro permanece en el aire, la tierra o el agua. El boro no parece acumularse en peces o en otros organismos acuáticos pero se acumula en plantas y se encuentra en los alimentos, principalmente en frutas y hortalizas⁽⁴⁰⁾.</p>
Uranio	<p>Todas las mezclas de uranio (natural, enriquecido y empobrecido) tienen los mismos efectos químicos en el cuerpo. Grandes cantidades de uranio pueden reaccionar con los tejidos del cuerpo y dañar los riñones. El daño de radiación por exposición a altos niveles de uranio, natural o empobrecido, no produce cáncer⁽⁴⁰⁾.</p> <p>Las posibilidades de tener cáncer son mucho más elevadas cuando las personas son expuestas al uranio enriquecido, porque es una forma más radioactiva del uranio que emite radiación dañina⁽³⁸⁾.</p>	<p>El uranio entra al agua al disolverse tierra, por erosión de suelo y rocas, o en liberaciones de plantas que lo procesan. Las partículas más grandes se depositan en el fondo de lagos, ríos y lagunas y se juntan con el uranio que ocurre ahí en forma natural. Ciertas plantas pueden absorber uranio o éste puede adherirse a la superficie de la raíz⁽³⁸⁾.</p> <p>Debido a su naturaleza, no es probable que se acumulen en peces o vegetales y el uranio que es absorbido será eliminado rápidamente a través de la orina y las heces. Las plantas absorben uranio a través de sus raíces y lo almacenan allí. Los vegetales de raíz tales como los rábanos pueden contener por tanto concentraciones de uranio más altas de lo normal. Cuando los vegetales se lavan el uranio será eliminado⁽³⁸⁾.</p>



COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
<p>Vanadio</p>	<p>La mayor acumulación de Vanadio en los seres humanos tiene lugar a través de la ingesta de alimentos, tales como trigo, semilla de soja, aceite de oliva, aceite de girasol, manzanas y huevos ⁽³⁰⁾; niveles más altos se encuentran en mariscos. Respirando aire cerca de una industria que usa petróleo o carbón que liberan óxido de vanadio al aire, o trabajando en industrias que procesan vanadio o que fabrican productos que lo contienen.</p> <p>La exposición a niveles altos de vanadio en el aire puede dañar los pulmones. Personas que han ingerido vanadio han sufrido diarrea leve y calambres estomacales. En animales que ingirieron vanadio en cantidades superiores a las que pueden ocurrir en el ambiente, se han descrito un sinnúmero de efectos tales como disminución del número de glóbulos rojos, aumento de la presión sanguínea y leves efectos neurológicos.</p> <p>El cuerpo no absorbe vanadio muy fácilmente a través del estómago, los intestinos o la piel ⁽⁴⁰⁾.</p>	<p>El vanadio entra al ambiente principalmente desde fuentes naturales y de la combustión de combustibles de petróleo. El vanadio permanece en el aire, en el agua y en el suelo durante largo tiempo, no se disuelve muy bien en agua, se combina con otros elementos y partículas, y se adhiere fuertemente al suelo y a sedimentos. Se han encontrado niveles bajos de vanadio en plantas, pero es improbable que se acumule en los tejidos de animales ⁽⁴⁰⁾.</p> <p>El Vanadio causa la inhibición de ciertas enzimas de animales, lo cual tiene varios efectos neurológicos, pudiendo previamente causar desordenes respiratorios, parálisis y efectos negativos en el hígado y los riñones. Las pruebas de laboratorio con animales han mostrado, que el Vanadio puede causar daño en el sistema reproductivo de los machos, y puede causar alteraciones del ADN en algunos casos ⁽³⁸⁾, pero no ha sido clasificado como cancerígeno en seres humanos, aunque sí el pentóxido de vanadio (IARC) ⁽⁴⁰⁾.</p> <p>Es tóxico par muchas plantas a concentraciones relativamente bajas ⁽³¹⁾.</p>
<p>Cobalto</p>	<p>El cobalto tiene efectos tanto beneficiosos como perjudiciales para la salud de seres humanos. El cobalto es beneficioso porque forma parte de la vitamina B₁₂; es usado para tratar la anemia en mujeres embarazadas, porque este estimula la producción de glóbulos rojos ⁽³⁸⁾.</p> <p>La exposición a niveles altos de cobalto puede producir efectos en los pulmones y el corazón. También puede producir dermatitis. En animales expuestos a niveles altos de cobalto también se han observado efectos en el hígado y los pulmones. La exposición a altas cantidades de radioactividad emitida por el cobalto puede dañar las células del cuerpo. Aunque es improbable que ocurra, también se puede sufrir el síndrome de radiación aguda que incluye náusea, vómitos, diarrea, hemorragia, coma e incluso la muerte ⁽⁴⁰⁾.</p> <p>La inhalación de los denominados metales duros (carburos metálicos de tungsteno sinterizados extremadamente duros, a los que se añaden pequeñas cantidades de carburo de titanio, de tantalio, de vanadio, de molibdeno o de cromo, que se unen entre sí con cobalto y también con hierro y con níquel) que se utilizan en la fabricación de herramientas que</p>	<p>El Cobalto es un elemento que ocurre de forma natural en el medio ambiente, en el aire, agua, suelo, rocas, plantas y animales; puede también entrar en el aire y el agua y depositarse sobre la tierra a través del viento y el polvo y entrar en la superficie del agua a través de la escorrentía cuando el agua de lluvia corre a través del suelo y las rocas que contienen Cobalto.</p> <p>El Cobalto se acumula en plantas y en cuerpos de animales que comen esas plantas, pero no es conocido que el Cobalto sufra magnificación biológica en la cadena alimentaria debido a que las frutas, vegetales, peces y otros animales que se comen habitualmente no contienen altas cantidades de Cobalto ⁽³⁸⁾.</p> <p>Es tóxico para las plantas de tomate a 0,1 mg / l en solución de nutrientes. Tiende a ser inactivado por los suelos neutros y alcalinos ⁽³⁹⁾.</p>

COMPUESTO	EFFECTOS SOBRE LA SALUD	EFFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
	precisan gran dureza, ocasiona fibrosis pulmonar difusa y en ocasiones se ha descrito una forma aguda de la enfermedad ⁽⁵⁰⁾ .	
Talio	<p>No es muy usado por los humanos, solamente en venenos de rata y como sustancias en la industria electro técnica e industrias químicas.</p> <p>El cuerpo humano absorbe el Talio muy eficientemente, especialmente a través de la piel, los órganos respiratorios y el tracto digestivo ⁽³⁸⁾.</p> <p>El talio puede afectar el sistema nervioso, los pulmones, el corazón, el hígado y los riñones si se consumen o beben grandes cantidades durante períodos cortos de tiempo. También puede ocurrir pérdida temporal del cabello, vómito y diarrea, así como la muerte después de la exposición a grandes cantidades de talio por períodos cortos de tiempo. El talio puede ser mortal a dosis tan bajas como 1 gramo ⁽⁴⁰⁾.</p>	<p>El talio entra al medio ambiente principalmente al quemar carbón y desde fundiciones; en ambos procesos el talio es un contaminante de la materia cruda. Permanece por largo tiempo sin degradarse en el aire, el agua o el suelo ⁽⁴⁰⁾. El Talio también puede esparcirse por la absorción del lodo.</p> <p>El Talio también tiene efectos negativos sobre las plantas, como el cambio de color en las hojas y la disminución del crecimiento. Mamíferos, como los conejos, son susceptibles a los efectos tóxicos del Talio como los humanos ⁽³⁸⁾.</p> <p>Es absorbido por plantas y entra a la cadena alimentaria. Se acumula en peces y mariscos ⁽⁴⁰⁾.</p>
Teluro	<p>Afortunadamente, los compuestos del telurio se encuentran muy raramente. Son teratógenos y deben ser manejados solamente por químicos competentes ya que la ingestión incluso en pequeñas cantidades provoca un terrible mal aliento y un espantoso olor corporal.</p> <p>Efectos de la inhalación: Somnolencia. Boca seca. Gusto metálico. Dolor de cabeza. Olor a ajo. Náuseas.</p> <p>En la exposición a corto plazo el aerosol de esta sustancia irrita los ojos y el tracto respiratorio. La sustancia puede tener efectos en el hígado y el sistema nervioso central. La exposición puede resultar en aliento de ajo. Se recomienda observación médica. Ingestión: Dolores abdominales. Estreñimiento. Vómitos ⁽³⁸⁾.</p>	<p>No es peligroso o es fácilmente transformado en inocuo por procesos naturales ⁽³⁸⁾.</p>

⁵⁰ Silicosis y otras neumoconiosis. Ministerio de Sanidad y Consumo, Gobierno de España, V.J. Cuervo González et al., 2001



COMPUESTO	EFECTOS SOBRE LA SALUD	EFECTOS SOBRE FLORA Y FAUNA
Plata	<p>Las sales solubles de plata, especialmente el nitrato de plata (AgNO_3), son letales en concentraciones de hasta 2 g. Los compuestos de plata pueden ser absorbidos lentamente por los tejidos corporales, con la consecuente pigmentación azulada o negruzca de la piel (Argiria).</p> <p>Peligros de la ingestión: Moderadamente tóxico. Puede causar molestias estomacales, náuseas, vómitos, diarrea y narcosis. Si el material se traga y es aspirado en los pulmones o si se produce el vómito, puede causar neumonitis química, que puede ser mortal.</p> <p>La sobre exposición crónica a un componente o varios componentes de la plata tiene los siguientes efectos en los animales de laboratorio: daños renales, oculares, pulmonares, hepáticos, anemia, daños cerebrales y anomalías cardíacas⁽³⁸⁾.</p>	<p>La plata puede ser liberada al aire y al agua a través de procesos naturales tal como la erosión de rocas. Actividades humanas tales como el procesamiento de minerales, manufactura de cemento, y la quema de combustible fósil pueden liberar plata al aire. Puede ser liberada al agua de procesos de fotografía. La lluvia puede arrastrar a la plata del suelo hacia el agua subterránea.</p> <p>La plata no parece concentrarse de manera significativa en animales acuáticos⁽⁴⁰⁾.</p>

Tabla 40: Efectos sobre la salud, flora y fauna de diferentes compuestos incluidos en el Anexo al Título III del RD 849/1986, de 11 de abril

La mayoría de estos compuestos y sustancias se encuentran en las aguas residuales en concentraciones bajas, dependen fundamentalmente de la actividad industrial y de los hábitos de higiene y consumo de los habitantes que vierten en la red de alcantarillado, y son eliminados en gran parte en los fangos producidos en los procesos biológicos y/o físico químicos de los tratamientos convencionales de las estaciones depuradoras de aguas residuales; por lo tanto, a la entrada en el tratamiento terciario sus concentraciones serán menores, con la excepción de aquellos contaminantes que el tratamiento secundario sea incapaz de retener o eliminar.

8.1.8.- Líneas de tratamiento propuestas

Por último, propone unas líneas de tratamiento de regeneración en función del uso posterior del agua, coincidentes con las incluidas en el PNRA y en artículo publicado por el grupo técnico "Tecnologías de regeneración y sus costes asociados" (RB.52: *Iglesias Raquel et al.*, 2.010) del CEDEX, que se han resumido en la Tabla 13 y en la Tabla 14 del presente documento. Para el caso de los usos recreativos, se sugieren las líneas definidas en la Figura 31 como Tratamiento **tipo 2** y **tipo 3** y en la Figura 32 como Tratamiento **tipo 5** y **tipo 6**.

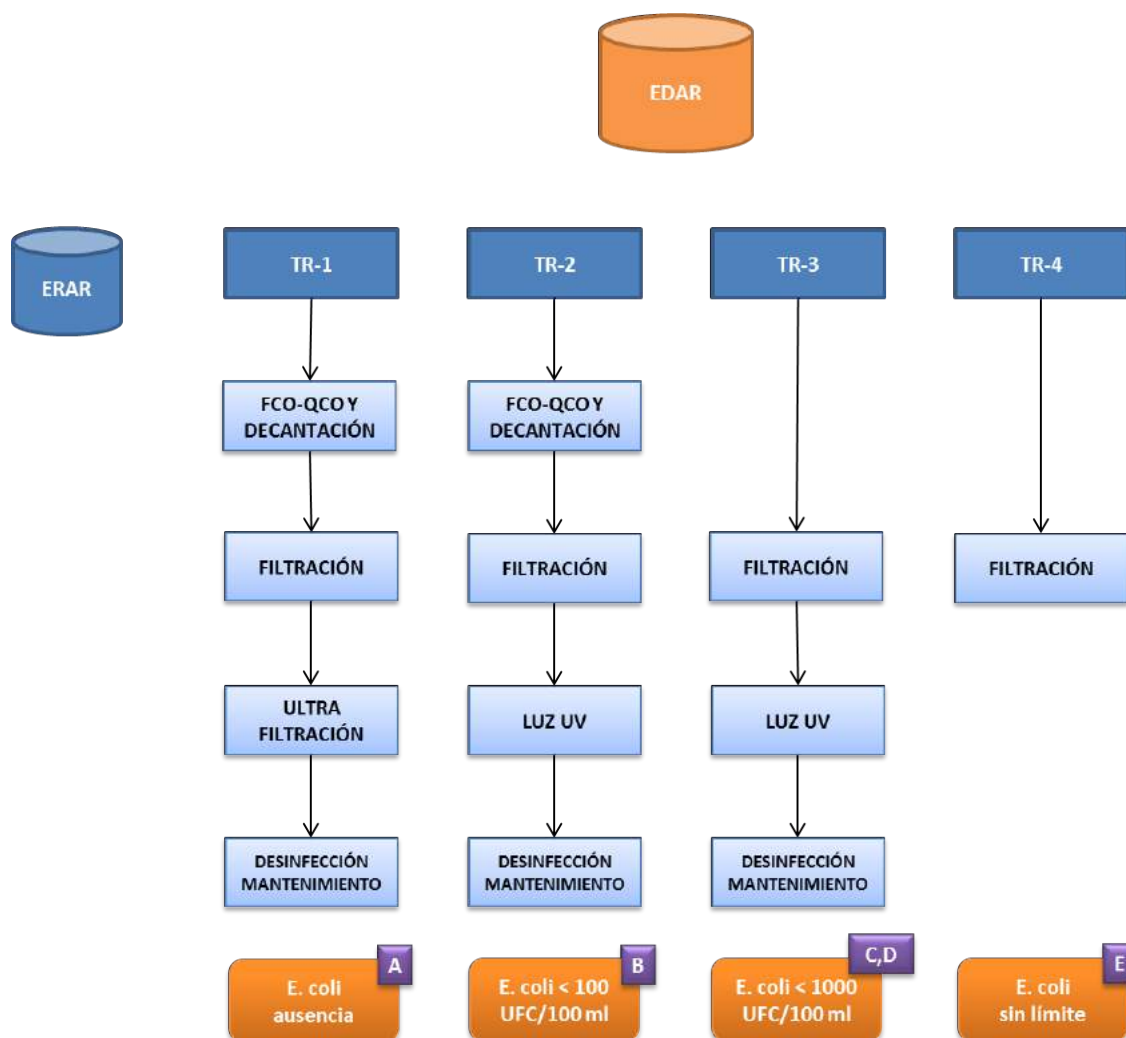


Figura 31: Tratamientos de regeneración propuestos sin desalación (RB.158: *MMAMRM*, 2.010)

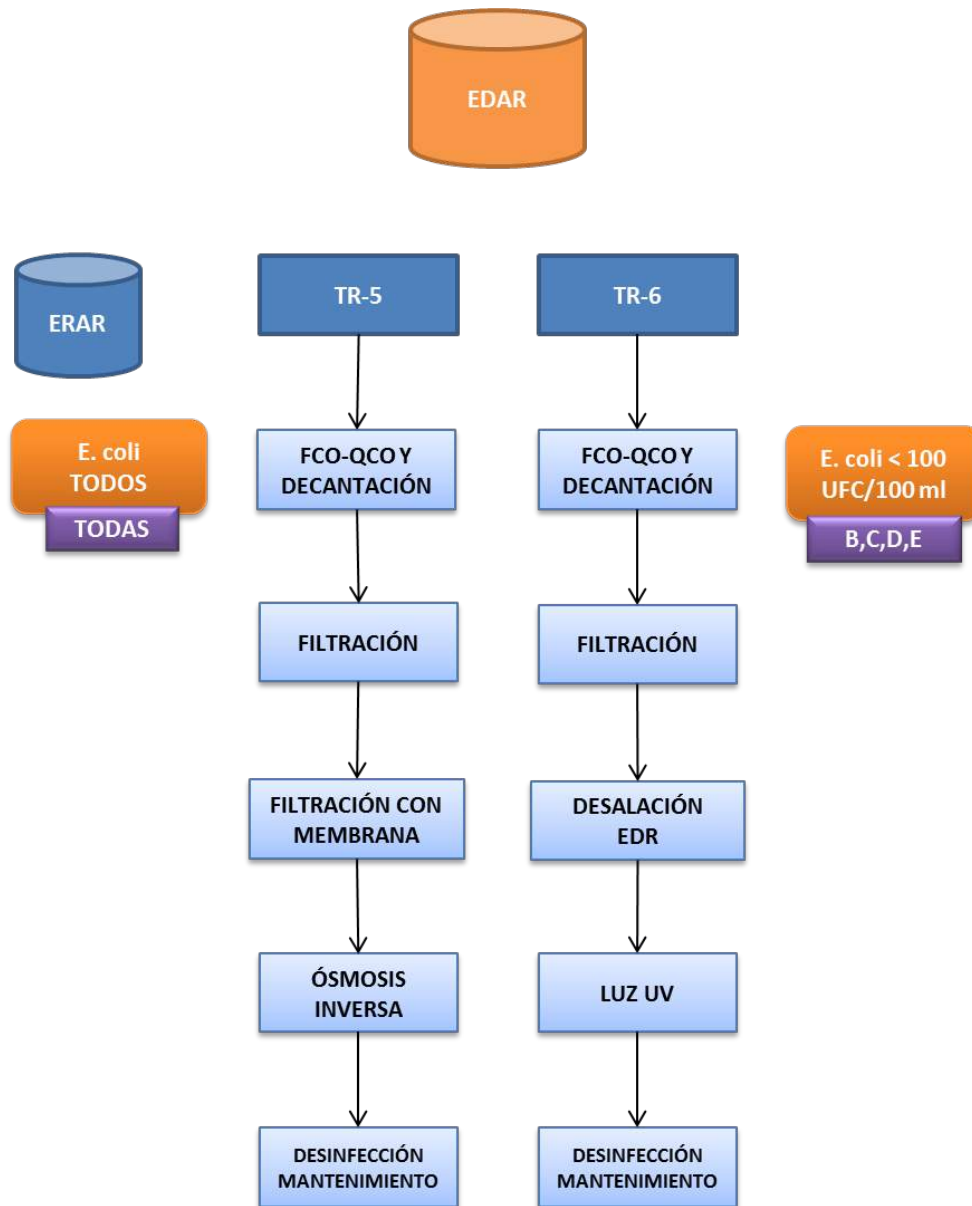


Figura 32: Tratamientos de regeneración propuestos con desalación (RB.158: MMAMRM, 2.010)

8.2.- DEFINICIÓN DE PARÁMETROS DE CONTROL

En éste apartado se propone estudiar los indicadores o parámetros de control incluidos en el RD 1620/2007, partiendo del análisis realizado en el apartado anterior, y teniendo en cuenta el análisis de normativa realizado en el apartado 5.2.2.- Límites establecidos en el resto de normativa.

8.2.1.- Nematodos intestinales

Para analizar la presencia de patógenos a partir de estos indicadores en las aguas residuales regeneradas se utilizarán dos estudios realizados por o para empresas explotadoras, presentados en jornadas o seminarios de AEAS, que incluyen el análisis de datos de varias plantas a su cargo. Estos estudios son:

- Análisis Parasitológico de aguas residuales procedentes de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales de la Región de Murcia. ESAMUR, 2009.
- Presencia de Huevos de Helmintos Parásitos en Aguas Residuales: Estudio Cualitativo y Cuantitativo. Implicaciones Sanitarias de su Reutilización. Gracenea, M. y Montoliu, I. Lab. Parasitología, Facultad de Farmacia, Universidad de Barcelona, 2009.

En el primer estudio se han llevado a cabo dos campañas de análisis parasitológico del influente, efluente secundario y efluente terciario de veintidós (22) estaciones depuradoras de la Región de Murcia.

En el segundo se realiza el análisis parasitológico del influente y del efluente secundario de sesenta y cinco (65) estaciones depuradoras de aguas residuales en varias comunidades con muestreos estacionales, así como de 11 efluentes terciarios, 4 humedales, 3 lagunajes y 1 efluente primario.

En ambos estudios se ha utilizado la técnica de sedimentación-flotación, (Ayres & Mara, 1996) basado en la técnica de examen coprológico de Bailenger (1979), metodología propuesta por la OMS e incluida en el conjunto de métodos de recuento recomendados por el RD 1620/2007. En total, en ambos estudios, se tienen veintinueve (29) plantas de tratamiento terciario.

En los influentes de las EDAR no solo se detectaron los huevos de *Ascharis*, *Trichuris* y *Ancylostomas* (incluidos en el RD 1620/2007), sino todas las especies potencialmente patógenas para el hombre (*Ancylostómidos*, *Toxocara*, *Hymenolepis*, *Taenia*, *Heterodera*, *Ácaros*). Del mismo modo se ha detectado que ninguno de estos helmintos patógenos “escapan” a los tratamientos terciarios según los resultados obtenidos de las muestras estudiadas.

En resumen, si bien prácticamente la totalidad de las EDARs estudiadas presenta huevos de helmintos parásitos en su influente en alguno de los muestreos realizados, **en ninguno de los efluentes terciarios analizados se ha detectado huevos de helmintos parásitos.**

De acuerdo a estos estudios sobre el número de nematodos intestinales a la salida de un tratamiento terciario no se justificaría, en principio, un análisis quincenal de dicho parámetro, debido al gran número de resultados negativos.

Por lo tanto se recomienda reducir la frecuencia de dicho análisis a **un (1) análisis trimestral**. Solo se justificaría un (1) **análisis mensual** cuando el contenido en el agua procedente del tratamiento secundario supere los **10 huevos de nematodos por litro**, valor fácilmente alcanzable por la mayoría de las instalaciones estudiadas en ambos trabajos, y normalmente en cualquier planta de tratamiento secundario convencional.



8.2.2.- *Escherichia coli*

En los apartados anteriores se han comentado las limitaciones de usar *Escherichia coli* como único indicador de la eficacia del tratamiento, pero sobre todo porque no permite el control de la desinfección.

Las bacterias coliformes y especialmente las *E. coli* son los indicadores bacterianos más utilizados, aunque su gran sensibilidad a los procesos de tratamiento y al estrés medioambiental hacen a estos microorganismos poco fiables como indicador único (RB.132: AFSSA, 2.008).

Sin embargo, es un buen indicador y no se puede sustituir. La determinación de *E. coli* está reemplazando de a poco a los coliformes fecales que eran los que normalmente se determinaban. La norma establece, en el caso de Calidad 4.2 una frecuencia de muestreo de dos (2) controles semanales y en las calidades 4.2 y 2.3 un control a la semana.

La *Escherichia coli* es miembro de la familia *Enterobacteriaceae* que expresa los enzimas B-D-galactosidasa y B-D-glucuronidasa. El RD 1620/2007 propone para su medición el método de recuento directo de microorganismos cultivables por filtración de membrana mediante siembra de la muestra sobre o en un medio de cultivo agarizado (agar cromogénico para coliformes (ACC)), utilizando su capacidad de producir indol a partir de triptófano, en 21 ± 3 horas a $44 \pm 0,5$ °C.

Se propone **mantener los criterios adoptados**, tanto de **frecuencia de muestreo** como del **valor máximo admisible** fijado, así como del uso del indicador. Sin embargo, se recomienda el uso de un indicador complementario para determinar la eficiencia del tratamiento. De la misma muestra extraída para la determinación de *E. coli* se podrían hacer otras analíticas adicionales y complementarias, como por ejemplo de *Enterococcus faecalis*, tal como se hace en otros países.

La AFSSA, Agencia Francesa de Seguridad Sanitaria de los Alimentos, en su trabajo titulado "*Reutilización de las aguas residuales tratadas para riego*" ha determinado los criterios de riesgo para la salud humana a partir de la identificación de los riesgos por bacterias, parásitos, y virus, así como los datos epidemiológicos. Menciona que los Enterococos resisten mejor a los tratamientos químicos de desinfección (cloro) y propone su uso para controlar la calidad de las aguas residuales depuradas destinadas a la reutilización (RB.132: AFSSA, 2.008).

Los *Enterococos* fueron incluidos también en la Norma francesa AFSP1410752A de 4 de julio de 2014 y para un tipo de uso (espacios verdes: autopistas, cementerios, campos de golf, hipódromos, parques, jardines públicos, zonas comunes de urbanizaciones, rotondas y otros terraplenes, plazas, estadios, etc.) similar al que se está analizando en esta Tesis, establece un valor de abatimiento ≥ 4 unidades logarítmicas como límite mínimo. La frecuencia de muestreo de éste parámetro se hace cada dos (2) años en conjunto con el resto de parámetros establecidos por la norma (RB.155: *Ministère des Affaires Sociales et de la Santé*, 2014).

Las agencias de salud pública en USA han utilizado durante mucho tiempo las bacterias indicadoras de contaminación fecal (FIB, por sus siglas en inglés, incluyendo coliformes fecales, *E. coli*, *Enterococos*, o *Enterococcus spp.*) para identificar el riesgo potencial de contraer enfermedades realizando actividades recreativas en superficies de agua contaminadas por contaminación fecal. La EPA utiliza específicamente *Enterococos* y *E. coli* para aguas dulces y *Enterococos* para aguas marinas. Estos indicadores, medidos con métodos basados en cultivos, tienen una relación con las enfermedades gastrointestinales (GI) por exposición medioambiental con aguas recreacionales. La EPA ha desarrollado un método de medición de *Enterococos* denominado qPCR, por sus siglas en

inglés (cuantificación de la reacción en cadena de la polimerasa), por medición de *Enterococcus spp.*; la medición de los *Enterococos* utilizando esta tecnología proporciona resultados más rápidos que los métodos basados en cultivos que duran algunos días. Como con otros métodos, la metodología qPCR (Método 1611) puede verse afectada por interferencias⁵¹ de sustancias en diferentes matrices medioambientales tales como superficies de agua. Los resultados obtenidos con métodos basados en cultivos para determinación de *Enterococos* no son los mismos que los resultados del qPCR – Método 1611 para *Enterococcus spp.*, como se puede observar en la Tabla 41 modificada (RB.144, EPA, 2.012). La diferencia de las normas de calidad de aguas americanas en áreas recreativas es que consideran la posibilidad del contacto directo, que en el RD 1620/2007 no está incluido, por lo tanto los valores límite son más restrictivos tanto en *E. coli* como en *Enterococos*.

Elementos Criterios	Tasa de enfermedades estimada: 36 casos producidos por cada 1000 contactos directos		O	Tasa de enfermedades estimada: 36 casos producidos por cada 1000 contactos directos	
	Magnitud			Magnitud	
Indicador	G	VU		G	VU
Enterococo	35 UFC/100 ml	130 UFC/100 ml		30 UFC/100 ml	110 UFC/100 ml
qPCR ⁵²	470 cce/100 ml	2.000 cce/100 ml		300 cce/100 ml	1.280 cce/100 ml
O					
E. coli	126 UFC/100 ml	410 UFC/100 ml		100 UFC/100 ml	320 UFC/100 ml
Duración y frecuencia: la media geométrica (G) del cuerpo de agua no debe ser mayor que la magnitud seleccionada para MG en un intervalo de 30 días. No debe ser mayor que un diez por ciento de la variación de frecuencia de la magnitud del valor umbral estadístico (VU) seleccionado en el mismo intervalo de 30 días.					

Tabla 41: Recomendaciones de criterios de calidad para el agua recreacional (RB.144: EPA, 2.012)

Por lo tanto se propone establecer un ensayo adicional que permita controlar la eficacia del sistema de tratamiento, consistente en la determinación del contenido de *Enterococos* en el agua residual regenerada a la salida de la ERAR. La frecuencia podría ser **semestral** y establecer un valor de abatimiento ≥ 4 **unidades logarítmicas** como límite mínimo para la calidad a la salida de la planta.

⁵¹ Interferencia es cualquier proceso que da lugar a estimaciones cuantitativas más bajas que los valores esperados o reales. La interferencia puede ser el resultado de la inhibición de la muestra de polimerasa o la unión de sustancias al ADN, que impide que cualquiera de las uniones o funciones de la polimerasa se imprimen. El qPCR para determinación de *Enterococcus spp.*, Método 1611, de la EPA (U.S. EPA, 2012b) tiene un ensayo de control de procesamiento de muestras que se realiza en cada muestra para identificar niveles inaceptables de interferencia.

⁵² Método 1611 por qPCR para *Enterococcus spp.* (U.S. EPA 2012b)



8.2.3.- Legionella

El desarrollo y mantenimiento de zonas verdes en los núcleos urbanos utiliza sistemas de riego por aspersión muy frecuentemente utilizados para el riego de parques y jardines públicos. En este tipo de riego el agua se pulveriza; por este motivo, estas instalaciones están contempladas en el Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis (RB.173: B.O.E., 2003) y concretamente están catalogadas como una instalación de “*menor probabilidad de proliferación y dispersión de Legionella*”. El método de análisis se hace según Norma ISO 11731 Parte 1. Calidad del agua. Detección y enumeración de Legionella. La frecuencia del muestreo será como mínimo anual. En instalaciones especialmente sensibles tales como hospitales, residencias de ancianos, balnearios, etc. la periodicidad mínima recomendada es semestral. Si el valor supera los 100 UFC/l se debe realizar limpieza y desinfección de choque y una nueva toma de muestras aproximadamente a los 15 días (RB.160: *Ministerio de Sanidad y Consumo*, 2007).

El RD 1620/2007 fija un límite de 100 UFC/l para la *Legionella spp.*, ya sea si existe o no riesgo de aerosolización, lo cual no parece muy lógico, ya sea en la redacción del propio principio o en su conceptualización. Del mismo modo, dentro de los usos recreativos, y en el caso concreto de riegos de campos de golf, expresa que “*si el riego se aplica directamente a la zona del suelo (goteo, microaspersión)*” se establecen los mismos criterios que para la Calidad 2.3 referidos a usos agrarios con riego localizado.

Los campos de golf normalmente se riegan con sistemas que producen aerosolización. El riego por goteo o algún otro tipo de aplicación directa a la zona del suelo, como mangueras de exudación, no se usa normalmente en este tipo de instalaciones por su gran tamaño. Adicionalmente se debe mencionar que la microaspersión no es un método perteneciente a éste grupo, ya que como su nombre lo indica, es una variante pero que produce el mismo efecto que un aspersor, solo que genera una menor superficie de aplicación porque trabaja a menor presión; por tanto genera aerosolización del mismo modo que cualquiera de los sistemas considerados por el Real Decreto 865/2003, de 4 de julio (aspersores de impacto, difusores y aspersores de turbina).

El RD 1620/2007 solo hace referencia a los criterios establecidos en el RD 865/2003 en el caso de Calidad 3.2 a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos al establecer que “*la aprobación, por la autoridad sanitaria, del Programa específico de control de las instalaciones contemplado en el Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico sanitarios para la prevención y control de la legionelosis*”. Tampoco lo establece en la Calidad 1.2: SERVICIOS, a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares), que son el tipo de instalaciones para la cual el RD 865/2003 fija los criterios antes mencionados.

Por lo tanto se considera necesario modificar la redacción del RD 1620/2007 en éste aspecto, manteniendo el valor **límite de 100 UFC/l** fijado por el RD 865/2003, y adoptar las **frecuencias de muestreo** establecidas en dicha normativa **para “riego por aspersión en el medio urbano”**.

8.2.4.- Fósforo Total

El RD 1620/2007 establece un límite para el fósforo total de 2 mg/l para la Calidad 4.2 en correspondencia con aguas estancadas. Este límite puede ser motivo de objeciones ya que el fenómeno de eutrofización es más complejo que fijar un único valor para uno de los compuestos responsables del proceso, aunque el fósforo sea el valor limitante en el proceso.

La eutrofización es un proceso de aumento del nivel de nutrientes en un cuerpo de agua que estimula el crecimiento excesivo de plantas acuáticas no deseables, tales como algas, trayendo como resultado el agotamiento del oxígeno disuelto. Los nutrientes son elementos o compuestos químicos utilizados en el metabolismo o en la fisiología de un organismo. En el caso de las aguas residuales, un exceso de nutrientes en forma de nitrógeno y fósforo puede conducir a la eutrofización de un cuerpo de agua estancado donde éstas viertan (RB.143: EMWater Guide, 2008). Si los fosfatos en forma de ortofosfatos están presentes en el cuerpo de agua, el exceso de nutrientes puede causar eutrofización, provocando desequilibrios en comunidades de plantas microbiológicas en el cuerpo de agua y afectar formas superiores de vida acuática, influir en la presencia de aves acuáticas y reducir la biodiversidad. El potencial eutrofización por riego con aguas regeneradas puede evaluarse utilizando índices o indicadores biológicos, que a su vez se pueden cuantificar en unidades monetarias utilizando técnicas de valoración económica adecuadas. La eutrofización afecta a las especies y las poblaciones de peces, así como a la pesca comercial y por tanto, en algunos lugares, a la pérdida de ingresos. Otra consecuencia de la eutrofización es la desaparición de importantes especies de peces populares para la pesca recreativa (pérdida de bienestar para el público en general). La pérdida de ingresos potenciales a las granjas de peces comerciales y pérdida de bienestar de los pescadores recreativos pueden ser evaluados utilizando el método de valoración contingente (RB.152: *Hussain I. et al.*, 2008).

El resultado adverso más frecuente asociado a la salud debido a la exposición a aguas recreativas contaminadas con materia fecal es una enfermedad entérica. Se ha demostrado una relación causa-efecto entre la contaminación fecal, o provocada por bañistas, y una enfermedad respiratoria febril aguda (ERFA), que es un resultado más grave en la salud que una gastroenteritis. Muchas especies de algas de agua dulce pueden proliferar muy intensamente en aguas eutróficas (ricas en nutrientes). Esto ha llevado a la proliferación excesiva de algas y cianobacterias en el agua dulce y por lo tanto ha tenido un impacto considerable sobre la calidad del agua recreativa. El término algas se refiere a organismos unicelulares microscópicos, algunos de los cuales forman colonias y por lo tanto alcanzan tamaños visibles a simple vista como diminutas partículas verdes. Estos organismos están generalmente finamente dispersos en el agua y pueden causar turbidez considerable si se alcanzan altas densidades. Sin embargo, no forman densas capas de suciedad superficial o "floraciones", como lo hacen algunas cianobacterias. Las toxinas que pueden contener, por lo tanto, no se acumulan en concentraciones potencialmente peligrosas. Por esta razón, la mayoría de los impactos adversos para la salud del uso recreativo de las aguas continentales han estado asociados con **cianobacterias** en lugar que con la presencia de algas. Las cianobacterias son organismos con algunas características de las bacterias y algunas de las algas. Son similares a las algas en tamaño y, a diferencia de otras bacterias, contienen pigmentos verdes y azul-verdoso y pueden realizar la fotosíntesis. Por lo tanto, también se denominan algas azul-verdosas (a pesar de que suelen aparecer más verde que azul). En climas templados, la dominancia de cianobacterias es más pronunciada durante los meses de verano, que coincide con el período en que la demanda de agua recreativa es más alta. Los riesgos para la salud humana de la exposición a las cianobacterias y sus toxinas durante el uso recreativo del agua surgen a través de tres vías de exposición (RB.168: *WHO*, 2.003):

- contacto directo de las partes expuestas del cuerpo, incluyendo áreas sensibles como las orejas, los ojos, la boca y la garganta, y las zonas cubiertas por un traje de baño (que puede recoger el material celular);



- absorción al tragar accidentalmente agua que contiene células; y
- captación de agua que contiene las células mediante aspiración (inhalación).

En contraste con ciertas algas, muchas especies de cianobacterias planctónicas poseen vesículas intracelulares específicas para gas. Las pilas de estos diminutos (<300 nm) cilindros huecos proteicos mantienen un espacio lleno de gas en la célula, que permite que el organismo regule su flotabilidad y por lo tanto busque activamente profundidades de agua con condiciones óptimas de crecimiento. Sin embargo, la regulación de la flotabilidad cambiando la cantidad de gas en las vesículas es lenta. Las células adaptadas a la mezcla turbulenta por un agrandamiento de las vesículas de gas tomará unos días para reducir su flotabilidad con el fin de adaptarse a condiciones de reposo. Por lo tanto, sobre todo cuando el tiempo cambia de tormentoso a bueno (las condiciones de mezcla cambian en el agua de turbulentas a fuertemente estratificada) muchas células excesivamente boyantes o colonias, pueden acumularse en la superficie. Vientos suaves los llevan desde las costas a sotavento hacia las bahías, donde forman espumas. En casos extremos, tales aglomeraciones pueden llegar a ser muy densas y hasta adquirir una consistencia gelatinosa. Con mayor frecuencia, se ven como rayas o espumas viscosas que pueden incluso parecer pintura azul-verdosa o jalea. Tales situaciones pueden cambiar rápidamente, en cuestión de horas, o pueden permanecer sin cambios por semanas (RB.168: WHO, 2.003).

El fenómeno de eutrofización es complejo, está relacionado con un balance de masa dentro de un medio sujeto a cambios en su estructura y composición, donde pueden haber presentes determinadas especies de la cadena trófica que se quiera conservar o preservar respecto de otras, por lo tanto, en lo que respecta a los controles de calidad a la salida del tratamiento terciario en relación al uso del agua regenerada en estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales (Calidad 4.2), se considera que resulta más apropiado, tal como se ha explicado y teniendo en cuenta lo comentado previamente en el apartado 8.1.5.- Contenido de nitrógeno y fósforo, remitir a la legislación vigente sin fijar un único valor para el P_T como se ha hecho.

Se considera innecesario establecer un valor límite para el fósforo total existiendo normativa específica (RD 2116/1998) referida a ambos nutrientes, Nitrógeno y Fósforo (ver **Tabla 39**), para vertidos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales en zonas sensibles (como las incluidas en la Calidad 4.2.).

8.2.5.- Otros Contaminantes

En el apartado 8.1.7.- Otros contaminantes se han comentado los aspectos referidos al amplio listado de compuestos, productos y sustancias incluidos en la normativa (RD 849/1986, de 11 de abril, RD 606/2003, de 23 de mayo (RB.174: B.O.E., 2003), RD 907/2007, de 6 de julio, y RD 60/2011, de 21 de enero), y sus posibles implicaciones en la salud.

Las concentraciones de dichos compuestos, productos o sustancias en las aguas residuales urbanas son normalmente bajas, dependen fundamentalmente de la actividad industrial y de los hábitos de higiene y consumo de los habitantes que vierten en la red de alcantarillado, y son eliminados en gran parte en los fangos producidos en los procesos biológicos y/o físico químicos de los tratamientos convencionales de las estaciones depuradoras de aguas residuales.

En el RD 907/2007, dentro de los contenidos de los planes hidrológicos, se incluyen en el artículo 47. Medidas para fomentar un uso eficiente y sostenible del agua *“la reutilización de aguas depuradas en el riego de parques y jardines”*, incluyendo *“las condiciones para la reutilización de aguas para riego”*. En el Artículo 26. Clasificación del estado de las aguas superficiales se establece por su parte que *“Para clasificar el estado químico de las masas de agua superficial se evaluará si cumplen en los puntos de control las normas de calidad medioambiental respecto a las sustancias peligrosas del anexo IV, así como el resto de normas de calidad ambiental establecidas. En el caso de las aguas costeras y de transición sólo será de aplicación la Lista I y la Lista II prioritaria del citado anexo”*. Dentro de los objetivos medioambientales citados para las aguas superficiales en el artículo 35 se citan los de *“Reducir progresivamente la contaminación procedente de sustancias prioritarias y eliminar o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias”*. Específicamente en el Artículo 51 se establecen las medidas respecto a las sustancias peligrosas:

1. *Las medidas consisten, entre otras, en el requisito de autorización de todos los vertidos de aguas residuales con sustancias peligrosas del anexo IV del presente reglamento que se limitarán conforme a lo establecido en el artículo 100.2 del texto refundido de la Ley de Aguas. Dichas autorizaciones considerarán los valores límite de emisión de las sustancias peligrosas que cuenten con regulación específica, así como las normas de calidad ambiental aprobadas reglamentariamente o las que en el futuro se aprueben.*
2. *Además se considerarán las medidas para reducir progresivamente o eliminar las sustancias peligrosas del anexo IV y en particular las de la lista II prioritaria.*

En el RD 60/2011 *“se establecen las normas de calidad ambiental (NCA) para las sustancias prioritarias, las preferentes y para los contaminantes relevantes de la demarcación hidrográfica. Asimismo establece la posibilidad de que los órganos competentes puedan fijar NCA para los sedimentos o la biota en determinadas categorías de masa de agua. Además obliga a vigilar las tendencias en la concentración a fin de evaluar el impacto de la actividad antropogénica a largo plazo”*. En el Anexo I de dicha norma se fijan las *Normas de Calidad Ambiental para sustancias prioritarias y para otros contaminantes*, así como los valores de media anual (MA) y concentración máxima admisible (CMA) para las sustancias peligrosas para aguas superficiales continentales y otras aguas superficiales; en el Anexo II se fijan por su parte las *Normas de Calidad Ambiental para sustancias preferentes*.

Por su parte, el RD 1620/2007 respecto a la frecuencia mínima de muestreo y análisis de estos contaminantes establece que *“El Organismo de cuenca valorará la frecuencia de análisis sobre la base de la autorización de vertido y del tratamiento de regeneración”*.

La frecuencia para los vertidos urbanos y asimilables a urbanos está contenida en el Cuadro 2 del RD 509/1996. En este caso deben exigirse muestras compuestas de 24 horas proporcionales al caudal o



a intervalos de tiempo regulares, tomadas en la salida de la instalación y en su caso en la entrada, tal como establece la siguiente tabla (RB.159: MMA, 2007).

CARGA EN HABITANTES EQUIVALENTES	Nº MÍNIMO DE MUESTRAS AL AÑO
2-000 a 9.999 hab-eq.	12 el primer año
	4 si cumple el primer año (si incumple alguna se vuelve a 12)
10.000 - 49.999 hab-eq.	12
50.000 o más	24

Tabla 42: Frecuencia y muestreo y análisis para vertidos urbanos

De las sustancias peligrosas, solamente las de Lista I tienen establecidas normas de emisión, si bien debe tenerse en cuenta que las sustancias incluidas en la Lista I son diferentes en función de que el destino del vertido sean las aguas subterráneas o las superficiales. Según la Directiva 80/68/CEE sobre la protección de la calidad de las aguas subterráneas, transpuesta por el RDPH modificado en el RD 606/2003, se prohíbe el vertido directo de sustancias de la Lista I a las aguas subterráneas (art. 257.2), es decir, el valor límite de emisión es “cero” para las sustancias que figuran en dicha Lista I (Relación I del anexo III del RDPH). Según la disposición adicional 3ª del RD 606/2003 se incluyen también, en la Relación I, cianuros y aceites minerales no persistentes e hidrocarburos de origen petrolífero no persistentes (RB.159: MMA, 2007).

En consecuencia, la normativa antes mencionada, donde vienen regulados los aspectos correspondientes a las Normas de Calidad Ambiental y los requisitos a cumplir por los vertidos respecto a las sustancias peligrosas, mencionados como “*Otros criterios*” en el RD 1620/2007, tienen como objetivo “*conseguir un buen estado ecológico de las aguas superficiales*” así como “*el seguimiento del estado de las aguas, sedimentos y seres vivos*”. No representa un requisito adicional ni un indicador específico a los tratamientos terciarios, está relacionado con el tratamiento de aguas residuales urbanas y las normas de vertidos en general.

8.2.6.- Sólidos en suspensión y Turbidez

Ambos parámetros resultan muy útiles para conocer el funcionamiento de una planta de tratamiento terciario y los posibles problemas que se podrían producir en la fase de desinfección por la presencia de partículas sólidas en cantidades no deseadas.

Ambos parámetros resultan fundamentales ya que, al no existir métodos de medición en continuo fiables y/o económicos para medir parámetros microbiológicos y bacteriológicos, se usan como una “*medición indirecta*” que permite una alerta temprana ante un factor de riesgo porque no es posible garantizar que en presencia de valores altos de SS y Turbidez vayan a lograrse los objetivos de calidad del agua a la salida sin poder garantizar la desinfección.

Los sólidos en suspensión son fáciles de cuantificar en peso mediante el proceso de filtrado y secado, pero también puede determinarse en línea con los métodos de luz dispersa o absorción.

La turbidez es una característica de las soluciones relacionada con la pérdida de transparencia por la presencia de partículas, como los sólidos en suspensión, que impiden el paso adecuado de la luz; se

define como una propiedad óptica de una suspensión que hace que la luz se disperse y no se transmita a través de la misma. Hay dos maneras de medir la turbidez:

- a) Medida espectrofotométrica: se mide la diferencia entre la intensidad del rayo incidente y la intensidad del rayo transmitido, que debido a la turbidez se ve mermado; se usa un espectrofotómetro de masa, y
- b) Medida nefelométrica: se mide la dispersión del rayo incidente, con un nefelómetro o turbidímetro.

Para aguas regeneradas se usa el método nefelométrico por el menor contenido de sólidos presentes en el agua.

En línea es muy sencillo determinar la turbidez con métodos ópticos de medición en línea. Típicamente, este parámetro se mide con el principio de luz difusa a 90 grados según la norma EN ISO 7027. Si se introduce radiación óptica a un sistema de dispersión, los sólidos disueltos la transforman en otro tipo de energía y reducen su intensidad. A este efecto se le conoce como absorción. La relación entre la energía inicial y la final permite determinar la turbidez.

En el caso de riego de campos de golf, fijar un contenido de 20 mg/l es más restrictivo que el valor fijado en el caso de riego aplicado directamente a la zona del suelo, por goteo o microaspersión, donde se establece un valor de 35 mg/l. Esto se podría explicar por el método de riego, ya que normalmente los campos de golf se riegan por aspersión donde hay mayor probabilidad de contacto con el agua que en el riego por goteo o microaspersión; sin embargo estos últimos son más proclives a obturarse por partículas sólidas. En sistemas de riego por goteo se considera que un agua con < 50 mg/l de sólidos en suspensión no tiene ninguna tipo de restricción para su uso con equipos de éste tipo, entre 50 y 100 mg/l tiene una restricción ligera a moderada y su restricción es severa por encima de los 100 mg/l (RB.162: *M.B. Pescod*, 1.992).

En cualquier caso, se considera que no deberían utilizarse los criterios de Calidad 2.3 para riego de campos de golf basados en un planteamiento técnico referido al sistema de riego a implementar.

El contenido de sólidos en suspensión máximo previsto para las calidades de aguas incluidas en el RD 1620/2007 es de 35 mg/l y el mínimo de 5 mg/l para torres de refrigeración y condensadores evaporativos. Este valor debería estar orientado a controlar el problema que ocasionan estos elementos en los sistemas de desinfección, como por ejemplo radiación ultravioleta, más que con el propio destino de las aguas.

Por lo tanto, se propone modificar éste aspecto de la normativa fijando el criterio establecido por la Guidelines for Water Reuse de la U.S. Environmental Protection Agency, que ha propuesto (ver Tabla 23) para embalses de ocio con contacto incidental (por ejemplo, pesca y navegación) y el contacto del cuerpo con el agua regenerada está permitido, lo siguiente: *“El límite recomendado de turbidez se debe cumplir antes de la desinfección. La turbidez promedio debe estar basada en un período de 24 horas. La turbidez no debe exceder de 5 NTU en ningún momento. Si se utilizan los SST en lugar de la turbidez, el valor de SST no debe exceder los 5 mg/l”*. El mismo criterio sigue la Queensland Water Recycling Guidelines que establece (ver Tabla 25): *“La turbidez generalmente es medida antes del punto de desinfección en la planta de tratamiento, ya que es el punto en el cual es esencial que la turbiedad sea baja. El monitoreo en la planta de tratamiento debe ser continuo con una alarma activada para un valor de 2 NTU y el cierre automático del suministro para 5 NTU”*.

Se considera que éste debería ser el criterio a adoptar para ambos parámetros ya que el concepto para su definición parte de una lógica irrefutable basada en el control de la etapa de desinfección.



Por lo tanto se propone modificar la normativa fijando un control en continuo de la Turbidez, con un valor promedio en un período de 24 horas de 10 NTU para la CALIDAD 4.2 y de 5 NTU para la CALIDAD 4.1 (ídem para la CALIDAD 2.3). Estos valores se deben cumplir antes de la desinfección.

Los valores de turbidez permiten a su vez determinar de manera indirecta el contenido de sólidos en suspensión en el agua. Determinada en laboratorio la relación entre turbidez y sólidos en suspensión del agua residual es posible mantener un control adecuado de ambos parámetros.

Los sólidos en suspensión se deberían medir diariamente para contrastar los valores de turbidez (media diaria), fijando valores límites que garanticen la etapa de desinfección, por lo que se proponen valores de 20 mg/l para la CALIDAD 4.2 y de 10 mg/l para la CALIDAD 4.1 (ídem para la CALIDAD 2.3).

8.3.- DEFINICIÓN DE UN PROCESO DE APPCC EN UN CASO PRÁCTICO

Si bien un sistema de reutilización es un proceso que no solo se limita a la propia ERAR, sino que incluye todos los pasos desde que se recibe el agua de la EDAR hasta que el agua regenerada alcanza el medio,- con o sin intermediario de gestión del agua regenerada-, el único paso que tiene de momento un marco legal (R.D. 1620/2007) es el que se gestiona en la planta, ya que las etapas de distribución, almacenaje, distribución y uso, no están legisladas, siendo el usuario final el responsable de mantener la calidad del agua.

Por ésta razón el estudio a realizar dentro del marco de la presente Tesis se remite a los pasos y secuencias de la línea de tratamiento terciario de una planta existente que se tomará de modelo. En ella se analizará la viabilidad y utilidad de un proceso de control tipo APPCC.

La aplicación de un control de procesos en el sistema de una planta de tratamiento de aguas residuales tiene las siguientes dificultades (RB.80: *Paraskevas P.A. et al.*, 1.999):

1. La complejidad de todo el proceso que consta de varias unidades operativas donde muchos hechos de distinta naturaleza tienen lugar, como químico, mecánico y biológico.
2. Muchos de los parámetros que influyen en el sistema no se puede controlar, por ejemplo, el flujo y las variaciones de carga orgánica, la carga tóxica, temperatura del agua, etc.
3. El sistema es altamente dinámico y sólo muy rara vez está funcionando en condiciones estables. Por otro lado, no hay un modelo válido y preciso de la dinámica del proceso.
4. El objetivo de los sistemas de aguas residuales, que son para mantener el efluente dentro de los límites definidos por las autoridades y para minimizar costes y los efectos medioambientales, no tienen criterios precisamente establecidos.
5. La mayor parte de la información no es ni numérica ni está cuantificada. La información cualitativa, tales como olor y color del agua, calidad microbiológica, etc., que es esencial para el operador de la planta, no se puede utilizar para técnicas de control convencionales.
6. Incertidumbre o conocimiento aproximado. La información subjetiva, basada en la experiencia local, suministrado por el experto de la planta es a menudo vaga o incierta. Las variables que describen la planta son globales, muchos de ellos no se pueden obtener en línea, la mayoría de los sensores en línea existentes no son fiables y miden características principalmente macroscópicas.

Un proceso de APPCC (Análisis de Peligros y Puntos de Control Críticos) es una herramienta práctica que permite gestionar la seguridad de un proceso de producción como es el caso de un sistema de reutilización. La aplicación de los sistemas APPCC, que requieren una cierta carga inicial de trabajo, posteriormente permiten,- o deberían permitir -, una operación más simple del conjunto. Los sistemas APPCC deberían implantarse después de comprobar que una instalación de un cierto tamaño cumple los **pre-requisitos** (RB.137: *AEAS*, 2012):

- Formación de trabajadores
 - o Actividades formativas realizada por centros de formación autorizados
 - o Formación continuada, especialmente cuando existan cambios en actividades, proceso, personal, equipos, legislación
 - o Actividades de formación: deben ser registradas
- Mantenimiento de locales, instalaciones y equipos
 - o Plan de mantenimiento preventivo
 - o Sistema de reparación de averías adecuados
 - o Acceso a servicios técnicos competentes
- Limpieza y desinfección (LD)



- Se debe comprobar que las instalaciones y equipos se mantienen limpios durante el período de funcionamiento del equipo de regeneración.
- Garantías adicionales: comprobaciones visuales, análisis microbiológicos, físico-químicos, etc.
- Se debe evitar el exceso de confianza, sin datos objetivos que lo demuestren,
- Las actividades de limpieza y desinfección se deben registrar
- Desinsectación y desratización
 - Buen diagnóstico de situación que permita identificar y priorizar los posibles problemas frente a plagas
 - Técnicas pasivas, que generan barreras físicas que evitan el acceso de insectos, roedores u otros vectores
 - Buenas prácticas de higiene
 - Las actividades del programa de desinsectación y desratización se registran
- Trazabilidad
 - Registrar toda la información relevante que identifique el agua generada en un período determinado y las matrices con las que ha estado en contacto
 - Trazabilidad del producto hacia atrás (escogiendo un día de producción determinado se puede obtener de forma ágil la información relevante asociada al tratamiento en dicho día)
 - Trazabilidad del producto hacia delante (dónde, cuándo y cómo se ha utilizado el agua regenerada producida en un día determinado)
- Buenas prácticas de fabricación/manipulación
 - Implantación de los procedimientos básicos: formación de personal, mantenimiento de instalaciones y equipos, limpieza y desinfección, lucha antivectorial...
 - Implantación de procedimientos e instrucciones concretas de fabricación y manipulación en las instalaciones de tratamiento, distribución y uso
 - Registros de los controles realizados
 - Registros de incidencias y medidas correctoras tomadas
- Otros
 - Control de proveedores

En una planta de cierta importancia estos pasos deberían cumplirse sin problemas, con procedimientos establecidos en un protocolo de funcionamiento, que los operarios deberían seguir y controlar su cumplimiento.

8.3.1.- Descripción del proceso terciario de la EDAR de La Gavia

El caso que se ha escogido para su estudio es la planta de Tratamiento Terciario de la EDAR de La Gavia, cuyas características principales son las que a continuación se describen:

CAUDALES DE DISEÑO	
Caudal medio diario:	43.200,00 m ³ /d
Caudal medio horario:	1.800,00 m ³ /h
Caudal punta horario:	1.800,00 m ³ /h
CARGA CONTAMINANTE	
DBO ₅	20,00 mg/l
SS	20,00 mg/l
RESULTADOS PREVISTOS	
Concentración DBO ₅ salida del tratamiento terciario:	≤ 10 mg/l
Concentración SS salida del tratamiento terciario:	≤ 5 mg/l
Concentración DQO salida del tratamiento terciario:	≤ 50 mg/l
Turbidez a la salida del tratamiento terciario:	≤ 1,5 NTU
Coliformes totales a la salida del tratamiento terciario:	≤ 10 ud/100 ml
Huevos de nematodos a la salida del tratamiento terciario:	≤ 1,0 ud/100 ml
pH:	Entre 6,0 y 9,0

Tabla 43: Parámetros de diseño Tratamiento Terciario EDAR La Gavia (Fuente: acuaes)

El esquema de tratamiento consiste en los siguientes pasos.

a) Línea de agua

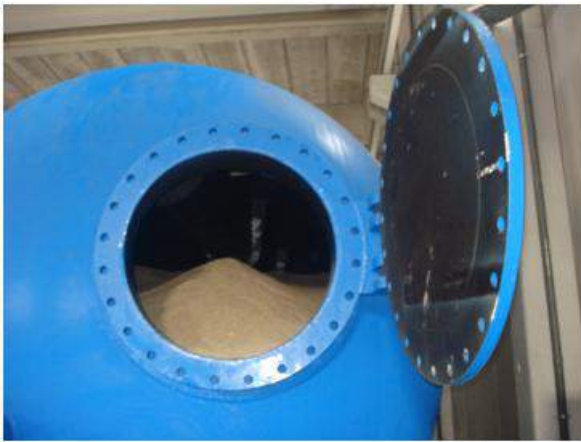
- Bombeo de agua depuradora (4 + 1 Ud)
- Medida de caudal de agua depurada (1 Ud) del tipo electromagnético de 600 mm de diámetro
- Cámaras de mezcla (4 Ud) de volumen 15,94 m³ con 4 agitadores rápidos, uno en cada cámara
- Cámaras de floculación (4 Ud) de volumen útil unitario 87,3 m³, metálicas e integradas conjuntamente con los decantadores del tipo DENSADEG®
- Decantadores circulares metálicos (4 Ud), tipo DENSADEG®, con recirculación de fangos, de configuración lamelar, de 27,00 m² de superficie lamelar en planta



- Filtros de gravedad de arena cerrados (8 Ud) metálicos, del tipo cilíndrico de 2,62 m de diámetro útil (diámetro total 2,80 m), con una superficie útil unitaria de filtración de 26,20 m².

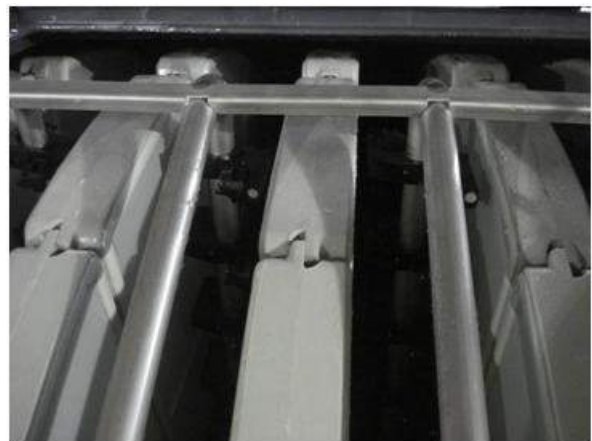
La altura del lecho de arena es de 1,00 m y la talla efectiva de 1,10 a 1,20 mm y CU < 1,60.

La velocidad de filtración a caudal medio queda establecida en 8,59 m³/m²/h y con lavado simultaneo de 9,81 m³/m²/h.



- Depósito para almacenamiento del agua para lavado de filtros, con un volumen de $91,12 \text{ m}^3$
- Microtamices DynaDisc® de Nordic Water (luz de malla $10\mu\text{m}$, 3 Ud) de tela rotativos de construcción metálica (uno de ellos en reserva), sobre bancada de hormigón, alimentados por un colector común de acero galvanizado DN 800. La capacidad unitaria de cada filtro es de $900 \text{ m}^3/\text{h}$. La luz de paso es de $10 \mu\text{m}$. El sistema de lavado está integrado en el mismo equipo y está constituido por una bomba vertical con sus respectivos accesorios.

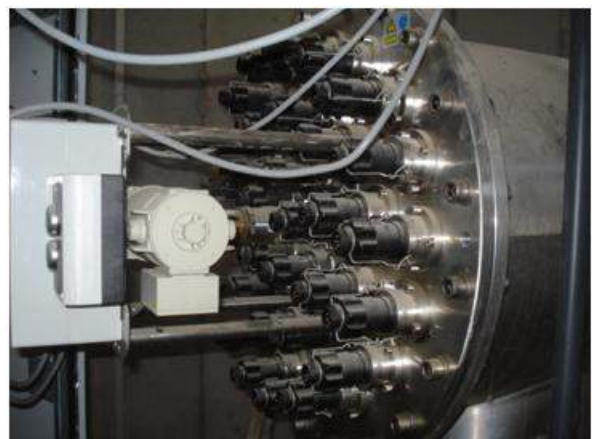
El agua de rechazo de los microfiltros se lleva a la red de pluviales existente, mientras que el rebose de los mismos se lleva por conducción DN 700 hasta la red de bypass de la EDAR.



- Desinfección mediante rayos UV (4 Ud) e hipoclorito sódico (2 Ud), de las siguientes características:
 - Diámetro de cada módulo : 590,00 mm
 - Longitud de cada módulo : 1.985,00 mm
 - Nº de lámparas por módulo : 32,00 Ud
 - Potencia de cada lámpara : 0,33 kW

- Dosis de rayos UV : $>59 \text{ mJ/cm}^2$
- Diámetro de las bocas de entrada y salida: 400,00 mm

Los sólidos en sus pensión a la entrada debe ser $< 5 \text{ mg/l}$ y con la dosis se diseño se garantiza un grado de desinfección $< 10/100 \text{ ml}$ coliformes.



- Depósito de agua tratada formado por dos compartimentos de de hormigón armado, de dimensiones interiores 37,75 m de longitud, 31,80 m de anchura y 5,00 m de altura útil de agua, con un volumen unitario útil de almacenamiento de $6.002,25 \text{ m}^3$



- Bombeo de agua tratada a riego de parques y jardines (5 ud) con bombas centrífugas multicelulares de caudal unitario 450,00 m³/h a 14,00 m.c.a. ubicadas en una cámara seca adosada al depósito de agua tratada equipada con calderín antiarriete de 15.000 l de volumen
- b) Línea de fangos
 - Recirculación de fangos a la cámara de floculación mediante seis (dos en reserva) bombas de tornillo helicoidal con variador de frecuencia electrónico, de caudal unitario 10 – 20 m³/h a 20,00 m.c.a.
 - Extracción de los fangos sedimentados en exceso a espesamiento mediante seis (dos en reserva) bombas de tornillo helicoidal, de caudal unitario 10 - 20 m³/h a 20,00 m.c.a.
- c) Instalaciones auxiliares
 - Bombas horizontales para el lavado de los filtros de arena (2 Ud)
 - Soplantes para el lavado de los filtros de arena (2 Ud)
 - Sistema de dosificación de polielectrolito aniónico con dilución en continuo y seis bombas dosificadoras de tornillo helicoidal (2 de ellas en reserva) equipadas con variador de frecuencia y de caudal unitario 20-200 l/h



- Instalación de almacenamiento y dosificación de coagulante para el tratamiento terciario:
 - o Depósito de almacenamiento de sulfato de alúmina en PRFV de volumen unitario 20 m³ con 5 bombas dosificadoras (1 de ellas en reserva) de 40 l/h de capacidad
- Instalación de almacenamiento y dosificación de hipoclorito sódico:

- Un depósito de almacenamiento de 10.000 l de capacidad, fabricado en PRFV, común para la desinfección previa y final
 - Cinco bombas (una en reserva) dosificadoras de caudal unitario 50,00 l/h a 10,00 kg/cm² de contrapresión para la desinfección previa (arqueta de reparto a filtros cerrados) y final (arqueta de alimentación al depósito de agua tratada).
- d) Instrumentación
- 1 Medidor de caudal electromagnético de agua a tratamiento terciario.
 - 1 medidor de caudal electromagnético de agua de lavado de filtros nuevos.
 - 1 medidor de caudal electromagnético de agua de entrada a depósitos de agua tratada.
 - 4 medidores de nivel de sólidos en decantadores lamelares.
 - 1 Medidor de SS en canal de entrada a cámaras de mezcla y floculación.
 - 1 Medidor de SS en depósito de agua tratada.
 - 1 Analizador de calidad de agua, incluyendo medida de pH, temperatura, conductividad, turbidez y cloro total a la entrada del depósito de agua tratada.
 - 1 Analizador de calidad de agua, incluyendo medida de pH, temperatura, conductividad, turbidez y cloro total a la salida del depósito de agua tratada.
 - 2 Medidores de nivel ultrasónico en depósitos de agua tratada

La instalación eléctrica del tratamiento terciario está compuesta por:

- Centro de Transformación CT-1 equipada con dos (2) celdas modulares de protección de línea de 24 kV equipadas con interruptor automático y un (1) transformador de potencia de 16-20/6,3kV 5.000kVA.
- Cuadro de media tensión CMT-1 equipado con una celda modular de protección de línea de 24 kV equipada con interruptor automático para la entrada desde el CT-1 y una celda de idénticas características para la salida al CMT-3.
- Cuadro de media tensión CMT-3 equipado con una celda de entrada, dos (2) protecciones de línea de 24 kV equipadas con interruptor automático, y dos (2) transformadores de potencia de 6000/420V 1.600kVA
- Cuadros de baja tensión con transformador de mando de 400/120 VCA
- Líneas eléctricas media tensión tipo RHVFAV 12/20kV AI para interconexión entre el CT-1 y el transformador de 5.000 kVA, así como líneas tipo RHVFAV 6/10kV AI para los enlaces entre el transformador CT-1 y el CMT-1, entre el CMT-1 y CMT-3, entre el CMT-3 y los transformadores de distribución
- Ampliación fuerza y alumbrado
- Ampliación red de tierras

En la Figura 33 se muestran una vista en planta de la instalación.

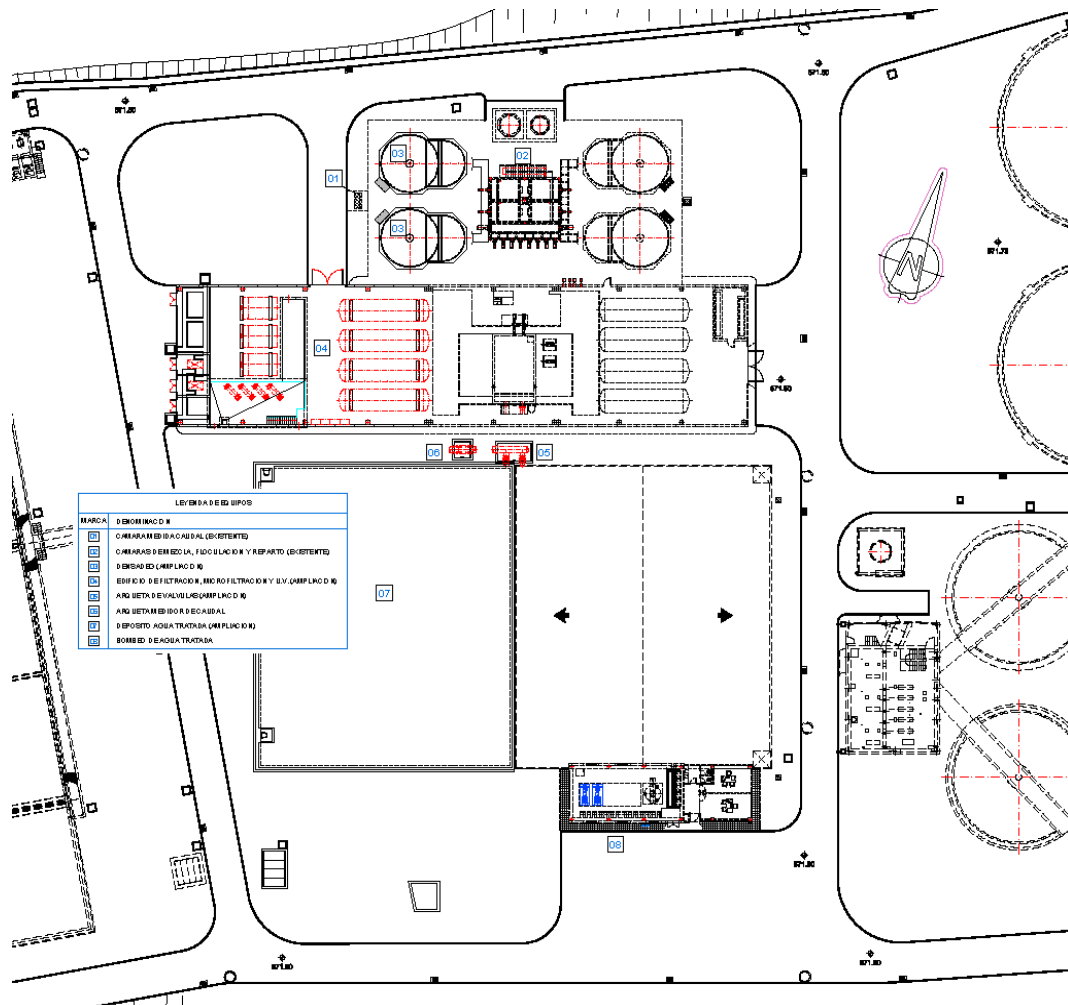


Figura 33: Tratamiento Terciario EDAR La Gavia (Fuente: acuaes)

El Sistema de Control y Supervisión consta de los siguientes niveles de control:

- Nivel cero, o nivel de adquisición de datos y control manual. Este nivel correspondería a la instrumentación y control de campo. Este nivel corresponde con la emisión de señales, y el manejo manual por parte del operador.
- Primer nivel, o CONTROL, corresponde a los Automatas o PLCs de control local. Este nivel funciona autónomamente, esto es, funciona aún sin comunicaciones, tomando sus propias decisiones programadas. Las funciones de los PLCs son:
 - o Adquisición de datos (lectura de las variables analógicas y estados de los equipos)
 - o Generación de eventos y alarmas (en función de las Entradas de proceso y de las variables analógicas medidas)
 - o Vigilancia de los enclavamientos y secuencias de funcionamiento (con generación de alarmas ante situaciones no compatibles)
 - o Marcha/paro apertura/cierre de equipos. Con vigilancia de los enclavamientos. Estas órdenes pueden realizarse bien función del programa interno del PLC o bien en función de una orden desde la pantalla local o desde el sistema de supervisión central.
 - o Lazos de regulación

- Comunicación de la información al Sistema SCADA
- Segundo nivel, o SUPERVISIÓN. Desde este nivel se puede:
 - Visualizar todos los elementos de campo (estados, valores analógicos, ...)
 - Visualización de datos históricos (tendencias, alarmas,...)
 - Cambio de datos, consignas o parámetros de proceso
 - Orden remota a equipo de campo
 - Informes

El sistema está configurado de tal modo que permite recibir la información desde la estación remota del tratamiento complementario pero sin actuar sobre el mismo. Se pueden conocer las condiciones del afluente a la red (efluente proporcionado por la ERAR) al entrar en el depósito y las que mantiene una vez almacenado y se distribuye.

La estación remota es el dispositivo instalado en el punto de entrega de agua capaz de registrar las variables hidráulicas y de calidad. Va equipado con un sistema propio de comunicaciones inalámbricas y supervisa la instrumentación allí existente reportando la información directamente a la Central del Sistema.

Con respecto a la operación de explotación, mantenimiento y conservación del tratamiento terciario, se incluyen en el correspondiente anejo de *Estudio de Explotación, Conservación y Mantenimiento* del Proyecto los factores a tener en cuenta:

1. Conocer exactamente las características del agua aportada en cada una de las fases del tratamiento para comprobar el rendimiento de las distintas etapas de proceso.
2. Conocer los parámetros que definen el proceso en sus diferentes fases.
3. Modificar los parámetros de forma que en cada momento, se consiga la mejor calidad de agua tratada con un mayor rendimiento.
4. Que los elementos integrantes de cada una de las fases del tratamiento cumplan en cada momento el programa establecido de acuerdo a las características del agua y parámetros del proceso.

Sin embargo, el anejo se limita a definir los aspectos referidos al mantenimiento y conservación de la planta y sus diferentes elementos mecánicos y eléctricos, en ningún momento se define como llevar a cabo el control para conocer las características del agua aportada, los parámetros y la calidad del agua tratada, ni como se verifica el cumplimiento de la calidad exigida al proceso.



8.3.2.- Definición de un sistema APPCC para la planta

Una vez descrita la instalación y sus principales características, así como los sistemas de monitoreo y control que tiene implementado, se pasa a definir el sistema APPCC y sus pasos a seguir:

- 1 Creación de un equipo de APPCC
- 2 Descripción del producto (agua regenerada)
- 3 Determinación de la aplicación del sistema APPCC
- 4 Elaboración de un diagrama de flujo de vertido, depuración, regeneración y reutilización
- 5 Verificación “in situ” del diagrama de flujo
- 6 Identificación y enumeración de todos los riesgos posibles
Ejecución de un análisis de riesgos
Determinación de las medidas de control de los riesgos
- 7 Determinación de los PCC
- 8 Establecimiento de los límites críticos para cada PCC
- 9 Implantación de un sistema de vigilancia para cada PCC
- 10 Preparación de medidas correctoras para las posibles desviaciones
Establecimiento de procedimientos de verificación
Implantación de un sistema de registro y documentación

El **punto 1** consiste en la formación de un equipo con los conocimientos adecuados y que disponga del tiempo necesario para la concepción, desarrollo, implantación y seguimiento del sistema APPCC.

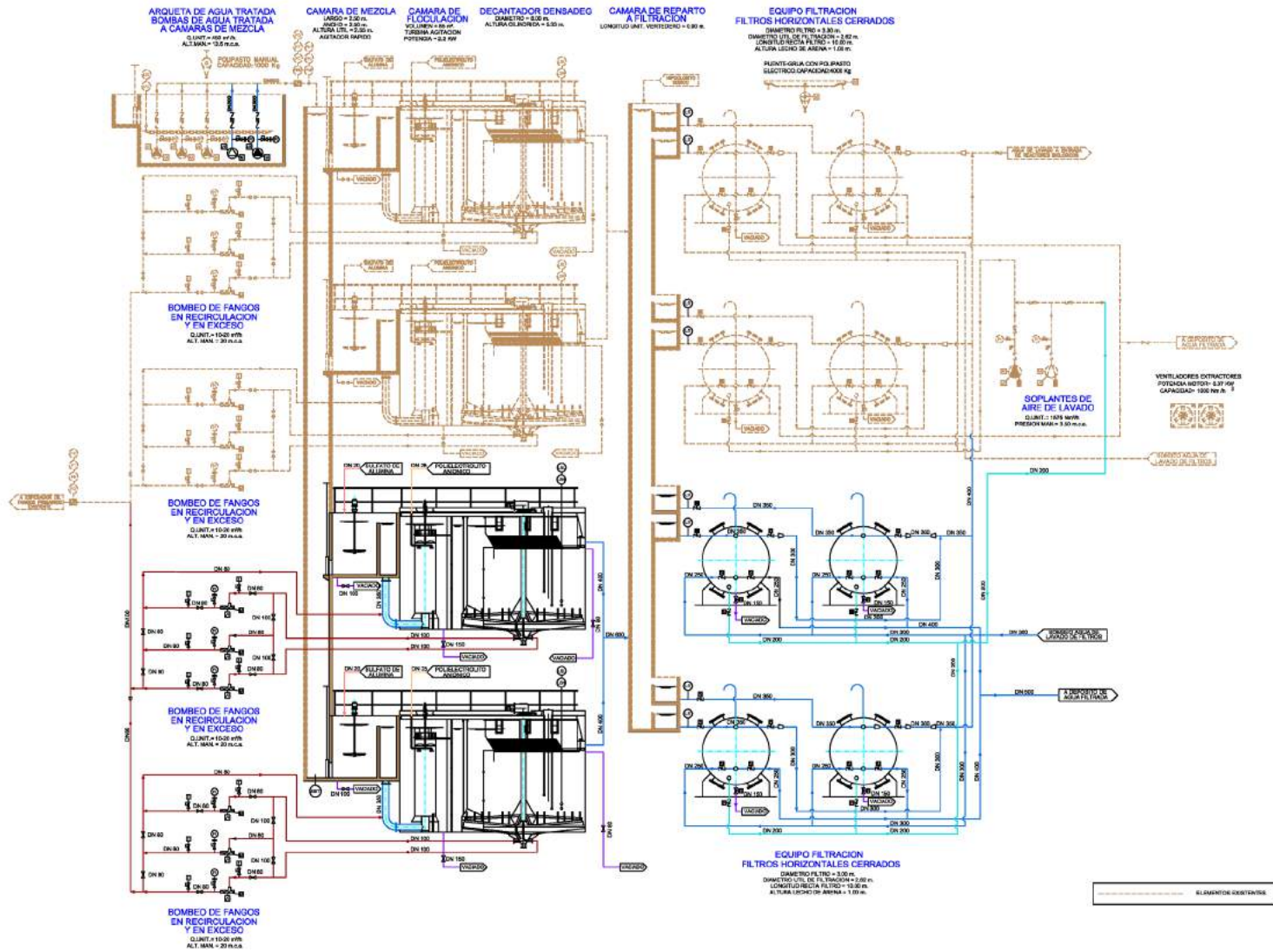
La descripción del producto en el **punto 2** se basa en los criterios de calidad, que para el caso de estudio son los contenidos en el RD 1620/2007 correspondientes a usos recreativos, definidos en el apartado 5.2.1.- Parámetros establecidos para usos recreativos.

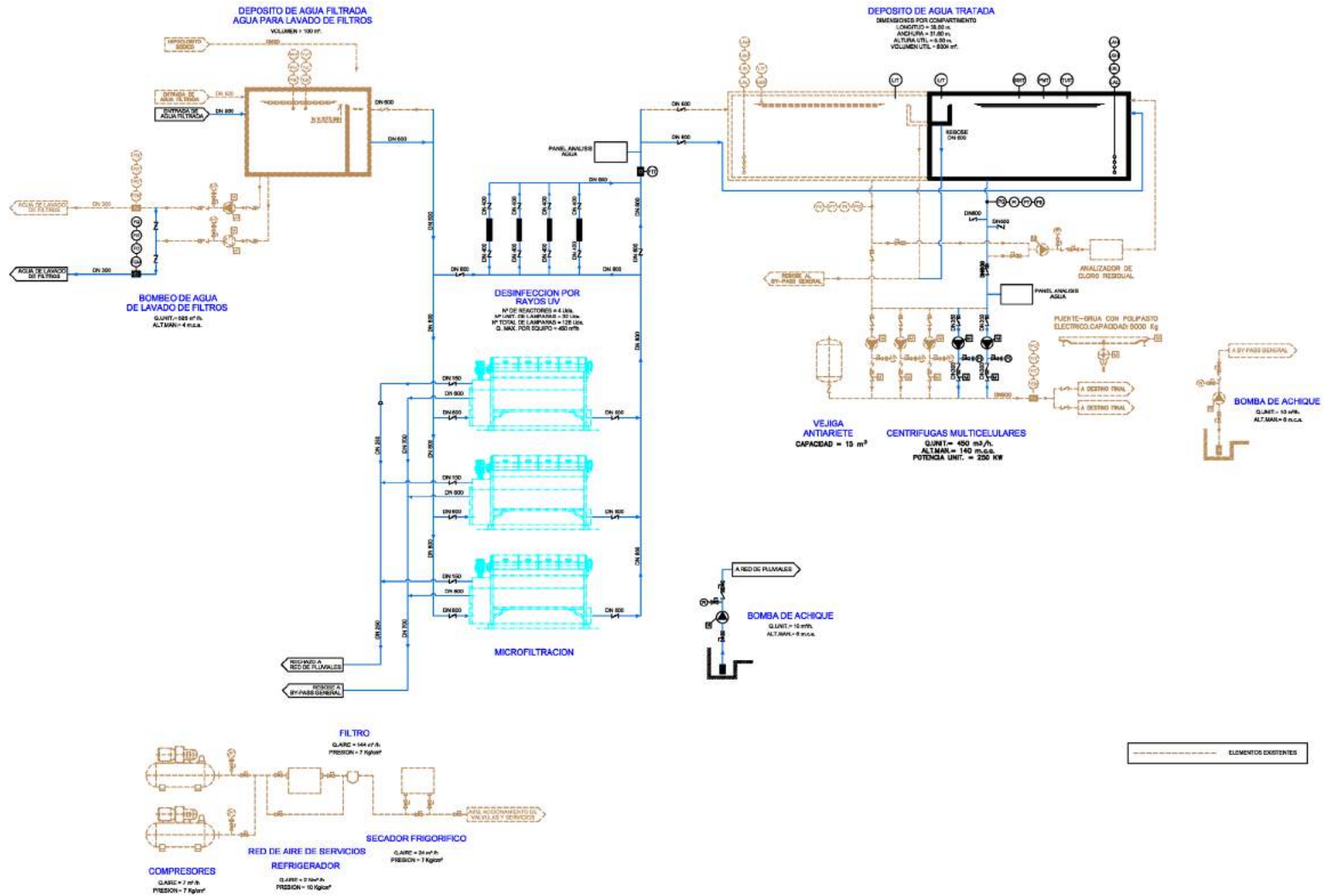
El **punto 3** define el ámbito en el cual se aplicará el sistema. Para el caso de la EDAR de La Gavia y el uso previsto, se planteará el sistema dentro de la propia planta.

En el **punto 4** se elaborará un diagrama de flujo. El diagrama es una representación sistemática de las fases u operaciones llevadas a cabo en la producción del agua regenerada y es útil para la identificación y control de peligros potenciales. Es preciso entrar en detalles todo lo que sea posible, de forma que la identificación de peligros sea fácil, pero no tanto en detalle que sobrecargue el plan con puntos poco importantes. Es importante incluir todas las etapas e incorporaciones de agua, reactivos, etc. a la línea de tratamiento en el orden correcto (RB.137: AEAS, 2014).

En las siguientes páginas se incluye un diagrama de flujo dividido en tres etapas de la planta, incluyendo todos los pasos y fases del proceso.

El **punto 5** no es posible llevarlo a la práctica en éste caso ya que se trata de un estudio teórico sobre una planta existente, sin acceso al responsable de la operación y por tanto de revisión “in situ” del diagrama de flujo. Tampoco resulta necesario a los efectos de la Tesis y se considera que el diagrama de flujo del proyecto responde a lo realmente ejecutado en obra y por tanto al sistema en funcionamiento y operación.





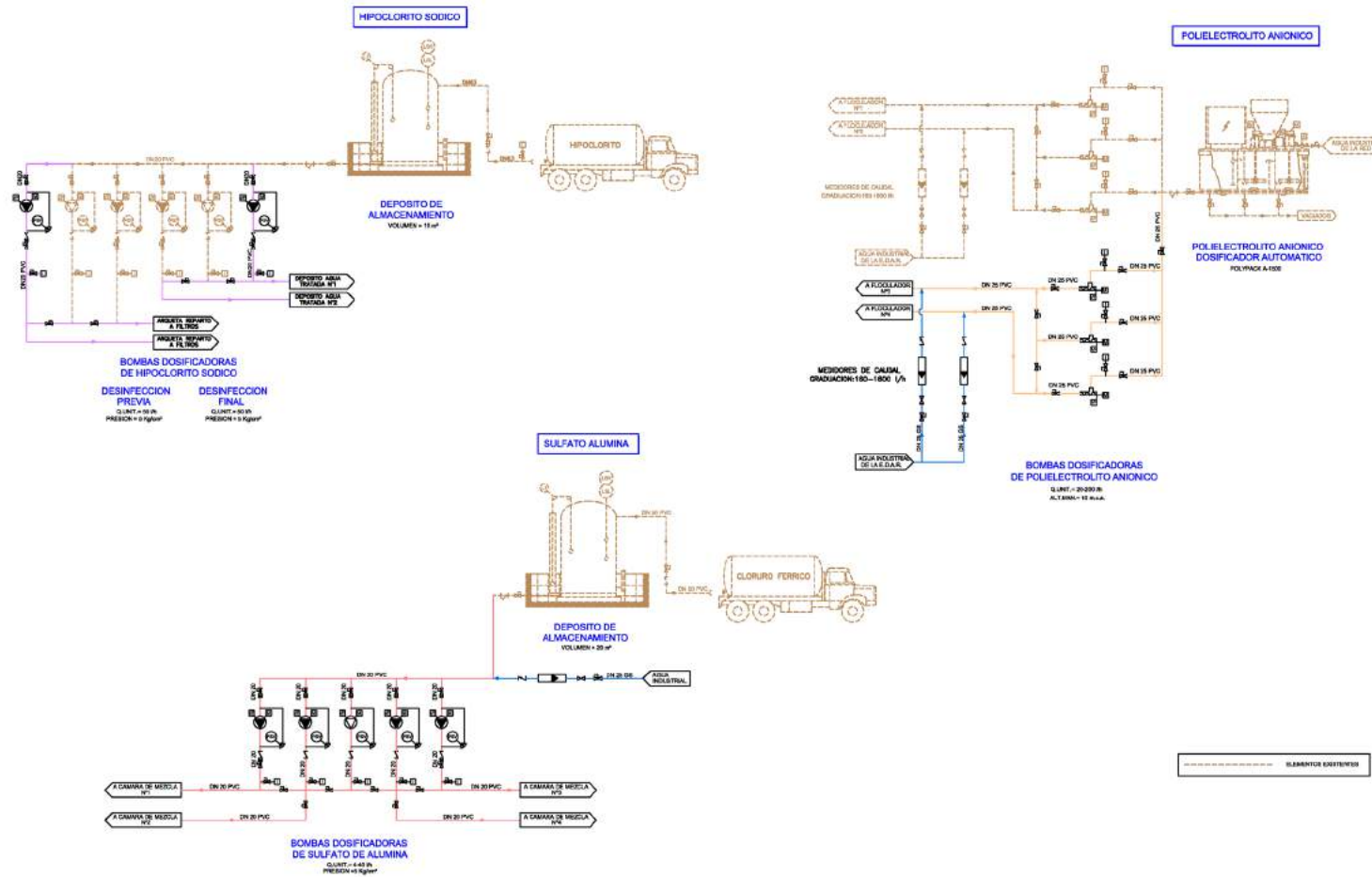


Figura 34: Diagrama de flujo; a) Físico – químico y filtración, b) Microfiltración y depósito de agua tratada, y c) Reactivos químicos (Fuente: acuaes)



El **punto 6** consiste en la enumeración de todos los riesgos posibles, ejecución de un análisis de riesgos y determinación de las medidas de control. Es por tanto uno de los tres objetivos principales de éste apartado.

Partiendo de la información contenida en la *Tabla 22. Resumen de listados de peligros, análisis de riesgos y medidas preventivas* de la página 61 del Manual de Buenas Prácticas de Usos de Aguas Regeneradas (RB.137: AEAS, 2012) se intenta a continuación determinar dichos aspectos en el Tratamiento Terciario de La Gavia.

LISTADO DE PELIGROS POTENCIALES

Revisión de entradas

Agua: la entrada de agua a la planta se produce por bombeo desde la arqueta de agua tratada, mediante bombeo hacia la cámara de mezcla. Por tanto, el caudal de diseño de 1.800 m³/h será transportado por tuberías de 600 mm de DN hasta la entrada a la cámara de mezcla por bombeo. En la cámara de mezcla y floculación existe un medidor de SS y en la tubería de reparto un medidor de caudal electromagnético. Estos son los dos únicos parámetros que se miden en continuo a la entrada.

Reactivos: como se ha indicado anteriormente, como coagulante se dosifica sulfato de alúmina y como floculante se dosifica polielectrolito aniónico.

Las cámaras de mezcla, donde se realiza la dosificación de coagulante mediante bombas de membrana variador de frecuencia electrónico, con un caudal entre 73,80 y 147,70 l/h de solución comercial de (SO₄)₃Al₂ con una riqueza del 8,2 % de Al₂O₃ y una densidad de 1,33 kg/l. el producto se almacena en depósitos de 20 m³ provistos de indicador visual local e interruptores de nivel mínimo y máximo.

Las cuatro cámaras de floculación, integradas en los decantadores tipo Densadeg®, permiten un tiempo de contacto de 10 minutos y están provistas de agitadores mecánicos (turbinas). Se dosifica polielectrolito aniónico mediante bomba de tornillo helicoidal, con un consumo que varía entre 0,90 y 1,80 Kg/h.

Energía: partiendo del hecho que la instalación ha sido diseñada para cubrir las necesidades de los equipos electromecánicos, iluminación y equipos de mando y control, no deberían existir problemas en éste sentido. El problema en una instalación de producción industrial como ésta se produce por un corte en el suministro desde la red o un fallo de los transformadores de tensión, ya que todos los equipos de la planta son eléctricos o dependen de un equipo previo que funciona con energía eléctrica, aunque su funcionamiento sea mecánico. Un corte de energía produce una parada de la línea de producción de la planta.

Aunque no figura en el Proyecto ningún grupo electrógeno, se entiende que en una instalación de esta magnitud deben existir grupos que permitan garantizar el suministro en caso de un fallo o corte de energía para que el tratamiento no se detenga y sea continuo.

Evaluación de operaciones de tratamiento

En éste punto se deben analizar los procesos y el diseño de las líneas de depuración y regeneración, los flujos de agua en ambos sistemas y la aplicación de los pasos de operación de la planta para lograr la calidad exigida, así como la cualificación y número del personal asignado a las tareas de operación.

La validación tiene un importante papel que desempeñar en el establecimiento de un sistema de agua regenerada. Por ejemplo, durante la fase de puesta en marcha de una nueva Estación Regeneradora de Aguas Residuales (ERAR), o una EDAR existente que ha de comenzar a suministrar agua regenerada para un nuevo uso, será necesario para el operador de la planta de tratamiento demostrar la capacidad de la planta para producir consistentemente agua regenerada de la calidad requerida para los usos previstos.

No es objeto del estudio revisar los cálculos del proceso de tratamiento, por un lado porque no se tienen los datos correspondientes a la EDAR y por otro porque al momento de la aprobación del Proyecto de Construcción la Asistencia Técnica a la Dirección de Obra realizó la revisión y aprobación de los cálculos del tratamiento terciario, las dimensiones de los elementos, tiempos de retención adoptados, dosis de reactivos utilizadas, tiempos de contacto resultantes en cámaras, decantadores, filtros y tamices, y por tanto se consideran apropiados para la calidad de agua regenerada requerida.

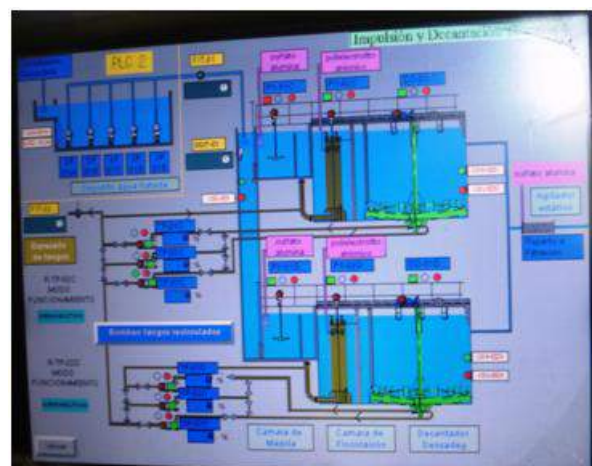
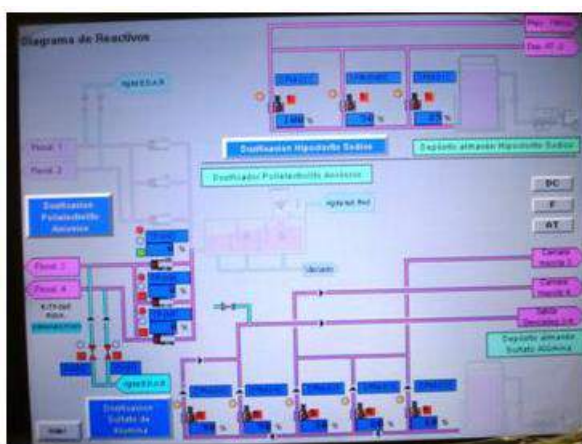
ANÁLISIS DE RIESGO

Observar las prácticas reales en las distintas operaciones

No es posible analizar éste punto ya que no se tiene acceso al personal ni a la empresa que lleva a cabo la operación y mantenimiento de la planta. Sin embargo es posible, a partir del esquema de funcionamiento de la planta y del conocimiento de sus componentes, identificar los posibles peligros que se pueden presentar en el proceso. Los mismos están relacionados con los siguientes factores:

- Fallos en la fase previa del proceso, que pueden detectarse a la entrada de la planta. Como se ha visto anteriormente solo se pueden medir dos factores en continuo: SS y caudal. El resto de parámetros, en cuanto no se detecten en el muestreo previsto por la norma, no serán descubiertos.
- Fallos mecánicos en los equipos electromecánicos, fundamentalmente las bombas de agua depurada a la entrada y las bombas dosificadoras de reactivos, ya que la línea de agua, una vez sale del decantador lamelar, funciona a gravedad en todo su recorrido.
- Fallos en los equipos mecánicos de recirculación y extracción de fangos en los decantadores, o en las bombas de lavado de filtros o las soplantes.

Todos los equipos tienen asociado un dispositivo de telemando conectado al sistema de control, por lo tanto está controlado en todo momento su correcto funcionamiento.





- Pérdidas en juntas de unión en tuberías, válvulas y accesorios, tanto en la línea de agua como en las de reactivos. Las tareas de revisión diarias, semanales o mensuales programadas en el Manual de Explotación, Conservación y Mantenimiento, cubren todos estos aspectos, por lo tanto mientras se respeten los procedimientos no deberían haber problemas, salvo las reparaciones que puedan surgir de un desperfecto.
- Fallo de las lámparas UV en el sistema de desinfección. Los equipos instalados cuentan con su correspondiente cuadro de mando y control, donde se puede apreciar en una pantalla con indicadores luminosos el estado de cada lámpara. En teoría el equipo puede modificar la dosis de radiación ultravioleta en función del caudal y de la calidad del agua; no se ha podido averiguar a qué parámetro de calidad se refiere, ya que su sistema OptiDose™ trabaja en base a un germicida, según la norma austríaca ÖNORM del Austrian Standards Institute, pero al ser un sistema patentado no se tienen más detalles. Posee también de un sistema de limpieza mecánico sin uso de productos químicos.
- Fallo en los microtamices, ya sea en la maniobra de filtrado o de limpieza. El agua a filtrar entra en el tambor giratorio y se mueve por gravedad dentro de los discos del filtro a través de las aberturas en el tambor. Cuando el nivel del agua en el interior del filtro giratorio aumenta a un nivel preestablecido, el filtro giratorio empieza a girar para comenzar la maniobra de limpieza a contracorriente. Ambas maniobras, filtrado y lavado a contracorriente, se operan automáticamente por medición de nivel de agua en el tambor.
- Fallo en los filtros de arena. Los filtros de arena, tal como reconoce su propio fabricante en ponencias de congresos sobre el tema, presentan tres problemas principales: a) posibles problemas de corrosión externa e interna, b) altos costos de mantenimiento, y c) complejidad para hacer un mantenimiento correctivo. En lo que respecta al control de su funcionamiento, al igual que en el caso de los microtamices, el proceso de filtrado y de lavado se gestiona por medición de nivel de agua en el interior del filtro.

Todos los aspectos mecánicos y eléctricos están monitoreados por el sistema de telemando y telecontrol, con lo cual desde el punto de vista de funcionamiento electromecánico de la instalación en su conjunto se puede decir que el proceso está controlado adecuadamente, como es lo propio en una línea de producción industrial como la que se está estudiando.

Medidas de parámetros del proceso

De la descripción de la planta de tratamiento terciario realizada hasta el momento se tienen identificados los puntos de medición en continuo, ya sea por equipos instalados específicamente para ello dentro del sistema de instrumentación como por dispositivos de medición incluidos en los propios equipos de tratamiento (equipos de microtamices y radiación ultravioleta, y filtros cerrados de arena). En el caso de los microtamices y de los filtros, se miden alturas de agua en el interior de los equipos, que se traducen en pérdida de carga y por tanto maniobras de lavado a contra corriente para quitar los sólidos retenidos. En los equipos de lámparas ultravioleta se mide por una parte la suciedad sobre las lámparas, que reducen la eficiencia de aplicación de la radiación ultravioleta, y la dosis de radiación que emiten las lámparas, como se ha indicado anteriormente.

A partir de los datos de medición de caudal, tanto a la entrada del tratamiento terciario como a la entrada del depósito de agua tratada, se pueden obtener los tiempos de retención hidráulica y eventualmente, pérdidas en el sistema, si las hubiera. Por tratarse de una entrada por bombeo, el caudal debería ser siempre el mismo e igual al caudal de diseño, es decir $1.800 \text{ m}^3/\text{h}$.

La medición de sólidos en suspensión a la entrada de la cámara de mezcla y floculación permite modificar en línea las dosis de reactivos a partir de un ensayo realizado al inicio (Jar-test) en la

puesta en marcha de la instalación para comprobar y calibrar el tamaño de los flóculos, para lograr el funcionamiento óptimo del sistema de decantación lamelar proyectado.

Los medidores de sólidos en las cámaras de densificación y espesamiento de fango de los decantadores lamelares permiten controlar el nivel de fangos decantados en el fondo. Los fangos son empujados por rasquetas hacia el fondo de la cámara desde donde se purgan mediante la apertura automática de una válvula; la recirculación de una pequeña cantidad de los fangos hacia la cámara de mezcla o reactor se hace por bombeo.

Por último, tanto a la entrada del depósito de agua tratada (salida del tratamiento terciario) como a la salida del mismo depósito, se ha colocado en ambos puntos un analizador de calidad de agua, que permite medir pH, temperatura, conductividad, turbidez y cloro total.

La medición de cloro total en ambos puntos permite determinar la dosis a suministrar en el depósito para que el agua que va a la red tenga la cantidad de cloro residual necesaria a la salida de la planta.

Por su parte es necesario conocer el valor de la turbidez en ambos puntos para controlar el riesgo de que se produzcan compuestos no deseados por la adición de cloro en presencia de sólidos.

Conductividad y pH son dos parámetros que van en la misma línea que los anteriores y en resumen obedecen a un mismo objetivo, que es garantizar el paso último de desinfección del agua regenerada por adición de cloro en forma de hipoclorito sódico antes de su entrega a la red.

Evaluación de los resultados

Este paso no es posible analizarlo ya que no se tienen datos de funcionamiento de la planta. Es uno de los pasos más importantes en el proceso ya que permite en base a la revisión e interpretación de los datos obtenidos durante la operación analizar los resultados logrados con el tratamiento para los diferentes valores de calidad de agua registrados a la entrada y a la salida de la planta.

Permite por tanto hacer un análisis de los peligros para cada calidad de agua regenerada o proceso.

MEDIDAS PREVENTIVAS

Peligros biológicos en regeneración

En el tratamiento terciario de La Gavia no se había previsto en el Proyecto ni se ha colocado durante la construcción ningún equipo de medición de parámetros biológicos en continuo, dichos parámetros se controlan de acuerdo a la frecuencia y en los puntos que indique la reglamentación vigente (RD 1620/2007). Esto es práctica normal en casi todas las instalaciones de tratamiento terciario existentes en el país, salvo muy escasas excepciones, debida sobre todo a su elevado coste y a las dudas que de momento despiertan en operadores y explotadores en general para su implementación.

Por lo tanto lo que normalmente se hace es controlar determinados parámetros que pueden arrojar alguna pista sobre la existencia de un mayor riesgo en los valores de los parámetros biológicos. Uno de ellos, el más usado, es la eficiencia lograda en el sistema en la eliminación de sólidos en suspensión, ya que estos actúan en muchos casos como barreras para la acción de los tratamientos tales como radiación ultravioleta o la desinfección por cloro.

Cuando se utiliza la radiación ultravioleta (UV) para la desinfección del agua regenerada, como en el caso del tratamiento terciario de La Gavia, los niveles de turbiedad después del tratamiento puede ser un punto crítico de control (PCC) debido a que la turbidez afecta la transmisividad UV.



Del mismo modo, es importante comprobar y garantizar la concentración del producto por el tiempo de aplicación (C-T) en el proceso de desinfección.

En el caso del depósito de agua tratada se deben controlar los tiempos de estancia, puesto que la estancia en sistemas de almacenaje modifica la calidad en mayor o menor medida, y deben gestionarse de forma adecuada. Se debe también controlar el sistema de vaciado en el depósito de agua tratada.

Peligros químicos en regeneración

Estos se refieren sobre todo al trabajo del equipo de explotación, conservación y mantenimiento de la planta, que será el encargado de realizar un mantenimiento adecuado de las instalaciones, evitando por ejemplo la entrada de grasas o lubricantes de la maquinaria, controlando el correcto funcionamiento de las bombas y del suministro de los reactivos, para garantizar que se entregue la dosis suficiente de desinfectante de acuerdo a la calidad del agua de entrada al proceso, así como controlar el etiquetado adecuado de productos que ingresan a la planta, reactivos y demás productos químicos.

Todos estos aspectos están incluidos en el Estudio de explotación, conservación y mantenimiento del Proyecto y deben ser controlados por el equipo de técnicos y operarios de planta y supervisados por el personal de dirección y control asignado.

Peligros físicos en regeneración

Se tratan en este apartado las medidas que permitan controlar los peligros por contacto físico con el agua regenerada y las instalaciones y equipos que forman parte de la línea de tratamiento terciario. En el caso de La Gavia todas las instalaciones se encuentran identificadas con carteles preventivos que permiten identificar los peligros o riesgos asociados con cada equipo o instalación.

Se incluyen también a aspectos físicos del agua regenerada como ser controlar la presencia de sólidos en suspensión porque afecta la eficiencia del tratamiento en general y la desinfección en particular.

El control de conexiones cruzadas entre sistemas de agua potable y agua regenerada es probable que sea un PCC en los sistemas de recirculación duales que implementan una prevención de los retornos (reflujos) para evitar la ingestión accidental de agua regenerada generando una medida de control apropiada. La desinfección residual podría ser un PCC para evitar el rebrote de bacterias dentro de un sistema de recirculación largo (RB.163: *Queensland. Environmental Protection Agency*, 2.005).

En general se refiere a cualquier medida que evite el contacto con el agua y genere un riesgo dentro de la propia instalación, y medidas que coadyuven a ello como por ejemplo el uso de aspersores a baja presión para eliminar/reducir salpicaduras y aerosoles (IP), en caso de uso del agua regenerada para riego de las zonas verdes de la planta.

El **Punto 7** se refiere a la determinación de los puntos críticos. Un PCC es *“una etapa en la que se puede aplicar un control,- y es esencial hacerlo-, para prevenir, eliminar o reducir a niveles aceptables un peligro para la seguridad del agua regenerada reutilizada”* (RB.137: *AEAS*, 2012).

Para la definición de los PCC se utilizará la secuencia de decisiones incluida en la Figura 29, del Codex Alimentarius de la FAO propuesto por AEAS en su Manual de Buenas Prácticas. Lo primero es

definir que es un **peligro lógico**, que son los únicos que se someten a un análisis a través de la secuencia propuesta. Una vez definido ese peligro lógico hay que establecer el control esencial a aplicar en el punto crítico identificado en la línea de tratamiento.

Partiendo siempre desde el análisis de los puntos de medición en continuo que tiene instalados la planta en toda la línea de tratamiento terciario, sabiendo que no se cuenta con la posibilidad de medir parámetros biológicos en línea porque no hay instalados equipos para tal fin, es necesario establecer cuáles serán los peligros lógicos a controlar con las herramientas disponibles y que permitan actuar en consecuencia para reducir el riesgo por el uso del agua regenerada producida en la planta.

Es decir, de los cuatro o seis parámetros que fija el Real Decreto para el uso estudiado (4. Recreativo) para analizar con una frecuencia de dos veces a la semana (turbidez y *E. coli*), semanal (SS), quincenal (Nematodos intestinales), o mensual (N_T y P_T), solo dos se pueden medir en continuo en el tratamiento terciario de La Gavia.

Con estos elementos de partida se propone la siguiente tabla (**Tabla 44**), donde se han incluido los pasos de la secuencia de toma de decisiones en las filas y cada uno de los pasos del tratamiento terciario de la planta en las columnas, para poder identificar los posibles PCC en la ERAR siguiendo la secuencia lógica de la Figura 29 (Codex Alimentarius).



SECUENCIA DE DECISIONES PARA IDENTIFICAR LOS PCC		ETAPAS DEL PROCESO DONDE IDENTIFICAR LOS PCC																																										
		1 Arqueta de agua tratada + Bombeo a cámara de mezcla	Medidor de caudal electromagnético	Bombeo de fangos en recirculación y exceso	Depósito de almacenamiento de Sulfato Alumina	Entrada agua industrial	Bombas dosificadoras de Sulfato de Alumina	2 Cámara de mezcla	Poliectroliito Aniónico - Dosificador automático	Bombas dosificadoras de polielectroliito aniónico	Medidores de caudal	Entrada agua industrial	3 Cámara de Floculación	4 Decantador Densadeg®	Medidores de nivel de sólidos	5 Cámara de reparto a filtración	6 Equipo de Filtración Filtros horizontales cerrados	Medidor de nivel de agua en el filtro	Soplantes de aire de lavado	7 Depósito de agua filtrada + agua para lavado de filtros	Bombeo de agua de lavado de filtros	Depósito de almacenamiento de Hipoclorito sódico	Bombas dosificadoras de Hipoclorito sódico	Entrada Desinfección previa (Depósito agua filtrada)	Entrada Desinfección final (Depósito agua tratada)	8 Microfiltración DynaDisc®	Medición de nivel de agua en el tambor giratorio	Rebose a by-pass general	Bomba de achique a pluviales	9 Desinfección por Rayos UV	Medidor de intensidad de radiación UV	Panel de análisis de agua	10 Depósito de agua tratada	Rebose a By-pass general	Panel de análisis de agua									
P1	Existen medidas preventivas de control	SI	X		X	X		X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X			
	Se necesita control en esta fase por razones de inocuidad	SI					X					X											X						X	X									X	X				
	Modificar la fase, proceso o tecnología	NO																																										
	No es un PCC					X					X																														X			
	PARAR						X																																					
P2	Ha sido la fase específicamente concebida para eliminar o reducir a un nivel aceptable la posible presencia de un peligro	SI																																										
	Podría producirse una contaminación con peligros identificados superior a los niveles aceptables, o podrían aumentar a niveles inaceptables	NO	X		X	X		X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X															X	
	Análisis de laboratorio	SI																																										
	PARAR																																											
P4	Se eliminarán los peligros identificados o se reducirá su posible presencia a un nivel aceptable en una fase posterior	SI	X		X	X		X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X																
	No es un PCC	NO	X		X	X		X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X																
	PARAR		X		X	X		X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X																
	PUNTO CRÍTICO DE CONTROL																																											

Tabla 44: Determinación de los PCC en el Tratamiento Terciario de La Gavia

De la **Tabla 44** se puede ver que surgen tres (3) PCC en el tratamiento terciario de La Gavia, dos de los cuales ya están controlados, porque tanto a la salida del equipo de radiación ultravioleta (o entrada al depósito de agua regenerada) como a la salida del depósito de agua regenerada existen sendos paneles de control de calidad del agua donde se miden pH, temperatura, conductividad, turbidez y cloro total. En el tercer punto se deberían controlar turbidez y/o sólidos en suspensión ya que no tiene sentido medirlos una vez se ha pasado por la desinfección de rayos ultravioleta sin poder corregirlo previamente, disminuyendo la eficiencia del proceso de desinfección. Los microtamices son el último paso que permite reducir el contenido de sólidos en al agua regenerada y por tanto se considera debería ser un PCC a incluir en el sistema APPCC.

El **Punto 8** consiste en el establecimiento de los **límites críticos** para cada PCC. Para cada PCC hay que estudiar si existe un valor legal fijado; si es así, hay que elegirlo forzosamente. Si no existe límite legal para un PCC hay que establecer uno que sea adecuado para mantener el control y prevenir el peligro (RB.137: AEAS, 2012). Un límite crítico es el valor máximo o mínimo hasta donde un riesgo físico, biológico o químico debe ser controlado en un punto crítico de control para prevenir o reducir a un nivel aceptable, la ocurrencia de un peligro. Un límite crítico define el corte para garantizar la seguridad del agua regenerada. Si los límites críticos no se cumplen entonces el peligro no está controlado y se debe tomar una acción correctiva. Un límite crítico por lo general será una lectura física, tales como la turbidez o la intensidad UV; un tiempo, por ejemplo, para el contacto del cloro durante la desinfección, o una propiedad química, tal como cloro disponible o la salinidad. Los límites críticos deben ser valores exactos: una serie no es aceptable (RB.163: Queensland. Environmental Protection Agency, 2.005). Si existen dudas debe elegirse siempre un valor conservador, por ejemplo el mayor tiempo de contacto del ozono con el agua (RB.137: AEAS, 2012).

En ésta caso los límites de turbidez y sólidos en suspensión están fijados por la norma para el uso previsto en el ANEXO I.A: Criterios de calidad para la reutilización de las aguas del Real Decreto 1620/2007 resumidos en las tablas del apartado 5.2.1.- Parámetros establecidos para usos recreativos.

El resto de pasos que considera el Manual de Buenas Prácticas de Uso de Aguas Regeneradas no son objeto de análisis en esta Tesis ya que se refieren a la implementación, puesta en servicio y seguimiento, corrección y/o rectificación del APPCC durante la operación de la planta de tratamiento terciario. Se resumen a continuación dichos pasos, que pueden consultarse en detalle en la mencionada publicación (RB.137: AEAS, 2012):

El **Punto 9** se refiere a la implantación de un sistema de vigilancia para cada PCC. La vigilancia debería proporcionar información a tiempo para permitir cualquier ajuste del proceso, prevenir la pérdida de control y evitar que los límites críticos se excedan.

El **Punto 10** consiste en la preparación de medidas correctoras para las posibles desviaciones. Se llama acción correctora a la *"acción que debe ser tomada cuando los resultados de la vigilancia en un PCC indican una pérdida de control"*.

Se considera pérdida de control a la desviación del límite crítico en un PCC y da como resultado la generación de agua regenerada insegura o peligrosa. Requiere identificación además del control del producto inmediato y una acción correctora.



El **Punto 11** consiste en el establecimiento de procedimientos de verificación, que son imprescindibles para garantizar la bondad del APPCC, y se resumen en tres pasos:

1. Validación

Auditorías del sistema APPCC

Evaluar si los planes APPCC, para el agua regenerada y el proceso en su conjunto, identifican adecuadamente y controlan todos los peligros significativos del agua regenerada o los reducen a un nivel aceptable.

Comparar las prácticas reales y los procedimientos documentados en el APPCC escrito.

2. Calibración de equipos

Chequeo de los instrumentos y equipos con un estándar para asegurar su exactitud

3. Muestras y pruebas

Toma periódica de muestras de agua regenerada y/o en distintas fases del proceso de tratamiento o reutilización y pruebas para asegurar que los límites críticos son apropiados para el producto.

Todos los pasos mencionados anteriormente deberán ser llevados a cabo por el equipo definido en el **Punto 1**, que seguramente será el mismo que el que actualmente lleva a cabo las maniobras de explotación, conservación y mantenimiento, con una formación adicional para poder realizar el seguimiento del sistema APPCC y una vigilancia estricta de su cumplimiento.

Por último, el **Punto 12** consiste en la implantación de un sistema de registro y documentación, que permita aplicar y evaluar con rigurosidad la implantación de un sistema APPCC. Aporta evidencias de disponer de un plan APPCC implantado y que funciona con efectividad.

9.- PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

Tal como se ha indicado en el apartado 3.- OBJETIVOS INICIALES, es importante garantizar en todo momento que el uso de un agua regenerada no implique riesgos para los usuarios ni para los operadores de la planta donde se produce. Con esta idea se han analizado a lo largo del desarrollo del presente trabajo todos los aspectos que pueden generar esos riesgos, tanto en la composición del agua residual tratada en una estación depuradora de aguas residuales convencional, que sirve como materia prima para la producción en un sistema de tratamiento terciario, como en los posibles fallos que se pueden producir en las diferentes etapas o fases del tratamiento terciario, o de la planta en su conjunto por un mal diseño, en la búsqueda de aquellos puntos del proceso en los cuales se deba prestar especial atención para su control, a partir de un esquema práctico conocido como APPCC, estableciendo puntos críticos de control (PCC) que ayuden en la toma de decisiones rápidas para evitar riesgos innecesarios en caso de un fallo en el proceso de tratamiento.

El análisis ha incluido una revisión en profundidad de la normativa vigente a nivel país, el *Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas*, y otras normativas significativas a nivel mundial, así como manuales o recomendaciones realizadas por organismos estatales y entidades o asociaciones mixtas que cuentan entre sus miembros a fabricantes de equipos, operadores de instalaciones de tratamiento terciario y profesionales universitarios e investigadores vinculados con el mundo de la regeneración de aguas residuales.

Para la prosecución de estos objetivos se ha realizado una amplia búsqueda bibliográfica, así como consultas con operadores de primer nivel y líderes en el sector como Canal de Isabel II, EMASESA, ACOSOL y ESAMUR, todos ellos miembros de la Asociación Española de Agua y Saneamiento (aeas). Se han consultado también usuarios como la Real Federación de Golf y entidades sanitarias como el Instituto de Salud Carlos III.

Con ésta información y análisis realizado es posible,- dentro de los objetivos finales establecidos en el apartado 7.- OBJETIVOS DEFINITIVOS-, resumir a continuación los principales resultados obtenidos.



9.1.- DATOS OPERACIONALES DE EQUIPOS Y TRATAMIENTOS

En el apartado 5.1.- POSIBLES FALLOS EN LOS TRATAMIENTOS TERCIARIOS se han analizado la casi totalidad de las tecnologías utilizadas en el tratamiento terciario, desde el paso inicial de coagulación floculación, hasta la desinfección, incluyendo los sistemas MBR que reúnen en un único paso los dos procesos, y las diferentes líneas de tratamiento existentes en España en éste momento.

A modo de resumen se enumeran a continuación algunos aspectos a tener en cuenta en el diseño y en la operación y mantenimiento de una planta de tratamiento terciario, de acuerdo a los datos existentes en la bibliografía analizada, que pueden ayudar a tomar determinadas decisiones en función de la calidad del agua de entrada y de su composición, y de la calidad requerida para el uso.

9.1.1.- Tratamientos terciarios

Tratamientos físico – químicos

Con respecto al tipo de floculante se ha encontrado algunos datos sobre ventajas e inconvenientes de cada tipo, como por ejemplo:

- El floculante orgánico obtiene índices volumétricos de fangos (SVI) y tasas específicas de consumo de oxígeno (SOUR) más estables respecto a los floculantes inorgánicos.
- Los floculantes inorgánicos conducen a una mayor reducción de los productos microbianos solubles (SMP) presentes en el licor mezcla y menores tasas de ensuciamiento de las membranas.
- El cloruro férrico $FeCl_3$ es superior al cloruro de aluminio $AlCl_3$ en términos de eliminación de carbono orgánico disuelto.
- Los flóculos de titanio poseen una mayor densidad, diámetro y velocidad de sedimentación que los flóculos de aluminio.

Con respecto a las características del proceso de coagulación y floculación se destaca lo siguiente:

- La coagulación elimina predominantemente sustancias macromoleculares del efluente secundario, como biopolímeros y sustancias húmicas. Dentro de la fracción de biopolímeros, las sustancias activas ante la radiación UV se eliminan casi por completo a dosis bajas de coagulante, lo que indica la eliminación preferente de las proteínas.
- Los tratamientos físico – químicos como los procesos de coagulación-floculación resultan generalmente incapaces de eliminar los compuestos endocrino disruptores (EDCs) y los productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs).
- Los SS rodean y recubren los microorganismos, por lo tanto los agentes de desinfección no pueden atravesar los SS y no se pueden inactivar los microorganismos objetivos.

Procesos electroquímicos

Su principal ventaja es que logra la inactivación celular de los organismos. Aplicando un determinado potencial eléctrico (potencial crítico: 0,2-1 V) a la membrana celular bacteriana, se producen vibraciones en la misma que provocan deformaciones y roturas, abriendo poros irreversibles (electroporación o electro-permeabilización).

De éste modo puede actuar frente a todo tipo de bacterias, especialmente gram negativas (*Legionella*, *E-coli*, *Vibrio cholerae*, etc.)

Filtración profunda

En lo que respecta al diseño y tipo de material del filtro se destacan los siguientes aspectos:

- Para mejorar la eficiencia es mejor aumentar la profundidad del lecho de arena, en lugar de reducir el tamaño del grano.
- Se considera necesario que la arena no sobrepase el milímetro (1 mm) de diámetro y que sea lo más redondeada posible.

La capa de “suciedad superficial” (*schmutzdecke*) del filtro consistente en material inerte juega un papel muy importante en la filtración:

- Los microorganismos y algas que se forman en la parte superior de la arena del filtro es fundamental en el proceso de filtración ya que está relacionado con la degradación biológica.
- Se puede mejorar la eficiencia del tratamiento mediante la adición de fibras en la parte superficial del filtro, proporcionando una matriz adicional para el desarrollo de la capa de “*schmutzdecke*”.
- En ésta capa de arena superior del filtro es donde se produce principalmente la eliminación de los biopolímeros.

La coagulación mejora el rendimiento de filtración. Aumentando la dosis de coagulante para la tasa de carga superior se elimina el impacto negativo de la tasa de carga en la eficiencia de remoción y provoca la remoción de partículas más profundas en el lecho del filtro.

Con respecto a la capacidad de los filtros para eliminar virus y bacterias se tiene que:

- La *E. coli* se adsorbe mucho mejor en la capa superficial (*schmutzdecke*) que en la superficie de la arena de grano inorgánico.
- Los virus más grandes, en el rango de tamaño de 200 nm, se retienen mejor que los pequeños.
- La adición de óxidos de hierro a través del soporte o lecho de un filtro biológico de arena (FBA) aumenta la eliminación de virus debido a la adsorción.

Filtración superficial

Para la filtración superficial es recomendable incluir una etapa previa de físico – químico seguida de decantación antes de la filtración superficial, siendo ésta etapa imprescindible en filtración mediante tamices.

Haciendo una comparativa entre los filtros de arena presurizados (FAP), filtros de disco (FD) y filtros de mallas (FM) se puede decir que el FAP produce efluentes de mayor calidad que el FD y que los FM, ya que tiene una mayor capacidad para retener materiales suspendidos.

Presentan una alta eficacia de eliminación de huevos de nematodos, con una reducción en la concentración de huevos de tamaño máximo, pero no se puede descartar la presencia de huevos correspondientes a los patógenos humanos de menor tamaño después de dicho tratamiento.

Los filtros de anillas tienen bajos rendimientos de eliminación de SS, no eliminan las partículas menores de 10 μm , y tienden a formar caminos preferenciales debido al sistema de limpieza que llevan.



Flotación con aire disuelto

El proceso DAF se comporta mejor que la sedimentación en la eliminación de partículas (turbidez) por lo que mejora el rendimiento de la filtración y es más eficaz que la sedimentación en la eliminación de quistes de *Giardia* y oocistos de *Cryptosporidium*.

Los flóculos no necesitan ser tan grandes ya que se trata de hacer flotar los conjuntos de burbujas – flóculos. Las condiciones óptimas de coagulación consisten en obtener una dosis de coagulante y pH que produzcan flóculos con carga cerca de cero y aquellas que producen flóculos con hidrofobicidad relativamente alta.

Carbono activado

Es un proceso que se suele utilizar como etapa posterior a la filtración o previamente a procesos de filtración a través de membranas, o en el mismo proceso como parte del material del propio filtro.

Es el método más eficaz para la eliminación de productos microbianos solubles. Los PMS con alto peso molecular (PM) se adsorben fuertemente sobre carbono. Los efluentes de un tratamiento anaeróbico de aguas residuales (y por lo tanto, PMS anaeróbicos) son menos adsorbibles que aquellos de un efluente anaeróbico/aeróbico y de un efluente aeróbico.

Es un importante método para la eliminación de compuestos orgánicos solubles no polares presentes en la materia orgánica del efluente (MOE_f), y los contaminantes emergentes, tales como compuestos endocrinos perturbadores, así como la materia orgánica natural (MON).

Son ventajosos en términos de sus interacciones hidrofóbicas en la eliminación de la mayoría de los compuestos orgánicos, especialmente compuestos no polares ($K_{oa} > 2$). Por ello se puede utilizar para la eliminación de muchos productos farmacéuticos hidrófobos al agua, como los antibióticos no polares que se pueden eliminar eficazmente

Los precursores de la formación de trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA) se reducen tanto en la filtración por arena como en el CAB, lo que indica que son en cierta medida biodegradables.

9.1.2.- Desinfección

Filtración por membrana

El principal problema de las membranas es el ensuciamiento, tanto el externo como el interno. El ensuciamiento interno incluye los posibles cambios en la estructura de la membrana, tales como la degradación y la compactación de la membrana. La incrustación externa es generalmente reversible y controlable mediante limpieza química, mientras que el ensuciamiento interno es generalmente irreversible.

Con respecto a los factores que intervienen en el ensuciamiento se tiene que:

- La MOE_f de bajo peso molecular es propensa a ser adsorbida sobre la superficie de la membrana e iniciar el ensuciamiento orgánico y la posterior contaminación biológica.
- El ensuciamiento de las membranas de MF puede ser causado por la obstrucción de los poros asociada con moléculas hidrófilas grandes (macromoléculas) y/o coloides orgánicos.
- Los biopolímeros son el mayor incrustante orgánico en la UF. Las interacciones entre los biopolímeros y las membranas promueve el desarrollo del ensuciamiento irreversible.

- La composición del carbono orgánico disuelto (COD), especialmente el ácido húmico, fue identificado como el más factor importante que contribuye a la formación de ensuciamiento abiótico.
- Los coloides en el agua de alimentación se pueden depositar sobre la superficie de la membrana para formar una capa de suciedad llamada capa de torta (*cake layer*). Algunos coloides pueden formar una extensa capa reticular en tres dimensiones (conocida como capa de gel) debido a su fuerte atracción inter-coloidal o interacción específica; mientras algunas capas de gel pueden tener un porosidad muy alta (90%), tienden a una baja permeabilidad y son difíciles de remover debido a su naturaleza reticular.
- Debido a la alta concentración de microorganismos y sustancias poliméricas extracelulares (SPE) en los reactores de membrana, la formación de la biopelícula está siempre presente.

En cuanto a los métodos para controlar el ensuciamiento se tiene lo siguiente:

- La adición de coagulante (sulfato férrico) resulta en una reducción de la suciedad, tanto reversible como irreversible, lo que permite un funcionamiento sostenible.
- Las incrustaciones por compuestos inorgánicos se controlan normalmente mediante el uso de un inhibidor de incrustante (polímeros y ácidos) y las incrustaciones por material coloidal pueden ser controladas por tratamiento previo (por ejemplo, ultrafiltración).
- Ciertos inhibidores de incrustaciones (polímeros y ácidos) disponibles comercialmente pueden causar ensuciamiento biológico.
- Se ha demostrado que el NaClO es el catalizador más efectivo con respecto al control del ensuciamiento. El aluminio es mejor eliminando a un pH alto (NaOH a pH 10)
- El mantenimiento de un alto potencial zeta es imprescindible para mantener la resistencia capa de suciedad en un mínimo. Por lo tanto, se debe ser muy cuidadoso cuando se dosifican ácidos o coagulantes para evitar incrustaciones o ensuciamiento.
- Pretratamientos que involucren actividad biológica,- como la filtración por carbón activado granular y filtración lenta sobre arena que puede eliminar los compuestos biodegradables del agua-, permiten un rendimiento estable de NF/OI con valores relativamente bajos de Δ CPN (incremento relativo de la caída de presión normalizada) sin limpieza.
- Los estudios a corto plazo son incapaces de predecir tendencias a largo plazo en el ensuciamiento.

El ensuciamiento provoca caída de presión y disminución del flujo. La acumulación de biopelículas en membranas de nanofiltración y OI resulta en un aumento relativo de la caída de presión normalizada (Δ CPN). La forma y el tamaño de las moléculas y la rugosidad de la membrana son presumiblemente los factores más influyentes que afectan la disminución del flujo.

En lo que respecta al material de las membranas se tiene que las membranas de poliamida (PA) tienen una permeabilidad más alta que las membranas de celulosa acetato (CA).

Con respecto a la capacidad de las membranas para eliminar diferentes componentes del agua se resumen a continuación algunos aspectos:

- Las membranas pueden eliminar virus y bacterias; cuando el tamaño del virus es mayor que el de los poros de la membrana se elimina por exclusión por tamaño, pero con poros relativamente grandes pueden retenerse por atracción electrostática cuando la membrana está cargada positivamente y el pH es neutro, o por repulsión electrostática si el virus y la membrana tienen la misma carga.
- La tecnología de membrana es capaz de un control efectivo y económico de los THMPs en algunas aguas crudas con alto contenido orgánico.



- La NF resulta una tecnología de eliminación atractiva específicamente para microcontaminantes, tales como los EDC. Los mecanismos dominantes vinculados a la remoción de los EDCs en NF son de adsorción, de exclusión por tamaño y repulsión de carga.
- Pequeños componentes hidrófobos (con un gran valor de log P) no son bien retenidos por las membranas de nanofiltración.
- Los colifagos parecen ser mejores indicadores de la eficacia de remoción microbiana (especialmente eliminación de virus) de los sistemas de membrana que las bacterias coliformes fecales.

Ozono

El ozono es el oxidante más fuerte y de acción más rápida de todos los agentes desinfectantes utilizados para la desinfección de aguas y aguas residuales.

La dosis de transferencia de ozono es el parámetro crítico para el diseño de la desinfección de aguas residuales. Algunos factores que influyen en la determinación de la dosis son los siguientes:

- Los sólidos en suspensión aumentan la demanda de ozono.
- El tipo de coagulante utilizado. En el caso de objetivos de calidad referidos a la eliminación de coliformes fecales la dosis es mayor cuando se utiliza FeCl_3 como coagulante aguas arriba que cuando se utiliza alumbre.
- Para supervisar de forma continua y controlar automáticamente el uso de la dosis adecuada de O_3 la manera más fácil y efectiva es con una sonda de potencial de oxido-reducción (ORP).

Con respecto al comportamiento del Ozono frente a diferentes contaminantes y sus principales inconvenientes, se ha encontrado lo siguiente:

- La inactivación por cambios en el interior de las células de *E. coli* se debe en la mayoría de los casos al daño de la membrana celular, y el daño en el ADN puede ocurrir, pero sólo si las dosis de ozono es muy alta.
- Los virus no constituyen un factor limitante en la desinfección de las aguas residuales por ozono.
- Tanto la ozonización como la adsorción sobre carbón activado son técnicas adecuadas para la eliminación de microcontaminantes en las aguas grises tratadas en condiciones aeróbicas; la ventaja de la ozonización es que también es una etapa de desinfección.
- En la ozonización, tanto el ozono como los radicales hidroxilos son fuertemente reactivos y se han propuesto como opciones prometedoras para la eliminación de EDCs/PPCPs.
- Radicales de ozono y/o hidroxilos desactivan propiedades bactericidas de los antibióticos mediante el ataque o la modulación de sus grupos funcionales farmacéuticamente activos.
- Los aldehídos representan uno de los principales subproductos de desinfección de ozonización debido a sus efectos en la salud, aunque no están regulados en la actualidad. La formación de aldehídos durante la ozonización está bien establecida y aumenta con el incremento de la dosis de Ozono.

Luz Ultravioleta

El tratamiento mediante la exposición a la radiación UV daña el material genético de los microorganismos (ácido nucléico). Algunos microorganismos tienen la habilidad de reparar el daño

inducido por dos mecanismos: luz independiente, lo que se denomina reparación oscura, y el otro es la fotorreactivación. La fotorreactivación reduce la eficiencia de la desinfección UV. Sin embargo, las dosis germicidas de UV elevadas inhiben progresivamente la fotorreactivación.

Se considera por tanto que la selección del tipo de lámpara UV para las plantas de tratamiento de aguas residuales, en lo que se refiere a fotorreactivación de coliformes totales, no es crítica siempre y cuando la dosis ultravioleta germicida aplicada sea mayor que 40 mJ/cm².

Otros factores que influyen en la eficiencia del tratamiento mediante radiación UV son:

- Sólidos en suspensión: el uso de la desinfección con lámparas UV de baja presión no es tan efectivo en el caso de efluentes secundarios con niveles de SST mayores a 30 mg/l.
- Tamaño de las partículas: el tamaño crítico de partícula está en el intervalo de 9-10 µm; por debajo de este tamaño las partículas no pueden proteger o incrustar las bacterias.
- Ensuciamiento de las lámparas: hay una falta general de información acerca de las reacciones químicas específicas que conducen al ensuciamiento en la interfaz cuarzo (lámpara) – agua.
- Las partículas asociadas a coliformes fecales (CF) con D > 10 µm son difíciles de desinfectar y son la parte principal de la cola de la curva de inactivación de los CF.

En cuanto a su capacidad para eliminar contaminación y los elementos que pueden mejorar el tratamiento se ha encontrado lo siguiente:

- Para alcanzar la eliminación total de otros microorganismos más resistentes como los nematodos y otros tales como los quistes de *Giardia* o los oocistos de *Cryptosporidium*, que pueden también estar presentes y pueden resistir al tratamiento, son necesarias altas dosis de radiación UV para su eliminación.
- La degradación de los antibióticos tiende a ser eficaces sólo a dosis muy altas de radiación UV, sobre 20-100 veces mayores que las dosis típicas para la desinfección de efluentes de aguas residuales.
- La pre-cloración podría disminuir el número de partículas en el efluente secundario y transformar las partículas de gran tamaño en pequeñas, reduciendo la influencia de las partículas en la desinfección UV.
- Con respecto al ensuciamiento de las lámparas, la EPA de los EE.UU. ha recomendado las pruebas piloto en lugares donde la dureza total del calcio sea superior a 140 mg/l, o donde la concentración de hierro sea superior a 0,1 mg/l.

Cloro

El principal problema de la aplicación del Cloro como desinfectante es que puede reaccionar con compuestos orgánicos contenidos en las aguas residuales municipales para formar varios hidrocarburos clorados tóxicos, tales como los trihalometanos y subproductos de la desinfección (DBP).

En el tratamiento de productos farmacéuticos a través de la cloración la principal preocupación es la formación de subproductos clorados, ya que estos pueden ser más dañinos que sus compuestos originales.

Protozoos tales como *Cryptosporidium parvum* y *Giardia lamblia* y *helminthos* tales como los *Nematodos*, han demostrado ser resistentes a los procesos de desinfección basados en el Cloro.



Otra forma de aplicar Cloro es a través de las cloraminas, que son agentes oxidantes débiles y requieren una cantidad desinfectante residual mayor para obtener resultados similares: 2,0 mg /l de cloramina residual son equivalentes a 0,5 mg/l de cloro residual libre.

Las monocloraminas se pueden utilizar para controlar la actividad biológica en los sistemas de membranas, sin dañar el material de la membrana. Sin embargo el uso de cloraminas afecta negativamente el flujo en NF.

Otro factor a tener en cuenta es la concentración de *Nitrosodimetilamina* (NDMA). Hay dos precursores principales en la formación de NDMA: monocloraminas y compuestos nitrógenos orgánicos. La concentración promedio de NDMA en efluentes terciarios de aguas residuales es de aproximadamente 80 ng/l antes de la desinfección, mientras que en la cámara de contacto con el cloro, cuando se usa cloraminas para la desinfección, se producen del orden de 100 ng/l de NDMA.

Ácido paracético

Con respecto al comportamiento del ácido paracético frente a los diferentes contaminantes y sus principales inconvenientes, se ha encontrado que:

- Niveles altos de concentración de materia orgánica afectan la eficiencia del tratamiento.
- Aunque el PAA es eficaz contra los coliformes totales, es ineficaz hacia parásitos de *Giardia* y *Cryptosporidium*.
- Los *colifagos* *ARN-F* son más resistentes contra la desinfección por PAA y se logra normalmente alrededor de 1 log de reducción.
- El ácido peracético y el hipoclorito de sodio tienen un poder bactericida similar respecto a coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli*, *Salmonella sp.* y *Pseudomonas sp.*, pero es menos eficiente en la reducción de organismos resistentes tales como *Streptococcus fecales* (FS) y bacteriófagos anti-*E. coli*.

Desinfección electroquímica

El principal inconveniente de la desinfección electroquímica está relacionado con las incrustaciones (depósitos de cal) y el ensuciamiento que se produce principalmente en la superficie del cátodo.

Algunas recomendaciones sobre desinfección electroquímica se resumen a continuación:

- Se sugiere que la densidad de corriente sea 20-25 A/m² a menos que existan medidas de limpieza periódica de la superficie de los electrodos.
- Durante la adición de NaCl se recomienda que la cantidad de aniones presentes sea del 20% de Cl⁻ para garantizar un funcionamiento normal.
- La eficiencia de la corriente utilizando electrodos de aluminio es mayor en condiciones ácidas o alcalinas que a pH neutro.
- Por lo general, se emplea la fuente de alimentación de CC; con el fin de reducir al mínimo la oxidación o pasivación de la superficie del electrodo.
- Si se cargan las partículas sólidas, es recomendable el potencial zeta opuesto para las burbujas.
- Las burbujas de hidrógeno son más pequeñas a pH neutro, mientras que para las burbujas de oxígeno su tamaño aumenta con el pH.
- Si la conductividad de las aguas residuales es baja, el consumo de energía será inaceptablemente alto debido al gran espaciado entre electrodos necesario para prevenir el cortocircuito entre el cátodo de pantalla flexible superior y el ánodo inferior.

- El intercambio iónico es el mecanismo principal en el tratamiento iónico de antibióticos con carga negativa. Sin embargo no son de momento rentables.

9.1.3.- Sistemas MBR

El principal inconveniente de la tecnología de MBR en comparación con los fangos activados convencionales es todavía su alto coste debido a que la reducción del ensuciamiento de la membrana requiere elevadas demandas de energía.

Los solutos en el licor mezcla tales como los productos microbianos solubles (PMS), son los responsables del ensuciamiento de la membrana, lo cual no se puede evitar aumentando la fuerza de cizallamiento.

Las pequeñas partículas coloidales, de alrededor de 1 μm de diámetro, compuestas principalmente por sustancias poliméricas extracelulares (EPS) podrían desempeñar un papel crítico en el ensuciamiento de la membrana en los sistemas de MBR.

Los mecanismos de eliminación de los contaminantes en un sistema MBR dependen de varios factores que se describen a continuación:

- El tamaño de poro de las membranas utilizadas, que típicamente varían desde 0,04 hasta 0,4 μm , significa que son capaces de eliminar una amplia gama de microorganismos por exclusión de tamaño.
- Las membranas MBR son muy eficaces en la eliminación de bacterias y protozoos. En contraste, la mayoría de los virus humanos son más pequeños que las dimensiones del poro de las membranas usadas típicamente en MBR. Por lo tanto un MBR no es una barrera absoluta para restringir el paso de virus.
- Una proporción significativa de estos virus que son más pequeños que el tamaño de poro de la membrana es retenida por las membranas, ya sea debido a la formación de biopelícula en las membranas por ellos mismos o a la adsorción de los virus en la biomasa.
- La presencia de biopelícula desempeña un papel importante para el rechazo de virus en un MBR y el rechazo de virus en los sistemas MBR y de MF se ve muy afectado por la limpieza química de la membrana.
- El genoma viral y los bacteriófagos infecciosos ARN-F específicos han persistido más tiempo en la biopelícula que en las aguas residuales, por lo que los virus patógenos pueden ser liberados de la biopelícula en un momento en que el patógeno no está circulando en las aguas residuales.
- Muchos productos farmacéuticos son muy hidrofílicos y en consecuencia, su adsorción en los fangos es limitada, inhibiendo la degradación de estos compuestos por las bacterias durante el proceso de tratamiento.
- La filtración por membrana no aumenta la eliminación de la mayoría de los micro-contaminantes por medio del mecanismo de exclusión por tamaños. En aguas con poco o ningún contenido de materia orgánica se han observado buenos rendimientos en la eliminación de micro-contaminantes complejos y recalcitrantes, incluyendo productos farmacéuticos y de cuidado personal y compuestos Disruptores endocrinos (EDC), pero siempre con la ayuda de la adición de CAG.
- En aguas residuales municipales los contenidos de metales pesados suelen ser bajos (<1 mg/l) con lo que los rendimientos de eliminación con la ayuda de los sistemas MBR pueden ser muy altos.
- El ensuciamiento de la membrana aumenta a bajas temperaturas. La explicación podría estar en la liberación de polisacáridos y/o partículas submicrónicas de floculos de lodo.

Se han encontrado en la literatura propuestas de métodos de control del proceso tales como:



- Indicador de productos microbianos solubles (PMS) y del potencial de ensuciamiento: se propone el uso del tiempo de succión capilar (TSC) que se encuentra muy relacionada con la cantidad de (PMS) y el ensuciamiento de la membrana.
- Índice de filtrabilidad de los lodos: se puede utilizar el TOC coloidal (cTOC) para medir éste parámetro en los procesos de tratamiento de aguas residuales en MBR.
- Por su parte, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los EE.UU. recomienda el uso de un bacteriófago específico, MS2, para la evaluación de las membranas.

9.2.- FACTORES RELACIONADOS CON EL RIESGO DEL USO

Como el uso del agua regenerada implica un riesgo a la salud se ha investigado en profundidad en el apartado 5.3.- ANÁLISIS DE LA TEORÍA DEL RIESGO, esta teoría para entender los factores a tener en cuenta y analizar cuáles son los posibles enfoques a utilizar para definir criterios de control del uso del agua regenerada identificando los peligros asociados a esta práctica.

Es importante rescatar de los estudios que se han incluido en el mencionado análisis aquellos aspectos relacionados con la salud que se consideran determinantes a la hora de definir un riesgo y establecer un orden de prioridad sobre los mismos, en base a las experiencias en otros países donde sí se tienen implementados estudios epidemiológicos relacionados con el uso de aguas residuales regeneradas. Se resumen a continuación estos ejemplos:

- La epidemiología es una buena herramienta para determinar la relación causa-efecto cuando la exposición y el resultado son evidentes, pero cuando tanto las causas como los efectos se hacen más complejos y sutiles encuentra serias dificultades.
- Respecto a los riesgos relacionados con los virus humanos, que son los que se ha visto en el apartado anterior son más difíciles de retener en los sistemas de filtrado por su tamaño, o de eliminar por desinfección, la evidencia epidemiológica de la transmisión por vía acuática de los virus humanos se limita a la hepatitis A, el Norwalk y posiblemente otros virus de gastroenteritis y las infecciones por adenovirus asociados con las piscinas.
- La sospecha de la transmisión del poliovirus por el agua no ha sido confirmada epidemiológicamente.
- Las observaciones recientes indican que las aguas recreativas pueden bajo ciertas condiciones ser una ruta muy significativa para la transmisión de la gastroenteritis viral en niños entre las edades de 4 y 15 años.
- Debido a la diferencia significativa de concentraciones en las soluciones y medicamentos utilizados por las personas a diario y las muy bajas concentraciones en los efluentes medios de aguas residuales regeneradas, el impacto potencial sobre la salud humana de los EDC es mínimo y los riesgos extremadamente bajos para la salud, aún en el caso de darse una exposición de la comunidad a grandes volúmenes de agua regenerada.
- La eliminación de estos compuestos desde los procesos de tratamiento de aguas residuales no han sido necesariamente efectivos debido a sus relativamente bajas concentraciones y a las dificultades asociadas a su análisis.
- Los fármacos del sistema nervioso central (SNC), enfermedades cardiovasculares, y clases de anti-infecciosos podrían plantear el mayor riesgo para el medio ambiente por su toxicidad. El proceso de clasificación de los compuestos en el PEiAR destacó que todavía hay lagunas en los datos necesarios para determinar el grado de riesgo que los residuos farmacéuticos suponen para el medio ambiente.
- El potencial de transmisión de enfermedades infecciosas por organismos patógenos es el más frecuente referido a la regeneración de aguas residuales y su reutilización, aunque no hay evidencia epidemiológica de que el agua regenerada en cualquiera de sus aplicaciones haya causado brotes de enfermedad.
- Los datos de dosis–respuesta a los patógenos son actualmente limitados. Los actuales modelos utilizados para la evaluación de riesgos microbianos sólo predicen el riesgo de infección, no el riesgo de contraer la enfermedad.
- En el caso de los Estados Unidos, los constituyentes en agua regenerada que han recibido la mayor atención son los patógenos, y específicamente los virus entéricos. El foco se ha puesto en los patógenos por su infecciosidad a baja dosis, supervivencia a largo plazo en el medio ambiente, dificultades en monitorearlos, y su baja eficiencia de eliminación e inactivación en los tratamientos convencionales de aguas residuales.



- Con respecto a estudios específicos encontrados en la literatura se muestran a modo de ejemplo los siguientes casos que permiten contextualizar el riesgo para un uso concreto:
 - o El análisis del riesgo anual de infección por exposición a efluentes terciarios clorados que contienen 1 unidad viral/100 l en actividades recreativas tales como natación o jugar al golf comparados con la exposición resultante del riego de cultivos y la recarga de acuíferos con agua municipal regenerada demostró que son necesarios mayores controles y mejores tratamientos en los dos primeros casos.
 - o Un estudio del riesgo de Criptosporidiosis asociado con el programa de regeneración de agua en un campo de golf o parques regados con esta agua, con dos visitas semanales demostró que se traduciría en menos de 1 caso anual de la enfermedad en 10.000.
 - o Un estudio para evaluar los posibles riesgos para la salud que plantea la exposición a los agentes patógenos a través del contacto con efluentes tratados en actividades recreativas asume conservadoramente que el riesgo promedio con el efluente secundario desinfectado (1 caso cada 1000) es aproximadamente 100 veces mayor que la que plantea el efluente terciario desinfectado (1 caso cada 100.000).
- En España no existen estudios epidemiológicos relacionados con el uso del agua residual regenerada, por lo tanto resulta interesante conocer resultados de estudios en otros lugares que permitan evaluar indirectamente los riesgos asociados al uso de las aguas regeneradas y evitar los excesivos temores en algunos casos que penalizan su implementación.

9.3.- RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE LA LEGISLACIÓN

A continuación se ha analizado la normativa referida al uso del agua regenerada para usos recreativos en el apartado 5.2.- PARÁMETROS DE CONTROL EN LA LEGISLACIÓN con el objetivo de determinar los parámetros físicos, químicos y bacteriológicos que se establecen, sus límites y frecuencia de control.

En el apartado 8.1.- ANÁLISIS DEL REAL DECRETO 1620/2007 se ha profundizado en el análisis de la normativa española en lo referente a los aspectos que se considera merecen ser revisados por las autoridades o que presentan alguna consideración respecto a su formulación. Entre ellos se destacan los siguientes aspectos a considerar:

- La calidad 1.2 Servicios, a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares) debería estar incluida en la calidad 4.- USOS RECREATIVOS
- No se considera apropiado en la CALIDAD 4.1, a) Riego de campos de golf, establecer el criterio de *“Si el riego se aplica directamente a la zona del suelo (goteo, microaspersión) se fijan los criterios del grupo de Calidad 2.3”* ya que estos métodos de riego no se utilizan en campos de golf
- Para otros usos que no estén contemplados en la normativa se debería establecer claramente las responsabilidades entre los organismos citados como árbitros: organismos de cuenca, autoridad sanitaria o ambiental.
- Se considera recomendable fijar puntos intermedios de control en las líneas de tratamiento haciendo un análisis con una metodología APPCC para determinar los puntos críticos de control que resulten necesarios antes de la salida de la planta
- La detección y cuantificación de *E. coli* no son suficientes para definir la calidad de una determinada agua residual tratada, regenerada o descargada en el medio ambiente y no permite el control de desinfección de las aguas residuales.
- Los bacteriófagos, que se encuentran comúnmente en las heces de humanos o de animales de sangre caliente, pueden ser utilizados como indicadores para los virus entéricos. Los fagos de *Bacteroides fragilis* podrían ser muy buenos organismos indicadores.
- No hay requisitos para las pruebas de las aguas recreativas y las aguas residuales regeneradas para la presencia de *Cryptosporidium* y *Giardia*, a pesar de que los análisis de los brotes han demostrado que los patógenos se pueden alojar en las aguas recreativas.
- Los elementos trazas son constituyentes minoritarios de los seres vivos y los componentes químicos están presentes en las aguas residuales urbanas en pequeñas cantidades, solo se pueden ver incrementados por actividades como la industria, la agricultura, el transporte o el tratamiento de residuos urbanos.
- Las aguas residuales urbanas no presentan problemas en los cultivos ni en los suelos en su gran mayoría, no obstante, en presencia de aguas industriales se observan mermas en el crecimiento y en la calidad de la germinación, y cambios negativos en la pigmentación.
- En lo que respecta a la salud de los usuarios / trabajadores en contacto con el agua con presencia de estos compuestos, sin posibilidad de ingesta y con la única eventualidad de una exposición puntual por aerosolización los riesgos para la salud son escasos o nulos.
- Respecto a la limitación para el fósforo de 2 mg P/l en aguas estancadas para evitar su eutrofización, establecido para la Calidad 4.2 en estanques y masas de agua, difiere en parte de lo establecido en el REAL DECRETO 509/1996, donde *“Según la situación local, se podrá aplicar uno o los dos parámetros. Se aplicaran el valor de concentración o el porcentaje de reducción”*. Éste último criterio sería el correcto a aplicar en éste caso.
- La eficiencia del tratamiento para las sustancias prioritarias y otros microcontaminantes es muy limitada. Muchos SP/SPP son resistentes a la biodegradación y como la mayoría de las plantas de tratamiento periódicamente descargan lodos en el sistema municipal de alcantarillado, es improbable que actúe como una barrera amplia de emisión de SP/SPP.



- Los otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales descritos en el Anexo al Título III del RD 849/1986, de 11 de abril, y en los Anexos II y III del RD 606/2003, de 23 de mayo, se encuentran en las aguas residuales en concentraciones bajas, dependen fundamentalmente de la actividad industrial y de los hábitos de higiene y consumo de los habitantes que vierten en la red de alcantarillado, y son eliminados en gran parte en los fangos producidos en los procesos biológicos y/o físico químicos de los tratamientos convencionales de las estaciones depuradoras de aguas residuales.

Finalmente, en el apartado 8.2.- DEFINICIÓN DE PARÁMETROS DE CONTROL se presenta una propuesta de modificación de la normativa. Esta propuesta se resume a continuación:

✓ **Nematodos Intestinales**

Sería recomendable reducir la frecuencia de dicho análisis a un (1) análisis trimestral. Solo se justificaría un (1) análisis mensual cuando el contenido en el agua procedente del tratamiento secundario supere los 10 huevos de nematodos por litro.

✓ **Escherichia coli**

Se propone mantener los criterios adoptados, tanto de frecuencia de muestreo como del valor máximo admisible fijado, así como del uso del indicador.

Se propone establecer un ensayo adicional que permita controlar la eficacia del sistema de tratamiento, consistente en la determinación del contenido de *Enterococos* en el agua residual regenerada a la salida de la ERAR. La frecuencia podría ser semestral y establecer un valor de abatimiento ≥ 4 unidades logarítmicas como límite mínimo para la calidad a la salida de la planta.

✓ **Legionella**

Se considera necesario modificar la redacción del RD 1620/2007 en éste aspecto, manteniendo el valor límite de 100 UFC/l fijado por el RD 865/2003, y adoptar las frecuencias de muestreo establecidas en dicha normativa para *“riego por aspersión en el medio urbano”*.

✓ **Fósforo Total**

Se considera necesario modificar la redacción del RD 1620/2007 remitiendo a la legislación vigente sin fijar un único valor para el PT como se ha hecho. Se considera innecesario establecer un valor límite para el fósforo total existiendo normativa específica (RD 2116/1998) referida a ambos nutrientes, Nitrógeno y Fósforo, para vertidos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales en zonas sensibles.

✓ **Otros Contaminantes**

Los aspectos correspondientes a las Normas de Calidad Ambiental y los requisitos a cumplir por los vertidos respecto a las sustancias peligrosas, mencionados como *“Otros criterios”* en el RD 1620/2007, no representan un requisito adicional ni un indicador específico a los tratamientos terciarios, está relacionado con el tratamiento de aguas residuales urbanas y las normas de vertidos en general.

Se debería incluir en el ANEXO I.B: FRECUENCIA MÍNIMA DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE CADA PARÁMETRO la frecuencia de muestreo del Cuadro 2 del RD 509/1996.

✓ **Sólidos en suspensión y Turbidez**

Se considera que sería más apropiado fijar el límite de acuerdo al tratamiento de desinfección a utilizar al final del proceso, ya que es el que más se ve afectado por estos parámetros y disminuye su eficiencia, más que por el uso del agua en sí mismo, al menos en el caso del uso para fines recreativos, donde no resulta determinante.

Por lo tanto se propone modificar la normativa fijando un control en continuo de la Turbidez, con un valor promedio en un período de 24 horas de 10 NTU para la CALIDAD 4.2 y de 5 NTU para la CALIDAD 4.1 (ídem para la CALIDAD 2.3). Estos valores se deben cumplir antes de la desinfección.

Los sólidos en suspensión deben ser medidos diariamente para contrastar los valores de turbidez (media diaria), fijando valores límites que garanticen la etapa de desinfección, de 20 mg/l para la CALIDAD 4.2 y de 10 mg/l para la CALIDAD 4.1 (ídem para la CALIDAD 2.3).



10.- ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En este apartado se analizan los resultados obtenidos en la Tesis, presentados en el apartado anterior, que han surgido de un estudio detallado de datos reales de funcionamiento de diversos equipos y plantas de tratamiento terciario.

La búsqueda bibliográfica y documental ha sido amplia y ha permitido definir los principales aspectos a tener en cuenta para la operación y mantenimiento de dichos equipos y/o instalaciones, poniendo especial atención en las ventajas e inconvenientes que presentan cada uno de ellos.

Algunos de estos equipos y/o fases del tratamiento se encuentran muy estudiados, pudiéndose obtener datos de sus principales características sin muchas dificultades, mientras que en otros no existen tantos datos, en su mayoría debido a que se trata de nuevas tecnologías o porque de momento tienen poca aplicación práctica por los precios de implantación y mantenimiento (p.e. desinfección por ácido paracético o procesos electroquímicos) o porque los fabricantes no ofrecen mucha información por tratarse de equipos patentados y los datos disponibles en la bibliografía son en su gran mayoría en laboratorio (p.e. sistema DAF). En otros casos hay muchos datos disponibles, en especial en las tecnologías de membranas, donde por su alto coste se invierte mucho en investigación, tanto por los propios fabricantes como por los mismos usuarios.

De éste modo se concluyo que no era necesario realizar estudios en laboratorio porque no aportarían mucho a la investigación ya que se trata fundamentalmente de entender lo que ocurre en cada uno de los elementos de un tratamiento terciario, sus ventajas e inconvenientes, para una vez conocidos estos aspectos en cada caso intentar estudiar cómo se podrían controlar los mismos en una planta de tratamiento terciario en su conjunto.

Para contextualizar estos datos ha sido imprescindible analizar la normativa existente y estudiar los aspectos que la legislación incluye desde una perspectiva de la teoría del riesgo para poder decidir, con toda la información en su conjunto, si era posible proponer cambios o modificaciones en la misma.

Analizados los datos de funcionamiento, conocidos los parámetros de calidad del agua y los métodos de medición que permiten controlar dichos parámetros, conocidas las ventajas e inconvenientes de cada método de medición disponible, tanto en laboratorio como en continuo, estudiada la legislación existente, ha sido posible determinar una serie de aspectos que a continuación se resumen:

- No existen métodos de medición en continuo de parámetros bacteriológicos y microbiológicos que pueden ser implementados de manera fácil y económica en las plantas.
- Los equipos de medición que existen para estos parámetros utilizan métodos indirectos, son equipos caros y de uso poco frecuente en la actualidad en el país.
- Las técnicas de laboratorio para su determinación son lentas, con lo cual no permiten un control efectivo y en algunos casos dan resultados negativos que dificultan su practicidad.
- Solo es posible medir en continuo parámetros físico – químicos, que son los equipos que normalmente han implantado los operadores en el país.
- La Turbidez es un elemento importante a tener en cuenta para controlar de manera indirecta la desinfección y se debería medir siempre en continuo.
- Es imprescindible implementar un esquema de APPCC en las plantas de tratamiento para tener claros cuales son los puntos críticos de control del proceso.

- La normativa existente, el Real Decreto 1620/2007, debe ser replanteado en varios aspectos ya que adolece de limitaciones que han sido puestas de manifiesto por expertos en numerosos congresos y jornadas sobre el tema; aunque con criterios dispares todos coinciden en que debe ser reformulada.
- Se deben tener en cuenta los estudios epidemiológicos que existen en el mundo sobre el uso de agua regenerada y su riesgo sobre la salud humana, para reconsiderar determinadas restricciones y sobre todo para eliminar tabúes relacionados con estos usos, muy inmersos no solo en la legislación sino en los profesionales del medio y en los usuarios por mala información.

Los resultados obtenidos permiten definir de manera clara los dos objetivos principales fijados en el apartado 7.2.- OBJETIVOS DEFINITIVOS SELECCIONADOS. A partir de la investigación realizada ha surgido la viabilidad de presentar una propuesta de modificación del RD 1620/2007 para el caso concreto de usos recreativos y se ha podido comprobar la validez de una herramienta práctica como es el esquema APPCC para la definición de los PCC a implementar en un tratamiento terciario, tomando como ejemplo un caso práctico de una ERAR existente: La Gavia (Madrid).

Por lo tanto se consideran alcanzados los objetivos de la Tesis de manera satisfactoria.



11.-CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Como se ha visto en los apartados anteriores, después del análisis realizado respecto al funcionamiento de los equipos y/o instalaciones de tratamiento terciario existentes en nuestro país, es posible concluir que es necesario reformular la legislación vigente, el Real Decreto Real Decreto 1620/200, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas en España, actualizando la formulación de criterios de control, tanto en parámetros a medir como en cuanto a los límites establecidos y frecuencias de medición, evitando duplicidad de criterios respecto a otras normativas existentes, y aprovechando la experiencia ganada en estos casi 8 años de aplicación de la normativa y de puesta en marcha y funcionamiento de numerosas instalaciones en ese tiempo.

Es fundamental aprovechar así mismo las experiencias de otros países donde se aplican criterios estadísticos como la teoría del riesgo sobre la salud pública relacionado con el uso de aguas regeneradas que permiten aproximar el problema a la realidad y valorarlo en términos de casos probables sobre una población expuesta en función de un tiempo real de exposición, y sobre todo sabiendo que exposición y contacto no equivalen a infección y contagio, con lo cual es necesario reducir el umbral de riesgo y buscar criterios menos rígidos que permitan lograr instalaciones seguras pero no excesivamente caras, que hacen poco atractivo el uso del agua regenerada actualmente porque tiene casi el mismo precio que el agua potable y lleva asociado un riesgo sobre la salud en su uso.

La combinación precio – riesgo a la salud debe apoyarse en estudios más profundos y serios más que en especulaciones o falsas alarmas basadas en una suma de riesgos superpuestos que crean un ambiente de alarma para el futuro usuario y lo tornan poco atractivo.

Se considera que es necesario e imprescindible complementar siempre la aplicación de los controles establecidos en la normativa con un estudio del esquema de funcionamiento de la planta a partir de un sistema APPCC, como el propuesto por el Manual de Buenas Prácticas de Uso de Aguas Regeneradas elaborado por AEAS, y sus pasos a seguir para determinar de manera correcta los PCC a implementar en la línea de tratamiento. De este modo se evitan zonas negras y posibles vías de escape de contaminación que pongan en riesgo la salud del usuario por una mala calidad del producto final, sobre todo por fallos en la desinfección que es el paso final del sistema de tratamiento terciario y el que más cuidado debe tener. Es preferible cortar antes la producción si se ve que no es posible alcanzar la calidad deseada con la desinfección evitando costes de energía (p.e. radiación UV) o producto (p.e. Cloro) y riesgos sobre la salud innecesarios.

12.- OTRAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Por último y referido a posibles líneas de investigación a seguir, sobre todo con el objetivo de lograr una suma de aportaciones que permitan mejorar la normativa vigente, en la búsqueda de instalaciones más seguras y económicas, se considera interesante ahondar en los siguientes campos de investigación que, de momento, presentan dudas o falta de información:

- Equipos de medición en continuo de parámetros microbiológicos y bacteriológicos. Tecnologías, costes y fiabilidad
- Relación turbiedad – sólidos en suspensión y su influencia sobre la eficiencia de los diferentes métodos de desinfección.
- Riesgo sobre la salud humana del uso del agua regenerada: tipos de usos, tipo de contacto, frecuencia, y probabilidad de contagio.
- Indicadores de contaminación biológica: estado del arte y análisis de ventajas e inconvenientes de cada uno



ANEXO 1. BIBLIOGRAFÍA



BIBLIOGRAFÍA

ARTÍCULOS DE REVISTAS CIENTÍFICAS

- RB.1. Adin A.. "Slow granular filtration for water reuse". *Water Science and Technology: Water Supply* Vol. 3 No 4 pp 123–130, 2.003.
- RB.2. Allison Robert P.. "Electrodialysis reversal in water reuse applications". *Desalination*, Volume 103, Issues 1-2, November 1995, Pages 11-18.
- RB.3. Angelakis A.N., Marecos Do Monte M.H.F., Bontoux L., Asano T.. "The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines". *Water Research*, Volume 33, Issue 10, 1 July 1999, Pages 2201-2217.
- RB.4. Antony Alice, Low Jor How, Gray Stephen, Childress Amy, Le-Clech Pierre, Leslie Greg. "Scale formation and control in high pressure membrane water treatment systems: a review". *Journal of Membrane Science*, In Press, Accepted Manuscript, Available online 2 September 2011.
- RB.5. Arévalo Juan, Garralón Gloria, Plaza Fidel, Moreno Begoña, Pérez Jorge, Gómez Miguel Ángel. "Wastewater reuse after treatment by tertiary ultrafiltration and a membrane bioreactor (MBR): a comparative study". *Desalination*, Volume 243, Issues 1-3, July 2009, Pages 32-41.
- RB.6. Aronino Revital, Dlugy Christina, Arkhangelsky Elizabeth, Shandalov Semion, Oron Gideon, Brenner Asher, Gitis Vitaly. "Removal of viruses from surface water and secondary effluents by sand filtration". *Water Research*, Volume 43, Issue 1, January 2009, Pages 87-96.
- RB.7. Baek Youngbin, Yu Jihyun, Kim Seung-Hyun, Lee Seockheon, Yoon Jeyong. "Effect of surface properties of reverse osmosis membranes on biofouling occurrence under filtration conditions". *Journal of Membrane Science*, In Press, Corrected Proof, Available online 4 August 2011.
- RB.8. Bahgat M., Dewedar A., Zayed A.. "Sand-filters used for wastewater treatment: buildup and distribution of microorganisms". *Water Research*, Volume 33, Issue 8, June 1999, Pages 1949-1955.
- RB.9. Bahri A. and Brissaud F.. "Setting up microbiological water reuse guidelines for the Mediterranean". *Water Science and Technology* Vol. 50 No 2 pp 39–46, 2.004.
- RB.10. Barker Duncan J., Stuckey David C.. "A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems". *Water Research*, Volume 33, Issue 14, October 1999, Pages 3063-3082.
- RB.11. Beyer Monique, Lohrengel Burkhard, Nghiem Long D.. "Membrane fouling and chemical cleaning in water recycling applications". *Desalination*, Volume 250, Issue 3, 30 January 2010, Pages 977-981.
- RB.12. Bixio D., Thoeye C., Wintgens T., Ravazzini A., Miska V., Muston M., Chikurel H., Aharoni A., Joksimovic D., Melin T.. "Water reclamation and reuse: implementation

- and management issues". *Desalination*, Volume 218, Issues 1-3, 5 January 2008, Pages 13-23.
- RB.13. Blatchley III Ernest R.. "Numerical modelling of UV intensity: Application to collimated-beam reactors and continuous-flow systems". *Water Research*, Volume 31, Issue 9, September 1997, Pages 2205-2218.
- RB.14. Bolong N., Ismail A.F., Salim M.R., Matsuura T.. "A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal". *Desalination*, Volume 239, Issues 1-3, April 2009, Pages 229-246.
- RB.15. Bolto Brian, Gregory John. "Organic polyelectrolytes in water treatment". *Water Research*, Volume 41, Issue 11, June 2007, Pages 2301-2324.
- RB.16. Bolzonella David, Fatone Francesco, Fabio Silvia di, Cecchi Franco. "Application of membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse in the Mediterranean region: Focusing on removal efficiency of non-conventional pollutants". *Journal of Environmental Management*, Volume 91, Issue 12, December 2010, Pages 2424-2431.
- RB.17. Bourgeois Keith N., Darby Jeannie L., Tchobanoglous George. "Ultrafiltration of wastewater: effects of particles, mode of operation, and backwash effectiveness". *Water Research*, Volume 35, Issue 1, January 2001, Pages 77-90.
- RB.18. Boussu K., Vandecasteele C., Bruggen B. Van der.. "Relation between membrane characteristics and performance in nanofiltration". *Journal of Membrane Science*, Volume 310, Issues 1-2, 5 March 2008, Pages 51-65.
- RB.19. Bradley Ian, Straub Anthony, Maraccini Peter, Markazi Sheila, Nguyen Thanh H.. "Iron oxide amended biosand filters for virus removal". *Water Research*, Volume 45, Issue 15, 1 October 2011, Pages 4501-4510.
- RB.20. Brink Paula van den, Satpradit On-Anong, Bentem André van, Zwijnenburg Arie, Temmink Hardy, Loosdrecht Mark van. "Effect of temperature shocks on membrane fouling in membrane bioreactors". *Water Research*, Volume 45, Issue 15, 1 October 2011, Pages 4491-4500.
- RB.21. Budnitskii G. A. and Perepechkin L. P.. "Hollow Fibres for Pressure Membrane Separation of Liquids". *Fibre Chemistry*. September–October, 1997, Volume 29, Issue 5, pp 307-316.
- RB.22. Buer Thomas, Cumin Jeff. "MBR module design and operation". *Desalination*, Volume 250, Issue 3, 30 January 2010, Pages 1073-1077.
- RB.23. Bukhari Alaadin A.. "Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater". *Bioresource Technology*, Volume 99, Issue 5, March 2008, Pages 914-921.
- RB.24. Busch Jan, Cruse Andreas, Marquardt Wolfgang. "Modelling submerged hollow-fiber membrane filtration for wastewater treatment". *Journal of Membrane Science*, Volume 288, Issues 1-2, 1 February 2007, Pages 94-111.



- RB.25. Castro-Hermida José Antonio, García-Presedo Ignacio, González-Warleta Marta, Mezo Mercedes. "Cryptosporidium and Giardia detection in water bodies of Galicia, Spain". *Water Research*, Volume 44, Issue 20, December 2010, Pages 5887-5896.
- RB.26. Chang Sheng. "Application of submerged hollow fiber membrane in membrane bioreactors: Filtration principles, operation, and membrane fouling". *Desalination*, In Press, Corrected Proof, Available online 8 April 2011.
- RB.27. Chen Goucha. "Electrochemical technologies in wastewater treatment". *Separation and Purification Technology* 38 (2004) 11–41.
- RB.28. Decarolis James, Hong Seungkwan, Taylor James. "Fouling behavior of a pilot scale inside-out hollow fiber UF membrane during dead-end filtration of tertiary wastewater". *Journal of Membrane Science*, Volume 191, Issues 1-2, 30 September 2001, Pages 165-178.
- RB.29. Dialynas Emmanuel, Diamadopoulos Evan. "Integration of a membrane bioreactor coupled with reverse osmosis for advanced treatment of municipal wastewater". *Desalination*, Volume 238, Issues 1-3, March 2009, Pages 302-311.
- RB.30. Dizge Nadir, Koseoglu-Imer Derya Yuksel, Karagunduz Ahmet, Keskinler Bulent. "Effects of cationic polyelectrolyte on filterability and fouling reduction of submerged membrane bioreactor (MBR)". *Journal of Membrane Science*, Volume 377, Issues 1-2, 15 July 2011, Pages 175-181.
- RB.31. Donner E., Eriksson E., Revitt DM., Scholes L., Holtén Lützhøft H-C, Ledin A.. "Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems". *Science of The Total Environment*, Volume 408, Issue 12, 15 May 2010, Pages 2444-2451.
- RB.32. Drews Anja. "Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterisation, contradictions, cause and cures". *Journal of Membrane Science*, Volume 363, Issues 1-2, 1 November 2010, Pages 1-28.
- RB.33. Dvořák Lukáš, Gómez Marcel, Dvořáková Markéta, Růžičková Iveta, Wanner Jiří. "The impact of different operating conditions on membrane fouling and EPS production". *Bioresource Technology*, Volume 102, Issue 13, July 2011, Pages 6870-6875.
- RB.34. Edzwald James K.. "Dissolved air flotation and me". *Water Research*, Volume 44, Issue 7, April 2010, Pages 2077-2106.
- RB.35. Fadhel Alsahy Qusay, Zhen-liang Xu, Xiao-tian Yang. "Separation performance of horizontal and vertical polyethersulfone hollow fiber UF modules". *Journal of Shanghai University (English Edition)*, 2006, 10(2): 173 – 178.
- RB.36. Fan Fengshen, Zhou Hongde, Husain Hadi. "Identification of wastewater sludge characteristics to predict critical flux for membrane bioreactor processes". *Water Research*, Volume 40, Issue 2, January 2006, Pages 205-212.

- RB.37. Farré Maria José, Reungoat Julien, Argaud Francois Xavier, Rattier Maxime, Keller Jürg, Gernjak Wolfgang. "Fate of N-nitrosodimethylamine, trihalomethane and haloacetic acid precursors in tertiary treatment including biofiltration". *Water Research*, In Press, Corrected Proof, Available online 30 August 2011.
- RB.38. Fatta-Kassinos D., Kalavrouziotis I.K., Koukoulakis P.H., Vasquez M.I.. "The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment". *Science of The Total Environment*, Volume 409, Issue 19, 1 September 2011, Pages 3555-3563.
- RB.39. Fenu A., Guglielmi G., Jimenez J., Spèrandio M., Saroj D., Lesjean B., Brepols C., Thoeys C., Nopens I.. "Activated sludge model (ASM) based modelling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with special regard to MBR specificities". *Water Research*, Volume 44, Issue 15, August 2010, Pages 4272-4294.
- RB.40. Gabelich Christopher J., Yun Tae I., Coffey Bradley M., Suffet I.H. "Mel". "Effects of aluminum sulfate and ferric chloride coagulant residuals on polyamide membrane performance". *Desalination*, Volume 150, Issue 1, 10 October 2002, Pages 15-30.
- RB.41. Gehr Ronald, Wagner Monika, Veerasubramanian Priya, Payment Pierre. "Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater". *Water Research*, Volume 37, Issue 19, November 2003, Pages 4573-4586.
- RB.42. Gómez M., Plaza F., Garralón G., Pérez J., Gómez M.A.. "Comparative analysis of macrofiltration processes used as pre-treatment for municipal wastewater reuse". *Desalination*, Volume 255, Issues 1-3, 31 May 2010, Pages 72-77.
- RB.43. Gómez M., Plaza F., Garralón G., Pérez J., Gómez M.A.. "A comparative study of tertiary wastewater treatment by physico-chemical-UV process and macrofiltration-ultrafiltration technologies". *Desalination*, Volume 202, Issues 1-3, 5 January 2007, Pages 369-376.
- RB.44. Guo Meiting, Hu Hongying, Bolton James R., El-Din Mohamed Gamal. "Comparison of low- and medium-pressure ultraviolet lamps: Photoreactivation of Escherichia coli and total coliforms in secondary effluents of municipal wastewater treatment plants". *Water Research*, Volume 43, Issue 3, February 2009, Pages 815-821.
- RB.45. Guo Wenshan, Ngo Huu-Hao, Vigneswaran Saravanamuthu, Dharmawan Fonny, Nguyen Tien Thanh, Aryal Rupak. "Effect of different flocculants on short-term performance of submerged membrane bioreactor". *Separation and Purification Technology*, Volume 70, Issue 3, 12 January 2010, Pages 274-279.
- RB.46. Gur-Reznik Shirra, Katz Ilan, Dosoretz Carlos G.. "Removal of dissolved organic matter by granular-activated carbon adsorption as a pretreatment to reverse osmosis of membrane bioreactor effluents". *Water Research*, Volume 42, Issues 6-7, March 2008, Pages 1595-1605.
- RB.47. Haberkamp Jens, Ruhl Aki S., Ernst Mathias, Jekel Martin. "Impact of coagulation and adsorption on DOC fractions of secondary effluent and resulting fouling behaviour in ultrafiltration". *Water Research*, Volume 41, Issue 17, September 2007, Pages 3794-3802.



- RB.48. Hatt J.W., Germain E., Judd S.J.. "Precoagulation-microfiltration for wastewater reuse". *Water Research*, In Press, Accepted Manuscript, Available online 24 September 2011.
- RB.49. Hernández-Leal L., Temmink H., Zeeman G., Buisman C.J.N.. "Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon". *Water Research*, Volume 45, Issue 9, April 2011, Pages 2887-2896.
- RB.50. Huang Jing-Jing, Hu Hong-Ying, Tang Fang, Li Yi, Lu Sun-Qin, Lu Yun. "Inactivation and reactivation of antibiotic-resistant bacteria by chlorination in secondary effluents of a municipal wastewater treatment plant". *Water Research*, Volume 45, Issue 9, April 2011, Pages 2775-2781.
- RB.51. Huertas E., Salgot M., Hollender J., Weber S., Dott W., Khan S., Schäfer A., Messalem R., Bis B., Aharoni A., Chikurel H.. "Key objectives for water reuse concepts". *Desalination*, Volume 218, Issues 1-3, 5 January 2008, Pages 120-131.
- RB.52. Iglesias Raquel, Ortega Enrique, Batanero Genaro, Quintas Luis. "Water reuse in Spain: Data overview and costs estimation of suitable treatment trains". *Desalination*, Volume 263, Issues 1-3, 30 November 2010, Pages 1-10.
- RB.53. Ivnitsky Hanan, Minz Dror, Kautsky Larissa, Preis Ami, Ostfeld Avi, Semiat Raphael, Dosoretz Carlos G.. "Biofouling formation and modeling in nanofiltration membranes applied to wastewater treatment". *Journal of Membrane Science*, Volume 360, Issues 1-2, 15 September 2010, Pages 165-173.
- RB.54. Ivnitsky H., Katz I., Minz D., Shimoni E., Chen Y., Tarchitzky J., Semiat R., Dosoretz C.G.. "Characterization of membrane biofouling in nanofiltration processes of wastewater treatment". *Desalination*, Volume 185, Issues 1-3, 1 November 2005, Pages 255-268.
- RB.55. Jamal Khan S., Visvanathan C., Jegatheesan V.. "Prediction of membrane fouling in MBR systems using empirically estimated specific cake resistance". *Bioresource Technology*, Volume 100, Issue 23, December 2009, Pages 6133-6136.
- RB.56. Jianling Wang, Lin Wang, Baozhen Wang, Jinsong Zhang, Qixian Zou. "Impact of Suspended Particles and Enhancement Techniques on Ultraviolet Disinfection of a Secondary Effluent". *Journal of Ocean University of China (Oceanic and Coastal Sea Research)*. ISSN 1672-5182, October 30, 2006, Vol.5, No.4, pp.381-386
- RB.57. Jolis Domènec, Pitt Paul, Hirano Robin. "Risk assessment for *Cryptosporidium parvum* in reclaimed water". *Water Research*, Volume 33, Issue 13, September 1999, Pages 3051-3055.
- RB.58. Katsou Evina, Malamis Simos, Loizidou Maria. "Performance of a membrane bioreactor used for the treatment of wastewater contaminated with heavy metals". *Bioresource Technology*, Volume 102, Issue 6, March 2011, Pages 4325-4332.
- RB.59. Kazner C, Meier J, Wintgens T, Melin T.. "Capillary nanofiltration coupled with powdered activated carbon adsorption for high quality water reuse". *Water Science*

- and Technology. Journal of the International Association on Water Pollution Research Vol. 00 No 1 pp 251–259, 2.009.
- RB.60. Kent Fraser C., Farahbakhsh Khosrow, Mahendran Basuvaraj, Jaklewicz Magdalena, Liss Steven N., Zhou Hongde. "Water reclamation using reverse osmosis: Analysis of fouling propagation given tertiary membrane filtration and MBR pretreatments". Journal of Membrane Science, In Press, Corrected Proof, Available online 22 August 2011.
- RB.61. Kim Han-Seung, Katayama Hiroyuki, Takizawa Satoshi, Ohgaki Shinichiro. "Development of a microfilter separation system coupled with a high dose of powdered activated carbon for advanced water treatment". Desalination, Volume 186, Issues 1-3, 30 December 2005, Pages 215-226.
- RB.62. Koivunen J., Heinonen-Tanski H.. "Peracetic acid (PAA) disinfection of primary, secondary and tertiary treated municipal wastewaters". Water Research, Volume 39, Issue 18, November 2005, Pages 4445-4453.
- RB.63. Komolikhov Yu. I. and Blaginina L. A.. "Technology of Ceramic Micro and Ultrafiltration Membranes (Review)". Refractories and Industrial Ceramics. Volume 43, Issue 5-6 pp 181.187, May 2.003.
- RB.64. Langenbach K., Kusch P., Horn H., Kästner M.. "Modeling of slow sand filtration for disinfection of secondary clarifier effluent". Water Research, Volume 44, Issue 1, January 2010, Pages 159-166.
- RB.65. Lee NoHwa, Amy Gary, Croué Jean-Philippe, Buisson Herve. "Identification and understanding of fouling in low-pressure membrane (MF/UF) filtration by natural organic matter (NOM)". Water Research, Volume 38, Issue 20, December 2004, Pages 4511-4523.
- RB.66. Le-Minh N., Khan S.J., Drewes J.E., Stuetz R.M.. "Fate of antibiotics during municipal water recycling treatment processes". Water Research, Volume 44, Issue 15, August 2010, Pages 4295-4323.
- RB.67. Leverenz Harold L., Tchobanoglous George, Darby Jeannie L.. "Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment". Water Research, Volume 43, Issue 3, February 2009, Pages 695-705.
- RB.68. Liberti Lorenzo, Notarnicola Michele, Petruzzelli Domenico. "Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation". Desalination, Volume 152, Issues 1-3, 10 February 2003, Pages 315-324.
- RB.69. López-Ramírez Juan A., Coello Oviedo M.D., Quiroga Alonso J.M.. "Comparative studies of reverse osmosis membranes for wastewater reclamation". Desalination, Volume 191, Issues 1-3, 10 May 2006, Pages 137-147.
- RB.70. Lopez-Roldan Ramón, Kazlauskaite Laura, Ribo, Juan, Riva M. Carme, González Susana y Cortina Jose Luis. "Evaluation of an automated luminescent bacteria assay for in situ aquatic toxicity determination". Science of the Total Environment, article in press, Accepted 7 May 2012, Available online xxxx..



- RB.71. Macova M., Escher B.I., Reungoat J., Carswell S., Lee Chue K., Keller J., Mueller J.F.. "Monitoring the biological activity of micropollutants during advanced wastewater treatment with ozonation and activated carbon filtration". *Water Research*, Volume 44, Issue 2, January 2010, Pages 477-492.
- RB.72. Madaeni S.S. "The application of membrane technology for water disinfection". *Water Research*, Volume 33, Issue 2, February 1999, Pages 301-308.
- RB.73. Marti Elisabet, Monclús Hector, Jofre Juan, Rodriguez-Roda Ignasi, Comas Joaquim, Balcázar José Luis. "Removal of microbial indicators from municipal wastewater by a membrane bioreactor (MBR)". *Bioresource Technology*, Volume 102, Issue 8, April 2011, Pages 5004-5009.
- RB.74. Melin T., Jefferson B., Bixio D., Thoeye C., Wilde W. De, Koning J. De, Graaf J. van der, Wintgens T.. "Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse". *Desalination*, Volume 187, Issues 1-3, 5 February 2006, Pages 271-282.
- RB.75. Meng Fangang, Chae So-Ryong, Drews Anja, Kraume Matthias, Shin Hang-Sik, Yang Fenglin. "Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material". *Water Research*, Volume 43, Issue 6, April 2009, Pages 1489-1512.
- RB.76. Mitch William A., Gerecke Andreas C., Sedlak David L.. "A N-Nitrosodimethylamine (NDMA) precursor analysis for chlorination of water and wastewater". *Water Research*, Volume 37, Issue 15, September 2003, Pages 3733-3741.
- RB.77. Nurizzo C.. "Reclaimed water reuse in the Mediterranean region: some considerations on water resources, standards and bacterial re-growth phenomena". *Water Science and Technology: Water Supply* Vol. 3 No 4 pp 317–324, 2.003.
- RB.78. Olivieri A.W., Soller J.A., Olivieri K.J., Goebel R.P., Tchobanoglous G.. "Seasonal tertiary wastewater treatment in California: An analysis of public health benefits and costs". *Water Research*, Volume 39, Issue 13, August 2005, Pages 3035-3043.
- RB.79. Pan Jill Ruhsing, Su Yu-Chun, Huang Chihpin, Lee Hsin-Chieh. "Effect of sludge characteristics on membrane fouling in membrane bioreactors". *Journal of Membrane Science*, Volume 349, Issues 1-2, 1 March 2010, Pages 287-294.
- RB.80. Paraskevas P.A., Pantelakis I.S., Lekkass T.D.. "An advanced integrated expert system for wastewater treatment plants control". *Knowledge-Based Systems* 12 (1999) 355–361.
- RB.81. Pehlivanoglu-Mantas Elif, Hawley Elisabeth L., Deeb Rula A., Sedlak David L.. "Formation of nitrosodimethylamine (NDMA) during chlorine disinfection of wastewater effluents prior to use in irrigation systems". *Water Research*, Volume 40, Issue 2, January 2006, Pages 341-347.
- RB.82. Peng Weihua, Escobar Isabel C., White Donald B.. "Effects of water chemistries and properties of membrane on the performance and fouling—a model development study". *Journal of Membrane Science*, Volume 238, Issues 1-2, 15 July 2004, Pages 33-46.

- RB.83. Petala M., Samaras P., Zouboulis A., Kungolos A., Sakellaropoulos G.P.. "Influence of ozonation on the in vitro mutagenic and toxic potential of secondary effluents". *Water Research*, Volume 42, Issue 20, December 2008, Pages 4929-4940.
- RB.84. Raffin M., Germain E., Judd S.. "Optimisation of MF membrane cleaning protocol in an Indirect Potable Reuse (IPR) scheme". *Separation and Purification Technology*, Volume 80, Issue 3, 18 August 2011, Pages 452-458.
- RB.85. Saad Mohamad Amin. "Early discovery of RO membrane fouling and real-time monitoring of plant performance for optimizing cost of water". *Desalination*, Volume 165, 15 August 2004, Pages 183-191.
- RB.86. Sahar Eyal, Messalem Rami, Cikurel Haim, Aharoni Avi, Brenner Asher, Godehardt Manuel, Jekel Martin, Ernst Mathias. "Fate of antibiotics in activated sludge followed by ultrafiltration (CAS-UF) and in a membrane bioreactor (MBR)". *Water Research*, Volume 45, Issue 16, 15 October 2011, Pages 4827-4836.
- RB.87. Salgot Miquel. "Water reclamation, recycling and reuse: implementation issues". *Desalination*, Volume 218, Issues 1-3, 5 January 2008, Pages 190-197.
- RB.88. Salgot M., Huertas E., Weber S., Dott W., Hollender J.. "Wastewater reuse and risk: definition of key objectives". *Desalination*, Volume 187, Issues 1-3, 5 February 2006, Pages 29-40.
- RB.89. Schrader G.A., Zwijnenburg A., Wessling M.. "The effect of WWTP effluent zeta-potential on direct nanofiltration performance". *Journal of Membrane Science*, Volume 266, Issues 1-2, 1 December 2005, Pages 80-93.
- RB.90. Serrano D., Suárez S., Lema J.M., Omil F.. "Removal of persistent pharmaceutical micropollutants from sewage by addition of PAC in a sequential membrane bioreactor". *Water Research*, Volume 45, Issue 16, 15 October 2011, Pages 5323-5333.
- RB.91. Shaalan Hayam Fahim. "Development of fouling control strategies pertinent to nanofiltration membranes". *Desalination*, Volume 153, Issues 1-3, 10 February 2003, Pages 125-131.
- RB.92. Silva G.H.R., Daniel L.A., Bruning H., Rulkens W.H.. "Anaerobic effluent disinfection using ozone: Byproducts formation". *Bioresource Technology*, Volume 101, Issue 18, September 2010, Pages 6981-6986.
- RB.93. Simmons Fredrick J., Kuo David H.-W., Xagorarakis Irene. "Removal of human enteric viruses by a full-scale membrane bioreactor during municipal wastewater processing". *Water Research*, Volume 45, Issue 9, April 2011, Pages 2739-2750.
- RB.94. Sioutopoulos D.C., Yiantsios S.G., Karabelas A.J.. "Relation between fouling characteristics of RO and UF membranes in experiments with colloidal organic and inorganic species". *Journal of Membrane Science*, Volume 350, Issues 1-2, 15 March 2010, Pages 62-82.
- RB.95. Skraber Sylvain, Ogorzaly Leslie, Helmi Karim, Maul Armand, Hoffmann Lucien, Cauchie Henry-Michel, Gantzer Christophe. "Occurrence and persistence of enteroviruses, noroviruses and F-specific RNA phages in natural wastewater biofilms". *Water Research*, Volume 43, Issue 19, November 2009, Pages 4780-4789.



- RB.96. Soffer Y. et al. "Membrane for water reuse: effect of pre-coagulation on fouling and selectivity". *Water Science and Technology* Vol. 42 No 1–2 pp 367–372, 2.000.
- RB.97. Soller Jeffrey A., Schoen Mary E., Bartrand Timothy, Ravenscroft John E., Ashbolt Nicholas J.. "Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination". *Water Research*, Volume 44, Issue 16, September 2010, Pages 4674-4691.
- RB.98. Speth Thomas F., Gusses Alison M., Summers R. Scott. "Evaluation of nanofiltration pretreatments for flux loss control". *Desalination*, Volume 130, Issue 1, 1 September 2000, Pages 31-44.
- RB.99. Storey Michael V., Gaag Bram van der, Burns Brendan P.. "Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems". *Water Research*, Volume 45, Issue 2, January 2011, Pages 741-747.
- RB.100. Stricot M., Filali A., Lesage N., Spérandio M., Cabassud C.. "Side-stream membrane bioreactors: Influence of stress generated by hydrodynamics on floc structure, supernatant quality and fouling propensity". *Water Research*, Volume 44, Issue 7, April 2010, Pages 2113-2124.
- RB.101. Summerfelt Steven T., Sharrer Mark J., Tsukuda Scott M., Gearheart Michael. "Process requirements for achieving full-flow disinfection of recirculating water using ozonation and UV irradiation". *Aquacultural Engineering*, Volume 40, Issue 1, January 2009, Pages 17-27.
- RB.102. Tadkaew Nichanan, Hai Faisal I., McDonald James A., Khan Stuart J., Nghiem Long D.. "Removal of trace organics by MBR treatment: The role of molecular properties". *Water Research*, Volume 45, Issue 8, April 2011, Pages 2439-2451.
- RB.103. Taghipour Fariborz. "Ultraviolet and ionizing radiation for microorganism inactivation". *Water Research*, Volume 38, Issue 18, November 2004, Pages 3940-3948.
- RB.104. Tam L.S., Tang T.W., Lau G.N., Sharma K.R., Chen G.H.. "A pilot study for wastewater reclamation and reuse with MBR/RO and MF/RO systems". *Desalination*, Volume 202, Issues 1-3, 5 January 2007, Pages 106-113.
- RB.105. Tambosi José Luiz, Sena Rênio Felix de, Favier Maxime, Gebhardt Wilhelm, José Humberto Jorge, Schröder Horst Friedrich, Peralta Muniz Moreira Regina de Fátima. "Removal of pharmaceutical compounds in membrane bioreactors (MBR) applying submerged membranes". *Desalination*, Volume 261, Issues 1-2, 15 October 2010, Pages 148-156.
- RB.106. Tang Chuyang Y., Chong T.H., Fane Anthony G.. "Colloidal interactions and fouling of NF and RO membranes: A review". *Advances in Colloid and Interface Science*, Volume 164, Issues 1-2, 11 May 2011, Pages 126-143.
- RB.107. Torrens Antonina, Molle Pascal, Boutin Catherine, Salgot Miquel. "Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters". *Desalination*, Volume 246, Issues 1-3, 30 September 2009, Pages 169-178.

- RB.108. Toze S.. "Water reuse and health risks – real vs. perceived". *Desalination*, Volume 187, Issues 1-3, 5 February 2006, Pages 41-51.
- RB.109. Tse Ian C., Swetland Karen, Weber-Shirk Monroe L., Lion Leonard W.. "Method for quantitative analysis of flocculation performance". *Water Research*, Volume 45, Issue 10, May 2011, Pages 3075-3084.
- RB.110. Üstün Gökhan Ekrem, Solmaz Seval Kutlu Akal, Çiner Fehiman, Başkaya Hüseyin Savaş. "Tertiary treatment of a secondary effluent by the coupling of coagulation–flocculation–disinfection for irrigation reuse". *Desalination*, Volume 277, Issues 1-3, 15 August 2011, Pages 207-212.
- RB.111. Verlicchi P., Galletti A., Masotti L.. "A promising practice to reclaim treated wastewater for reuse: Chemical disinfection followed by natural systems". *Desalination* Volume 247, Issues 1–3, October 2009, Pages 490–508.
- RB.112. Veschetti E., Cutilli D., Bonadonna L., Briancesco R., Martini C., Cecchini G., Anastasi P., Ottaviani M.. "Pilot-plant comparative study of peracetic acid and sodium hypochlorite wastewater disinfection". *Water Research*, Volume 37, Issue 1, January 2003, Pages 78-94.
- RB.113. Visvanathan C., Marsono Bowo Djoko, Basu Biswadeep. "Removal of THMP by nanofiltration: Effects of interference parameters". *Water Research*, Volume 32, Issue 12, December 1998, Pages 3527-3538.
- RB.114. Vrouwenvelder J.S., Loosdrecht M.C.M. Van, Kruithof J.C.. "A novel scenario for biofouling control of spiral wound membrane systems". *Water Research*, Volume 45, Issue 13, July 2011, Pages 3890-3898.
- RB.115. Vrouwenvelder J.S., Manolarakis S.A., Hoek J.P. van der, Paassen J.A.M. van, Meer W.G.J. van der, Agtmaal J.M.C. van, Prummel H.D.M., Kruithof J.C., Loosdrecht M.C.M. van. "Quantitative biofouling diagnosis in full scale nanofiltration and reverse osmosis installations". *Water Research*, Volume 42, Issue 19, December 2008, Pages 4856-4868.
- RB.116. Vrouwenvelder J.S., Kooij D. van der. "Diagnosis of fouling problems of NF and RO membrane installations by a quick scan". *Desalination*, Volume 153, Issues 1-3, 10 February 2003, Pages 121-124.
- RB.117. Wait Isaac W., Johnston Cliff T., Blatchley III Ernest R.. "The influence of oxidation reduction potential and water treatment processes on quartz lamp sleeve fouling in ultraviolet disinfection reactors". *Water Research*, Volume 41, Issue 11, June 2007, Pages 2427-2436.
- RB.118. Wang Zhiwei, Wang Pan, Wang Qiaoying, Wu Zhichao, Zhou Qi, Yang Dianhai. "Effective control of membrane fouling by filamentous bacteria in a submerged membrane bioreactor". *Chemical Engineering Journal* 158 (2010) 608–615.
- RB.119. Wang Zhiwei, Wu Zhichao, Tang Shujuan. "Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor". *Water Research*, Volume 43, Issue 9, May 2009, Pages 2504-2512.
- RB.120. Williams Gordon J., Sheikh Bahman, Holden Robert B., Kouretas Tom J., Nelson Kara L.. "The impact of increased loading rate on granular media, rapid depth filtration of



- wastewater". *Water Research*, Volume 41, Issue 19, November 2007, Pages 4535-4545.
- RB.121. Wu Jinling, Chen Futai, Huang Xia, Geng Wenyan, Wen Xianghua. "Using inorganic coagulants to control membrane fouling in a submerged membrane bioreactor". *Desalination*, Volume 197, Issues 1-3, 2 October 2006, Pages 124-136.
- RB.122. Wu Yi-Fan, Liu Wen, Gao Nai-Yun, Tao Tao. "A study of titanium sulfate flocculation for water treatment". *Water Research*, Volume 45, Issue 12, June 2011, Pages 3704-3711.
- RB.123. Xu Jian, Wu Laosheng, Chang Andrew C., Zhang Yuan. "Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: A preliminary assessment". *Journal of Hazardous Materials*, Volume 183, Issues 1-3, 15 November 2010, Pages 780-786.
- RB.124. Xu Pei, Bellona Christopher, Drewes Jörg E.. "Fouling of nanofiltration and reverse osmosis membranes during municipal wastewater reclamation: Membrane autopsy results from pilot-scale investigations". *Journal of Membrane Science*, Volume 353, Issues 1-2, 1 May 2010, Pages 111-121.
- RB.125. Xu Pei, Janex Marie-Laure, Savoye Philippe, Cockx Arnaud, Lazarova Valentina. "Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design". *Water Research*, Volume 36, Issue 4, February 2002, Pages 1043-1055.
- RB.126. Zhang K., Farahbakhsh K.. "Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse". *Water Research*, Volume 41, Issue 12, June 2007, Pages 2816-2824.
- RB.127. Zhao Yan, Song Lianfa, Ong Say Leong. "Fouling behavior and foulant characteristics of reverse osmosis membranes for treated secondary effluent reclamation". *Journal of Membrane Science*, Volume 349, Issues 1-2, 1 March 2010, Pages 65-74.
- RB.128. Zheng Xing, Ernst Mathias, Jekel Martin. "Stabilizing the performance of ultrafiltration in filtering tertiary effluent—Technical choices and economic comparisons". *Journal of Membrane Science*, Volume 366, Issues 1-2, 1 January 2011, Pages 82-91.
- RB.129. Zheng Xing, Ernst Mathias, Huck Peter M., Jekel Martin. "Biopolymer fouling in dead-end ultrafiltration of treated domestic wastewater". *Water Research*, Volume 44, Issue 18, October 2010, Pages 5212-5221.
- RB.130. Zheng Xing, Ernst Mathias, Jekel Martin. "Pilot-scale investigation on the removal of organic foulants in secondary effluent by slow sand filtration prior to ultrafiltration". *Water Research*, Volume 44, Issue 10, May 2010, Pages 3203-3213.
- RB.131. Zheng Xing, Ernst Mathias, Jekel Martin. "Identification and quantification of major organic foulants in treated domestic wastewater affecting filterability in dead-end ultrafiltration". *Water Research*, Volume 43, Issue 1, January 2009, Pages 238-244.

LIBROS - GUÍAS - RECOMENDACIONES

- RB.132. AFSSA Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments. "Réutilisation des eaux usées traitées pour l'arrosage ou l'irrigation". Novembre 2008
- RB.133. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 1.999.
- RB.134. AQUAREC. "Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater. EVK1-CT-2002-00130. Work package 7. Deliverable D17: Water treatment options in reuse systems" (2.007).
- RB.135. AQUAREC. "Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater. EVK1-CT-2002-00130. Deliverable D19: Report on integrated water reuse concepts" (2.006).
- RB.136. Asano Takashi et al. "Water reuse, issues, technologies, and applications". Metcalf & Eddy | AECOM – 2.007.
- RB.137. Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (aeas). "Manual de Buenas Prácticas de uso de Aguas Regeneradas". Comisión 5 Depuración de Aguas Residuales. Septiembre, 2012.
- RB.138. Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (aeas). "Guía para el funcionamiento de laboratorios de ensayos de aguas. PARTE II Criterios para la validación de los métodos de ensayos físico-químicos y microbiológicos". Julio de 2012.
- RB.139. AWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology. "Bacteriophages as model viruses in water quality control". Water Research, Volume 25, Issue 5, May 1991, Pages 529-545.
- RB.140. Bolton James R. and Cotton Christine A.. "The Ultraviolet Disinfection Handbook". American Water Works Association. 2.008.
- RB.141. CEDEX. "Estudio sobre la Fiabilidad y Eficacia de las Tecnologías de Regeneración y sus Costes Asociados. Apoyo Técnico al Plan Nacional de Reutilización de Aguas Regeneradas". Asistencia Técnica, Investigación y Desarrollo Tecnológico en Materia de Tratamiento y Control de Calidad de las Aguas. Junio 2009.
- RB.142. Domínguez Núñez María Teresa. "Elementos traza en el sistema planta-suelo: implicaciones para la ecología de especies leñosas y la restauración de zonas degradadas". Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Julio de 2009.
- RB.143. EMWater Guide. "Improving wastewater treatment and reuse practices in the Mediterranean Countries. A practical Guide for Decision-Makers". Efficient management of Wastewater Project. 2008.
- RB.144. Environmental Protection Agency (EPA). "Recreational Water Quality Criteria", Health and Ecological Criteria Division, Office of Science and Technology, United States (U.S.). 2012.
- RB.145. EPA. "Improved Enumeration Methods for the Recreational Water Quality Indicators: Enterococci and Escherichia coli". March, 2000.



- RB.146. EPA. "Volume 2 of Final Report. Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-Making. Presidential/Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management". March 27, 1997.
- RB.147. EPA. "Volume 1 of Final Report. Framework for Environmental Health Risk Management. Presidential/Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management". January 29, 1997.
- RB.148. EPA. "Water Quality Criteria 192: A Report of the Committee on Water Quality Criteria". National Academy of Sciences / National Academy of Engineering. 1972.
- RB.149. Generalitat Valenciana. "II Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana". Septiembre de 2003.
- RB.150. Hai, F. I. & Yamamoto, K.. "Treatise on Water Science. Vol. 4: Water Quality Engineering. 4.16". Membrane Biological Reactors. (pp. 571-613) Water, Science and Technology (2.011).
- RB.151. Hernández Muñoz, Aurelio. "Depuración y desinfección de aguas residuales". 2001
- RB.152. Hussain Intizar, Raschid Liqa, Hanjra Munir A., Marikar Fuard and Hoek Wim van der. "WORKING PAPER 37. Review of Impacts and Methodological Issues in Valuing Impacts. Wastewater Use in Agriculture". International Water Management Institute. 2008.
- RB.153. IAWPRC Study Group on Water Virology. "The health significance of viruses in water". Water Research, Volume 17, Issue 2, 1983, Pages 121-132.
- RB.154. Leverenz H.L. and Asano T.. "Treatise on Water Science. Vol. 4: Water Quality Engineering. 4.03". Wastewater Reclamation and Reuse System. (pp. 63-71) Water, Science and Technology (2.011).
- RB.155. Ministère des Affaires Sociales et de la Santé. "Arrêté du 25 juin 2014 modifiant l'arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts". 4 juillet 2014.
- RB.156. Ministère de la Santé et des Sports. "Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts". 31 août 2010.
- RB.157. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. "Plan Nacional de Reutilización de Aguas (PNRA)". Dirección General del Agua. Diciembre 2.010.
- RB.158. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. "Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas". Secretaría General Técnica. 2.010
- RB.159. Ministerio de Medio Ambiente. "Manual para la gestión de vertidos. Autorización de vertido". Dirección General del Agua, 2007.

- RB.160. Ministerio de Sanidad y Consumo. "Guía técnica para la prevención y control de la legionelosis en instalaciones". Subdirección General de Sanidad Ambiental y Salud Laboral. 2007.
- RB.161. OMS Organización Mundial de la Salud - IWA International Water Association. "Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua: metodología pormenorizada de gestión de riesgos para proveedores de agua de consumo" (2009).
- RB.162. Pescod M.B.. "Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage paper 47". 1.992.
- RB.163. Queensland. Environmental Protection Agency. "Queensland Water Recycling Guidelines (December 2.005).
- RB.164. U.S. Environmental Protection Agency. "Guidelines for Water Reuse". September 2004.
- RB.165. United States Environmental Protection Agency. "LT1ESWTR Disinfection Profiling and Benchmarking - Technical Guidance Manual". May 2.003.
- RB.166. Water Pollution Control Federation. "Manual of practice N° 11". (1.990).
- RB.167. World Health Organization. "WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Volume II. Wastewater use in agriculture". 2006.
- RB.168. WORLD HEALTH ORGANIZATION. "Guidelines for safe recreational water environments – VOLUME 1: COASTAL AND FRESH WATERS". 2003.

LEGISLACIÓN ESPAÑOLA

- RB.169. Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.
- RB.170. REAL DECRETO 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas
- RB.171. REAL DECRETO 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño.
- RB.172. REAL DECRETO 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.
- RB.173. Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis.
- RB.174. REAL DECRETO 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.
- RB.175. REAL DECRETO 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.
- RB.176. REAL DECRETO 2116/1998, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de



diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

- RB.177. REAL DECRETO 1664/1998, de 24 de julio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Cuenca del Tajo
- RB.178. DECRETO 80/1998, de 14 mayo, de la Consejería Sanidad y Servicios Sociales por el que se regulan las Condiciones higiénico-sanitarias de las piscinas de uso colectivo. BOCM. Comunidad de Madrid 27 de mayo 1998, núm. 124
- RB.179. REAL DECRETO 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- RB.180. Real Decreto 849/1986, de 11 de abril por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos Preliminar, I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.