

Rafael Marín Galvín

PROCESOS FISICOQUÍMICOS EN DEPURACIÓN DE AGUAS

Teoría, práctica
y problemas resueltos



ENCUENTRE MÁS AQUÍ



<https://ingenieriaambientalwil.blogspot.com/>

<https://www.facebook.com/groups/833872450279920/>

RAFAEL MARÍN GALVÍN

PROCESOS FISIQUÍMICOS EN DEPURACIÓN DE AGUAS

Teoría, práctica y problemas
resueltos



© Rafael Marín Galvín, 2013 (Libro electrónico)

© Rafael Marín Galvín, 2012 (Libro en papel)

Reservados todos los derechos.

“No está permitida la reproducción total o parcial de este libro, ni su tratamiento informático, ni la transmisión de ninguna forma o por cualquier medio, ya sea electrónico, mecánico, por fotocopia, por registro u otros métodos sin el permiso previo y por escrito de los titulares del Copyright”

Ediciones Díaz de Santos, S.A.
Albasanz, 2
28037 MADRID

ediciones@editdiazdesantos.com
www.editdiazdesantos.com

ISBN: 978-84-9969-672-0 (Libro electrónico)
ISBN: 978-84-9969-387-3 (Libro en papel)

A Carmen , Rafael Fernando y Fátima

Rafael Marín Galvín (Córdoba, 1958), licenciado y doctor en Ciencias Químicas y Máster en Medio Ambiente, es actualmente responsable de Control de Calidad, Calidad y Medio Ambiente de la Empresa Municipal de Aguas de Córdoba, y profesor de la Escuela de Organización Industrial (EOI) de Sevilla, habiendo ejercido como profesor en la Universidad de Córdoba desde 1999 hasta 2011 en donde continúa su labor dentro de Grupos de Investigación y de Innovación Docente. Su actividad profesional y pedagógica se extiende por el tratamiento de aguas destinadas a potabilización y la depuración de aguas usadas, control de calidad de aguas y subproductos de tratamiento y depuración, así como en el estudio electroquímico de la desactivación natural y artificial de microcontaminantes de los medios acuáticos.

Ha publicado siete libros, colaborando en otros ocho (cinco en inglés), siendo autor de más de 200 trabajos de investigación publicados en revistas nacionales e internacionales y de ponencias presentadas en congresos, simposios y jornadas tanto en España como fuera de ella. Finalmente ha intervenido en más de setenta cursos de diferente nivel (desde Máster, y cursos universitarios, hasta jornadas formativas y seminarios) sobre aguas, siendo vocal de las Comisiones de Aguas Potables y Residuales de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (AEAS), Coordinador del Grupo de Vertidos Industriales y Laboratorio de AEAS, miembro del Grupo de Calidad de Producto de la Asociación de Abastecimientos de Aguas y Saneamientos de Andalucía (ASA), y Vicepresidente de la Asociación de Químicos de Andalucía.

Otros libros sobre aguas del autor:

- ***Análisis de aguas y ensayos de tratamiento***
Editorial: GPE. 1995.
ISBN: 84-86052-20-3.
Pedidos al autor rmargal@emacsa.es
- ***Fisicoquímica de aguas***
Editorial: Díaz de Santos, 1999.
ISBN: 84-7978-382-6.
- ***Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas***
Editorial: Díaz de Santos, 2003.
ISBN: 84-7978-590-X.
- ***Ciclo Integral del Agua***
Editorial: Servicio Publicaciones Universidad de Córdoba, 2008.
33 diapositivas (soporte digital).
ISBN: 978-84-7801-909-0.

Presentación.....	XVII
Agradecimientos.....	XXI

1. Procesos químicos empleados en depuración de aguas:	
teoría y práctica.....	1
Generalidades	1
Coagulación química	2
<i>Definiciones básicas</i>	<i>2</i>
<i>Naturaleza de las partículas presentes en las aguas residuales</i>	<i>2</i>
<i>Carga superficial en partículas coloidales: doble capa eléctrica.....</i>	<i>3</i>
<i>Interacciones partícula-partícula.....</i>	<i>5</i>
<i>Coagulación por sales metálicas hidrolizables: efecto y acción</i>	<i>9</i>
<i>Aproximación a la coagulación-floculación a escala práctica:</i>	
<i>decantación.....</i>	<i>16</i>
Precipitación química	25
<i>Eliminación de fósforo mediante precipitación química.....</i>	<i>27</i>
<i>Eliminación de metales pesados mediante precipitación química.....</i>	<i>32</i>
<i>Co-precipitación de metales pesados y fósforo</i>	<i>35</i>
Neutralización, control de incrustaciones y estabilización de efluentes.....	35
<i>Neutralización: ajuste de pH.....</i>	<i>35</i>
<i>Control de incrustaciones: equilibrio carbónico de un agua.....</i>	<i>36</i>
<i>Estabilización de efluentes</i>	<i>39</i>
Oxidación-Reducción	39
<i>Reacciones químicas de oxidación-reducción.....</i>	<i>39</i>
<i>Potenciales de semirreacción.....</i>	<i>40</i>
<i>Potenciales de reacciones redox completas</i>	<i>40</i>
<i>Aplicaciones prácticas de la oxidación-reducción.....</i>	<i>42</i>
<i>Procesos de reducción.....</i>	<i>44</i>
<i>Práctica de la oxidación.....</i>	<i>45</i>
<i>Oxidación mediante empleo de aire</i>	<i>50</i>
Procesos de Oxidación Avanzada (AOP)	52
Desinfección	54
<i>Mecanismo de la desinfección.....</i>	<i>56</i>
<i>Factores que influyen en la actividad de los desinfectantes.....</i>	<i>57</i>
<i>Aspectos prácticos de la desinfección</i>	<i>59</i>
Control químico de olores en las EDAR	65
<i>Tipos y fuentes de olores en aguas residuales.....</i>	<i>65</i>
<i>Comportamiento de los olores.....</i>	<i>67</i>

<i>Estrategias para control de olores</i>	67
<i>Adición de reactivos químicos al agua residual</i>	68
<i>Empleo de reactivos enmascarantes y neutralizantes</i>	69
<i>Tratamiento químico de olores en fase gaseosa</i>	69
<i>Adsorción de olores en fase gaseosa</i>	70
<i>Tratamiento térmico</i>	70
2. Procesos físicos y otros procesos químicos empleados en depuración de aguas: teoría y práctica	73
Introducción	73
Eliminación de sustancias groseras: desbaste y dilaceración	73
<i>Desbaste o tamizado</i>	73
<i>Dilaceración</i>	74
Desarenado-desengrasado	76
Flotación. Flotadores	78
Filtración-adsorción	81
<i>Filtración sobre lecho filtrante</i>	83
<i>Práctica de la filtración sobre lecho filtrante</i>	87
<i>Adsorción</i>	92
Empleo de membranas filtrantes	97
Intercambio iónico	104
Destilación-evaporación	108
Corrección y afino	111
3. Sistemas de apoyo en depuración de aguas: introducción a la hidráulica	115
Conceptos básicos de hidráulica	115
<i>Densidad absoluta</i>	115
<i>Densidad relativa</i>	115
<i>Presión</i>	116
<i>Altura de elevación</i>	116
Clasificación de las bombas: introducción al tema	121
<i>Bombas centrífugas</i>	121
<i>Bombas rotativas</i>	136
<i>Bombas alternativas</i>	142
<i>Bombas especiales: eyectores y bombas mammut</i>	144
<i>Protecciones de una bomba</i>	146
<i>Instalación de bombas en serie y en paralelo</i>	146
Tornillos de Arquímedes	147
4. Tratamiento fisicoquímico en depuración de aguas residuales domésticas	149
Generalidades	149

Esquemas de tratamiento en depuración de aguas residuales urbanas	150
<i>Depuración fisicoquímica integral</i>	151
<i>Tratamiento fisicoquímico previo al biológico</i>	152
<i>Tratamiento fisicoquímico paralelo al biológico</i>	153
<i>Tratamiento fisicoquímico posterior al biológico</i>	154
Algunas consideraciones sobre la depuración de las aguas residuales urbanas en un próximo futuro	155
<i>Introducción a las características de las aguas residuales</i>	156
<i>Normas de calidad ambiental en materia de aguas</i>	161
<i>Depuración de compuestos y sustancias emergentes en las EDAR biológicas</i>	165
A modo de conclusiones	168

5. Depuración fisicoquímica de aguas residuales

y efluentes industriales 169

Introducción y generalidades	169
<i>Precipitación química</i>	169
<i>Coagulación-floculación</i>	169
<i>Flotación</i>	169
<i>Cementación</i>	170
<i>Complejación</i>	170
<i>Adsorción</i>	170
<i>Extracción con disolventes</i>	170
<i>Evaporación-destilación</i>	171
<i>Intercambio iónico</i>	171
<i>Tratamientos electrolíticos</i>	171
<i>Procesos de membrana</i>	172
Ejemplos prácticos de depuración de diversos vertidos industriales	172
<i>Aguas residuales de preparación de salsas y mayonesas</i>	173
<i>Aguas residuales de productos precocinados</i>	174
<i>Efluentes procedentes del aderezo y envasado de aceitunas</i>	175
<i>Efluentes de producción de conservas de pescado</i>	176
<i>Vertidos procedentes de la elaboración de zumos</i>	177
<i>Aguas residuales de cerveceras</i>	177
<i>Vertidos procedentes de fabricación de bebidas no alcohólicas</i>	178
<i>Efluentes de envasado de conservas vegetales</i>	179
<i>Aguas residuales procedentes de instalaciones de RSU</i>	180
<i>Vertidos de la industria vidriera</i>	182
<i>Aguas procedentes de la industria papelera</i>	183
<i>Efluentes de industrias siderúrgicas y del hierro</i>	185
<i>Efluentes de la industria del cobre</i>	186
<i>Aguas residuales del procesado de aluminio</i>	188
<i>Aguas residuales de la industria del automóvil</i>	188
<i>Vertidos de talleres de automoción</i>	191

<i>Efluentes de la industria cerámica</i>	193
<i>Aguas residuales de producción de jabones y detergentes</i>	194
<i>Efluentes de producción de microcelulosa</i>	194
<i>Aguas residuales de industrias farmacéuticas</i>	195
<i>Efluentes de producción de TNT</i>	197
<i>Efluentes de producción de pesticidas</i>	198
<i>Efluentes de producción de pinturas, barnices y tintas</i>	199
<i>Aguas residuales de la industria del fosfato</i>	200
<i>Vertidos de la industria de los plásticos y resinas</i>	200

6. Procesos químicos parásitos en saneamiento y depuración de aguas: corrosión y agresión a redes de colectores y EDAR.....205

Fenómenos de corrosión y agresión en saneamientos	205
<i>Procesos químicos parásitos: corrosión electroquímica</i>	206
<i>Otros procesos químicos parásitos</i>	211
<i>Corrosión microbiana</i>	215
Tipología de los agentes corrosivos y agresivos en saneamientos:	
generalidades	219
<i>Agentes químicos</i>	219
<i>Agentes microbianos</i>	221
<i>Hongos</i>	223
<i>Localización de los agentes productores de corrosiones y agresividad en los sistemas de saneamiento y las EDAR</i>	223
Materiales afectados por fenómenos de corrosividad y agresividad en saneamientos: ejemplos prácticos	226
<i>Elementos metálicos</i>	226
<i>Hormigones y similares</i>	227
<i>Elementos plásticos</i>	228
<i>Efectos prácticos de los fenómenos corrosivos y agresivos</i>	228
Costes asociados a los fenómenos de corrosividad y agresividad en saneamientos	242
<i>Costes no económicos</i>	242
<i>Costes económicos</i>	242
Lucha eficaz contra los fenómenos corrosivos y agresivos en los saneamientos y las EDAR.....	243
<i>Empleo de materiales adecuados</i>	243
<i>Control eficaz de vertidos tanto industriales como domésticos</i>	247
<i>Implantación de prácticas sostenibles</i>	250

7. Práctica del tratamiento fisicoquímico de aguas a escala de laboratorio.....251

Ensayos de coagulación-floculación: “jar-test”	251

<i>Cálculo de disoluciones de reactivos comerciales</i>	254
<i>Ensayos de floculación</i>	257
Ensayos de cloración	258
Ensayos con permanganato potásico (<i>permanganización</i>)	259
Ensayos con dióxido de cloro	261
Ensayos con ozono	262
Ensayos de filtración	263
Ensayos de adsorción	264
Ensayos de ajuste de pH	265
Ensayos de desendurecimiento	267
Plantas piloto	267
8. Problemas básicos de dosificación de reactivos y cálculos hidráulicos de proceso resueltos	269
9. Bibliografía de interés. Libros y revistas técnicas	333
Introducción	333
Fisicoquímica y química del agua	333
Microbiología del agua. Biología y limnología	335
Tratamiento-depuración de aguas residuales	335
Aguas en general y tratamiento de aguas. Instrumentación e hidráulica	336
Revistas técnicas más importantes del sector	338

El tratamiento de aguas usadas es sin duda una garantía de preservación de un entorno acuático aceptablemente limpio, siendo pues una herramienta crítica en la lucha contra la contaminación. También muestra su utilidad en el campo, cada vez más en desarrollo, de la reutilización de aguas residuales depuradas (*o aguas regeneradas*) puesto que este recurso, una vez que ya se cuenta con la preceptiva normativa estatal al efecto, es una fuente de agua nada desdeñable tanto a escala global, como especialmente en geografías deficitarias en aportes naturales, cual es la de nuestro entorno.

Si bien las aguas residuales cuando son de procedencia doméstica mayoritariamente admiten procesos depuradores biológicos dado su alto contenido en materias orgánicas de desecho, ricas en carbono y nitrógeno y, por tanto, fuentes típicas de alimento y energía para muchos microorganismos, el incremento en su contenido en otras sustancias más refractarias al tratamiento biológico hace que estos sistemas se muestran claramente ineficaces en muchas ocasiones para lograr niveles depuración eficientes y admisibles.

El presente libro aborda la cuestión de los diferentes procesos de carácter fisicoquímico y las técnicas desarrolladas en base a los mismos, que actualmente son aplicados en la mayoría de las estaciones depuradoras de aguas, tanto de procedencia urbana como industrial, a fin de lograr la depuración eficaz de este tipo de efluentes. En este sentido, los procesos fisicoquímicos, particularmente los de base puramente física, también son empleados habitualmente como pre-tratamientos o tratamientos primarios en muchas depuradoras biológicas convencionales. Recuérdese al efecto el empleo de tamizados, rejillas de desbastes, desarenados y desengrasados en cualquier EDAR biológica, así como el sistema de secado térmico también aplicado para el tratamiento de fangos de depuración o *biosólidos* en muchas depuradoras.

Para la elaboración de esta obra se ha contado con la importante labor docente y divulgativa sobre tratamiento de aguas en general, y de aguas residuales en particular, que el autor ha llevado a cabo durante su ya dilatada carrera profesional (desde 1982) impartiendo periódicamente numerosos cursos e interviniendo en jornadas, seminarios y máster de ámbito tanto universitario como no universitario.

Con este bagaje se ha intentado aproximar al lector al tema del tratamiento fisicoquímico de aguas desde una óptica muy práctica, aportando fundamentos y explicaciones sobre los fenómenos involucrados que puedan ser seguidos por profesionales o estudiantes de diferentes rutas formativas de procedencia, pero teniendo en cuenta que se debe partir de una base de conocimiento medio (equivalente al primer ciclo de estudios universitarios) en química, física e hidráulica. El objetivo perseguido es el de actuar como primera fuente de consulta ante problemas de tratamiento fisicoquímico que puedan presentarse al lector tanto a escala teórica como práctica, allanando el camino para la consulta de otras obras de mayor profundidad que la presente, y

huyendo por consiguiente de un excesivo academicismo reservado a las anteriores.

En este sentido, en el Capítulo 1 de esta obra se ha pasado revista al fundamento y práctica de los procesos de tratamiento puramente químicos aplicados en depuración; téngase en cuenta al respecto que lo dicho aquí también puede ser aplicado a la potabilización de aguas: en realidad, el tratamiento de un agua tanto sea su depuración, como su tratamiento para destinarla a consumo humano, se basa en idénticos procesos. Considerando la *coagulación-floculación* como un tema esencial para comprender qué es el tratamiento químico de un agua, también se familiariza al lector con la *precipitación química* (de amplio uso en eliminación de metales pesados, por ejemplo, o en la reducción del contenido en fósforo de un efluente) y con la práctica de la *neutralización de aguas residuales*, una técnica de bajo coste y que resuelve muchos problemas en el día a día.

Constituyendo en cierto modo una segunda parte de este Capítulo, se tratará del fundamento y la aplicación de los procesos de *oxidación-reducción*, siendo los primeros la base de la *desinfección* de un agua, con especial atención a los *procesos de oxidación avanzada*, que cada vez más se usan para eliminación de sustancias refractarias a tratamientos convencionales, bien sean biológicos o químicos. Para finalizar, se hablará del *control químico de olores* en depuradoras actuación con una fuerte demanda social cuando hablamos de depuración.

En el Capítulo 2 se abordarán primero, procesos puramente físicos de depuración que conforman el pre-tratamiento de cualquier EDAR, *desbastes*, *tamizados*, *desengrasados (flotación)* y *desarenados*, así como tratamientos posteriores o finales de un agua ya depurada, caso de la *filtración y adsorción*. Asimismo se incluyen aquí, por seguir la línea de tratamiento habitual de una depuradora avanzada (no convencional), tratamientos de base química como el *intercambio iónico* y el *empleo de membranas* de diferente tipología, cuya práctica puede asemejarse a la de la *filtración* más que a la de la *decantación* (tratamiento químico) en base a los equipos industriales utilizados a tal fin.

Finalizará el capítulo con la revisión de la *destilación y evaporación* (técnicas usadas en depuración de aguas industriales y en tratamiento de fangos, especialmente, la segunda) reservando un punto final a los procesos de *corrección y afino*, que técnicamente no se consideran como procesos de depuración o tratamiento de un agua.

El Capítulo 3 ha parecido conveniente dedicarlo a una aproximación conceptual a la *Hidráulica*, familiarizando al lector con los fundamentos de la misma y con los sistemas de apoyo habituales en cualquier estación depuradora, como son las *bombas centrífugas* (indispensables para el trasvase de aguas), *rotativas* (aplicadas para dosificación de reactivos químicos, por ejemplo) y las *alternativas*. Como aspecto de interés se considerarán tanto cuestiones meramente teóricas como de funcionamiento práctico. También nos acercaremos a los *tornillos de Arquímedes*, que es el segundo gran elemento de trasvase de aguas existente en cualquier depuradora, y en realidad en cualquier red de saneamiento.

Para el Capítulo 4 se ha preparado una breve introducción a los esquemas típicos de tratamiento químico de aguas residuales aplicados en la mayoría de las depuradoras urbanas de nuestro entorno. Dado que el libro no tiene como prioridad la

depuración convencional de aguas urbanas (eminentemente biológica como ya se ha repetido anteriormente) no se ha pensado de interés extender más el tema, habida cuenta de que existen obras (recogidas en la Bibliografía) de conocida valía y utilidad, tanto académica como teórica y práctica para estas cuestiones.

No obstante, en la segunda parte del capítulo se ha planteado una reflexión sobre el futuro de la depuración de aguas residuales urbanas a tenor de dos cuestiones: la primera el *progresivo enriquecimiento* en nuestras aguas residuales domésticas de sustancias químicas hasta hace poco privativas de las aguas residuales industriales (*sustancias prioritarias y preferentes*); la segunda, en que en orden a lo anterior, las normativas sobre aguas depuradas ya prestan atención a estos compuestos, muchos de ellos refractarios a los procesos actuales de depuración de aguas residuales urbanas, limitando su contenido y marcando un cambio de escenario para nuestras depuradoras.

El Capítulo 5 se ha elaborado con la filosofía práctica de presentar al lector una amplia variedad (no exhaustiva) de ejemplos prácticos de depuraciones de aguas residuales de diferentes sectores de actividad, considerando aguas industriales procedentes de *industrias alimentarias, fabricación de bebidas, vidrieras, papeleras, metalúrgicas y afines, cerámicas*, finalizando con un repaso a las más importantes *industrias químicas*. Se han presentado hasta 25 ejemplos prácticos recogiendo las líneas de tratamiento aplicadas y algunas cuestiones de funcionamiento básico al respecto.

El Capítulo 6, aplicando una cierta ironía, se ha enfocado a tratar el tema de los *procesos químicos y microbiológicos parásitos* en saneamiento y depuración de aguas. Es decir, todos aquellos que provocan fenómenos de corrosión y agresión en materiales de redes de saneamiento y depuración de aguas residuales. Hablaremos de corrosión electroquímica, de corrosión y agresividad química, de corrosiones microbianas, de la tipología de los agentes corrosivos y agresivos, de dónde se ubican, y de los efectos negativos que provocan presentando una extensa galería documental de los mismos. Finalizaremos el capítulo reflexionando sobre los métodos de lucha eficaz contra estos fenómenos tanto en la fase previa a la ejecución de instalaciones, como en la fase posterior a las mismas. Incluso en este tema no debe perderse de vista el aspecto de la *sostenibilidad ambiental*.

Dado que cualquier depuradora en su práctica diaria se apoya en los datos de calidad de aguas y de explotación suministrados por el correspondiente *laboratorio de proceso*, se ha conformado un capítulo, el séptimo, en que se recopilan los más habituales *ensayos de tratamiento a escala de laboratorio* normalmente ejecutados en el laboratorio de proceso de cualquier depuradora para que el lector tenga cumplida información al respecto y pueda, en su caso, ayudado de ejemplos sacados de la práctica del autor, establecer la pauta que en un determinado momento pueda ilustrarle para superar una situación concreta.

Relacionado con este apartado, se desarrolla el tema de los *cálculos de dosificación de reactivos químicos*, tanto líquidos como sólidos, y su conversión en magnitudes aplicables en planta. Si bien en principio un tema de interés menor, la experiencia indica que, en muchas ocasiones, no se tiene suficientemente claro qué

cantidad concreta de reactivo (en peso o volumen) considerando su riqueza concreta, y calidad específica (densidad, etc.) corresponde a una determinada cantidad (o flujo) de agua a depurar.

Otro tema importante y que se piensa es adecuado colofón a lo dicho en los Capítulos anteriores, es del de *problemas resueltos de dosificación de reactivos y cálculos hidráulicos de proceso básicos*. Por ello, el Capítulo ocho se reserva para presentar una extensa colección de problemas, cuya resolución práctica se detalla minuciosamente, que sin duda despejará dudas al lector sobre el particular. La filosofía aplicada ha sido la de considerar cada problema de forma independiente con lo que su resolución no dependerá del cuerpo general de todos los presentados con anterioridad o posterioridad al mismo.

Como en realidad no se trata de un libro sobre Química o Hidráulica puras, sino aplicadas, se ha huido de profundizar en demasía sobre estequiometrías de reacciones químicas y similares, o sobre cálculos más complejos de hidráulica, apoyándonos en lo que la rutina diaria nos indica se requiere en la explotación habitual de cualquier sistema de depuración fisicoquímica de aguas usadas: interconversiones entre dosis de reactivos a escala de laboratorio y pesos o volúmenes por unidad de tiempo a aplicar en la estación de tratamiento, sus costes, producción de fangos, así como velocidades ascensionales en decantación, sedimentación y filtración, rendimientos hidráulicos y afines. Para problemas más específicos ya se reseñan en la Bibliografía libros de contrastada solvencia en estos temas, si bien se ha optado por finalizar el capítulo con un extenso y atractivo problema que disecciona una EDAR provista de la mayoría de los procesos de tratamiento desarrollados en los capítulos anteriores.

Enlazando con lo dicho anteriormente, en el capítulo final de esta obra, el de Bibliografía, se mencionan agrupadas en cuatro apartados, libros de *fisicoquímica y química de aguas, microbiología, biología y limnología, tratamiento y depuración de aguas residuales, aguas en general y tratamiento de aguas* (tanto destinadas a consumo –potabilización–, como aguas usadas) e *instrumentación e hidráulica*, finalizando con una relación de revistas del sector que se juzga pueden ser particularmente útiles al lector si quiere mantenerse al día sobre todo lo relacionado con el ciclo integral del agua. No se olvide que las revistas técnicas son un yacimiento insustituible a la hora de pulsar el *estado del arte* en el tema del tratamiento y depuración de aguas, así como en el del control de calidad de las mismas.

RAFAEL MARÍN GALVÍN

AGRADECIMIENTOS

No debo pasar página sin mencionar con especial gratitud a todas aquellas personas, compañeros y colegas en lo profesional, y con los que además comparto lazos de amistad, que en cierto modo han colaborado bien aportando ideas y puntos de vista (a veces lo más difícil), en otras ocasiones material y documentos gráficos, de los cuáles me he permitido la libertad (aceptada de buen grado por ellos) de incorporar a este libro.

Y entre ellos acordarme, no puede ser de otra forma, del Prof. Dr. D. José Miguel Rodríguez Mellado, Catedrático de la Universidad de Córdoba, amigo desde siempre, y con el que siempre cuento incondicionalmente a la hora de ponerme a contrastar ideas y a corregir los *desafueros académicos* que en ocasiones cometo en mi filosofía de acercar lo teórico a lo práctico y situarlo a un nivel de comprensión adecuado a los técnicos que día a día bregamos con las aguas, blancas, grises y negras.

También es de ley citar a D. Rafael Mantecón Pascual, Presidente de la Comisión de Aguas Residuales de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (AEAS) y Coordinador de Saneamiento y Relaciones Externas del Área Metropolitana de Barcelona, con el que hace años comparto inquietud por cómo controlar mejor y más eficientemente nuestras aguas residuales, al mismo tiempo que contrastamos pareceres sobre nuestras aguas y nuestro medio ambiente en general, tan en precario en muchas ocasiones.

Con respecto a *todos los compañeros del Grupo de Trabajo de Inspección de Vertidos Industriales y Laboratorio de AEAS*, a los que está bien les agradezca ahora su apoyo en mi labor de coordinación de este Grupo de Trabajo, de cuyas interesantes e innovadoras actividades he tomado experiencias para elaborar partes de este libro.

Y especialmente cito a D. Josep Navarro Navarro, del Consorcio de Aguas del Besós, a D. Agustín Lahora Cano, de la Entidad de Saneamiento de la Región de Murcia, a D. Íñigo González Canal, del Consorcio de Aguas de Bilbao, a D. Miguel Ángel Doval Aguirre, de la Empresa Metropolitana de Aguas de Sevilla, a D. Félix Ripollés Pascual de IPROMA, a D. Ernesto Santateresa Forcada, de FACSA-Castellón, a D^a. Blanca Díaz de Durana Uriarte del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, a D. Valeriano Gómez Ruiz de HACH LANGE, finalizando con D. Francisco Balsera Cubero de MP-Medio Ambiente.

Además, a D. Adrián Gomila (Guldager Electrolisis), a la Dra. D^a Nuria Adroer (ADIQUÍMICA), al Dr. D. Miquel Salgot, a D. Francisco Salvi (Pinturas Villada), así como a D. J. Vicente Pastor (ADEQUA-URALITA) también deseo expresar públicamente mi reconocimiento.

Finalmente, a Joaquín Vioque Lozano por su dedicación a esta obra.
Todos ellos reciban una vez más mi sincera gratitud.

PROCESOS QUÍMICOS EMPLEADOS EN DEPURACIÓN DE AGUAS: TEORÍA Y PRÁCTICA

1

GENERALIDADES

Los procesos químicos (que fueron los primeros empleados en el tratamiento de aguas –potabilización y depuración–) son cada vez más empleados en depuración de aguas residuales, y junto a varios procesos físicos completan el tratamiento secundario y terciario de aguas usadas, incluyendo también aquí la separación de nitrógeno y fósforo. A continuación se reseñan los principales procesos químicos de depuración de aguas aplicados actualmente:

- *Coagulación química*, que se emplea para eliminación de coloides y materias en suspensión, y reducción de carga biodegradable (DBO_5 y DQO).
- *Precipitación química*, que reduce materias en suspensión, contenido global en sales, y carga biodegradable, actuando sobre fósforo y metales pesados, y el control de corrosión en colectores y elementos de depuradoras. Se considera como el tratamiento fisicoquímico general en depuración.
- *Neutralización (control de pH), control de incrustaciones y estabilización de efluentes*.
- *Oxidación-Desinfección*, que aplicando diferentes reactivos químicos (cloro, dióxido de cloro, ozono..) se emplea para control de microorganismos en aguas y fangos, control de olores, eliminación de carga biodegradable, grasas, amonio y reducción del contenido en compuestos orgánicos diversos.
- *Procesos de Oxidación Avanzada* (AOP en sus siglas inglesas) aplicados para reducir el contenido en compuestos orgánicos de síntesis, habitualmente refractarios a otros tipos de depuración química o biológica.
- *Intercambio iónico*, que se enfoca a separación de amonio, metales pesados, sales disueltas e incluso a eliminar algunos compuestos orgánicos concretos.

A tomar contacto con todas estas posibilidades existentes en depuración química de aguas (a excepción de la última, que se incluirá dentro del Capítulo 2 más por su ubicación en el esquema habitual de depuración de aguas residuales que por su fundamento) se enfocará este tema. Como introducción, indiquemos que los procesos químicos complementan a los biológicos y ayudan, o incluso, mejoran notablemente en muchas ocasiones a los primeros. Como contrapartida suelen representar costes económicos adicionales e incluso producción suplementaria de fangos de depuración en las depuradoras que los implementen.

COAGULACIÓN QUÍMICA

Los procesos de coagulación-floculación tienen como misión la de sustraer de un agua las sustancias coloidales cuya extraordinaria estabilidad (basada en su repulsión electrostática, al poseer cargas eléctricas de superficie de igual signo) hace que no puedan ser eliminadas por decantación simple ya que esto supondría tiempos de tratamiento realmente inviables a escala industrial, como puede observarse en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Tiempos de decantación no forzada (profundidad 1 m) para diferentes partículas en función de su tamaño (diámetro).

Diámetro en micras	Tipo partícula	Tiempo
<10	Arcillas	2 horas
10 a 1	Bacterias	8 días
1 a 0,1	Coloides gruesos	2 años
0,1 a 0,001	Coloides finos	20 años

La coagulación es el proceso de desestabilización de los coloides presentes en un agua y su conversión en partículas o *flóculos* de un determinado tamaño susceptibles de decantación. Dado que el proceso de coagulación es sumamente complejo vamos a abordarlo mediante varios apartados a fin de intentar clarificar su comprensión.

DEFINICIONES BÁSICAS

La *coagulación química* se define como el proceso químico de desestabilización de coloides, mientras que los *coagulantes* son aquellos reactivos químicos que la llevan a cabo.

Por su parte, los *floculantes* son sustancias químicas que mejoran la coagulación, posibilitando la *floculación* que es el proceso siguiente al de la coagulación, y que tiene que ver con la sedimentación y decantación de los coloides previamente desestabilizados.

Existen dos tipos de floculación: *floculación pericinética o microfloculación* desarrollada mediante el movimiento Browniano o al azar de las partículas, y *floculación ortocinética o macro-floculación*, que promueve la agregación de partículas induciendo gradientes de velocidad y mezcla en el flujo que contiene las partículas a flocular.

NATURALEZA DE LAS PARTÍCULAS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES

En general son menores que $1,0\ \mu\text{m}$ y no decantan de forma natural. Este tamaño suele discriminar las partículas entre *coloides* ($<1,0\ \mu\text{m}$) y *partículas en suspensión* ($>1,0\ \mu\text{m}$). Las características de las partículas coloidales de un agua residual vienen definidas por:

- Tamaño y cantidad.
- Forma.
- Propiedades superficiales y de carga eléctrica.
- Interacciones partícula-partícula.
- Interacciones con el disolvente.

El *tamaño* de los coloides oscila entre $1,0\ \mu\text{m}$ y $10^{-3}\ \mu\text{m}$ (Tabla 1.1) y su cantidad en un agua sometida a sedimentación física simple suele variar entre 10^6 y 10^{12} por mL.

En cuanto a su *forma*, los coloides y partículas en suspensión en general pueden ser esféricos, semiesféricos, elipsoidales, filamentosos de distinta longitud, en forma de disco y de formas indeterminadas (aquí hay que considerar también a los microorganismos) siendo las partículas más difíciles de agregar las longitudinales. Además, su forma puede variar debido a interacciones eléctricas, *partícula-partícula* y *partícula-disolvente*.

Existen tres tipos generales de coloides en los líquidos: *hidrofóbicos*, *hidrofilicos* y *coloides asociados*. Los dos primeros tipos definen a partículas que son, o bien débil o bien fuertemente atraídas por el agua, respectivamente. En cuanto al tercer tipo se trata de aglomeraciones entre partículas coloidales y otras moléculas del tipo de tensoactivos, detergentes y aceites y grasas, que se agregan en forma de micelas.

CARGA SUPERFICIAL EN PARTÍCULAS COLOIDALES: DOBLE CAPA ELÉCTRICA

Un factor sumamente importante de los coloides es poseer *carga superficial*. La carga de superficie puede adquirirse por varios mecanismos: sustitución isomorfa, imperfecciones estructurales, adsorción preferencial e ionización.

La *sustitución isomorfa* comporta que existan reemplazamiento de iones de la estructura del coloide (arcillas, por ejemplo) con similar tamaño y distinta carga (sustitución de átomos de Si^{4+} por Al^{3+}).

A su vez, la *rotura de estructuras cristalinas* provoca desplazamientos locales de carga eléctrica en la superficie de las partículas coloidales.

Por su parte, partículas coloidales de un agua, tales como gotículas de aceites, gases, arcillas y otras sustancias químicas inertes pueden *adsorber aniones* presentes en el agua, con lo que adquirirían carga negativa.

Finalmente, en el caso de sustancias tales como proteínas o microorganismos la carga superficial se adquiriría mediante *ionización* de sus grupos carboxilo y amino superficiales. A valores de pH inferiores al punto isoeléctrico de la sustancia (es decir, aquél donde habría tanta cantidad de sustancia con cargas positivas como negativas) existirían grupos R-COO^- y a valores de pH superiores, se acumularían grupos R-NH_3^+ .

La existencia de carga eléctrica superficial efectiva en los coloides de un agua supone la formación de una doble capa eléctrica entre la superficie de separación de las dos fases consideradas: el coloide como molécula unitaria y el agua libre (como se observa en la Figura 1.1).

La doble capa antes establecida se comporta como un condensador eléctrico de placas paralelas que consta de dos zonas interconectadas pero a su vez suficientemente diferenciadas. La primera, con un espesor de aproximadamente el propio coloide, permanece unida con poca capacidad de fluctuación, y casi fija a la superficie de la partícula sólida. En esta zona (*capa de Stern*) se experimenta una caída de potencial definida y constante en función del coloide concreto y de las otras características del agua (temperatura, fuerza iónica, cantidad de solutos, etc.).

La segunda zona que se extiende dentro de la propia fase líquida (agua libre) es de carácter difuso (*capa difusa*). Si bien los procesos de agitación térmica permiten el libre movimiento de las partículas, esto provoca que la distribución de los iones positivos y negativos no sea uniforme debido al campo electrostático existente en la superficie. De esta manera, se produce una caída gradual de potencial en la masa del líquido en dos etapas: una definida, que se experimenta entre la superficie del líquido y la capa fija (B-C) y otra entre este punto y la capa difusa (A-C). La caída de potencial en la capa difusa depende de la naturaleza del coloide y de los iones en disolución.

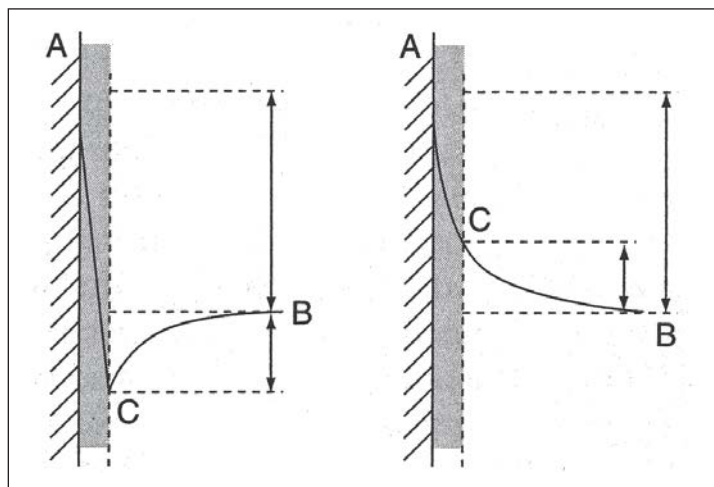


Figura.1.1. Visualización de la doble capa eléctrica definida entre un coloide y el medio que lo rodea (agua).

A esta caída de potencial en la capa difusa se la conoce como “*potencial Z*” y determinará la posibilidad del proceso de coagulación. Esta magnitud es especialmente importante y gobierna el tratamiento y la depuración de aguas. En general, suele experimentar una dinámica de carácter exponencial en un agua sin ningún reactivo. Indíquese que cuánto más pequeña se haga en valor absoluto, el proceso de coagulación discurrirá de forma más óptima.

En la práctica, casi todos los coloides del agua son electronegativos, presentando un valor del potencial *Z* comprendido entre -14 mV y -30 mV. La medida del potencial *Z* se efectúa a través de las movilidades electroforéticas de las partículas según la ecuación:

$$Z = k \cdot \delta \cdot (\mu/D)$$

donde “ δ ” es la viscosidad dinámica en ($\text{dPa} \cdot \text{s}$), “ D ” representa la constante dieléctrica del medio, “ μ ” la movilidad iónica de la partícula en $\mu\text{s}/\text{V} \cdot \text{cm}$ y “ k ” es un término que es función de los valores relativos del diámetro de la partícula y del espesor de la propia doble capa eléctrica. Para partículas gruesas “ k ” vale 4π aplicando la ecuación de Helmholtz y para partículas pequeñas y esféricas vale 6π según la expresión de Hückel.

INTERACCIONES PARTÍCULA-PARTÍCULA

En general las interacciones partícula-partícula se pueden estudiar considerando dos modelos: el de dos placas planas cargadas y el de dos esferas cargadas. Dado que ninguno de estos modelos puede aplicarse totalmente para las partículas existentes en un agua residual, el más ilustrativo puede ser el de placas cargadas (Figura 1.2).

Como se aprecia en la figura existen dos tipos de fuerzas en el proceso, unas de repulsión derivadas de las propiedades de las placas cargadas, y otras de atracción debidas a fuerzas de Van Der Waals (eléctricas de corto alcance). De la potencia de cada contribución, teniendo en cuenta que la atracción de Van Der Waals es constante, saldrá la energía total del proceso.

Se pueden dar dos casos (1 y 2, -*curvas de repulsión 1 y 2*, en la Figura 1.2) dependiendo de que la repulsión sea más o menos fuerte, con lo que la agregación será más fácil o más dificultosa, es decir, alcanzará a distancias más cortas o más largas desde la superficie de cada coloide considerado.

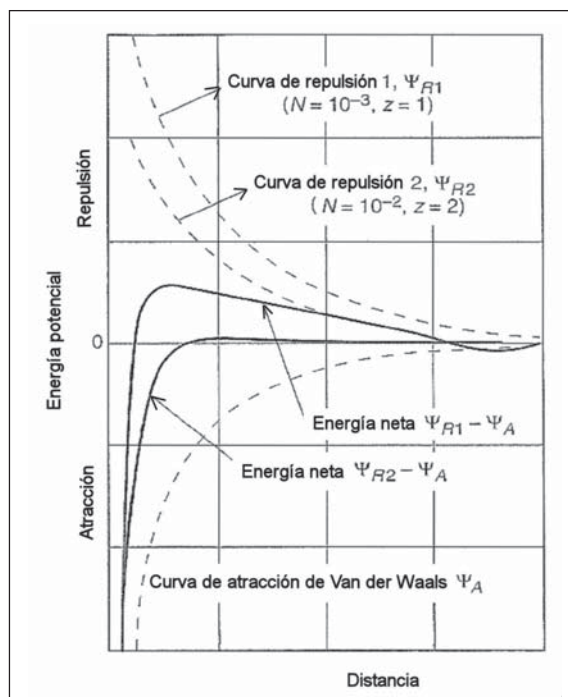


Figura 1.2. Modelo del condensador de placas paralelas para estudiar las interacciones partícula-partícula.

En realidad nos estamos refiriendo a conseguir la reducción del valor del potencial Z de un agua, efecto que se puede lograr mediante dos vías, como se comenta a continuación: acción de contra-iones o de polielectrolitos.

Desestabilización de partículas mediante adición de iones y polielectrolitos

Para conseguir la agregación de las partículas mediante microfloculación pueden emplearse iones que contrarresten la carga eléctrica de la doble capa, o bien adicionar al medio electrolitos cuyo efecto es el de reducir la anchura de la capa difusa, y consiguientemente, el potencial Z asociado.

El efecto de los iones añadidos (*contra-iones*) se puede visualizar en la Figura 1.3, en que se comprueba cómo la adición de ácidos o bases fuertes a un agua reduce la carga de los óxidos u oxihidróxidos metálicos de forma que la energía potencial de superficie del coloide tiende a cero.

La magnitud del efecto dependerá de la concentración y de los iones añadidos. A medida que la carga del contra ion sea más alta, también lo será su capacidad de coagulación logrando una compresión más efectiva de la doble capa. Según la regla de Shultz-Hardy la efectividad en función de la valencia del metal sigue la secuencia “100(+3)/1,6(+2)/0,13(+1)”. El proceso es reversible y el incremento de contra iones provoca la redisolución del agregado formado (Figura 1.3, zona inferior).

Con respecto a los electrolitos, su incremento de concentración en el medio provocará la disminución del potencial Z . En este sentido, se denomina *concentración crítica de coagulación* a la requerida para desestabilizar la suspensión coloidal y es privativa de cada electrolito.

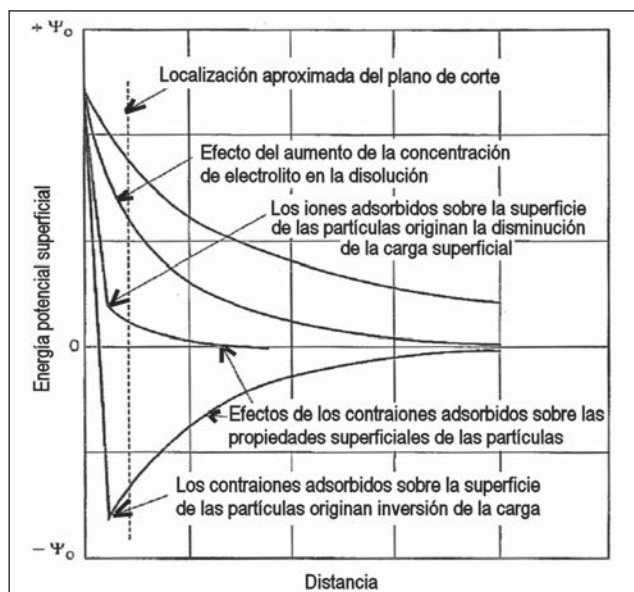


Figura 1.3. Efecto de la adición de contra-iones a un medio acuoso sobre la doble capa eléctrica asociada a un coloide.

Más efectivos en muchas ocasiones que los electrolitos en aguas residuales son los polielectrolitos que pueden ser naturales o sintéticos. Entre los naturales cítese como ejemplos diversos polímeros biológicos derivados de la celulosa así como los alginatos derivados de las algas.

Entre los sintéticos se trata de sustancias de alto peso molecular. Dependiendo de su carga (+) ó (-) global cuando se añaden a un agua, pueden clasificarse como aniónicos, catiónicos o no iónicos.

Acción química de los polielectrolitos en un agua

Se basa en tres acciones: neutralización de carga, formación de puentes y acción conjunta de las dos anteriores.

Los *polielectrolitos neutralizan o reducen la carga eléctrica de los coloides* de forma similar a los iones. Al ser los coloides de las aguas mayoritariamente negativos, los polielectrolitos catiónicos suelen ser los más eficaces. Para llevar a cabo la neutralización, el producto debe primero adsorberse sobre el coloide lo que, si el agua está muy cargada de partículas no presenta más problema. No obstante, en aguas poco cargadas esta acción podría potenciarse mediante agitación a fin de evitar que los propios coloides interactúen preferencialmente y repeliéndose entre ellos mismos. Además, la dosis de cada producto a emplear será crítica en el proceso y propia para cada producto.

El segundo modo de acción, es el de *ser de puentes de enlace entre partículas*. En este caso los polielectrolitos aniónicos o no iónicos se fijan sobre sitios de adsorción de las partículas, enlazándose posteriormente cada unidad formada (Figura 1.4).

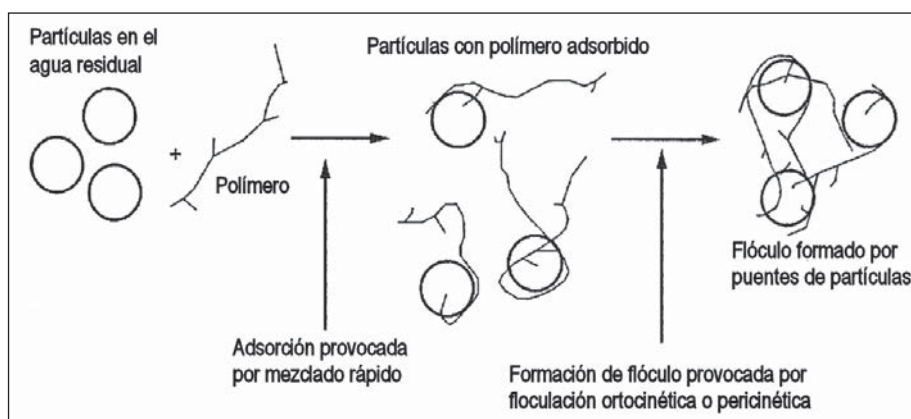


Figura 1.4. Formación de flóculos por adsorción entre coloides y polielectrolitos.

Al final el tamaño alcanzado por las partículas formadas posibilita que puedan ser fácilmente separadas del agua residual mediante sedimentación. Para que el proceso discorra adecuadamente debe existir una mezcla entre agua y producto a fin

de que se puedan formar los enlaces al cabo de pocos segundos. En el caso de sales metálicas, que se verán a continuación, la mezcla deberá ser más intensiva. Por el contrario, si la mezcla fuese demasiado enérgica se produciría la rotura de enlaces y partículas agregadas con un efecto negativo para el proceso.

La tercera forma de acción, denominada como *neutralización de carga y generación de enlaces* se observa al emplear polielectrolitos catiónicos de muy alto peso molecular. Por una parte neutralizan eficazmente la carga opuesta del coloide, y paralelamente, forman potentes puentes entre partículas.

Electrocoagulación

Se basa en la aplicación del electrón como reactivo químico coagulante. El uso del electrón es una tecnología limpia que evita el uso de reactivos químicos que generen subproductos.

El proceso convencional emplea electrodos de Al o Fe (que se constituyen como elementos catódicos del sistema) los cuáles son oxidados mediante la corriente eléctrica en el ánodo de un sistema de celda electrolítica.

Esta oxidación provoca la generación de oxihidróxidos (bien de aluminio o bien hierro) cuya acción se comentará a renglón seguido en el apartado siguiente.

Finalmente, en el cátodo del sistema electrolítico se produce la generación de hidrógeno molecular que puede provocar un fenómeno de electroflotación (Figura 1.5) de sólidos.

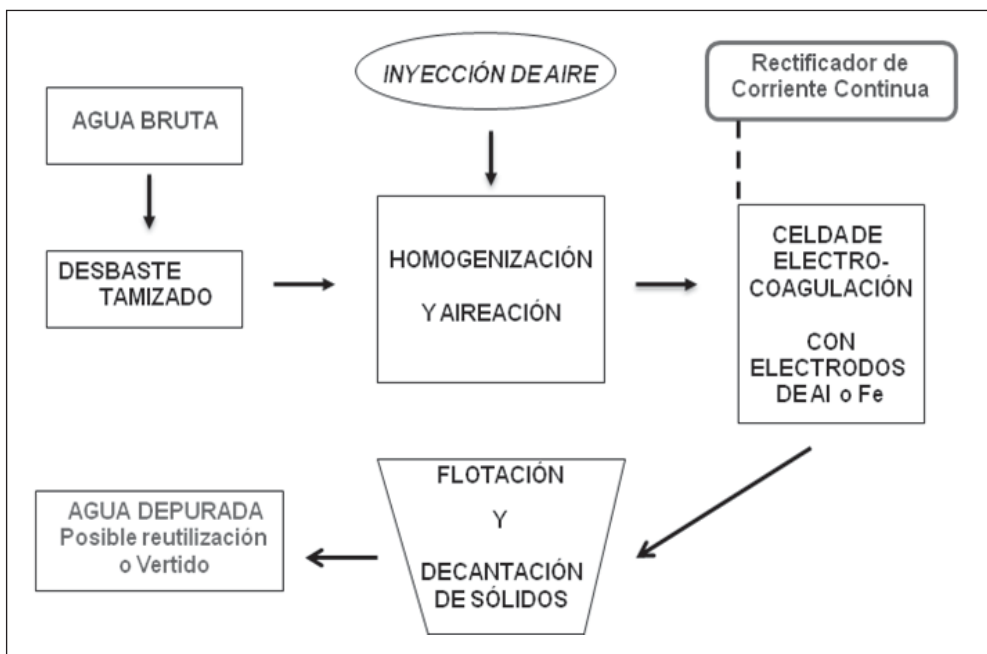


Figura 1.5. Esquema de un sistema típico de electrocoagulación.

COAGULACIÓN POR SALES METÁLICAS HIDROLIZABLES: EFECTO Y ACCIÓN

El proceso de coagulación mediante el uso de sales metálicas hidrolizables, particularmente sales de aluminio e hierro, es sensiblemente distinto y mucho más complejo que el desarrollado por el contrario iones y electrolitos. Como preámbulo indíquese que desde muy antiguo se conocía que la adición a un agua turbia o coloreada de sales de aluminio, y en general, de iones polivalentes, provocaba la precipitación de las sustancias colorantes o relacionadas con la turbidez del agua. En el orden práctico, esto se debe a la generación de hidróxidos insolubles de fácil decantación.

Varios factores intervienen en el proceso de coagulación-floculación y decantación: pH, salinidad del agua, turbidez y color, temperatura y tipo y dosis de coagulante añadido. Además, habrá de considerarse el tipo concreto de decantador usado, como se comentará en un apartado posterior.

Se dispone de varios reactivos industriales eficaces para coagulación y floculación de aguas (como se indicó más arriba): sulfato de alúmina, cloruro férrico, policloruros de aluminio, policlorosulfatos de aluminio y sales clorosulfatadas de aluminio e hierro son los más usuales, tanto en tratamiento como en depuración de aguas. Como fase previa a entender el proceso de coagulación por aluminio e hierro, hemos de familiarizarnos con la formación de productos de hidrólisis.

Formación de productos de hidrólisis

Cuando se añaden iones metálicos hidrolizables a un agua se forma un *complejo de coordinación* (un tipo de molécula química en la que un átomo central —cargado o no— se une a otros periféricos —o ligandos— mediante enlaces covalentes; consultar Bibliografía en Capítulo 9). En esta situación las moléculas de agua actúan como *ligandos* del metal central, estando este complejo de coordinación a su vez afectado por un equilibrio ácido-base. Considérese como ejemplo un complejo de coordinación genérico de un metal trivalente (en este caso cargado positivamente):



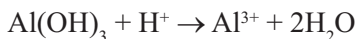
El complejo estará asimismo cargado positivamente. No obstante, si se añade mucha cantidad de reactivo alcalino al agua, podría formarse por sucesiva sustitución de moléculas de esta por grupos OH^- un ion negativo del tipo:



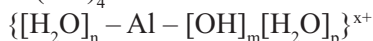
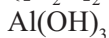
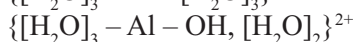
En un agua real (natural o residual) además de las moléculas de agua existen otros ligandos tales como iones OH^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , y NH_3 . Todos pueden unirse al ion central mediante enlaces covalentes.

Por otro lado, los hidróxidos metálicos ionizables, por ejemplo de aluminio, pueden redisolverse tanto en medio ácido como básico presentando lo que se denomina

carácter anfótero (es decir, comportándose como ácidos o como bases dependiendo del pH del medio):



De todo lo dicho se infiere que la química del comportamiento de iones como Al e Fe en un agua es sumamente compleja, y lógicamente, en un agua residual se complica aún más. Como aproximación a la cuestión, indíquese como ejemplo que la adición de aluminio a un agua genera una serie de equilibrios químicos interconectados que suponen la coexistencia, en función de los valores concretos del pH del medio, de las siguientes especies aluminosas, entre otras:



El último tipo de compuestos corresponden a polímeros entre moléculas de agua, iones hidroxilo y aluminio, con diferentes formulaciones. Entre los polímeros de Al, se han detectado hasta de 6 y 8 átomos de Al. A destacar compuestos en que se dan asociaciones entre unidades monoméricas del tipo de las anteriores unidas entre sí por grupos OH⁻.

Finalmente, si a esto sumamos la posibilidad de formar otros compuestos de coordinación con los demás ligandos presentes en un agua, la situación se volvería mucho más prolija desde el punto de vista químico.

De esta manera, en la coagulación mediante el uso de sales de Al e Fe, así como en la del propio proceso a escala industrial, influyen: tiempo de contacto reactivo-agua, temperatura del agua, concentración de la sal empleada, características químicas, conductividad y pH del agua, sin olvidar el tipo concreto de decantador que se emplee.

Acción de los iones metálicos hidrolizables

Este tipo de iones actúan sobre las partículas coloidales atendiendo a tres categorías (que pueden actuar solas o en paralelo):

- Adsorción y neutralización de carga.
- Adsorción y formación de puentes entre partículas.
- Incorporación a partículas floculadas.

La *adsorción y neutralización de carga* involucra la adsorción de especies metálicas hidrolizables mononucleares y polinucleares. También hay que tener aquí en

cuenta la neutralización de carga según se explicó para la acción de los contra-iones (especies no hidrolizables) frente a los coloides.

El proceso de *adsorción y formación de puentes entre partículas* involucra a especies polinucleares y poliméricas que al final forman puentes entre ellas. Una vez los requerimientos de adsorción y neutralización de carga del coloide son satisfechos por el coagulante, se produce la generación de precipitados hidróxidos, que requerirán de concentraciones adecuadas de metal para generar cantidades suficientes de flóculos hidróxidos susceptibles de ulterior precipitación.

Tras la macrofloculación se formarán considerables cantidades de partículas floculadas de rápida precipitación que a su vez actuarán sobre el resto de partículas en suspensión aunque no estén coaguladas. El efecto práctico de lo reseñado más arriba se puede visualizar en la Figura 1.6 observando el comportamiento de la turbidez de un agua sometida a tratamiento con sulfato de alúmina.

En la zona 1 hay un déficit químico de coagulante para desestabilizar totalmente los coloides, pero se da en alguna medida la reducción de carga superficial debido a la presencia de Fe^{3+} o Al^{3+} y algunas especies de hidrólisis mononucleares. En la zona 2 (con más aporte de coagulante) sí se ha producido una primera desestabilización de los coloides mediante la adsorción de especies de hidrólisis mono y polinucleares, y puede observarse floculación y sedimentación, por lo cual la turbidez del agua se reduce drásticamente.

En la zona 3, coincidiendo con un mayor aporte de coagulante, se observa cómo se invierte el proceso de la neutralización de la carga superficial de los coloides, motivada por la continua adsorción de especies de hidrólisis mono y polinucleares. Esto es así puesto que al cargarse las partículas coloidales positivamente es imposible su separación mediante floculación pericinéctica.

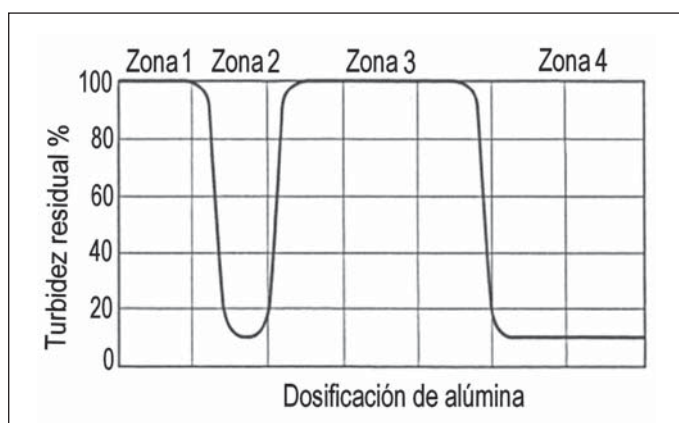


Figura.1.6. Evolución de la turbidez residual de un agua sometida a coagulación con alúmina.

Finalmente, en la zona 4, cuando se añade más coagulante al medio, se generan grandes cantidades de hidróxidos metálicos. Al producirse la sedimentación de los flóculos, los coloides también son separados gracias a su interacción con los propios

flóculos ya formados, con lo que se observa una fuerte reducción de la turbidez del agua y consiguientemente su clarificación. Dependiendo del tipo de coloides, del pH y temperatura del agua residual, se requerirán distintas dosis de coagulante dentro de cada una de las zonas de coagulación antes referidas.

Todo el proceso también viene influido por el tiempo de mezcla e intensidad de la misma. Así, para conseguir la desestabilización de las partículas coloidales mediante especies metálicas mono y polinucleares (cuya formación se da en fracciones de segundo) se requiere una mezcla inicial entre el agua residual y el coagulante rápida e intensa.

Solubilidad de sales metálicas

A fin de comprender todo el proceso de la coagulación mediante Al e Fe es útil considerar la solubilidad de las especies metálicas involucradas. Esto se recoge en la Figura 1.7 en la que se representa la concentración de diferentes especies químicas de Al (a) e Fe (b) disueltas en un agua en función del pH del medio.

Así, por ejemplo (Figura 1.7 (a)), para la especie química $[Al^{3+}]$ su concentración como especie disuelta, suponiendo en el medio solo el equilibrio " $Al^{3+} \leftrightarrow Al(OH)_3$ ", está definida por la ecuación

$$\log [Al^{3+}] = 10,8 - 3 \cdot pH$$

lo que indica que a un pH=6, existirían en el medio $10^{-7,2}$ moles de Al^{3+} .

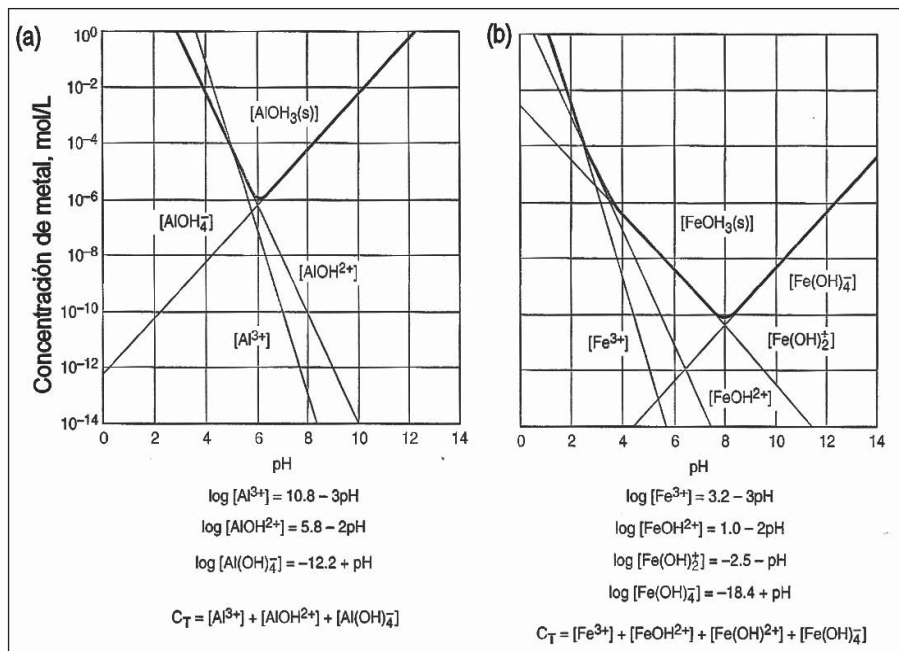
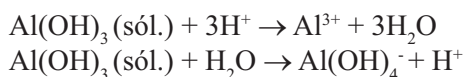


Figura 1.7. Concentración residual de Al (a) e Fe (b) frente al pH, en función de la solubilidad de sus especies químicas mayoritarias solubles y poco solubles (hidróxidos) (fuente: Metcalf y Eddy).

Por su parte, la zona de mínima solubilidad para todo el Al presente considerando todas las especies aluminosas solubles (es decir, Al^{3+} , AlOH^{2+} y $\text{Al}(\text{OH})_4^-$) corresponderá a la definida por la intersección de las tres líneas rectas de la figura (trazo grueso zona superior del apartado (a)): así, a pH 6 existirán unos 10^{-6} mol/L de Al, dándose aquí el óptimo de precipitación de especies aluminosas como la especie poco soluble, $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Similares consideraciones podrían hacerse en el caso del Fe (Figura 1.7 (b)): aquí la mínima solubilidad de todo el Fe presente (Fe^{3+} , FeOH^{2+} , $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, y $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$) se daría a pH=8, con una concentración total de unos 10^{-10} mol/L, siendo también el punto de máxima generación de hidróxido sólido de Fe con elevada facilidad de precipitación.

En todo caso, estas figuras recogen los correspondientes equilibrios químicos que se podrían dar entre las diferentes especies químicas mononucleares (un solo átomo de Al o Fe) que además podrían estar afectadas por equilibrios ácido-base, como por ejemplo en el caso del aluminio (en realidad, el hidróxido de aluminio y el ion aluminato):



En el caso del Fe, el pH de óptima precipitación se daría entre pH 7 y 9, con concentraciones residuales de metal del orden de 10^{-9} mol/L, y una concentración mínima de 10^{-10} mol/L a pH 8 como se indicó más arriba. Obsérvese que con estos datos, la precipitación de coloides con Fe daría mejor resultado que con aluminio al presentar, en principio, unas más bajas concentraciones de Fe residual que de al residual desde el punto de vista teórico.

Operativa para el uso práctico de sales metálicas hidrolizables

A pesar de la complejidad del proceso que estamos abordando, es posible una aproximación al comportamiento práctico de una disolución cuando a la misma se añaden sales metálicas de Al o Fe. En la Figura 1.8 se observa esta aproximación.

La Figura 1.8 presenta en su ordenada derecha dosificaciones de alúmina (mg/L) y en su ordenada izquierda solubilidades del Al disuelto (log de la concentración en mol/L). Todas las líneas de solubilidad de los productos aluminosos considerados (incluso un octámero de Al, el $[\text{Al}_8\text{OH}_{20}]^{4+}$), definen zonas comunes de corte entre ellas en las que se aprecian los mecanismos prácticos de precipitación de las especies poco solubles, que se denotan por las zonas punteadas de la figura. Así, se pueden observar zonas en que actúan mecanismos de adsorción-desestabilización, zonas de coagulación por barrido, zonas que conjugan barrido y adsorción, y finalmente, una zona de redisolución de coloides formados.

Dicho lo anterior, los principales reactivos comerciales empleados en coagulación industrial de aguas son los derivados del sulfato de alúmina, y del cloruro y sulfato férricos. En las Tablas 1.2, 1.3 y 1.4 se recogen, respectivamente, las ca-

racterísticas técnicas de los principales productos de los que se puede disponer en el mercado: sulfato de alumina (líquido y sólido), diversos polímeros orgánicos de aluminio y varias sales de hierro.

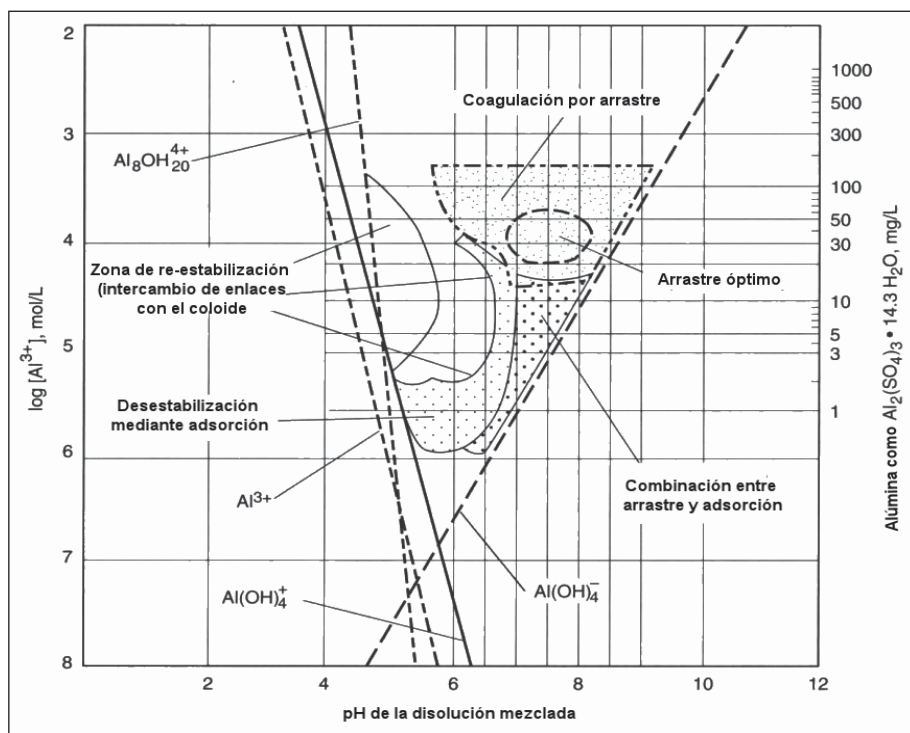


Figura 1.8. Estudio teórico de la solubilidad de Al en función de los equilibrios químicos de precipitación de sus especies químicas mayoritarias y del pH del medio, así como de la dosis de alúmina dosificada (fuente: Metcalf y Eddy).

Tabla 1.2. Características técnicas del sulfato de aluminio comercial.

	Líquido	Sólido
Aspecto	Amarillo-verdoso	Blanco-crema
% Al_2O_3	8,2-8,3	17-17,2
% Fe total (Fe_2O_3)	0,15-0,20	0,20-0,30
Densidad (g/cc)	1,335 (15°C)	0,91-0,97
Punto congelac. (°C)	-17	-
pH	2,40	3,50 (disol. al 1%)
% Insolubles	0,03	0,05-0,08
Fórmula	$Al_2(SO_4)_3 + 14H_2O$	$Al_2(SO_4)_3 + 14H_2O$
Peso molecular	594	594
% Riqueza prod. puro	48	98
Viscosidad	26 cps (15,5°C)	-

Tabla 1.3. Polímeros inorgánicos de aluminio: características técnicas.

	Policloruro	Policloruro	Policlorosulfato
Aspecto	Líquido incoloro	Líquido verdoso	Líquido amarillento
% Al_2O_3	9,5-10,1	18	10
%Fe tot., mg/L	25	-	0,02(%)
Densidad a 20°C (g/cc)	1,20	1,37	1,20
Punto cong. (°C)	-10	-15	-12
pH	2,35	1,60	2,70
Impurezas (metales, mg/L Pb); otros	-	-	<20 mg/L Cl^- :9,2%; SO_4^{2-} :2,9%
Fórmula	$[\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}]_x$	$[\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}]_x$	$[\text{Al}_n(\text{OH})_m(\text{SO}_4)_k\text{Cl}_{3n-m-2k}]_x$
Peso molecular	211,5 ($n=2$; $m=3$; $x=$)	211,5 ($n=2$; $m=3$; $x=$)	236,5 ($n=2$; $m=3$; $k=1$; $x=1$)
% Riqueza prod. puro	33	33	-
Viscosidad	-	-	25 cps (25°C)

De las dos variedades de sulfato de alúmina, suele emplearse preferencialmente el líquido puesto que evita los problemas derivados de la disolución previa del sólido antes de su dosificación.

Con respecto a los polímeros inorgánicos de aluminio, los policloruros también se suelen denominar usualmente como *polihidroxiclорuros de aluminio*, mientras que los policlorosulfatos, reciben asimismo el nombre de *polihidroxiclорosulfatos de aluminio*.

En este sentido, la experiencia práctica indica que los policloruros tienen un mayor efecto coagulante que el sulfato de alúmina convencional, eficacia que se potencia a medida que el contenido en sales y en sólidos en suspensión del agua a tratar, así como su temperatura, es más baja. Como contrapartida, también suponen un mayor coste económico.

Tabla 1.4. Coagulantes de hierro: características técnicas.

	Cloruro férrico	Sulfato férrico	Sulfato ferroso
Aspecto	Líquido amarillento	Líquido amarillento	Sólido verdoso
% Fe_2O_3	13,7	12,3	30
Densidad a 20°C (g/cc)	1,42	1,60	1,90
Punto congelación (°C)	-10	-15	-
pH	1,0	-	-
Impurezas	Trazas metales pesados	Trazas metales pesados	<20 mg/L (como Pb)
Fórmula	$\text{FeCl}_3 + 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	FeSO_4

	Cloruro férrico	Sulfato férrico	Sulfato ferroso
Peso molecular	162,2	399,7	151,9
% Riqueza prod. Puro	40	44	50,8
Viscosidad	12 cps (10°C)	60 cps (15°C)	-

Para finalizar este apartado, debe referirse que existen en el mercado sales poliméricas de hierro y aluminio, cuyas características no hemos recogido aquí puesto que no suelen ser empleadas habitualmente en el tratamiento industrial de aguas, sino para situaciones muy específicas. En muchas ocasiones se trata de “productos a medida” fabricados para afrontar problemas no usuales y concretos.

APROXIMACIÓN A LA COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN A ESCALA PRÁCTICA: DECANTACIÓN

Formalmente, podemos distinguir dos tipos de partículas que pueden separarse vía decantación: *partículas granulares* y *partículas floculadas*. Las primeras decantan independientemente unas de otras, sin interaccionar, siendo su velocidad de decantación función directa de su masa, e indirecta del número de Reynolds del fluido (agua).

Para que una partícula discreta decante, su velocidad de sedimentación habrá de superar a la velocidad ascensional del agua. Estos aspectos permiten un tratamiento matemático útil para el diseño de decantadores industriales de aguas. En este sentido, la decantación de partículas discretas sigue una secuencia lineal de velocidad constante (Figura 1.9, I).

Dependiendo del tamaño (o densidad) concreta en la figura se recogen dos casos (1) y (2) en que la línea de decantación exhibe pendiente distinta.

Con relación a las partículas floculadas (conseguidas mediante adición al agua de coagulantes y/o floculantes) experimentan diversas interacciones entre ellas, aglutinándose vía coalescencia y depositándose con una velocidad creciente por fenómenos de arrastre; a este proceso se lo denomina “sedimentación difusa”. En la Figura 1.9, apartado II, también se representan dos casos de partículas de diferente tamaño (1) y (2), que decantan con distinta velocidad.

Llegado este punto, debe comentarse la “sedimentación en pistón” o frenada de partículas floculadas, que, sin entrar en más detalles supone el máximo de interacción entre partículas: al comienzo del proceso se experimenta una mínima sedimentación (zona 1-2 de la figura, apartado III), la cual se incrementa exponencialmente al poco tiempo por arrastre forzado entre partículas (zona 2-4), sedimentación que se va frenando al principio de forma gradual (zona 4-5) para hacerlo drásticamente después (zona 6 de la Figura 1.9, apartado III).

Una vez tratado extensivamente el tema de los coagulantes, debe indicarse que respecto a los reactivos floculantes (también denominados como *ayudantes de floculación* o *coadyuvantes*) que además de las poliacrilamidas (usadas mayoritariamente) de carácter no iónico o ligeramente aniónico y las polidacmas –un tipo de almidones modificados reservadas para potabilización de aguas– o las poliacrilamidas de

carácter catiónico para depuración, también cabe citar como muy empleada (si bien ha caído en desuso) a la sílice activada obtenida *in situ* por reacción entre silicato sódico y ácido sulfúrico.

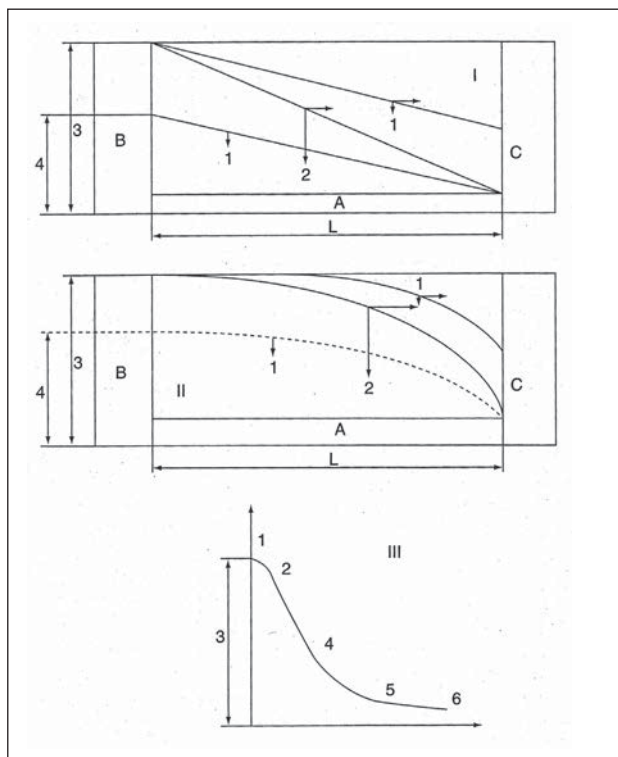


Figura 1.9. Estudio teórico de la sedimentación de partículas: (I) partículas discretas; (II) partículas floculadas; L, longitud del decantador; 3, altura inicial de las partículas frente al fondo; C, altura final de las partículas. (III) sedimentación en pistón.

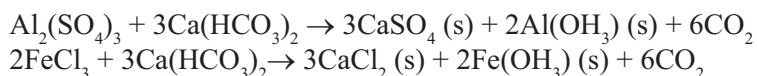
A escala industrial, los procesos de coagulación-floculación y decantación subsiguiente se consiguen en la práctica en los denominados “decantadores”. Un decantador es un sistema que está dotado de tres elementos típicos:

1. Una zona de adición de reactivos, en que por turbulencia y/o agitación rápida se provoca la completa e íntima mezcla entre el agua a decantar y el reactivo químico dosificado.
2. Una zona donde existe una cierta estabilidad del agua y el régimen ya no es turbulento, para que se produzca el fenómeno de floculación o crecimiento de macro-flóculos susceptibles de decantación.
3. Finalmente, una zona de decantación o sedimentación, en donde en función de las distintas velocidades ascensionales, o lo que es igual, de la diferente densidad entre los flóculos (pesados) y el agua relativamente libre de flóculos (menos densa) se produce el “ascenso” del agua decantada y clarificada, que

se recoge desde la superficie del decantador, acumulándose por su parte el fango en la zona inferior, desde donde son retirados periódicamente desde el fondo del equipo.

Ya se dijo antes que la coagulación consiste en dosificar un producto a un agua capaz de neutralizar la carga de los coloides y comenzar la formación de un precipitado. Como ampliación al tema, además de esta acción los coagulantes también reaccionan con la alcalinidad de un agua, posibilitando la formación de carbonato cálcico o hidróxido de magnesio entre otros.

Las reacciones químicas provocadas por los dos coagulantes probablemente más aplicados en tratamiento de aguas, sulfato de alúmina y cloruro férrico, son¹:



Obsérvese que la teórica formación de hidróxido de aluminio o férrico no se detendría sino que proseguiría para generar polímeros de aluminio e hierro con mayor capacidad coagulante que los simples hidróxidos. De cualquier forma, las dosis generalmente aplicadas de estos dos reactivos en tratamiento (potabilización) de aguas se mueven entre 10 y hasta 100 g/m³, en función de calidad del agua bruta (color, turbidez, pH, temperatura, contenido salino, etc.) mientras en depuración de aguas suelen ser apreciablemente superiores, pudiendo incluso superar los 500 g/m³.

La dosis óptima de coagulante pasa por la realización de ensayos de nivel de laboratorio o *jar-test*. En estos, se dispone de un sistema de agitación (en general mediante varillas acabadas en aspas en su extremo inferior) insertas en una serie de vasos de precipitados de un litro de forma alta. Se dosifica el reactivo en dosis crecientes, y se observa la calidad obtenida tras la coagulación después de un determinado tiempo normalizado (véase al respecto el Capítulo 7).

Por otro lado, cada vez se emplean más en grandes estaciones de tratamiento equipos automáticos que en función de la variación del potencial Z (o magnitudes relacionadas) de un agua, ajustan en continuo la dosis óptima de coagulante a dosificar. A estos equipos se los suele denominar *medidores de corriente circulante*.

Iguales consideraciones (*jar-test* o *medidores de corriente circulante*) pueden comentarse para la obtención de las dosis prácticas de ayudantes de floculación.

Dicho esto, citemos que existen dos tipos de decantación: *estática* y *dinámica*. En el primer caso, se usan depósitos o estanques de fondos inclinados para favorecer la recogida de los fangos, depósitos que se pueden llenar intermitentemente con el agua a decantar manteniéndolos un determinado tiempo en reposo. Después de éste, se recoge el agua desde un nivel superior al ocupado por los fangos decantados. Estos equipos no se usan en la actualidad más que en circunstancias excepcionales o en instalaciones provisionales.

Esta variedad de decantación, arcaica desde la óptica de su operatividad industrial, plantea asimismo los inconvenientes de que su producción de agua tratada es

¹ (s), producto sólido o poco soluble, en adelante en el texto.

mínima, su rendimiento deficiente a no ser que el agua bruta de origen tenga alta calidad y de que para poder ser operada en continuo, y a fin de que la velocidad de sedimentación fuera efectiva (es decir, superior en valor absoluto a la velocidad ascensional del agua) se requerirían vastas superficies de construcción, prohibitivas en la sociedad actual. Además, su rendimiento se resiente mucho ante pequeños cambios de caudal de alimentación y temperatura del agua (esto también ocurre, si bien muy atenuado, para los decantadores dinámicos).

Para terminar este punto, si el decantador estático operase con adición de reactivos, se debería contar con un mezclador de agua en donde se produjese el aporte y mezcla de aquéllos con el fluido a tratar. Estos mezcladores o tanques de reacción en esencia son depósitos de dimensiones sustancialmente más pequeñas que el decantador, provistos de sistemas para agitación del agua, en general mediante turbinado.

En todo caso, la decantación útil y aplicada actualmente en cualquier estación de tratamiento o depuración, es la *decantación dinámica*, que de principio opera en continuo y mejora ostensiblemente la floculación. Como nota distintiva con relación a la anterior, los decantadores dinámicos suelen incorporar un *reactor* o parte más o menos definida en donde se produce la verdadera floculación y comienzo subsiguiente de la precipitación de sustancias.

Este tipo de aparatos, en general cilindro-cónicos tienen una zona central cilíndrica o *torre* en que se inyecta el agua con reactivos por su parte superior, descendiendo el flujo hidráulico hacia el fondo campaniforme de la torre, y permitiendo de este modo que los fangos se queden retenidos en el fondo del decantador, mientras el agua ya clarificada emigraría preferencialmente hacia la parte superior en donde se recogería. Nótese que en estos decantadores todo el fango producido se evacúa. Este tipo de equipos se usan en la precipitación del contenido salino del agua, eliminación de dureza, sulfatos, etc., así como también en estaciones de tratamiento antiguas.

Sin embargo, los decantadores dinámicos más empleados en el presente son los de *contacto de fangos*: es decir, aquellos en que se reutiliza parte del fango ya formado, que se mantiene junto al agua del decantador a fin de favorecer la formación de nuevos fangos. En este sentido, si el fango procede de la adición de coagulantes será un fango fundamentalmente de hidróxidos metálicos y por tanto, inorgánico, mientras que si se trata de decantación biológica el fango consistirá en un cultivo biológico.

La *reutilización* de fangos, con abstracción de su origen, permite mejorar el funcionamiento del decantador para favorecer la formación de nuevos fangos, aumentar el rendimiento del proceso y reducir en su caso el aporte de reactivos químicos de coagulación-floculación.

Ligado a lo anterior, nota distintiva de los modernos decantadores con recirculación de fangos es la de incluir en su diseño, lógicamente, una zona de interacción de agua y reactivos con los fangos antiguos o recirculados. En este sentido, el decantador contará con las tres zonas operativas (*reacción, mezcla de agua y fangos, y sedimentación*) ya comentadas en un punto anterior.

La eliminación de los fangos excedentarios de decantación puede abordarse por diversos sistemas denominados genéricamente como *purgas* de decantación. Pueden

ser mediante descarga forzada o no forzada en función del nivel de las tuberías de desagüe respecto a la lámina total de agua y de fango en particular. Estas tuberías han de poseer, como es lógico, válvulas de apertura, cierre e incluso de regulación de caudal, operadas bien neumática bien eléctricamente.

En general, la acumulación de fangos se dirige hacia unas partes especiales del equipo, que se denominan *concentradores de fangos*, con estructura más o menos cónica, sobre las cuáles a menudo se colocan láminas inclinadas para favorecer el descenso de los fangos y evitar su ascenso incontrolado e indeseable. Este es el principio de los *decantadores lamelares* que se describirán después. Otra forma de descargar fangos es mediante bombeo cuando debe salvarse un desnivel, es decir, cuando la evacuación final está situada a cota piezométrica superior de la de evacuación del fango.

Finalmente, en la mayoría de los decantadores empleados en depuradoras se aplican sistemas de barrido mecánico de fangos tanto en superficie como en profundidad. Esto es debido a que los fangos de depuración, biológicos, suelen ser poco densos y tienden a acumularse en superficie cuando están suficientemente frescos.

Decantadores típicos en tratamiento de aguas suelen ser los *Accelator* o *Circulator* (nombres comerciales) sujetos a amplias variaciones en su estructura y operativa. No obstante, suelen ser circulares, con una parte central en general de disposición tronco-cónica invertida o cilíndrica, en la que entra el agua a tratar ya con el reactivo dosificado en su caso (Figura 1.10).

En esta zona de *reacción* (zonas E-F en la Figura 1.10) se desarrolla el proceso químico entre agua y coagulante y/o floculante; aquí, además, se inserta una turbina que agita lentamente la mezcla (D). Posteriormente, el agua pasa a una zona de clarificación (G) donde el régimen se estabiliza y se posibilita la separación del fango hacia el fondo del aparato, recolectándose el agua clarificada por la parte superior (B).

Los *Accelator* poseen una zona intermedia entre la de mezcla y la de sedimentación, con lo cual el proceso se optimiza (véase en la Figura 1.10, derecha, los vertederos de salida del agua decantada).

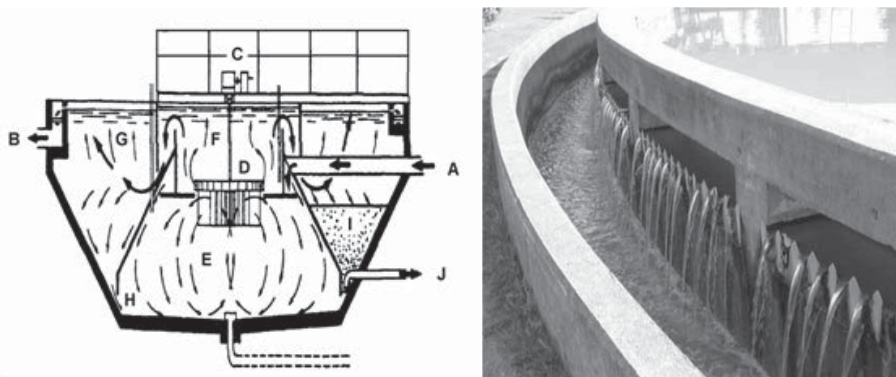


Figura 1.10. Esquema de un *Accelator* (izquierda); detalle de vertederos de recogida agua decantada (derecha).

Obsérvese que por la parte inferior, existen unas *ventanas* de entrada del fango a recircular (detalle H) desde los concentradores (detalle I) siendo la recirculación también accionada por la turbina. Además, la conexión entre las zonas hidráulicas del aparato se lleva a cabo tanto por la parte inferior como por la superior

Parámetro crítico de funcionamiento de estos decantadores es la velocidad de agitación de la turbina central que dirige, en realidad, la tasa de recirculación de fangos.

Las velocidades de turbinado suelen oscilar, en general, entre 0,5 y 2 minutos por revolución, y no deben ser ni demasiado bajas como para provocar la sedimentación indeseada del fango, ni demasiado altas como para que la floculación inducida por el fango antiguo sea inapreciable, e incluso que se lleguen a romper los flóculos antiguos ya formados.

La Figura 1.11 presenta una panorámica de un decantador industrial de recirculación de fangos con retirada de fangos por el fondo, mientras que la Figura 1.12 presenta la de un decantador también de recirculación de fangos, pero con retirada de fangos tanto por el fondo como a media altura.



Figura 1.11. Decantador *Accelerator* ETAP-EMACSA (Córdoba).



Figura.1.12. Decantador EDAR-EMACSA (Córdoba).

Obsérvese en la Figura 1.12 el puente radial de movimiento periódico circular (estructura rectangular en el centro de la figura) que posibilita la retirada efectiva de fangos al mover solidariamente al mismo, una serie de tubos de succión que se encuentran accionados por sus correspondientes sistemas de bombeo.

Otro tipo muy empleado de decantadores dinámicos son los de *lecho de fangos*, que también aplican el principio de la reutilización de fangos antiguos para mejorar el proceso. Suelen ser rectangulares en este caso y en ellos, la entrada de agua se produce desde el fondo del aparato, distribuyéndose homogéneamente desde aquí mediante un sistema inferior de emparillado de tubos.

El agua y los reactivos deben inexcusablemente atravesar un *lecho o colchón de fangos* existente en el fondo del decantador lo que provoca una mayor producción a su vez de nuevos fangos. Un ejemplo típico de este sistema es el *Pulsator* (nombre comercial) (véase Figura 1.13).

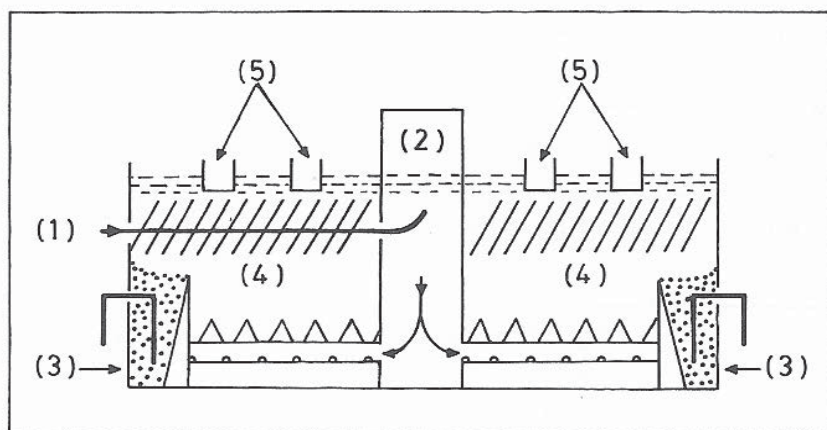


Figura 1.13. Esquema de un decantador Pulsator lamelar.

El agua entra por (1) hacia una torre central (2) que se va llenando paulatinamente al hacer el vacío en ella hasta alcanzar un determinado nivel (superior en 1 a 2 m la lámina de agua libre en el decantador). En este momento, la torre se pone a la presión atmosférica provocando la salida del volumen de agua almacenado en una *pulsación* periódica que la impulsa a través de los tubos distribuidores del fondo (obsérvense los *elementos tranquilizadores triangulares* en su parte superior para evitar turbulencias del agua) alcanzando tras un determinado tiempo hidráulico la superficie del decantador, por donde se recoge el agua tratada mediante unas canaletas al efecto (5). El fango excedentario se retira desde unos conos de acumulación de fangos o concentradores (3).

Finalmente, indíquese que en estos decantadores debe optimizarse acompañándose el tiempo de llenado y el de vaciado de la torre central, a fin de conseguir los rendimientos más adecuados.

Cualquiera de los dos tipos de decantadores dinámicos reseñados suele operar con velocidades ascensionales del orden de 3-5 m/h (la velocidad ascensional *prác-*

tica se calcula del cociente entre el caudal de tratamiento, en m^3/h , que alimenta al decantador y su superficie útil expresada en m^2 , véase Capítulo 7).

Decantación lamelar

Una forma de mejorar sensiblemente el rendimiento de decantación, que en realidad mide fundamentalmente la reducción de color, turbidez (o sólidos en suspensión totales) y materia orgánica, lograda con respecto al agua bruta, es la de aplicar el principio de la *decantación lamelar* (véase Figura 1.14).

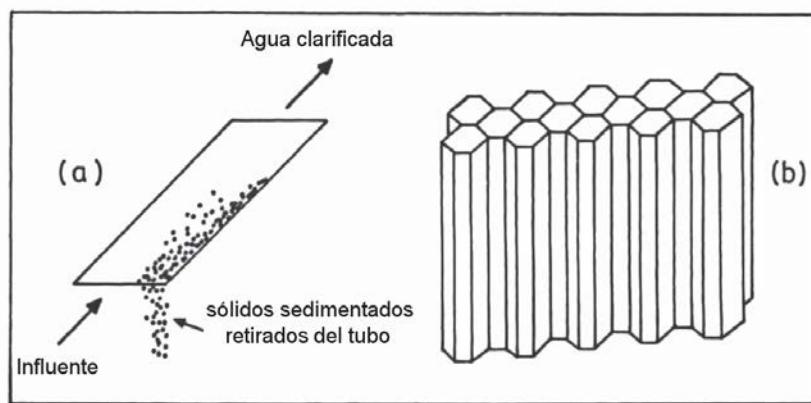


Figura 1.14. (a) detalle interno de un canal lamelar; (b) conjunto de lamelas hexagonales.

El *efecto lamelar* es un método de separación de partículas desde una suspensión que fluye entre láminas o *lamelas* inclinadas un determinado ángulo respecto a la horizontal. De este modo, las partículas sedimentan más fácilmente al poder deslizarse a través de estas láminas hacia el fondo del aparato, favoreciéndose la clarificación del influente. En la anterior Figura 1.13, parte superior, puede apreciarse un sistema de lamelas instalado en el decantador de lecho de fangos (detalle (4)).

La sedimentación lamelar responde a tres categorías según que sea la trayectoria del fango que se desliza y del agua clarificada: (a) *contra-corriente*; (b) *perpendicular* y (c) *a favor de corriente*. Estas variaciones posibilitan una amplia gama de equipos disponibles. La eficacia de sedimentación de un sistema lamelar es proporcional a la proyección horizontal de sus unidades lamelares consideradas individualmente. Este parámetro puede ser determinado de la siguiente ecuación:

$$A = L \cdot B \cdot \cos \alpha$$

donde “A” es el área total de sedimentación, “L” la longitud de las lamelas, “B” su anchura y “ α ” el ángulo de inclinación de las lamelas respecto a la horizontal.

Las lamelas más efectivas son las tubulares cilíndricas o las hexagonales (en forma de *panal de abejas*) que presenten un ángulo de inclinación comprendido entre

35° y 60° y un diámetro interno óptimo comprendido entre 25-50 mm. El *sistema lamelar* incrementa la velocidad ascensional hidráulica hasta un 50% con relación a un decantador dinámico convencional, lo que supone velocidades superiores a 6-7 m/h e incrementos notables del caudal de tratamiento del decantador.

La Figura 1.15 presenta la panorámica de un decantador industrial lamelar de lecho de fangos instalado en una estación potabilizadora de aguas, si bien el diseño para depuradoras es técnicamente similar.



Figura 1.15. Pulsator Lamelar-EMACSA (Córdoba).

Electrocoagulación

Para finalizar este apartado se puede hablar de los sistemas de electrocoagulación, que se comentaron anteriormente, compuestos por una celda electrolítica con electrodos de Al o Fe a los que se aplica una corriente eléctrica que genera iones metálicos cargados e hidrógeno.

Las ventajas de este sistema son:

- Mínima cantidad de reactivos.
- Baja producción de fangos.
- Efectiva eliminación de materia orgánica y compuestos refractarios.
- Incremento del pH del agua favoreciendo la decantación de hidróxidos metálicos.
- Alta eficacia con corrientes eléctricas y tiempos de tratamiento aplicados bajos.
- Efectividad con aguas poco cargadas.
- Menor coste de implantación y mantenimiento que con los sistemas convencionales.

PRECIPITACIÓN QUÍMICA

Los procesos de precipitación responden a procesos de índole puramente química que discurren a través de reacciones químicas definidas y en la mayoría de las ocasiones que se suelen cumplir estequiométricamente, con la validez que esto supone de cara a su aplicabilidad industrial.

Discurren por adición de compuestos químicos a un agua con lo que se generan compuestos poco solubles de fácil decantabilidad. Se han empleado tradicionalmente para mejorar la eliminación de sólidos en suspensión y carga orgánica, así como para eliminación de nitrógeno, fósforo y metales pesados (en la Figura 1.16 se presenta un esquema de un tratamiento integral de depuración con precipitación química) compuesto de:

Tamizado inicial del agua, coagulación-floculación, decantación, recarbonatación del agua decantada, filtración sobre arena, adsorción sobre lechos de carbón activo granular, y cloración final.

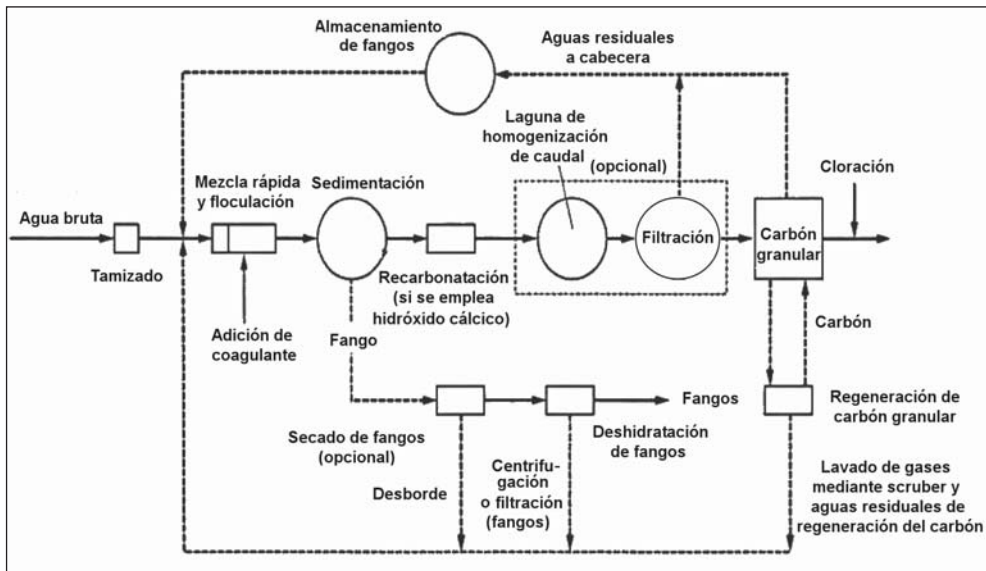


Figura 1.16. Esquema de una depuración integral de aguas residuales con tratamiento químico (fuente: Metcalf y Eddy).

La planta también dispone de sistemas accesorios de regeneración de carbón granular agotado y tratamiento de fangos producidos mediante espesamiento y secado.

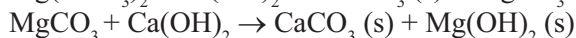
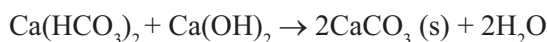
Los principales compuestos químicos usados, bien solos o en conjunción de otros, en precipitación convencional son:

1. *Alúmina.* La reacción química global que ocurre en un agua al adicionar este reactivo es,

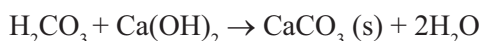


siendo el hidróxido de aluminio un precipitado gelatinoso que arrastra otros materiales presentes. El proceso también discurriría de forma similar con cloruro de aluminio.

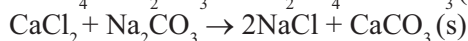
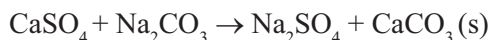
2. *Cal.* Bien en forma de cal (hidróxido) o de óxido (CaO) la reacción química puede esquematizarse como,



En realidad habría que considerar además el ácido carbónico libre del agua que también consumiría reactivo.



3. *Carbonato sódico e hidróxido sódico*

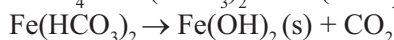


Este proceso es capaz de actuar fundamentalmente sobre la dureza no carbonatada de un agua, que se suele deber a sulfatos y cloruros, si bien en este caso la concentración de estos dos aniones permanece esencialmente invariable, transformados ahora en sales sódicas de alta solubilidad. Lo que se elimina, pues, es de nuevo el contenido cálcico.



En este caso, además de reducir la dureza carbonatada, se genera carbonato sódico, que puede a su vez proseguir la reacción precipitando la dureza debida a sulfatos y cloruros presentes en el medio: se trata de un proceso de desendurecimiento integral de buenas prestaciones prácticas y económicas.

4. *Sulfato ferroso.* Si el agua contiene suficiente alcalinidad se puede usar solo el sulfato,

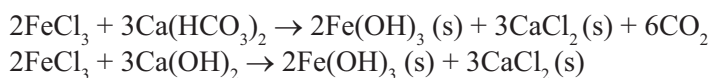


Caso de que exista poca alcalinidad en el agua a tratar se dosificaría conjuntamente cal con la sal de hierro,

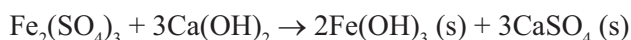


Además, el hidróxido ferroso formado se puede oxidar espontáneamente en presencia de oxígeno a hidróxido férrico más insoluble. Esta situación no es común a todas las aguas residuales teniendo en cuenta su situación de déficit de oxígeno cuando llegan a una EDAR.

5. *Cloruro férrico*. También ocurre como en el caso anterior y dependiendo de la alcalinidad se adicionaría el producto solo o con cal,



6. *Sulfato férrico y cal*.



El rendimiento de la precipitación química directa (sin tratamiento previo) depende de la dosis aplicada, de los tiempos de mezcla, y del control efectivo llevado a cabo. Normalmente pueden eliminarse hasta el 80-90% de sólidos en suspensión, el 50-80% de DBO_5 y un 80-90% de bacterias, si bien es crítico el ajuste de dosis mediante la realización de jar-test frecuentes. Este proceso se encuentra más extendido en depuración de aguas industriales usadas que en depuración de aguas domésticas.

Cuestión interesante cara a la explotación es el cálculo de la generación de fangos, lo que puede hacerse aplicando las reacciones químicas indicadas más arriba.

Finalmente, los decantadores empleados para precipitación química deben de tener una relación de decantación normalmente comprendida entre 1,25 y 3,75 m^3/h de caudal por cada m^2 de superficie útil.

ELIMINACIÓN DE FÓSFORO MEDIANTE PRECIPITACIÓN QUÍMICA

El fósforo de un agua residual se encuentra englobado en: (a) los sólidos en suspensión; (b) compuestos inorgánicos y orgánicos disueltos; y (c) en materiales biológicos (microorganismos).

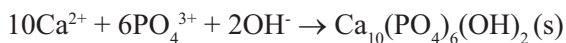
Para considerar este proceso, comentaremos varios aspectos de interés: aspectos químicos del proceso, estrategias para eliminación de P, eliminación de P empleando sales metálicas y polímeros, y finalmente, su eliminación empleando cal.

Química de la precipitación del fósforo

La adición a un agua de sales metálicas de calcio, aluminio o hierro, genera la producción de fosfatos débilmente solubles, y consiguientemente, con facilidad de precipitar. También se pueden emplear polímeros en unión de alúmina y cal. Dado que la química de la precipitación de fósforo con calcio es diferente a la del aluminio e hierro, serán tratadas aparte.

Precipitación de P con calcio

El calcio añadido, en forma de hidróxido cálcico, reacciona primero con la alcalinidad del agua para generar carbonato cálcico insoluble (como se ha visto más arriba). Posteriormente, al incrementarse el valor de pH por encima de 10 se produce la formación de hidroxiapatito insoluble:

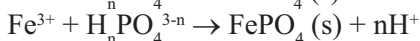
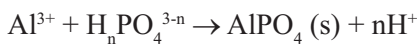


Dado que la fase primera del proceso es la eliminación de alcalinidad, la dosis a aplicar para eliminar P dependerá en la práctica de este factor más que del contenido concreto en P del agua residual.

Generalmente, como etapa final del proceso, se debe proceder a la remineralización del agua tratada antes de su vertido o posterior reutilización, mediante la adición de dióxido de carbono habitualmente, dado su bajo valor de pH.

Precipitación de P con aluminio y hierro

Las reacciones químicas involucradas son formalmente idénticas:



No obstante, en el proceso químico existen muchas reacciones paralelas que lo dificultan como son la alcalinidad del agua, el pH, la presencia de elementos traza y los ligandos presentes. Esto hace que las simples reacciones químicas no sirvan para determinar la dosis práctica, sino que se necesite de ensayos de jar-test, especialmente cuando una precipitación eficaz también requiera la acción de polímeros o se empleen más que la propia alúmina, sales inorgánicas poliméricas de aluminio.

Estrategias para separación del fósforo

La eliminación práctica de fósforo de un agua residual puede abordarse en diferentes ubicaciones de la depuradora dando lugar a las estrategias de *pre-precipitación*, *co-precipitación* y *post-precipitación* (de ello se hablará en un punto posterior más extensamente):

- *Pre-precipitación*, llevada a cabo en sedimentación primaria, con lo que el P queda englobado en los fangos primarios.
- *Co-precipitación*, llevada a cabo a lo largo del tratamiento biológico, la adición de coagulante se puede aplicar al efluente de sedimentación primaria, al licor de mezcla (fangos activados) o al efluente del tratamiento biológico antes de llegar a decantación secundaria.
- *Post-precipitación*, en que se trata el efluente de la decantación secundaria, con lo que se requerirían sedimentadores emplazados tras los anteriores (véase Figura 1.17).

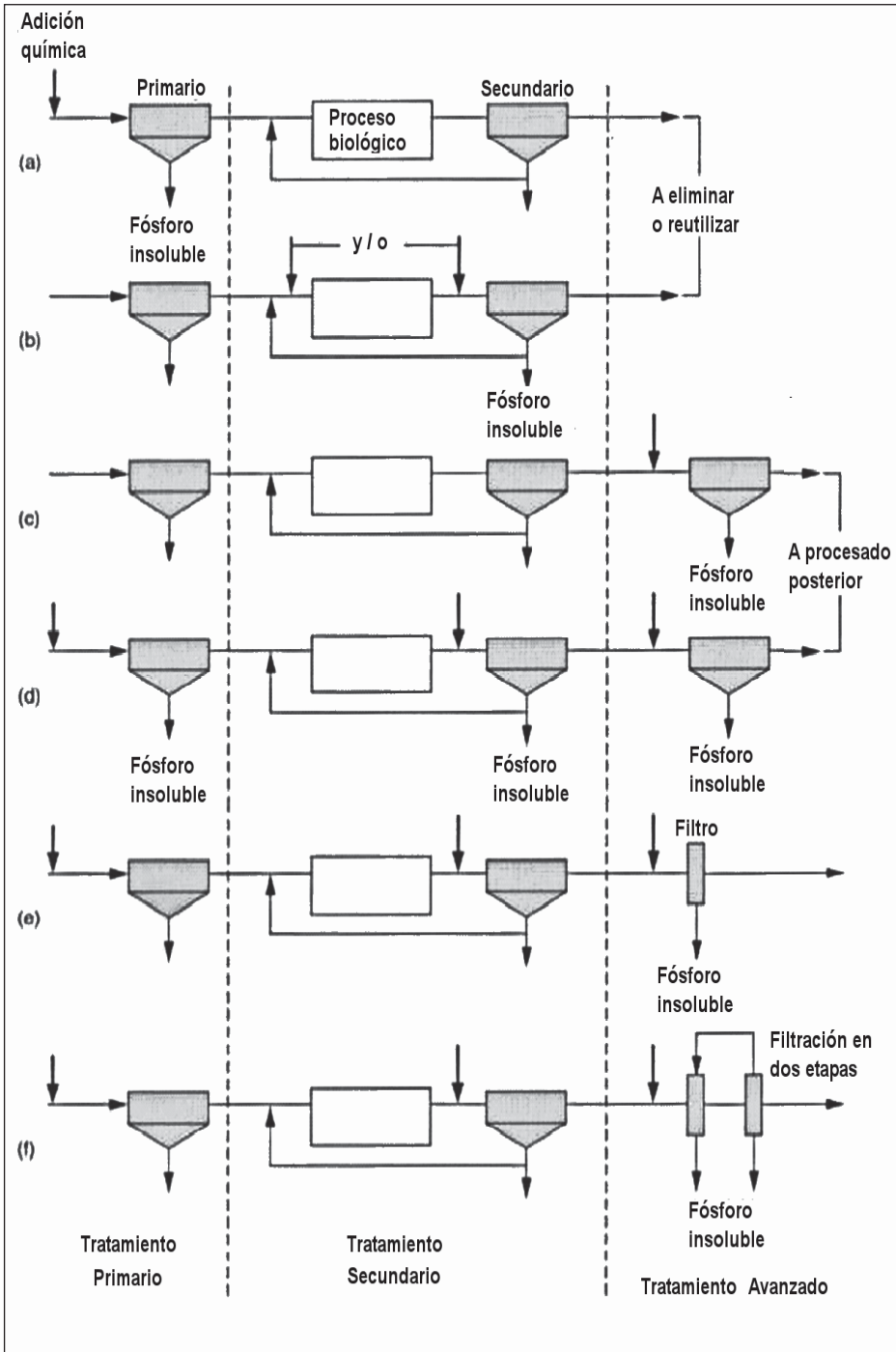


Figura 1.17. Implementación de estrategias válidas para eliminación de P de un agua residual: (a) pre-precipitación; (b) co-precipitación; (c) post-precipitación; (d), (e) y (f) estrategias combinadas (fuente: Metcalf y Eddy).

Empleo de sales de Al e Fe

Pre-precipitación

La adición de sales metálicas en sedimentación primaria, provoca la eliminación de algún contenido en nitrógeno, pero no de amonio. Además podría reducir la carga orgánica hasta el punto de favorecer la nitrificación.

Por otro lado, el Al y el Fe añadidos a un agua residual reaccionan con los ortofosfatos y polifosfatos presentes así como con el fósforo orgánico los cuáles son separados mediante fenómenos de adsorción sobre los flocúlos ya formados.

En función de la DBO_5 y los sólidos en suspensión presentes en el agua se puede conseguir una buena aproximación a la cantidad de alúmina necesaria y al rendimiento esperable del proceso. Así, para lograr reducciones del P inicial entre el 75% y el 95%, se pueden emplear relaciones molares de dosificación de aluminio comprendidas entre 1,4 y 2,3 el contenido en moles de P. Se recomienda el uso de ayudantes poliméricos de floculación para mejorar el proceso, así como el empleo de una fase de remineralización hasta alcanzar valores de pH 5-7 cuando se tratan aguas con baja alcalinidad.

Finalmente, caso de emplear Fe, se suele adicionar como cloruro férrico siendo operativas relaciones molares de Fe a P superiores a 2,5 para conseguir eliminaciones de P superiores al 90%.

Co-precipitación

En el caso de *dosificar coagulante a la llegada al tratamiento biológico o en los tanques de aireación*, la eliminación de P discurre mediante una combinación de fenómenos de precipitación química, adsorción, cambio iónico y agregación sobre partículas en suspensión.

Teóricamente la mínima solubilidad de fosfato de aluminio se da a pH 6,3, y la de fosfato férrico a pH 5,3. No obstante, las tasas de eliminación práctica permiten trabajar a pH 6,5-7,0, que es el habitual del agua en tratamiento biológico. El empleo de sales ferrosas (Fe^{2+}) sólo rinde buenos resultados a altos valores de pH.

En otro orden de cosas, para aguas de baja alcalinidad debe emplearse cal, junto a alúmina o sales férricas para conseguir mantener el valor de $pH > 5,5$. Se recomienda el uso de polímeros junto al coagulante, y el rango de empleo expresado en tasas molares está entre 1 y 3 de contenido en metal frente a fósforo a adicionar.

Post-precipitación

Otra opción disponible sería el dosificar sal metálica al efluente de la decantación secundaria, cuando la primera opción provocase una sobreproducción de fangos en tratamiento biológico que afectase negativamente a la propia decantación secundaria. En este caso las dosis molares de metal a fósforo se mantendrían para concentraciones de P influente superiores a 0,5 mg/L, siendo por el contrario mucho más

altas para concentraciones más bajas de P y requiriendo la posterior filtración del agua tratada.

Cuando se aplican polímeros, la dosificación podría hacerse junto a la de coagulante, en un mezclador aparte, o en un canal de aireación, siendo operativos tiempos de mezcla de 10 a 30 s, fuera del rango de los cuáles el rendimiento caería sensiblemente.

Empleo de Cal

Si bien se empleó durante mucho tiempo, el uso de cal para eliminación de P está actualmente en desuso debido a:

- Sobreproducción de fangos con respecto a las sales metálicas, con una problemática paralela ligada a la posterior gestión de los fangos generados y su potencial calificación como residuos peligrosos.
- Problemas ligados al almacenamiento, manipulación y dosificación del producto, que dada su alta higroscopicidad se suele apelmazar y compactar indeseablemente.

En todo caso el control del proceso requiere establecer el rendimiento perseguido y la alcalinidad inicial del agua residual a tratar. Se recomienda la realización de *jar-test*. El empleo de cal puede hacerse en los decantadores primarios (pre-precipitación) o en el agua salida de decantación secundaria (post-precipitación).

Si se procede a la recuperación de la cal existente en los fangos producidos, esta se llevaría a cabo mediante calcinación en horno a 980°C, práctica que transforma el carbonato cálcico en óxido de cal, reutilizándose el 15% aproximadamente del CO₂ producido en el proceso para la recarbonatación y ajuste de pH del agua tratada.

Pre-precipitación

Así se consigue eliminar del orden del 65-80% del P inicial, tanto para procesos de baja dosificación como de alta dosificación de cal. Al emplear cal se genera hidroxapatito poco soluble, lográndose residuales del orden de 1 mg/L de P en el agua tratada para bajas dosificaciones.

El proceso con altas dosis, requiere llegar hasta pH de 11. En los dos casos se necesitaría la recarbonatación del efluente antes de pasar al tratamiento biológico puesto que valores de pH superiores a 9-9,5 podrían provocar problemas en aquél por una baja actividad biológica asociada en el fango activo.

Cuando el agua se somete a filtración con adición de la cal al influente al filtro, no suele requerirse recarbonatación.

Finalmente, las dosis usuales de tratamiento para procesos de bajas dosis se encuentran entre 75 y 250 mg/L de hidróxido cálcico operando a valores de pH entre 8,5 y 9,5. En todo caso, se recomienda una relación molar Ca/Mg inferior o igual a (5:1).

Post-precipitación

Cuando la adición de cal se produce al efluente del secundario pueden seguirse dos estrategias: sistema de una etapa, y sistema de dos etapas. En el sistema de una etapa solo se da una edición de Ca(OH)_2 al agua residual ajustando el pH entre 8,5 y 9,5 y sometiendo después el agua a una sedimentación.

En el sistema de dos etapas primero se adiciona cal en exceso para conseguir un pH por encima de 11 a fin de precipitar todo el fósforo soluble como hidroxapatito, con lo que además el carbonato cálcico generado actuaría sobre los sólidos en suspensión presentes.

La segunda etapa de este sistema requiere un segundo clarificador al que se adiciona CO_2 para rebajar el pH a 10. Finalmente, el efluente se dirige a un filtro multicapa o de membrana para retirar todo el carbonato generado.

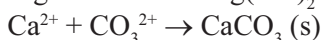
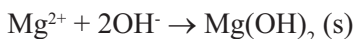
Eliminación de fósforo en efluente de filtración

La eliminación de fósforo lleva asociada colateralmente además la de metales y sustancias húmicas del agua. En muchas ocasiones se lleva a cabo en el propio proceso de filtración de aguas procedentes de decantación secundaria especialmente cuando estas aguas depuradas van a cauces naturales sensibles.

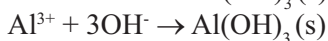
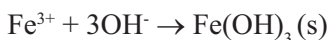
En estos casos se acomete una filtración en dos etapas lográndose residuales de P del orden de 0,02 mg/L, soliendo emplearse las aguas de lavado del primer filtro como coagulante en el segundo para mejorar el rendimiento.

Como punto final de la eliminación química de fósforo, indíquese que es útil para evitar problemas de sobreexplotación en las EDAR biológicas, por circunstancias estacionales o bien puntuales. Se suelen lograr reducciones paralelas de DBO_5 del 50-60% operando a pH 9,5.

Para el cálculo de producción de fangos por este sistema habría que emplear las reacciones químicas recogidas más arriba, considerando en el caso de la cal la formación de hidróxido de magnesio y de carbonato cálcico,



y en el caso de usar sales de Fe o Al, la formación de los oxihidróxidos respectivos,



que posteriormente seguirían la secuencia química ya comentada antes.

ELIMINACIÓN DE METALES PESADOS MEDIANTE PRECIPITACIÓN QUÍMICA

Aunque se podrían aplicar las técnicas de adsorción sobre carbón activo, cambio iónico y ósmosis, la precipitación de metales pesados empleando adición de hidróxidos y sulfuros es la más empleada normalmente. El proceso da buenos resultados en

la eliminación de arsénico, bario, cadmio, cobre, mercurio, níquel, selenio y zinc, rigiéndose por las solubilidades de los correspondientes hidróxidos metálicos formados en función del pH del medio al adicionar normalmente hidróxido cálcico o hidróxido sódico (véase Figura 1.18).

Dado el carácter anfotérico (es decir, de su comportamiento como ácido o como base, dependiendo del pH concreto del agua) de las sustancias formadas, se experimenta una redisolución de los hidróxidos metálicos a valores de pH alcalinos.

En cualquier caso, el proceso general discurre según la reacción genérica:

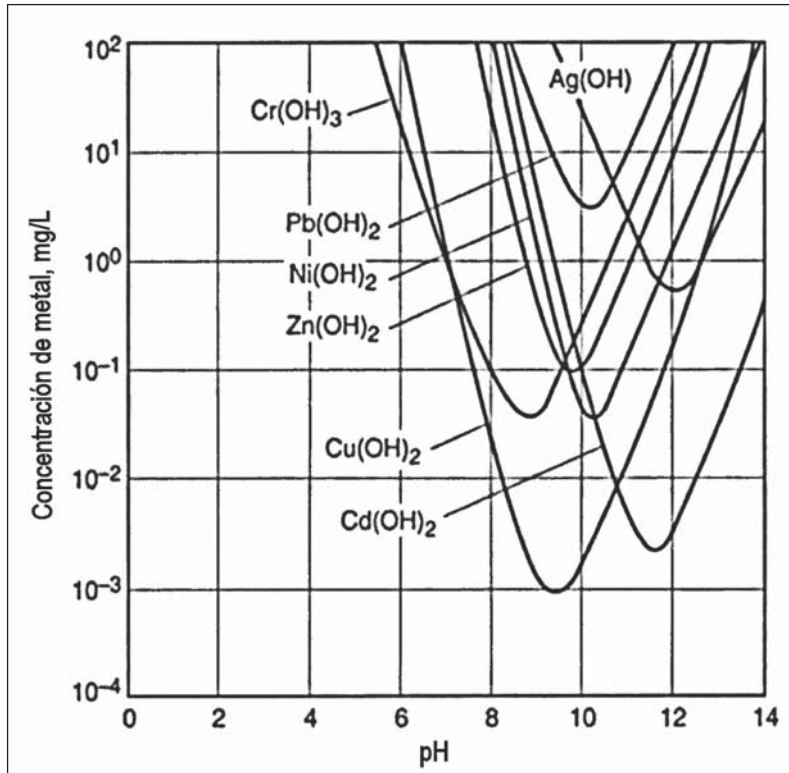
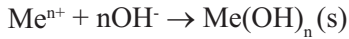


Figura 1.18. Comportamiento frente al pH de varios hidróxidos metálicos y concentraciones residuales del metal asociado (fuente: Metcalf y Eddy).

Además, los constituyentes concretos de cada agua residual (dureza, contenido salino, sustancias orgánicas, etc.) harán que el proceso se aparte de la teoría.

De la referida Figura 1.18 se deduce que para disoluciones puras, la separación más eficaz se conseguiría en el caso del cobre como hidróxido de cobre divalente, a un pH óptimo de floculación en torno a 9-9,5 u. de pH, y con concentraciones residuales del orden de 10⁻³ mg/L. El caso más desfavorable sería el del plomo, que a pH=10,5 aproximadamente, persistiría en disolución en concentraciones de unos 3 mg/L.

Otra forma posible de conseguir la precipitación de metales sería adicionando sulfuro sódico. En este caso, las concentraciones residuales de metal suelen ser mucho más bajas que con hidróxido, pero sin embargo, la toxicidad del sulfuro y sus inconvenientes técnicos a la hora de emplearlo hacen que no sea una técnica muy aplicada en el orden práctico, salvo situaciones muy concretas (Figura 1.19).

Fijándonos ahora en la Figura 1.19 puede inferirse que el metal más eficazmente eliminado sería la plata a pH=12, aproximadamente, con concentraciones residuales del orden de 10^{-11} mg/L, mientras que el más refractario a este tratamiento sería el níquel, que a pH=10, no reduciría su concentración por debajo de unos 10^{-3} mg/L.

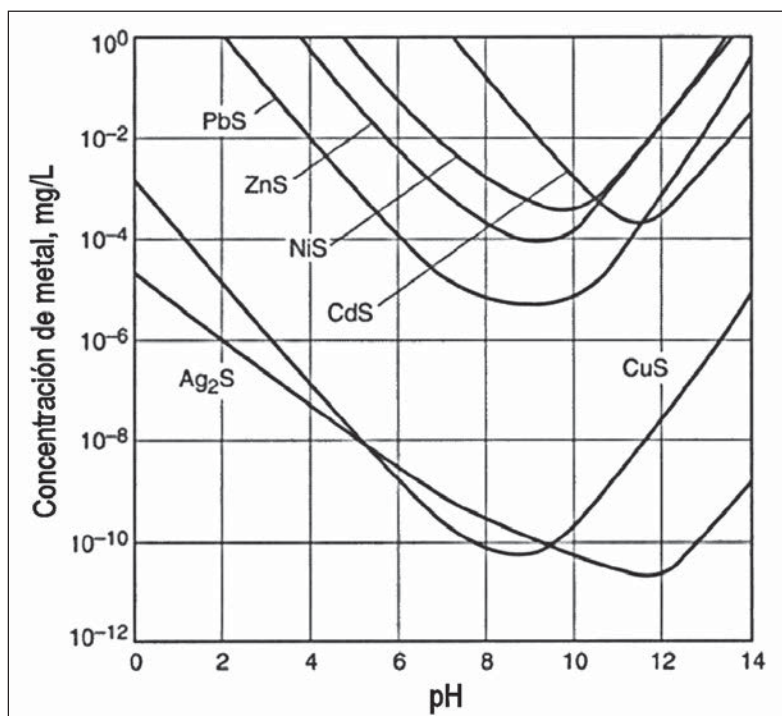
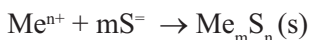


Figura 1.19. Comportamiento frente al pH de varios sulfuros metálicos y concentraciones residuales del metal asociado (fuente: Metcalf y Eddy).

En cualquier caso, las reacciones químicas genéricas responderían a:



De todos modos, ha de insistirse que tanto en el caso de emplear hidróxido como en el de aplicar sulfuro, siempre será conveniente la realización de ensayos a escala de laboratorio para fijar las condiciones reales de efectividad del tratamiento posterior, puesto que un agua residual es una matriz lo suficientemente compleja como para que el comportamiento real se aparte bastante del esperable teóricamente.

CO-PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS Y FÓSFORO

El empleo de sales metálicas, así como de cal y polielectrolitos suele provocar tanto la precipitación de los metales presentes en el agua residual como la paralela de fósforo. No obstante, en el caso de emplear precipitación química, la digestión anaerobia de fangos no sería posible o resultaría negativamente afectada debido a la toxicidad derivada de los fangos metálicos formados, que debieran ser redisueltos y eliminados antes de la digestión del fango.

NEUTRALIZACIÓN, CONTROL DE INCRUSTACIONES Y ESTABILIZACIÓN DE EFLUENTES

Se denomina *neutralización* al proceso de eliminación o reducción del exceso de alcalinidad o acidez de un agua mediante adición de reactivos químicos. En general es un proceso habitual cuando un agua residual tratada presenta valores altos o bajos de pH tanto cara a su reutilización como a su descarga al medio natural.

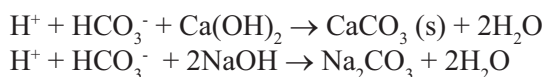
La aplicación del *control de incrustaciones*, por su parte, es imprescindible sobre todo cuando el agua depurada se envía a ultrafiltración, nanofiltración u ósmosis inversa.

Finalmente, la *estabilización química* se requiere para prevenir la potencial corrosividad de un agua tratada respecto a materiales en contacto con ella.

NEUTRALIZACIÓN: AJUSTE DE pH

Dependiendo de las características concretas del agua y de aspectos tanto técnicos como económicos así será la elección del reactivo más adecuado en cada caso. La Tabla 1.5 presenta la mayoría de los reactivos neutralizantes disponibles comercialmente a escala práctica.

Cuando se tratan aguas con pH ácido, se emplean reactivos alcalinos, de los cuáles los hidróxidos cálcico y sódico y los carbonatos también de calcio y sodio suelen ser los más empleados para incrementar el pH, respondiendo algunas de las reacciones químicas genéricas de los procesos implicados a las siguientes:



En el caso de aguas depuradas ya alcalinas, normalmente se procede a su mezcla con efluentes ácidos de la misma planta. De no ser así pueden emplearse disoluciones de ácidos sulfúrico y clorhídrico, así como dióxido de carbono en forma de gas, cuyo comportamiento correspondería a las reacciones:

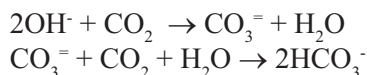


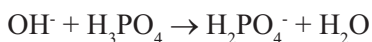
Tabla 1.5. Reactivos empleados para ajuste de pH en aguas.

Reactivo	Fórmula	P. mol.	P. eq.	Presentación	Riqueza
Reactivos químicos empleados para incremento del pH					
Carbonato cálcico	CaCO ₃	100,0	50,0	Polvo granular	96-99%
Hidróxido cálcico	Ca(OH) ₂	74,1	37,1	Polvo granular	82-95%
Óxido cálcico	CaO	56,1	28,0	Polvo, granul. Grueso	90-98%
Dolomita hidratada	[Ca(OH) ₂] _{0,6} [Mg(OH) ₂] _{0,4}	67,8	33,8	Polvo	58-65%
Dolomita	[CaO] _{0,6} [MgO] _{0,4}	49,8	24,8	Granulado grueso	55-58% CaO
Hidróxido magnésico	Mg(OH) ₂	58,3	29,2	Polvo	99%
Óxido magnésico	MgO	40,3	20,2	Polvo, granulado	99%
Bicarbonato sódico	NaHCO ₃	84,0	84,0	Polvo, granulado	99%
Carbonato sódico	Na ₂ (CO ₃)	106,0	53,0	Polvo	99,2%
Hidróxido sódico	NaOH	40,0	40,0	Líquido, granulado	98%
Reactivos químicos empleados para reducir el pH					
Ác. carbónico	H ₂ CO ₃	62,0	31,0	Gas	-
Ác. clorhídrico	HCl	36,5	36,5	Líquido	27-35%
Ác. sulfúrico	H ₂ SO ₄	98,1	49,0	Líquido	77-93%

P. mol.: peso molecular; P. eq.: peso equivalente

Por último, si se procede a la desinfección del efluente depurado, se suele también requerir el incremento de pH al poder rebajarse el valor de aquél por el uso de algunos desinfectantes, como cloro y dióxido de cloro.

Finalmente, si en la EDAR ya existe disponibilidad de ácido fosfórico (dosisificación como nutriente) puede emplearse este para ajuste de pH, según el proceso químico general:



CONTROL DE INCRUSTACIONES: EQUILIBRIO CARBÓNICO DE UN AGUA

El creciente uso de técnicas de nanofiltración, electrodiálisis y ósmosis reversa para posterior reutilización de las aguas depuradas obliga a controlar la posibilidad de que el agua genere incrustaciones carbonatadas que provocarían mal funcionamiento o problemas en los sistemas anteriores. Esta cuestión es resultado del deno-

minado “*equilibrio carbónico de un agua*”, concepto con el que vamos a tratar de familiarizar al lector brevemente ahora.

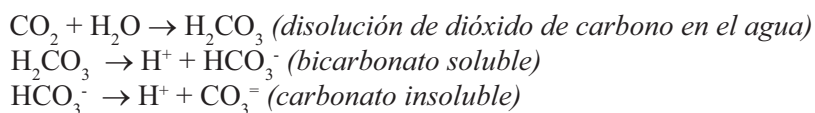
En cada sistema acuoso existe un delicado equilibrio fisicoquímico, que rige su composición química, en función esencialmente de su equilibrio carbónico, es decir, de la disolución de CO_2 en agua y del comportamiento que las diferentes especies carbonatadas en ella pueden presentar. Se trata de una idea simple: cualquier agua en la que no existan aportes o detracción de especies químicas ajenas a las inicialmente existentes en ella, tiende a una determinada *situación de equilibrio* con respecto a su alcalinidad y su pH. En un agua tratada es evidente que se efectúa un cambio más o menos drástico en su composición fisicoquímica en función del tratamiento aplicado.

En este sentido, debe matizarse que en realidad también están afectadas por el equilibrio carbónico (es decir, por el pH del medio) todas las especies químicas de un agua, no solo las carbonatadas, pero al tratarse las segundas de especies mayoritarias en un agua, el tratamiento general puede considerar inapreciables las contribuciones de iones diferentes al carbonato, bicarbonato, calcio y magnesio.

En la práctica, en cualquier medio acuoso se da una interacción entre el agua y su continente (depósito, tubería, cauce natural) que puede discurrir de dos formas: o bien el agua deposita una capa de CaCO_3 sobre la superficie en contacto con ella, o bien actúa disolviendo CaCO_3 ya existente.

En el primer caso se habla de *aguas incrustantes* (que generan atascamiento de tuberías, deposiciones y precipitaciones indeseadas en depósitos de aguas) y en el segundo de *aguas agresivas* (contribución a la corrosión de elementos en contacto con el agua). Si el agua es inerte y ni disuelve carbonato ni lo precipita, entonces se dice que el agua está *equilibrada*.

Los equilibrios químicos involucrados son los siguientes:



Se pueden comprobar experimentalmente estos efectos mediante el denominado *ensayo al mármol*. Consiste en poner en contacto en un recipiente cerrado herméticamente el agua a ensayar con mármol (carbonato cálcico puro). Se mediría su pH y alcalinidad total al principio del ensayo y después de 48 horas. Si después de este tiempo se cumpliera que $\text{pH}_f > \text{pH}_i$ y $\text{alcalinidad}_f > \text{alcalinidad}_i$, el agua sería agresiva; si $\text{pH}_f < \text{pH}_i$ y $\text{alcalinidad}_f < \text{alcalinidad}_i$, el agua sería incrustante; si no variasen ambos parámetros el agua estaría en equilibrio; finalmente, si su variación no fuese homogénea, habría que repetir el ensayo hasta lograr resultados concordantes.

El fenómeno del equilibrio carbónico da origen al denominado *pH de equilibrio de un agua* o *pH de saturación*: este concepto se refiere al valor del pH en que un agua no muestra tendencia ni a la disolución de carbonato ni a la precipitación, estando pues en equilibrio con el sólido en contacto con ella. Una vez calculado el pH de saturación de un agua, se procedería a calcular su tendencia a la incrustación

o a la agresividad en función de unos denominados *índices de estabilidad*, de los cuales vamos a considerar los dos más utilizados, que son el *Índice de Langelier* y el *Índice de Ryznar*.

Se define el índice de Langelier como la diferencia entre el pH actual (medido analíticamente) de un agua (pH_m) y el pH de saturación (pH_e). Por su parte, el índice de Ryznar corresponde a la diferencia entre el doble del pH de saturación y el pH actual del agua:

$$\begin{aligned} i_L &= \text{pH}_m - \text{pH}_e \text{ (Langelier)} \\ i_R &= (2 \bullet \text{pH}_e) - \text{pH}_m \text{ (Ryznar)} \end{aligned}$$

Con respecto al índice de Langelier, si $i_L=0$ el agua estaría en equilibrio carbónico; si $i_L<0$ el agua sería agresiva (*disolvería carbonato*) y si $i_L>0$ el agua sería incrustante (*depositaría carbonato*).

Para el índice de Ryznar, si $i_R<5,5$, el agua sería fuertemente incrustante; si $5,5<i_R<6,2$ el agua sería moderadamente incrustante; si $6,2<i_R<6,8$ el agua estaría en equilibrio; si $6,8<i_R<8,5$ el agua sería moderadamente corrosiva; por último, si $i_R>8,5$ el agua sería muy corrosiva.

La diferencia entre ambos índices es que i_L se fundamenta en el análisis físicoquímico del equilibrio carbónico, mientras i_R se fundamenta en observaciones experimentales. De cualquier forma, ambos índices ofrecen resultados esencialmente similares.

El pH de equilibrio o saturación, se podría calcular aplicando la fórmula de Langelier:

$$\text{pH}_e = -\log \{ (10^{-10.3} \bullet [\text{Ca}^{2+}] \gamma_{\text{Ca}} \bullet [\text{HCO}_3^-] \gamma_{\text{HCO}_3}) / 10^{-8.3} \}$$

(resultado a 20°C)

siendo $[\text{Ca}^{2+}]$ y $[\text{HCO}_3^-]$ las concentraciones de calcio y bicarbonato del agua expresadas en mol/L y γ_{Ca} y γ_{HCO_3} los coeficientes de actividad correspondientes.

Respecto a $[\text{HCO}_3^-]$ sería lo que usualmente se denomina como *alcalinidad al naranja de metilo* obtenida mediante titulación volumétrica de neutralización con H_2SO_4 0,04N hasta viraje de este indicador (o bien mediante *valoración GRAN*).

La fórmula anterior podría simplificarse teniendo en cuenta la temperatura del agua y operando con concentraciones de sustancias directamente:

$$\text{pH}_e = C - (\log \text{Alcalinidad} + \log \text{Ca}^{2+})$$

siendo C una constante que varía con la temperatura del agua y cuyos valores a temperaturas t comprendidas entre 0°C y 25°C se pueden obtener a partir de la siguiente expresión:

$$C = 11,89 - 2,45 (t / 100)^{0,98}$$

Tanto la concentración de Ca^{2+} como la alcalinidad vienen expresadas en mg/L de CaO. Finalmente, una vez conocido el pH de equilibrio, se ajustaría el pH del agua

depurada incrementándolo o reduciéndolo con dosificación de las sustancias que se han comentado más arriba.

En el Capítulo 8 se presentan varios problemas resueltos de cálculo del equilibrio carbónico de un agua y su aplicación al tratamiento de aguas de indudable interés para el lector.

ESTABILIZACIÓN DE EFLUENTES

Solo comentar en este apartado que se trata de proceder a la mezcla de efluentes con características ácido-base opuestas. En este sentido y a modo de ejemplo, los efluentes de ósmosis inversa suelen ser ácidos y de bajo contenido salino, por lo cual pueden mezclarse con efluentes alcalinos procedentes de purgas de tratamientos con hidróxidos.

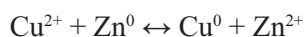
OXIDACIÓN-REDUCCIÓN

La oxidación química en tratamiento de aguas residuales se suele llevar a cabo con una serie de reactivos (cloro, ozono, permanganato, dióxido de cloro, agua oxigenada y oxígeno, otros...) que modifican la composición química de compuestos o grupos de compuestos presentes en el agua. Vamos a tratar ahora de los conceptos básicos involucrados en el tema.

REACCIONES QUÍMICAS DE OXIDACIÓN-REDUCCIÓN

Se llevan a cabo entre un agente oxidante y otro reductor e implican intercambio de electrones (e^0) entre ellos y modificación de sus cargas eléctricas. El agente oxidante *se reduce* a su vez, con lo que gana electrones o pierde cargas positivas, mientras el agente reductor *se oxida* perdiendo electrones o ganando cargas positivas. Las reacciones de este tipo siempre constan de dos *semirreacciones*, una oxidación y otra de reducción en que globalmente se ponen en juego igual número de electrones en cada una de ellas.

Como ejemplo típico de un equilibrio de oxidación-reducción (o *equilibrio redox*) tenemos al sistema:

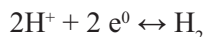


Aquí el agente oxidante es el Cu divalente que se reduce a Cu sin carga (*semirreacción de reducción*) ganando dos electrones que le son transferidos por el Zn sin carga que paralelamente se oxida a Zn divalente (*semirreacción de oxidación*). Cada semirreacción en que entran la misma especie química una en estado de más baja oxidación, y otra en estado de más alta oxidación, dan lugar a los denominados *pares redox* (por ejemplo, $\text{Cu}^0/\text{Cu}^{2+}$).

POTENCIALES DE SEMIRREACCIÓN

Las reacciones de oxidación-reducción llevan asociados los denominados *potenciales de semirreacción*, los cuáles se deducen de los correspondientes equilibrios y nos indican la potencia oxidante o reductora de una semirreacción, es decir la facilidad mayor o menor de que una especie se oxide o se reduzca, y acoplada con otra semirreacción complementaria, aquélla a su vez se reduzca o se oxide.

Como valor de referencia para evaluar la potencia oxidante o reductora de las sustancias químicas se toma un potencial estándar igual a cero para la semirreacción,



En este sentido, los denominados *potenciales de oxidación estándar* cuantifican para condiciones dadas los valores indicados anteriormente. Así, cuanto más positivo sea el valor de potencial estándar E^0 de una semirreacción (E^0), el par redox involucrado será más oxidante y cuando E^0 sea más negativo será más reductor.

La Tabla 1.6 presenta los potenciales de oxidación estándar para una serie de semirreacciones habituales en Química de aguas. Obsérvese, por ejemplo, que el ozono sería una especie muy oxidante, y que el yodo sería menos oxidante que el ozono, o dicho de otra forma, el ozono tendría gran tendencia a reducirse el mismo en oxígeno, mientras el yodo tendería a formar yoduro en mucha menor medida que el ozono.

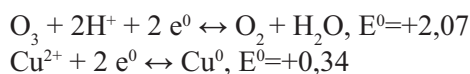
Cualquier par redox con un valor dado de potencial sería oxidado por otro par con valor más alto (más positivo o menos negativo) actuando él a su vez como agente oxidante frente a otro par con valor más bajo (menos positivo o más negativo).

Como ejemplo, el cloro (potencial +1,36 V) oxidaría al agua para generar oxígeno (potencial +1,23 V) pero sería oxidado por el ozono (potencial +2,07 V).

POTENCIALES DE REACCIONES REDOX COMPLETAS

Comparando potenciales estándar de semirreacciones dadas evaluaremos en qué sentido ocurrirá teóricamente una reacción redox (véase Tabla 1.6).

Dados dos pares redox, el potencial de la reacción global corresponderá a la suma de los potenciales de las semireacciones implicadas. Como ejemplo, sea la evaluación del posible proceso entre ozono y cobre. Las semirreacciones involucradas son:



Al ser el E^0 del ozono más alto que el del Cu, el proceso global será la suma del proceso oxidante del ozono y del inverso del proceso oxidante del cobre, y así el potencial global resultante corresponderá a la diferencia de los potenciales de oxidación correspondientes:

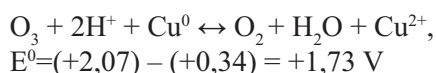


Tabla 1.6. Potenciales estándar de oxidación para varios pares redox.

Semirreacción redox de reducción (condiciones estándar)	Potencial de oxidación (V)
$\text{Li}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{Li}$	-3,03
$\text{K}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{K}$	-2,92
$\text{Ba}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Ba}$	-2,90
$\text{Ca}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Ca}$	-2,87
$\text{Na}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{Na}$	-2,71
$\text{Mg}(\text{OH})_2 + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Mg} + 2\text{OH}^-$	-2,69
$\text{Al}^{3+} + 3\text{e}^- \rightarrow \text{Al}$	-1,67
$\text{MnO}_4^- + 8\text{H}^+ + 5\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 4\text{H}_2\text{O}$	-1,51
$\text{Mn}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}$	-1,18
$2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2 + 2\text{OH}^-$	-0,83
$\text{Zn}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Zn}$	-0,76
$\text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Fe}$	-0,44
$\text{Cd}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cd}$	-0,40
$\text{Ni}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Ni}$	-0,25
$\text{S} + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{S}$	-0,14
$\text{Pb}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Pb}$	-0,13
$2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2$	0,00
$\text{Cu}^{2+} + \text{e}^- \rightarrow \text{Cu}^+$	+0,15
$\text{N}_2 + 4\text{H}^+ + 3\text{e}^- \rightarrow \text{NH}_4^+$	+0,27
$\text{Cu}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cu}$	+0,34
$\text{I}_2 + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{I}^-$	+0,54
$\text{O}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2$	+0,68
$\text{Fe}^{3+} + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{2+}$	+0,77
$\text{Ag}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{Ag}$	+0,80
$\text{ClO}^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cl}^- + 2\text{OH}^-$	+0,90
$\text{Br}_2 (\text{aq}) + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{Br}^-$	+1,09
$\text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	+1,23
$\text{Cl}_2 (\text{g}) + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{Cl}^-$	+1,36
$\text{H}_2\text{O}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	+1,78
$\text{O}_3 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$	+2,07
$\text{F}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{HF}$	+2,87

En cualquier caso, el que una reacción redox deba darse en un sentido, no indica que su velocidad sea adecuada para el fin perseguido, puesto que hay que considerar muchas más variables (estado físico de las sustancias, mezcla, impurezas, necesi-

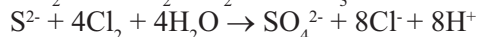
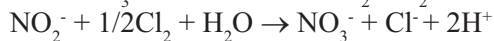
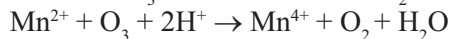
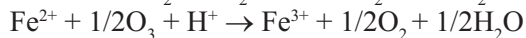
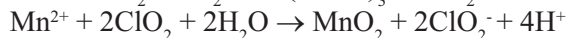
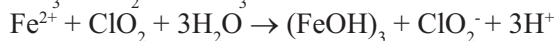
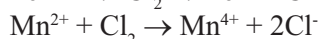
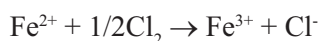
dad de catalizadores, presencia de inhibidores y reacciones paralelas, temperatura, presión en su caso...) que determinarán la *cinética* del proceso químico, es decir, su velocidad real.

APLICACIONES PRÁCTICAS DE LA OXIDACIÓN-REDUCCIÓN

Las principales, dejando al margen la desinfección que se verá más adelante, son:

- Control de hongos y bacterias en colectores: Cl_2 y H_2O_2 .
- Control de corrosiones en colectores e instalaciones: Cl_2 , H_2O_2 y O_3 .
- Control de olores: Cl_2 , H_2O_2 y O_3 .
- Separación de grasas: adicionando cloro antes de la preaireación.
- Reducción de carga orgánica: Cl_2 , y O_3 .
- Oxidación de hierro: cloro.
- Control de crecimientos bacterianos en filtración: cloro.
- Control de bacterias filamentosas y *bulking*: Cl_2 , H_2O_2 y O_3 .
- Oxidación de efluentes de digestión anaerobia: cloro.
- Control de espumas: cloro.
- Oxidación de amonio: cloro.
- Oxidación de compuestos refractarios al tratamiento biológico: ozono y procesos de oxidación avanzada que se verán más adelante.

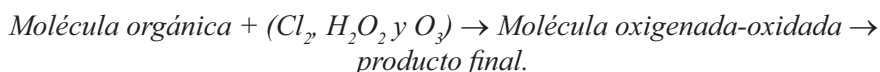
Cuando se emplean reactivos oxidantes, el cálculo inicial de las dosis a aplicar se haría en principio considerando las reacciones químicas involucradas, de las que algunas de las más empleadas se recogen a continuación:



No obstante, las dosis definitivas y reales pasarían por realizar ensayos de jar-test (consultar Capítulo 7).

Oxidación química de carga orgánica (DBO₅ y DQO)

La reacción global de oxidación de materia orgánica mediante cloro, ozono o agua oxigenada responde a:



Como productos finales teóricos se generarían CO_2 y agua, así como otros intermedios que son los que en realidad se producen habitualmente, por lo que a estos procesos se los denomina como de “oxidación simple”.

Las dosis de cloro y ozono habituales suelen ser:

- *Cloro*: 0,5 a 2,5 kg por kg de DBO_5 eliminada del efluente del tratamiento primario, y 1 a 3 kg por kg de DBO_5 eliminada del efluente del secundario.
- *Ozono*: 2 a 4 kg por kg de DBO_5 eliminada del efluente del tratamiento primario y de 3 a 8 kg por kg de DBO_5 eliminada del efluente del secundario.

Finalmente, para conseguir la total oxidación de la materia orgánica de un agua deberán aplicarse las técnicas de oxidación avanzada (AOP) que se desarrollarán más adelante.

Oxidación química de amonio

Se trata de transformar finalmente el amonio en nitrógeno gas. Este proceso se denomina cloración al *break-point* (Figura 1.20) y ahora lo comentamos.

En primer lugar, observemos que cuando el cloro se disuelve en agua reacciona con ella según las ecuaciones siguientes:



A $\text{pH} < 2$ existe en el medio cloro molecular, a $\text{pH} = 5$, fundamentalmente ácido hipocloroso, mientras que a $\text{pH} > 10$ el cloro está como ion hipoclorito. A valores de pH entre 2 y 5 se encontrarán diferentes proporciones de cloro molecular y ácido hipocloroso, y entre valores de pH 5 y 10 se encontrarán diferentes proporciones de ácido hipocloroso y de ion hipoclorito.

Hecho este preámbulo, si se dosifican dosis crecientes de cloro a un agua y se van determinando paralelamente los residuales de cloro de ese mismo agua después de un tiempo de contacto dado, se observa que no se obtiene una representación gráfica de pendiente siempre positiva, es decir, que se detecten residuales que vayan aumentando con las dosis de cloro, sino una primera zona con este comportamiento, seguida de otra con un descenso de los valores residuales aunque aumente la dosis de cloro adicionada hasta llegar a un determinado punto, denominado *punto de ruptura* o *break-point*.

A partir de este punto, de nuevo, a más altas dosis de cloro adicionadas, más elevados valores de cloro residual.

Esta dinámica se explica atendiendo a que primero el cloro adicionado se combina con ciertas materias orgánicas y sobre todo con el amoníaco del agua, para formar compuestos clorados según la secuencia monoclaramina (ClNH_2), dicloramina (Cl_2NH) y cloruro de nitrógeno (Cl_3N), posibilitando la medida de residuales de cloro combinado en el agua (porción desde 0 a “M”, en la Figura 1.20).

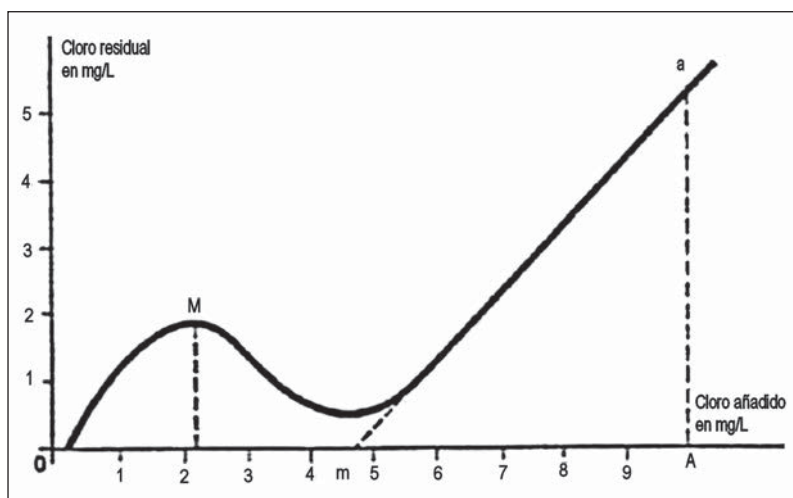
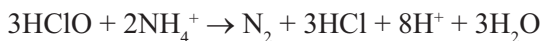


Figura 1.20. Curva típica de la demanda de cloro de un agua: “m”, es el punto de ruptura o *break-point*.

A continuación y a medida que se añade más cloro, estas nuevas cantidades crecientes de cloro van rompiendo las anteriores especies cloradas, con lo que los residuales disminuyen (zona desde “M” a “m”). Finalmente, tras el *break-point*, el agua solo contendrá cloro libre (zona final desde “m” hasta “a”).

El proceso global explicado anteriormente responde a la reacción total:



Así pues, cada g de amonio requerirá 6,3 g de cloro para su eliminación, si bien el valor concreto dependerá de la suma de las reacciones intermedias consideradas en el cálculo (formación de mono y dicloramina, así como de NCl_3) y aún entonces variará a escala práctica.

PROCESOS DE REDUCCIÓN

Suelen ser menos empleados en depuración de aguas, debiendo citarse entre ellos la decloración de aguas fuertemente cloradas, o la reducción aplicada a vertidos industriales ricos en Cr^{6+} , que reducido a Cr^{3+} , cuyas sales son más insolubles que las del primero, podría después ser fácilmente eliminado mediante coagulación-floculación y decantación final.

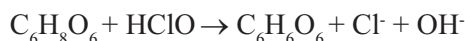
En los dos casos se pueden emplear tiosulfato sódico, sulfito o bisulfito sódico, como reactivos más usuales.

Cabe comentar en este aspecto la progresiva utilización de ácido ascórbico como agente reductor para eliminación de las cloraminas residuales presentes en aguas sometidas a este proceso de desinfección (denominado cloraminación, y que emplea mezcla de Cl_2 y NH_3).

En este caso la reacción química involucrada (considerando un 100% de monoclaramina en el medio) es la siguiente:



de lo que se deduce que cada g de ácido ascórbico es capaz de reducir 0,29 g de monoclaramina. No obstante, el proceso de reducción no se detendría aquí, y el hipoclorito formado seguiría su curso de reducción requiriendo más cantidad de ácido ascórbico, según la ecuación:



con lo que entonces en total, 2 g de ácido ascórbico serían necesarios para reducir totalmente a cloruro cada 0,29 g de monoclaramina presente.

Como ejemplo práctico de un proceso típico de reducción, la Figura 1.21 presenta un sistema industrial para dechloración de aguas existente en la desaladora de la ciudad de Melilla, mediante el uso de bisulfito sódico sólido, que para su aplicación al efluente clorado debe primero disolverse en agua.

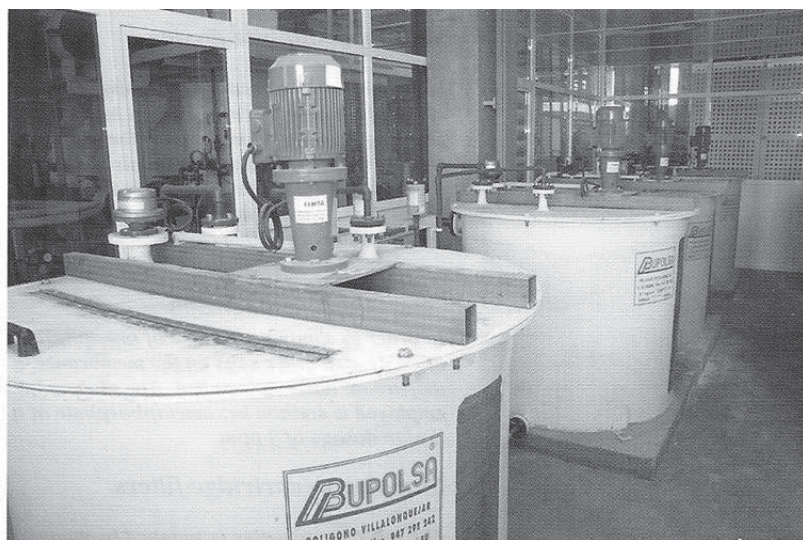


Figura 1.21 Sistema de dechloración de la desaladora de Melilla (fuente: *Infoenviro*TM).

PRÁCTICA DE LA OXIDACIÓN

Respecto a la aplicación práctica de la dosificación de cloro (sin duda el reactivo oxidante por excelencia en tratamiento de aguas) ésta se realiza bien mediante hipocloritos (NaClO , líquido, o $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, sólido) para pequeñas plantas, bien mediante cloro líquido en grandes estaciones de tratamiento. En este último caso, el cloro líquido contenido en unos contenedores especiales de acero, debe primero gasificarse

mediante unos *evaporadores* de cloro, regulándose después su cantidad concreta, en función de dosis y de caudal de agua a tratar, mediante unos equipos denominados *cloradores*. Posteriormente, se procede a la mezcla del caudal concreto de cloro aportado con caudales definidos de agua ya tratada.

Finalmente, esta disolución de cloro en agua (con una riqueza en cloro en agua del orden de 0,5 g/L) es lo que se dosifica en realidad al agua a tratar mediante *difusores* que pueden ser, simplemente, tubos agujereados.

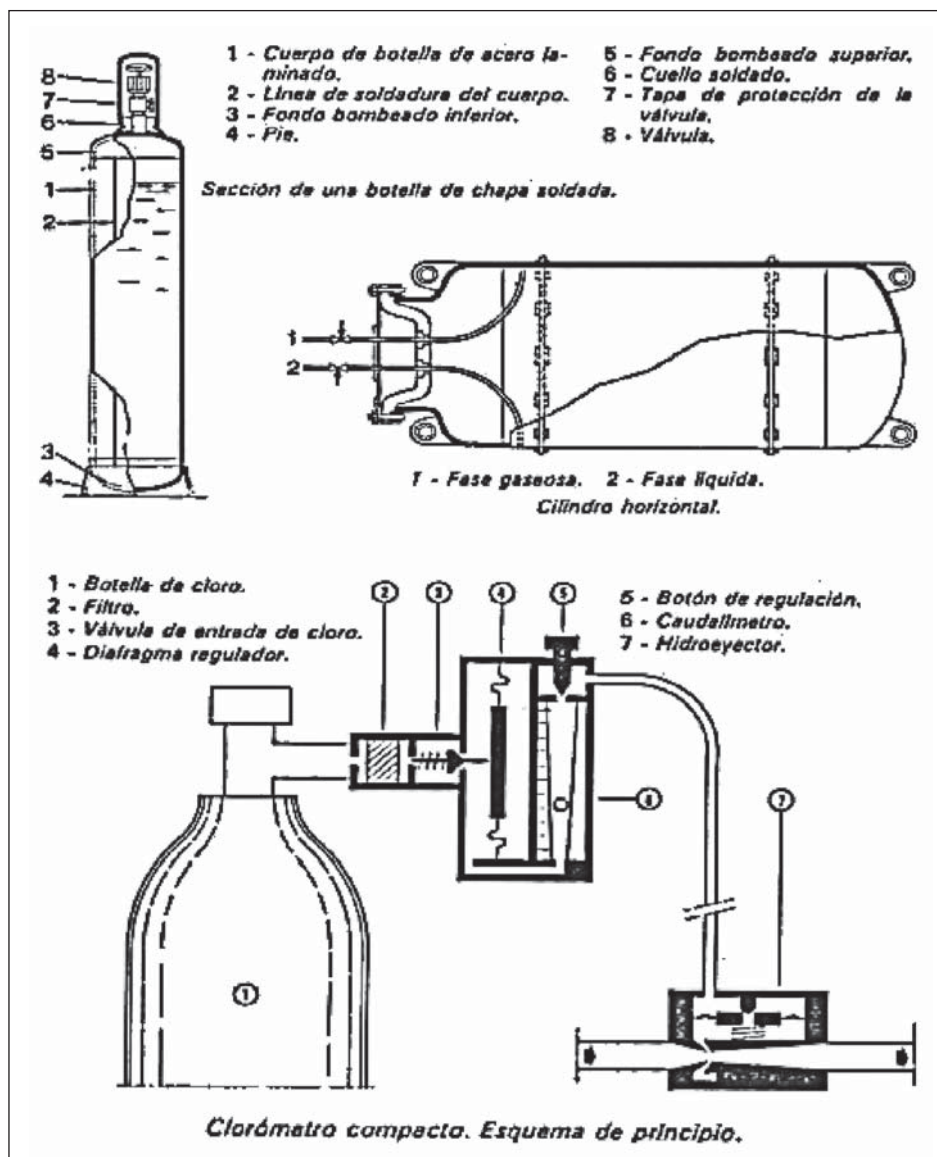


Figura 1.22 Contenedores comerciales de cloro gas. Abajo, detalles de un clorador industrial (fuente: *Manual Técnico del Agua-Degrémont*).

La Figura 1.22 presenta, en la parte superior, dos contenedores comerciales de acero para cloro licuado de 100 kg (izquierda) y de 1.000 kg (derecha). Normalmente, desde los contenedores de 1.000 kg, el cloro se succiona en forma líquida para su posterior evaporación. En este sentido, el cloro se encuentra en estos recipientes a una presión de más de 400 atm, estando parte como gas y parte licuado.

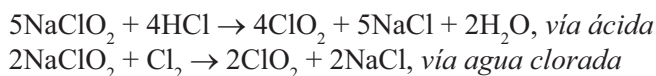
En la parte inferior de la Figura 1.22 se presenta un sistema típico para dosificación de cloro desde un tanque de 100 kg: desde la botella, el cloro, en este caso gas, se vehicula al *clorador* que mediante *efecto eyector* propicia la formación de una disolución de cloro en una cantidad definida de agua.

Caso de dosificar hipoclorito sódico (NaClO) líquido, con una riqueza de hasta unos 150 g de cloro por litro, se requiere un sistema de bomba dosificadora. En este sentido, también suelen aplicarse en ocasiones y para pequeños caudales a tratar, hipocloritos sólidos de calcio $[\text{Ca}(\text{ClO})_2]$ que deben disolverse antes de su empleo, o bien que van disolviéndose paulatinamente durante él mismo.

Otros reactivos usados en oxidación-desinfección pueden ser las cloraminas, las cuáles se obtienen por reacción entre cloro adicionado (en realidad, disolución de cloro en agua) y amoníaco, bien el propio del agua bruta, o más habitualmente el aportado como producto comercial. La relación óptima en la práctica para generación de monoclaramina es de una parte de amoníaco por cada 4,17 de cloro (en peso) recomendándose la adición primero del amonio, y el empleo de gas mejor que de disolución amoniacal, operando a un valor de pH en torno a la neutralidad.

Como información adicional, existe otro método de generación de cloraminas que opera a pH básico ($\text{pH} > 10$) y garantiza la producción de casi el 100% de monoclaramina, pero que no se suele emplear comúnmente al requerir la previa alcalinización del agua clorada de aporte lo que haría al sistema más complejo operativamente.

El dióxido de cloro es otro reactivo efectivo en tratamiento químico de aguas residuales para el control de olores y/o sabores, para la reducción de los contenidos de Fe y Mn (y otros metales) del agua bruta, de compuestos sulfurados, siendo asimismo capaz de reducir de forma importante la producción de trihalometanos (tratados más adelante) con respecto a los generados mediante el tratamiento habitual con cloro, dada su mayor efectividad frente a las materias orgánicas del agua. Asimismo, su poder bactericida es superior en términos generales al del cloro y comparable al del ozono. La generación de ClO_2 puede abordarse mediante dos vías de similares resultados: (a) reacción química entre NaClO_2 (clorito sódico) y HCl ; (b) reacción entre NaClO_2 y agua fuertemente clorada. Este segundo método parece ser el más usado a escala industrial. Las reacciones químicas responden a los procesos teóricos globales:



Según la estequiometría de estas reacciones, y supuesto un rendimiento del 95%, cuando se usa la *vía ácida* se necesitarían 5,87 L de clorito sódico de 300 g/L de riqueza para generar 1 kg de dióxido. En el segundo caso, *vía agua clorada*, se gastarían 4,70 L de clorito sódico de 300 g/L de riqueza para obtener 1 kg de dióxido;

además, debería operarse con agua fuertemente clorada, con más de 0,5 g/L de Cl_2 . En ambos casos el rendimiento óptimo se consigue operando a $\text{pH} < 3$.

El proceso de producción de dióxido de cloro se lleva a cabo en reactores industriales cerrados, generalmente de poliéster reforzado con fibra de vidrio u otros materiales resistentes, rellenos de pequeños elementos discretos de material plástico (por ejemplo, anillos Rashig) para favorecer la mezcla de componentes y la consiguiente reacción química. Al final se obtendría una disolución acuosa de dióxido de cloro y cloro excedentario, de alto poder oxidante, que se dosificaría al agua a tratar. Las dosis usuales de este reactivo no suelen superar los 2-5 g/m³ normalmente.

El ozono es otro reactivo químico de creciente aplicación en tratamiento de aguas. Al igual que el dióxido de cloro, se ha de generar *in situ* durante el proceso de tratamiento. La producción de ozono se basa en la reacción química global teórica siguiente:



En este proceso debe operarse bien con aire extremadamente seco y razonablemente exento de impurezas o bien con oxígeno puro, con lo cual el rendimiento de producción se incrementaría notablemente. El aire o el oxígeno puros se introducen en el interior de tubos de descarga eléctrica seca, dentro de los cuáles se aplican diferencias de potencial del orden de 15-25 KV.

La Figura 1.23 presenta un croquis de un ozonizador industrial correspondiendo las indicaciones a: (A) entrada de aire; (B) salida aire ozonizado; (C) entrada del agua de refrigeración; (D) salida del agua de refrigeración; (E) tubo dieléctrico para generación del ozono; (F) zona interna para producción de ozono; (G) soporte del tubo; (H) toma de corriente; (I) mirilla; (J) recubrimiento metálico; (K) cable de contacto eléctrico.

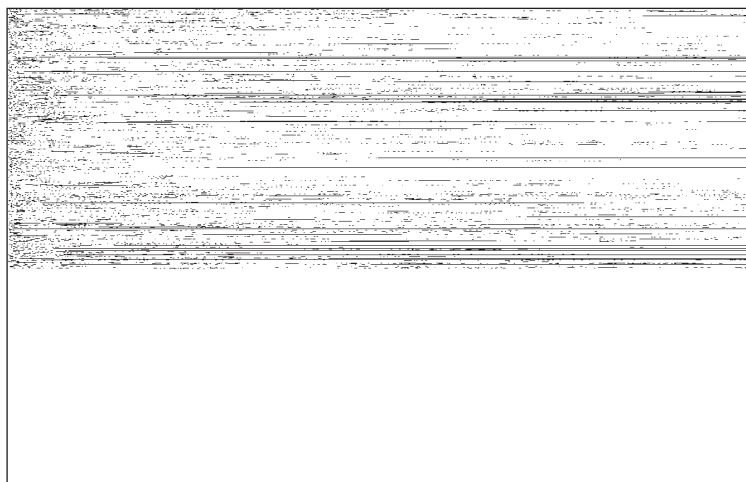


Figura 1.23. Esquema de un ozonizador típico.

Los ozonizadores industriales disponibles en la actualidad operan con corriente alterna de frecuencias comprendidas entre 500 y 1.000 Hz y densidades de corriente del orden de 150 a 200 amperios.

Diferencia de potencial aplicada e intensidad de corriente determinan la producción de ozono, así como también la *limpieza* del aire usado, es decir, su mínimo contenido en partículas nitrogenadas y azufradas así como en humedad. Esto se justifica atendiendo a que en un aire con cierto grado de humedad y con S y N, las descargas eléctricas aplicadas para generar ozono, también generarían trazas de ácidos nítrico y sulfúrico de alto poder corrosivo para los elementos metálicos del sistema. Como información complementaria, la humedad del aire introducido en un ozonizador convencional se suele reducir a un punto de rocío inferior a -50°C (*es decir, a esta temperatura se produciría la condensación del agua*).

En todo caso, ajustando los parámetros del proceso eléctrico y la calidad del aire, se suelen lograr producciones del orden de 40 g de O_3 por m^3 de aire suministrado, con una riqueza de hasta el 3%. Caso de usarse oxígeno puro la riqueza puede incrementarse hasta el 7%.

Por otro lado, la dosificación del aire u oxígeno ozonizados al agua a tratar se realiza mediante difusores del gas (similares a los que se comentarán en el apartado destinado a flotación, Capítulo 2) instalados en el fondo de cámaras cerradas llenas (total o parcialmente) del agua a ozonizar.

En este sentido, el empleo de difusores de burbuja *fin*a es más eficaz ya que de este modo el coeficiente de transferencia “ozono-agua” es más favorable que cuando se utilizan difusores de burbuja *gruesa*.

La Figura 1.24 presenta dos unidades de ozonización con alimentación de aire operativas en el ETAP de Villa Azul (EMACSA-Córdoba). Si bien se trata de unidades instaladas en una estación de potabilización de aguas, el diseño aplicable a estaciones de depuración es técnicamente el mismo.

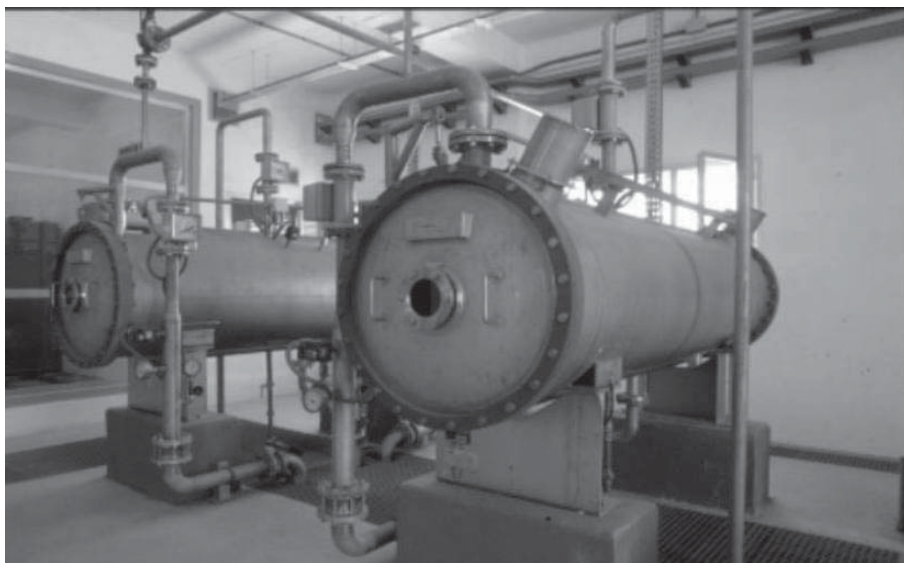


Figura 1.24. Ozonizadores de media frecuencia capaces para generar 10 kg/h de ozono. ETAP Villa Azul-EMACSA (Córdoba).

Para finalizar este apartado, debe indicarse que otros reactivos oxidantes típicos son el permanganato potásico, y la radiación UV, así como bromo, plata, cobre e incluso, radiaciones ionizantes, si bien este último sistema entraña el problema de la radiactividad residual indeseada y potencialmente inducida en el agua que se trata con este sistema.

OXIDACIÓN MEDIANTE EMPLEO DE AIRE

Los procesos de *aireación* –tanto con aire como con oxígeno puro– pueden ser empleados habitualmente en tratamiento de aguas, habida cuenta de que tanto aire como O_2 pueden ser oxidantes moderados frente a algunas sustancias fácilmente oxidables (por ejemplo, Fe o sustancias sulfuradas).

El intercambio *gas-líquido* (más concretamente aire u oxígeno y agua) sigue una serie de leyes fundamentales si bien se trata de un fenómeno ciertamente complejo. Como forma de aproximarnos a la teoría, dígase que la ley de Henry establece que la concentración de un gas disuelto en agua a una temperatura dada es proporcional a su presión parcial. Por otro lado, cuando se trata de una mezcla de gases, según la ley de Dalton, se produce una interacción entre ellos, y lógicamente, entre sus presiones parciales.

Finalmente, los intercambios gaseosos en régimen dinámico, responden a la teoría de Whitman y Lewis, que supone que la transferencia de materia entre la fase líquida y la gaseosa se produce a través de dos películas situadas a ambos lados de la interfase de separación².

Se suele denominar *absorción* al proceso de disolución del gas en agua, y *desorción* al contrario. En el primer fenómeno se basan los *aireadores* industriales (aporte de gas al agua) y en el segundo los *desgasificadores* (sustracción del gas presente desde el agua).

Los aireadores pueden ser *estáticos*, *mecánicos* o *a presión*. Los de tipo estático usan aire atmosférico como única fase gaseosa para eliminar los otros gases contenidos en un agua (o posibilitar reacciones de oxidación) y asimismo, enriquecer en aire el fluido.

La aireación de este tipo se puede conseguir mediante:

- *Pulverización del agua* en el aire con ayuda de toberas de pulverización.
- *Por cascada o chorreo* descendente del caudal de agua bien sobre bandejas, bien sobre un lecho o masa de contacto (Figura 1.25).
- *Por borboteo de aire* bajo un pequeño espesor de agua.
- *Por difusión del gas* dentro del agua por burbujeo del caudal de alimentación.

² Para información de las teorías del comportamiento de los gases referidas más arriba, consultar la Bibliografía expuesta en el Capítulo 9.

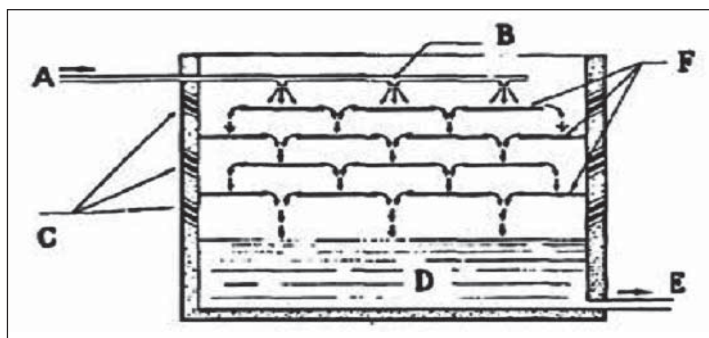


Figura 1.25. Sistema de aireación por cascada: (A) entrada de agua; (B) reparto de agua, sobre las bandejas (F); (D) depósito de agua tratada; (E) recogida de agua aireada; (C) respiraderos).

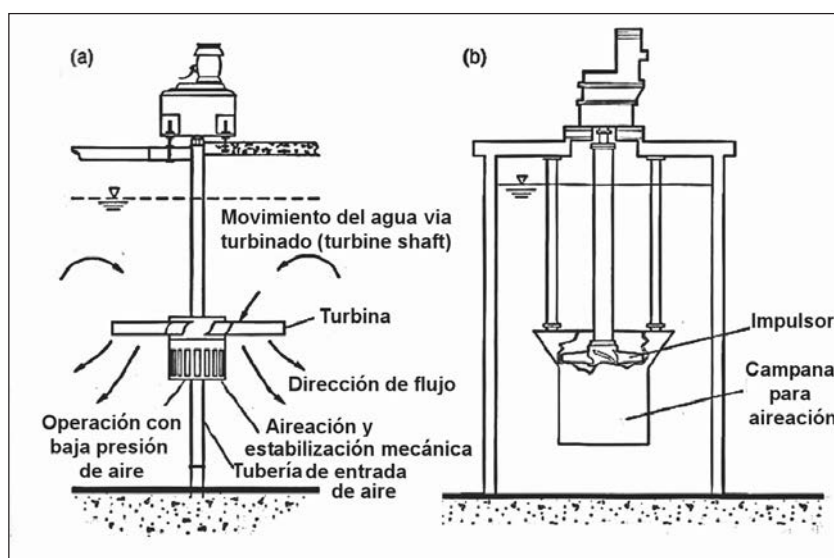


Figura 1.26. Aireación por turbinado: (a) turbinado libre y (b) turbina confinada.

Respecto a los aireadores mecánicos, pueden operar mediante turbinado o mediante difusores de aire, en este caso situados en el fondo de unidades de aireación de cierta profundidad y con diseño similar a los equipos de tratamiento biológico existentes en cualquier EDAR. La Figura 1.26 recoge dos sistemas de aireación mediante turbinado.

Por último, los aireadores a presión que son generalmente aplicados en eliminación del hierro de un agua suelen consistir en una o varias torres cerradas, rellenas con algún soporte relativamente inerte pero poroso (como lava volcánica o más modernamente materiales poliméricos sintéticos). La torre se alimenta desde su base inferior con un caudal a presión de agua a tratar y aire. Por su parte superior, se recoge el agua ya aireada convenientemente.

PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA (AOP)

Este tipo de tecnologías involucran la generación y empleo de radicales libres como agentes oxidantes y se usan para lograr oxidaciones que no son llevadas a cabo por técnicas convencionales con ozono, cloro y otros reactivos oxidantes típicos.

Se trata de técnicas muy novedosas que pueden ayudar a eliminación de compuestos orgánicos refractarios a otro tipo de tratamientos más habituales.

Como información complementaria para el lector, la Tabla 1.7 presenta una serie de radicales libres, que generados vía irradiación solar y de forma natural, suelen encontrarse habitualmente en las aguas.

Volviendo a las técnicas AOP en realidad suelen hacer uso mayoritariamente del radical hidroxilo $\text{OH}\cdot$. Esta especie química presente un alto poder oxidante que lo hace reaccionar con muchos sustratos a los que oxida prácticamente hasta mineralización total. Los Procesos de Oxidación Avanzada suelen ser poco selectivos y capaces de actuar con alta eficacia sin ayuda de condiciones más extremas de temperatura y/o presión, presentando además la ventaja de apenas generar subproductos problemáticos y/o contaminantes.

Tabla 1.7. Radicales libres generados de forma natural en las aguas.

Denominación química	Fórmula
Ion radical superóxido	$\text{O}_2^{\cdot-}$
Radical hidropéroxilo	$\text{HO}_2^{\cdot}$
Radical péroxilo	$\text{ROO}^{\cdot}$
Radical hidroxilo	$\text{HO}^{\cdot}$
Radical carbonato	$\text{CO}_3^{\cdot-}$
Radical bromuro	$\text{Br}_2^{\cdot-}$
Peróxido de hidrógeno	H_2O_2
Electrón solvatado	e^-_{ag}

Existen dos tipos de tecnologías de oxidación avanzada: las que emplean ozono y las que no se basan en ozonizaciones.

Técnicas que emplean ozono:

- Ozonización a pH alcalino ($>>8,00$).
- Ozono y radiación UV.
- Ozono y agua oxigenada (H_2O_2).
- Ozono, agua oxigenada y radiación UV.
- Ozono y dióxido de titanio (TiO_2).
- Ozono, dióxido de titanio y agua oxigenada.
- Ozono e irradiación con fuentes de electrones libres.
- Ozono y ultrasonidos.

Técnicas que NO emplean ozono:

- Agua oxigenada y radiación UV.
- Agua oxigenada, y sales de Fe (II) (*proceso Fenton*).
- Agua oxigenada, radiación UV y sales de Fe (II) (*proceso Foto-Fenton*)
- Irradiación con fuentes de electrones libres.
- Cavitación electro-hidráulica.
- Ultrasonidos.
- Descargas corona de alta energía.
- Fotocatálisis UV y dióxido de titanio.
- Irradiación gamma.
- Oxidación catalítica.
- Oxidación con agua súper-crítica.

De las tecnologías comentadas, reseñemos las más empleadas hoy día.

Ozono y UV

La irradiación UV del ozono disuelto en agua provoca una serie de reacciones en cadena, de las cuáles las más importantes son la generación de agua oxigenada que posteriormente genera radicales hidroxilo de alta reactividad. Es un proceso caro puesto que requiere la disponibilidad de un generador de ozono y su mayor efectividad se da frente a aguas residuales con sustancias susceptibles de oxidación vía UV.

La Figura 1.27 recoge dos sistemas prácticos de generación y dosificación de radiación UV a un agua residual depurada: a la izquierda mediante cámaras de reacción (oxidación, en realidad) que en realidad son canales cerrados por los que discurre el agua a tratar, y a la derecha, un sistema instalado en tubería bajo la presión de trabajo habitual con agua. Ambos sistemas están actualmente operativos rindiendo óptimas prestaciones.



Ultravioletas ITT Wedeco en EDAR Baix Llobregat



Figura 1.27. Oxidación mediante radiación UV: izquierda, en cámaras de oxidación; derecha, en tubería (fuentes: *Infoenviro™* y *TEQMA™*).

Ozono y peróxido de hidrógeno

Es efectiva cuando existen aguas residuales con compuestos poco afectados por la radiación UV, del tipo de tricloroetileno y percloroetileno.

UV y peróxido de hidrógeno

Se ha aplicado con éxito a eliminación de nitrosodimetilamina, hormonas sexuales, esteroides y anovulatorios, medicamentos variados empleados por el ser humano, antibióticos y productos domésticos de desecho. Se infiere pues, que puede ser una tecnología particularmente útil en tratamiento de aguas residuales urbanas, cada vez más cargadas en este tipo de contaminantes.

Proceso Fenton y Foto-Fenton

Se basa en el hecho de que el agua oxigenada en presencia de Fe^{2+} , que actúa como catalizador, es capaz de generar radicales $\text{OH}\cdot$ con alta reactividad los cuáles son capaces de producir oxidaciones potentes de varios compuestos. El proceso se retroalimenta con la reducción del Fe^{3+} formado que genera más Fe^{2+} y más radicales $\text{OH}\cdot$. Se requiere el uso de radiación UV, que puede ser aportada bien artificialmente, bien vía irradiación solar (*Proceso Foto-Fenton*). El proceso es capaz de oxidar fenoles, formaldehído, pesticidas, y en general, compuestos orgánicos refractarios a otro tipo de oxidaciones.

A destacar recientes estudios que hablan de su efectividad frente a analgésicos (ibuprofeno y similares) y antiinflamatorios, medicamentos de vasto empleo en nuestros hogares (véase al respecto el Capítulo 4).

También se está aplicando esta tecnología a depuración de efluentes de industrias textiles, de celulosa, y aquellas que generan compuestos altamente resistentes a tecnologías oxidativas convencionales. Además se logra la destrucción de helmintos y de sus huevos, organismos altamente refractarios a la depuración.

El proceso vía irradiación solar está siendo desarrollado actualmente con buenas prestaciones, debido a su carácter ambientalmente limpio. Otros catalizadores usados con buen rendimiento son Cu, Cr y TiO_2 .

DESINFECCIÓN

La *desinfección* se refiere a la destrucción parcial (o incluso total) de la flora microbiana patogénica presente en un agua. Si se pretende la destrucción total de toda la flora microbiana (patogénica y no patogénica) hablaríamos de *esterilización*. En un agua residual los microorganismos patogénicos presentes son enterovirus, bacterias, protozoos y sus quistes, y helmintos y huevos de los mismos.

Las características generales de un buen desinfectante se pueden resumir en:

- Disponibilidad técnica y económica.
- Actuación paralela en desodorización del efluente.

- Calidad en su presentación (gas, líquido o sólido).
- Mínima o nula interacción con materias orgánicas: actuación preferente sobre microorganismos patogénicos o potenciales patógenos.
- Mínima corrosividad sobre materiales en contacto.
- Mínima o nula toxicidad para organismos superiores, plantas y humanos.
- Alta capacidad de penetración a través de membranas (microorganismos).
- Seguridad en su transporte, manejo y dosificación en las EDAR.
- Alta solubilidad en agua para propiciar su interacción con los microorganismos.
- Mínima pérdida de efectividad microbicida frente al tiempo.
- Alta potencia microbicida a bajas concentraciones dosificadas.
- Actuación eficaz en un amplio rango de temperaturas.

En general, los sistemas de desinfección pueden corresponder a varios tipos: *sustancias químicas, agentes físicos, medios mecánicos o radiación*.

Sustancias químicas

Prácticamente todas las sustancias y reactivos químicos empleados como oxidantes suelen tener acción desinfectante: cloro, bromo, yodo, ozono, dióxido de cloro, y KMnO_4 y H_2O_2 (estos, en menor medida).

Además, también pueden presentar este efecto sustancias presentes en las aguas residuales, tales como metales pesados, compuestos fenólicos, alcoholes, jabones y detergentes, restos de antibióticos, sales de amonio cuaternario, y otras inorgánicas no específicas para usos en desinfección: ácido peracético, compuestos alcalinos y varios ácidos inorgánicos (sulfúrico, clorhídrico, nítrico...).

De todos los reactivos químicos, probablemente el cloro sea el más usado por su efectividad, disponibilidad, coste y operatividad, así como el ozono, si bien este no presenta el efecto residual del primero.

Por último, la operativa con aguas a valores extremos de pH ($\text{pH} > 11$ o $\text{pH} < 3$) también tiene un considerable efecto microbicida.

Agentes físicos

Se pueden emplear el calor, la luz y los ultrasonidos. La ebullición del agua destruye la mayoría de los microorganismos pero no las esporas y quistes. Este tratamiento no es aplicable para las EDAR, sino en tratamiento de aguas industriales. En todo caso, la pasteurización de biosólidos y fangos de depuración sí es un método muy aplicado y de contrastada eficacia.

Respecto a la irradiación solar directa, es efectiva en tecnologías de depuración biológica mediante lagunaje debido, en gran parte, a la porción UV de la luz que es un buen microbicida. Esta particularidad hace que se empleen tratamientos desinfectantes específicos mediante radiación UV artificial (ya comentados en oxidación).

Finalmente, los ultrasonidos solo son empleados para depuración de aguas industriales con bajos caudales.

Medios mecánicos

El tratamiento puramente físico de un agua residual es un eficaz bactericida en cierta medida, pudiendo destruirse bacterias con un rendimiento de hasta el 75% (véase Tabla 1.8).

Tabla 1.8. Eficacia microbicida de diferentes procesos físicos.

Proceso aplicado	% de reducción
Desbaste	0-5
Tamizado (según tamaño)	10-25
Sedimentación	25-75
Precipitación química	40-80
Filtración	90-95
Fangos activos	90-98
Cloración	98-99,999

Radiación

El uso de radiación γ procedente de radioisótopos (por ejemplo, Co^{60}) tiene una elevada penetración y es eficaz (a escala de laboratorio) en desinfección de aguas y fangos, incluso en esterilización. No obstante no existen aplicaciones comerciales operativas actualmente por los riesgos radiológicos inherentes al sistema.

MECANISMO DE LA DESINFECCIÓN

Los mecanismos de destrucción de microorganismos por los que actúan los productos desinfectantes, agentes y medios físicos desinfectantes o la radiación pasan por varias rutas fundamentales:

- Rotura de la membrana o pared celular.
- Alteración de la permeabilidad celular.
- Modificación de la composición del protoplasma celular.
- Alteración del ARN o ADN del microorganismo.
- Bloqueo de actividades enzimáticas vitales para el microorganismo.

La rotura de paredes celulares es la acción típica de muchos antibióticos (penicilina). El incremento en la permeabilidad celular es provocada, por ejemplo, por compuestos fenólicos y detergentes que modifican la capacidad selectiva para intercambio de sustancias y nutrientes de la célula.

Por otro lado, el calor, la radiación, así como los valores extremos de pH provocan la coagulación o desnaturalización de proteínas en el protoplasma. En cuanto a la radiación UV así como diferentes antibióticos alteran los ácidos nucleicos, generando dímeros, e interfiriendo seriamente en la síntesis de proteínas y en la reproducción del microorganismo.

Finalmente, los desinfectantes químicos (cloro, ozono, cloraminas, dióxido de cloro...) suelen provocar bloqueos enzimáticos letales para los microorganismos.

FACTORES QUE INFLUYEN EN LA ACTIVIDAD DE LOS DESINFECTANTES

Tiempo de contacto

Existe una relación entre tiempo de contacto y actuación desinfectante, que puede ser estudiada para cada sustancia y que responde a la denominada ley de Chick-Watson:

$$\ln(N_t / N_0) = -kt$$

siendo N_t y N_0 el número de microorganismos del agua al cabo de un tiempo t y el número inicial, respectivamente, y k una constante.

La relación anterior se cumple para cada dosis de reactivo y permite comparar la efectividad de diferentes agentes desinfectantes. Como ejemplo, la Figura 1.28 representa la efectividad del cloro frente a diferentes tipos de microorganismos.

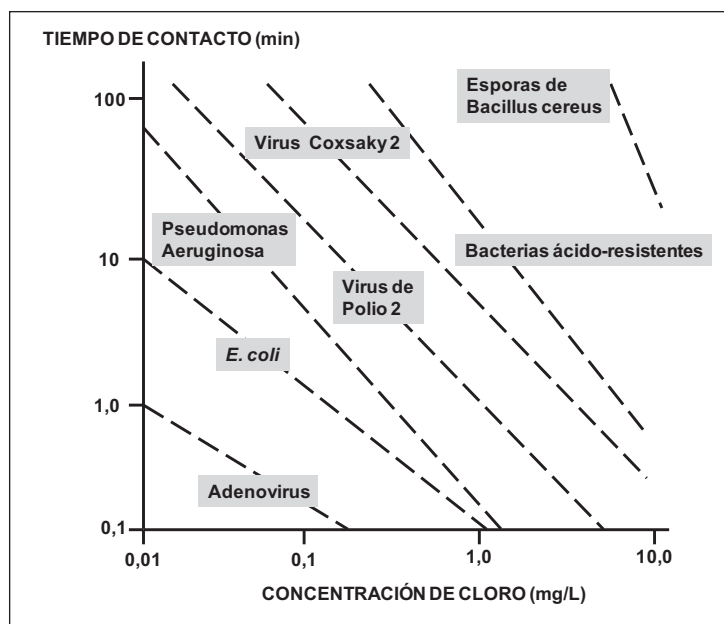


Figura 1.28. Efectividad del cloro frente a varios microorganismos (concentración y tiempo de contacto).

Concentración y tipo de producto químico

Similares consideraciones pueden hacerse respecto a la concentración del desinfectante empleado, de forma que al aumentar dosis también suele hacerlo la efectividad del producto.

Al final se obtiene una relación que relaciona el log del tiempo de contacto con el log de la dosis aplicada, como se observa en la Figura 1.29, para el caso de cloro aplicado a un mismo cultivo testigo de microorganismos. Puede observarse allí la distinta eficacia de los reactivos testados frente al microorganismo testigo. Obsérvese que el reactivo será más eficaz cuando con menor dosis y menor tiempo de contacto se consiga la eliminación del microorganismo: ozono y cloro serían los más activos (zona inferior izquierda de la figura) mientras H_2O_2 y $KMnO_4$ serían los menos eficaces (zona superior derecha de la figura). Coméntese el dato de que eficaces oxidantes, como permanganato potásico y peróxido de hidrógeno, apenas tendrían efecto desinfectante.

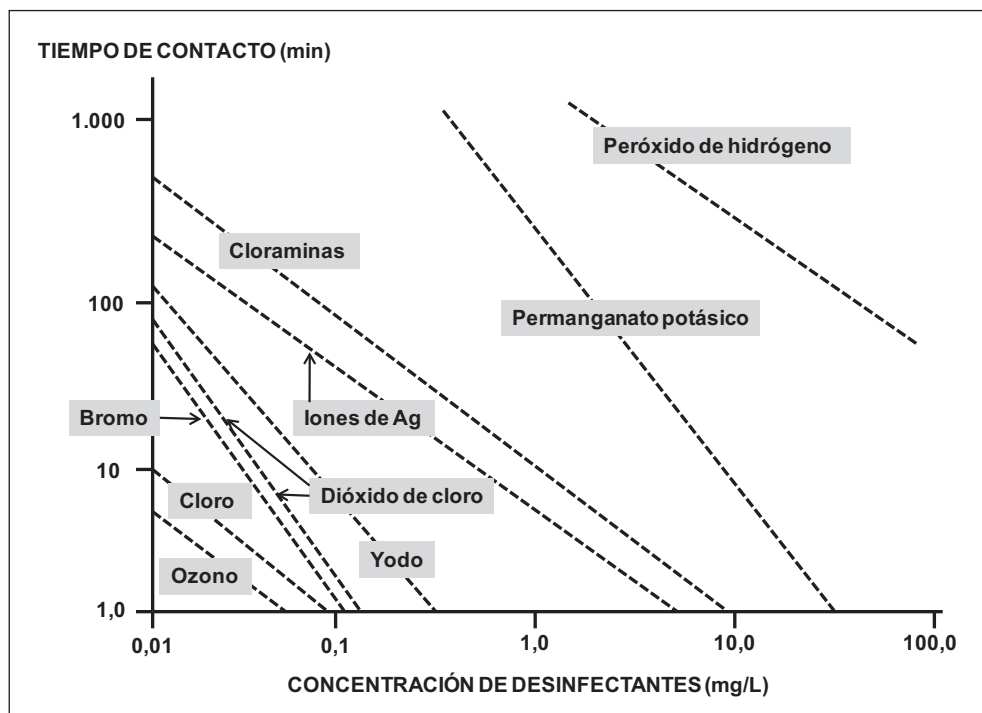


Figura 1.29. Efectividad de diferentes reactivos frente a un cultivo microorganismos testigo de *E. Coli*.

Como se observa, a medida el microorganismo es más sensible al cloro, menor tiempo de contacto y menores dosis serán necesarios para lograr su eliminación o inactivación. Como conclusión, los adenovirus serían los más eficazmente eliminados con cloro, mientras las esporas de *bacillus cereus* serían muy resistentes.

Además, con este tipo de estudios se pueden comparar por otro lado las efectividades de diferentes tipos de reactivos químicos frente a microorganismos testigo, obteniéndose que, en general, ozono y cloro siguen siendo los de más alto poder microbicida (véase Figura 1.29).

Tipo de agente físico

Tanto la luz (intensidad de la misma y longitud de onda) como el calor (temperatura) provocan un efecto similar a la de las dosis respecto a los reactivos químicos desinfectantes. Más intensidad de radiación y temperatura más alta ofrecen prestaciones desinfectantes más importantes.

Temperatura

El efecto de la temperatura sigue la ley de Van'T Hoff-Arrhenius. De cualquier forma, se incrementa la efectividad con esta variable, tal como se indicó en el apartado anterior para los agentes físicos.

Tipo de microorganismo

Indudablemente la efectividad de un desinfectante vendrá marcada por el tipo de microorganismo frente al que actúa. Así los microorganismos son más lábiles que sus quistes, esporas u oocitos. Como pauta general puede seguirse el siguiente orden de resistencia: adenovirus, coliformes, pseudomonas, virus entéricos, bacterias ácido-lácticas y esporas bacterianas (véase la anterior Figura 1.28).

Características del efluente a tratar

Cuanto más sólidos en suspensión, y materias orgánicas o inorgánicas y coloides presente un agua residual más dificultad tendremos en conseguir una desinfección adecuada debiendo invertir más tiempo de contacto, dosis más altas, y reactivos más potentes.

ASPECTOS PRÁCTICOS DE LA DESINFECCIÓN

La efectividad práctica de la desinfección suele comprobarse mediante el seguimiento de grupos de microorganismos testigo, como ya se comentó antes. El empleo de microorganismos intestinales como indicadores de contaminación fecal está mundialmente admitido desde hace bastantes años. En relación al tipo de microorganismos a investigar, deben cumplir un número mínimo de exigencias:

- Presencia siempre de una elevada cantidad de microorganismos en el residuo fecal humano (o en su caso, en residuos fecales de animales domésticos).
- Facilidad en su detección utilizando métodos analíticos microbiológicos simples y rápidos.

- Periodo de supervivencia de, al menos, el mismo que el de los organismos claramente patógenos.

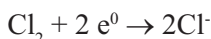
Estos requerimientos son cumplidos por las *bacterias entéricas* y de ahí su aplicación rutinaria, efectiva y universal en este campo. Indicadores típicos de polución fecal son los *Coliformes totales*, y especialmente *fecales*, así como los *Streptococos fecales*, los cuáles también pueden acceder al medio hídrico a través de insectos o vegetales, sin contar su alta presencia en las aguas residuales por motivos evidentes.

Asimismo pueden considerarse en cierta medida como indicadores fecales a los *Clostridium* dado que estos microorganismos anaerobios se acumulan especialmente en los lodos y sedimentos de los cauces de agua contaminados, y por tanto deficitarios en oxigenación natural. Por otro lado, también cabe incluir si no como microorganismos indicadores fecales, sí al menos por su posible incidencia en el uso del agua por el ser humano a pseudomonas y estafilococos.

Finalmente, en la actualidad la investigación más o menos rutinaria de *virus entéricos* y *colifagos* es otro indicador a tener en consideración. Lógicamente, la efectividad de un desinfectante se sigue correlacionando las tasas de inactivación de microorganismos testigo en función de dosis, tiempo de contacto y reactivo empleado. Vamos a ver algunas cuestiones relevantes sobre el empleo de los desinfectantes típicos usados en tratamiento y depuración industrial de aguas.

Cloración

Recuérdese la reacción global de oxidación experimentada por el cloro que “sequestra” 2 electrones de cualquier especie con capacidad de ser oxidada:



Pasemos revista ahora a los aspectos prácticos ligados a la cloración de aguas.

Mezcla inicial del reactivo

La importancia de la mezcla inicial entre reactivo y agua residual es crítica en la desinfección. La aplicación de cloro a un agua con fuerte turbulencia provoca una inactivación cien veces superior a la de la aplicación en un flujo más laminar.

La explicación a este comportamiento radica en que la agitación provoca una más eficaz puesta en contacto entre las moléculas del desinfectante y el microorganismo a eliminar.

Características del agua residual

- Cuanto más compuestos secuestrantes de cloro (*que muestren actividad frente al mismo*) tenga un agua, menor efectividad microbicida. A destacar, especialmente, los compuestos nitrogenados del agua.

- Los compuestos orgánicos con más grupos funcionales interaccionarán más con el cloro aumentando su consumo.
- Los compuestos saturados o carbohidratados no consumen cloro (o muy poco).
- Los compuestos insaturados, cíclicos y con dobles enlaces en general son grandes consumidores de cloro.
- Considerando estas circunstancias se requerirán dosis de cloro más altas y más dilatados tiempos de contacto entre cloro y agua residual a fin de lograr una acción idónea.

Presencia de partículas y materias en suspensión

La presencia de partículas en suspensión genera una alta turbidez que apantalla e interfiere la reacción del cloro y su interacción con los microorganismos presentes en el medio.

Tipo de microorganismo

Influye en el proceso además del microorganismo, su forma vital y su edad. En este sentido, cultivos bacterianos de un día de vida se inactivan al cabo de un minuto con la adición de 2 mg/L de cloro, mientras que con 10 días de vida se requerirían 30 minutos para igual dosis. En una figura anterior ya se ha comentado la acción del cloro sobre distintos microorganismos.

Acción del cloro

En la Tabla 1.9 presentada más adelante se resume la forma de acción concreta del cloro, ozono y radiación UV en desinfección de aguas. En el caso del cloro actúan mecanismos oxidativos, reacciones químicas, precipitación de proteínas, modificación de la pared celular de los microorganismos e hidrólisis de compuestos del protoplasma celular. Esta forma de acción también la comparte esencialmente el dióxido de cloro.

Con respecto a los otros oxidantes, en general se trata de procesos oxidativos o fotoquímicos, con rotura de estructuras celulares y de los ácidos nucleicos que dificultan la posterior replicación celular.

Es interesante comentar ahora el parámetro " $C_R t$ " usado en muchos estudios de aguas, que corresponde a la dosis residual de cloro expresada en mg/L que en un determinado tiempo provoca una cierta tasa de inactivación de un microorganismo. La representación gráfica entre el log del cociente entre el número de microorganismos al cabo de un tiempo " t " y su número inicial ($\log$ o $\ln$ de $[N_t/N_0]$), frente al producto de dosis residual por ese mismo tiempo (es decir, $C_R t$) permite comparar actividades microbicidas.

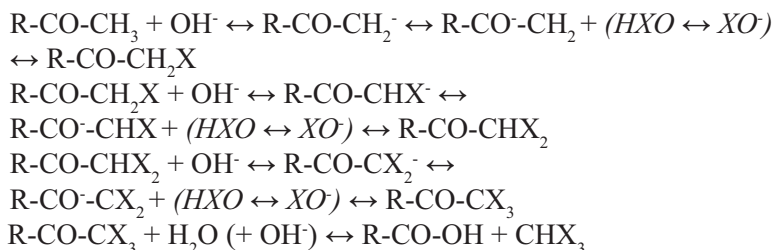
En todo caso, para aguas residuales frescas se requieren dosis entre 15-40 mg/L para reducir el contenido en coliformes totales a 1.000/100 mL (desde un valor inicial de 10^9 a 10^{12}). A partir de aquí las dosis se reducen al tratar aguas procedentes

del tratamiento primario (3-10 mg/L), secundario (2-10 mg/L) o de microfiltración u ósmosis (0-3 mg/L).

Subproductos de cloración

Los trihalometanos (THM) son compuestos monocarbonados (o incluso dicarbonados) con sustituyentes halogenados formados en la cloración de aguas. Así, un agua rica en precursores de THM (*en general compuestos orgánicos de degradación de materiales biológicos*) sometida a cloración, experimenta una compleja serie de reacciones químicas conducentes a la rotura de los anillos aromáticos de los compuestos orgánicos existentes en ella y a la generación de compuestos monocarbonados y dicarbonados simples con sustituyentes halogenados, en especial, cloro, bromo y yodo.

El mecanismo concreto de formación discurre actuando el cloro secuenciadamente como agente electrófilo, es decir, atacando grupos químicos con carga negativa, como son las posiciones del anillo bencénico unidas a grupos “-OH”, a los que transforma en grupos óxido. Con ello el anillo pierde aromaticidad, hasta que se produce la total apertura y rotura del mismo en unidades más pequeñas. El esquema reaccionante es el siguiente:



siendo “X”, un halógeno y “R” el resto aromático del precursor.

En la formación de THM colaboran todas las sustancias polifenólicas de un agua. Además, incrementos del pH, de la temperatura, de contenidos en bromuros y yoduros y de las dosis de cloro aplicadas al agua conducen a la generación de cantidades importantes de THM en el agua tratada. El empleo de otros oxidantes distintos al cloro, tales como ozono, dióxido de cloro y cloraminas da lugar a una menor tasa de generación de estas sustancias en el agua tratada, que se minimiza asimismo reduciendo al máximo los contenidos en materias orgánicas de un agua antes de su proceder a su cloración, por ejemplo, mediante coagulación-floculación o adsorción.

Los THM más frecuentes en aguas cloradas son cloroformo, diclorobromometano, dibromoclorometano y bromoformo siguiendo su proporción relativa el orden de cita anterior. La Figura 1.30 presenta una distribución típica de los THM formados por cloración de un agua de conductividad media (350-450 $\mu\text{S/cm}$) y contenido mínimo de bromuros y yoduros (<10 $\mu\text{g/L}$) frente a cloruros (40-60 mg/L). A medida que se incrementen las concentraciones de Br y de I⁻ en el agua a clorar, lo harán las especies bromadas y iodadas.

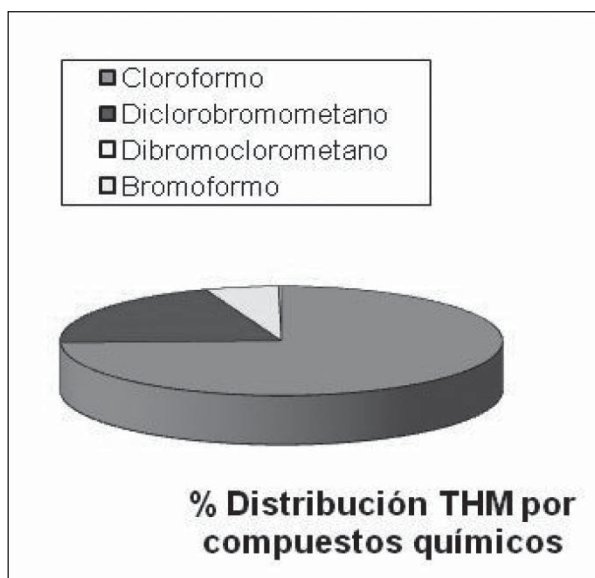


Figura 1.30. Distribución de trihalometanos por compuestos químicos singulares en un agua clorada real.

Para completar este apartado, indíquese que recientemente se han identificado otros compuestos halogenados con dos átomos de carbono, que también pueden catalogarse como THM, pero con una incidencia porcentualmente minoritaria.

En todo caso, al presentar estas sustancias un potencial efecto toxicológico, una vez el agua desinfectada es conveniente proceder a su dechloración total o parcial antes de su vertido a cauce o uso posterior.

Desinfección con dióxido de cloro

Es otro producto empleado como desinfectante de aguas y cada vez más empleado, respondiendo su capacidad oxidante a la reacción:



La capacidad oxidante respecto al cloro es de 2,63 veces, o lo que es igual, un mol de dióxido equivale a 177,5 g de cloro. Las dosis aproximadas de dióxido para desinfección de un agua pueden evaluarse de las sustancias químicas presentes si bien sigue siendo adecuada y siempre se aconseja, la realización de test a escala de laboratorio.

Aunque el dióxido es más efectivo en general frente a la flora microbiana que el cloro, así como frente a quistes y oocitos, su acción frente a los virus es similar. Por otro lado, los subproductos de este tratamiento son cloratos y cloritos, puesto que apenas se forman THM como en el caso del cloro.

Tabla 1.9. Mecanismos de actuación de diferentes desinfectantes en aguas.

Cloro	Ozono	Radiación UV
1. Oxidación. 2. Actuación de cloro libre. 3. Precipitación de proteínas. 4. Modificación de la permeabilidad de la membrana o pared celulares. 5. Hidrólisis y rotura mecánica de elementos celulares.	1. Oxidación y destrucción de pared celular con salida de constituyentes celulares fuera de la célula. 2. Reacciones con subproductos radicálicos de la descomposición del ozono. 3. Daño a constituyentes ácidos nucleicos. 4. Rotura enlaces C-N provocando la despolimerización.	1. Daño fotoquímico en ácidos nucleicos (con formación de dobles enlaces) en interior de las células. 2. Ácidos nucleicos absorben preferentemente radiación entre 240-280 nm. 3. El daño en ARN y ADN provoca defectos en replicación con inactivación de las células.

Desinfección con ozono

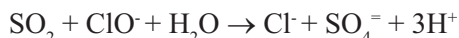
A indicar también su mayor efecto desinfectante que el cloro respecto a virus, protozoos y quistes. Como subproductos se forman los denominados “ozónidos” que también presentan potencial toxicológico similar al de los THM. Por ello, es muy aconsejable cuando se ozoniza un agua proceder después a su tratamiento mediante filtración con carbón activo granular.

Declaración y reducción de restos de desinfectante

Se suelen emplear: dióxido de azufre, tiosulfato, sulfito (todos ellos agentes reductores) y carbón activo (en este caso, adsorbente).

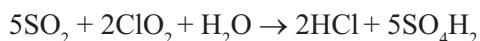
Dióxido de azufre

La reacción con el cloro es:



También se producen reacciones con las cloraminas del agua y con el tricloruro de nitrógeno (cloro total) que habría que considerar para calcular las dosis aplicables. Estas reacciones se producen mol a mol. En todo caso, las dosis reales se sitúan entre 1-1,2 g de SO_2 por g de cloro residual, debiendo sumarse las contribuciones de las cloraminas, si existen.

Cuando se emplea este producto frente a aguas tratadas con dióxido de cloro, el proceso sería,



Las dosis operativas se sitúan en unos 2,7 g de SO_2 por g de dióxido residual.

Sulfito, bisulfito y metabisulfito sódico

También se producen reacciones con cloro libre y cloraminas que habrá que considerar para evaluar dosis de decloración aplicables. Para cloro se usan 1,8-2,0 g de sulfito (SO_3^{2-}) por g de cloro residual, 1,5-1,7 g de bisulfito (HSO_3^-) por g de cloro residual, y 1,4-1,6 g de metabisulfito ($\text{S}_2\text{O}_5^{2-}$) por g de cloro residual.

Carbón activo

El proceso de eliminación de desinfectante residual en este caso no es vía reducción química sino a través de adsorción. En el caso de cloro, se requiere un mol de carbón (14 g) por cada dos moles de cloro libre (71 g), un mol de carbón por cada dos moles de monoclорamina (103 g) y un mol de carbón por cada cuatro moles de dicloramina (344 g).

CONTROL QUÍMICO DE OLORES EN LAS EDAR

La aparición de olores es un problema muy importante en la depuración de aguas usadas y su reducción o eliminación es una queja frecuente de los ciudadanos que habitan en las proximidades de instalaciones de depuración de aguas residuales.

Para aproximarnos a esta cuestión vamos a considerar los siguientes apartados: tipos y fuentes de olores encontrados; comportamiento de los olores en los colectores y las EDAR, y finalmente métodos químicos de control aplicables para solucionar esta problemática.

TIPOS Y FUENTES DE OLORES EN AGUAS RESIDUALES

La Tabla 1.10 recoge los principales compuestos responsables de la aparición de olores en las aguas residuales. Fundamentalmente se trata de compuestos nitrogenados y sulfurados, procedentes de procesos incompletos de degradación de residuos orgánicos.

Suelen ser todos ellos olores fuertes, ácidos y persistentes, y con diferentes matices. Además, en función de las mezclas de compuestos presentes, el olor global podrá ser distinto a la simple mezcla de los originales. Por otro lado, estos olores afectan tanto a los sistemas de colectores como a las depuradoras, y se van formando paulatinamente al extenderse en el tiempo las condiciones anaerobias/anóxicas de las aguas residuales (ausencia o mínima oxigenación).

Se puede observar asimismo cómo los umbrales de olor varían extraordinariamente según los diferentes compuestos puros, siendo los más bajos (*mayor potencia odorífera*) los de crotilmercaptano, etilsulfuro y tiocresol, inferiores todos ellos a 0,0001 ppm y los más elevados (*menor potencia odorífera*) los de metilamina y amoníaco, superiores a las 20 ppm.

Es interesante referirnos ahora si bien brevemente, al comportamiento de las sustancias odoríferas cuando interaccionan entre sí. En estas situaciones, que son las

habituales puesto que es muy infrecuente que solo exista un compuesto productor de olor en una atmósfera real, se pueden observar tres situaciones:

- *Aditividad*: que implica que el olor resultante, la potencia odorífera en realidad, corresponda aproximadamente a la potencia suma de los olores singulares presentes.
- *Antagonismo*: en este caso los olores se restan, puesto que interactúan negativamente entre sí, con lo que el resultado es menor al esperado de la suma de contribuyentes singulares.
- *Sinergismo*: en este caso se produce una interacción positiva de las sustancias odoríferas, con lo que el resultado es superior al esperado de la suma simple de los contribuyentes odoríferos singulares.

Hecho el anterior inciso, digamos que lugares típicos de existencia de olores en las estaciones depuradoras son la llegada de influentes al tratamiento y, muy especialmente, las zonas de secado y deshidratación de fangos crudos o tratados.

Incluso, los polímeros empleados para deshidratación también pueden generar metilaminas aromáticas cuando se van descomponiendo tras un tiempo las disoluciones o suspensiones preparadas para su empleo en proceso.

Tabla 1.10. Compuestos odoríferos en aguas residuales.

Compuesto	Fórmula química	Peso mol.	Umbral olor, ppm volumen	Tipo olor
Amoníaco	NH_3	17,0	46,8	Picante, irritante
Cloro	Cl_2	71,0	0,314	Picante, sofocante
Clorofenol	$\text{Cl-C}_6\text{H}_4\text{-OH}$	128,5	0,00018	Medicinal
Crotilmercaptano	$\text{CH}_3\text{-CH=CH-CH}_2\text{-SH}$	90,2	0,000029	Parecido a mofeta
Dimetilsulfuro	$\text{CH}_3\text{-S-CH}_3$	62	0,0001	Palmito descompuesto
Difenilsulfuro	$\text{C}_6\text{H}_5\text{-S-C}_6\text{H}_5$	186	0,0047	Desagradable
Etilmercaptano	$\text{CH}_3\text{-CH}_2\text{-SH}$	62	0,00019	Palmito descompuesto
Etilsulfuro	$[\text{CH}_3\text{-CH}_2]_2\text{-SH}$	91	0,000025	Nauseabundo
Sulfuro de hidrógeno	H_2S	34	0,00047	Huevos podridos
Indol	$\text{C}_8\text{H}_6\text{-NH}$	117	0,0001	Fecal, nauseabundo
Metilamina	$\text{CH}_3\text{-NH}_2$	31	21,0	Pútrido, pescado
Metilmercaptano	$\text{CH}_3\text{-SH}$	48	0,0021	Palmito descompuesto
Escatol	$\text{C}_9\text{H}_9\text{-N}$	131	0,019	Fecal, nauseabundo
Dióxido de azufre	SO_2	64,1	0,009	Picante, irritante
Tiocresol	$\text{CH}_3\text{-C}_6\text{H}_4\text{-SH}$	124	0,000062	Rancio, a mofeta
Trimetilamina	$(\text{CH}_3)_3\text{-N}$	59	0,0004	Picante, pescado

Finalmente, incluso el uso de cal para alcalinización del pH del fango también puede provocar la aparición de olores debidos estos a sustancias más volátiles a pH alcalino.

COMPORTAMIENTO DE LOS OLORES

Se pueden establecer algunas pautas generales al respecto:

- Por la tarde y a primeras horas de la mañana en condiciones meteorológicas de ausencia de vientos, se potencia la aparición y percepción de olores en las EDAR, formando las denominadas “nubes de olores”. Este fenómeno es muy similar al experimentado por la contaminación del aire (*smog*) en nuestras ciudades, particularmente en condiciones anticiclónicas (alta presión atmosférica).
- Las “nubes” de olores de las depuradoras, movidas por el viento, pueden desplazarse hasta 25 km de distancia fundamentalmente a primeras horas de la tarde y por la mañana.
- Las condiciones más anóxicas, tanto del agua residual como de los subproductos asociados (fangos, biosólidos, otros tipos de residuos) potencian la aparición y dispersión de olores en las EDAR.

ESTRATEGIAS PARA CONTROL DE OLORES

Se basan en la consideración de varios aspectos interrelacionados:

- Control de las descargas ricas en compuestos odoríferos a los colectores.
- Control de los propios olores formados en colectores.
- Control de olores en las propias depuradoras e instalaciones al efecto.
- Cubrición y estanqueidad de elementos e instalaciones de las EDAR, particularmente en las zonas de acumulación de olores.
- Tratamiento químico de los efluentes.
- Empleo de agentes enmascarantes o neutralizantes.
- Empleo de medios físicos (inducción de turbulencia y aireación forzada en las aguas residuales).
- Establecimiento de zonas búffer (o de almacenamiento intermedio de aguas residuales con potencial odorífero antes de su vertido).

Control de descargas de vertidos a colectores

Se basa en establecimiento de normativas de obligado cumplimiento al respecto (por ejemplo desde lo establecido en las Ordenanzas de vertidos, Reglamentos o normas similares), requerimiento de sistemas de pre-tratamiento a las aguas residuales industriales vertidas a los saneamientos y adopción de medidas de homogenización de caudales.

Control de olores en colectores

Se puede lograr mediante la consecución de condiciones aerobias en los sistemas, lo que puede obtenerse con la aplicación de H_2O_2 , oxígeno puro o aire en lugares crí-

ticos del saneamiento (bombeos, fondos de saco de la red de colectores...) limitando el crecimiento de flora microbiana anaerobia mediante control de pH, o mediante el uso de agentes desinfectantes.

Se demuestra eficaz asimismo el tratamiento de parte del caudal total aplicando métodos específicos de precipitación química de los agentes odoríferos detectados en el efluente, proveyendo al sistema de saneamiento de lugares con turbulencias y agitación del agua residual en la red, así como procediendo a la desgasificación de los efluentes en zonas concretas y adecuadas al efecto.

Deben referirse al respecto, novedosas técnicas de adición de microorganismos directamente al agua residual en los colectores que reducen olores al metabolizar los compuestos precursores de los mismos.

Control de olores en las EDAR

Los métodos reseñados más arriba para colectores son válidos para depuradoras. Podrían ser en especial muy eficaces la supresión de bombeos, la de sistemas que provoquen turbulencias del agua y la de sistemas de escape incontrolado de gases. Prestaremos especial atención a los métodos que emplean reactivos químicos. De este modo, se recomiendan:

- Minimización de elementos de caída libre de aguas y turbulencias.
- Explotación de las EDAR intentando reducir al mínimo los episodios de sobre caudales.
- Incremento de las tasas de aireación en el biológico.
- Reducción del tiempo de almacenamiento temporal de sólidos y fangos.
- Evitar la formación de espumas en decantadores.
- Uso de agua clorada en servicios auxiliares.
- Control de formación de aerosoles, y
- Cubrición de elementos de las EDAR que generen olores, incluso de toda la EDAR si económicamente fuese asumible.

ADICIÓN DE REACTIVOS QUÍMICOS AL AGUA RESIDUAL

Los reactivos actúan mediante oxidación química, mediante precipitación o mediante ajuste de pH.

La oxidación química se puede lograr con cloro, aire, ozono, NaClO, permanganato potásico, dióxido de cloro y H_2O_2 . Estos compuestos oxidan sulfuros y ácido sulfhídrico, así como otros compuestos de los ya recogidos con anterioridad. Las dosis de reactivos deben testarse a escala de laboratorio por la variedad de compuestos existentes.

El uso de precipitación química mediante cloruro o sulfato férrico provoca la precipitación de FeS, también debiendo llevarse a cabo previamente ensayos a escala de laboratorio para fijar las dosis idóneas.

Finalmente, el incremento de pH provoca la reducción de actividad bacteriana anóxica o anaerobia, así como el aumento de la presencia de ion bisulfuro frente al

sulfuro el cual presenta más potencia odorífera. Suele emplearse a tal fin como reactivo de contrastada eficacia el NaOH habitualmente, solo o en unión de hipoclorito sódico.

EMPLEO DE REACTIVOS ENMASCARANTES Y NEUTRALIZANTES

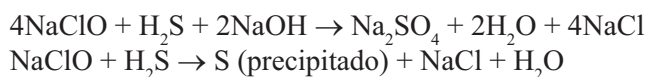
No eliminan realmente la fuente de olor, pero en su formulación emplean aceites esenciales de vainilla, limón, pino, florales, etc., cuya potencia odorífera supera a la de los olores originales. Con respecto a los reactivos neutralizantes se trata de generar reacciones químicas que destruyan las fuentes de olores presentes. En ambos casos suelen ser soluciones puntuales y no definitivas a los problemas de olores, puesto que ambas suelen presentar costes económicos importantes.

TRATAMIENTO QUÍMICO DE OLORES EN FASE GASEOSA

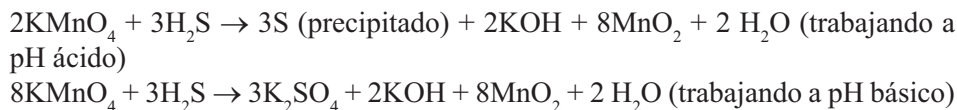
Scrubers químicos

Se trata de torres que permiten el contacto entre el aire, y los reactivos empleados para favorecer la oxidación de los compuestos presentes en aquél. Debe existir un sistema de captación y vehiculación de aire a tratar hacia el sistema. Los scrubers pueden ser de tres tipos: *a contracorriente*, *absorbentes mediante spray* y *sistemas a favor de la corriente de flujo*.

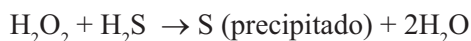
Los equipos están rellenos de una matriz inerte para favorecer el contacto del producto químico usado con el gas inyectado. Las reacciones químicas involucradas (considerando NaClO, KMnO₄ y H₂O₂) son:



con lo que necesitarían 5,5 g de hipoclorito por cada g de H₂S presente en el gas.



en el primer caso se requerirían 2,8 g de permanganato por g de H₂S, y en el segundo caso, 11,1 g de permanganato por g de H₂S.



la reacción se da a pH < 8,5 y se necesitarían un g de H₂O₂ por g de ácido sulfhídrico.

En todo caso, el reactivo más empleado es el hipoclorito que consigue eliminar hasta el 98% de sulfhídrico y amoníaco presentes, hasta el 95% de dióxido de azufre y hasta el 90% de mercaptanos y otros compuestos orgánicos presentes en el gas de partida.

Si se requiriese ajuste de pH previo del medio, habría que considerar el proceso:



ADSORCIÓN DE OLORES EN FASE GASEOSA

Se emplean equipos muy similares a los scrubbers, es decir sistemas en forma de torre con un relleno de carbón activo. La adsorción depende de la sustancia o sustancias concretas y de su concentración, siendo más favorable en compuestos menos polares que en otros más polares (p.e., H_2S). Se suelen emplear torres que operan en dos etapas en serie.

TRATAMIENTO TÉRMICO

Existen tres variedades:

1. Oxidación térmica.
2. Oxidación catalítica.
3. Oxidación térmica con recuperación o regeneración de calor.

Sea como ejemplo la oxidación térmica del metano:



Para llevarla a cabo con un rendimiento aceptable se requiere alta pureza del gas al objeto de que el proceso requiera el aporte de poco calor externo. En especial deben vigilarse los contenidos en gases azufrados (sulfhídrico, incluso dióxido de azufre, cuando las condiciones del fluido son más oxidantes) puesto que interfieren el proceso ofreciendo rendimientos energéticos deficientes y encareciendo, consiguientemente, el proceso.

Oxidación térmica

En esta modalidad los gases se precalientan antes de su entrada a combustión a temperaturas entre 425°C y 760°C .

Como la combustión no es completa se trata de un proceso de preconcentración de vapores y por consiguiente, de limitada eficacia.

Oxidación catalítica

Ocurre entre 310°C y 425°C y usando como catalizadores Pt, Pd y Rb. Requiere menos aporte energético que el proceso anterior. El gas a oxidar debe estar lo más exento posible de materias en suspensión y partículas.

Oxidación térmica con recuperación o regeneración de calor

En la fase de recuperación, se aprovecha el calor del gas tratado que se envía al exterior para precalentar el gas entrante. En la modalidad de regeneración se emplean torres rellenas de materiales cerámicos que capturan el calor excedentario para calentar el gas entrante al proceso, lo que consigue un cierto ahorro energético.

Por último, indíquese que en esta modalidad técnica se suele trabajar con sistemas que operan con tres columnas en serie.

PROCESOS FÍSICOS Y OTROS PROCESOS QUÍMICOS EMPLEADOS EN DEPURACIÓN DE AGUAS: TEORÍA Y PRÁCTICA

2

INTRODUCCIÓN

Los dos primeros apartados del Capítulo se refieren a aquellos tratamientos y procesos de carácter fundamentalmente físico que en la práctica se llevan a cabo de manera rutinaria en la depuración industrial de aguas residuales, tanto de carácter doméstico como industrial. En realidad, nos estamos refiriendo a lo que habitualmente se conoce como el *pre-tratamiento* en las depuradoras biológicas convencionales (*tamizado, dilaceración y flotación*) e incluso en las depuradoras integrales químicas.

Posteriormente hablaremos de *filtración* en sus diferentes modalidades, y de *adsorción*, que formalmente puede tomarse como un tipo especial de filtración y cuyo fundamento es químico no físico, así como de *membranas filtrantes*: salvado lo anterior, estos sistemas suelen aplicarse desde equipos técnicos similares y más bien como procesos ubicados al final de esquemas biológicos y químicos de depuración.

También hablaremos más adelante de *intercambio iónico* (otra tecnología de base química, no física) pero que comparte diseños y equipos con la *filtración y adsorción*, para finalizar el capítulo con un apartado sobre *destilación y evaporación* (también física) y otro final dedicado a procesos de *corrección y afino* del agua ya depurada por uno, o en general varios, de los procesos vistos hasta entonces.

ELIMINACIÓN DE SUSTANCIAS GROSERAS: DESBASTE Y DILACERACIÓN

DESBASTE O TAMIZADO

Normalmente situada al principio de cualquier EDAR (biológica, química o conjunta) la retirada de los sólidos de cierto tamaño presentes en un agua residual se puede efectuar mediante el proceso llamado *desbaste*, consistente en un tamizado del agua a través de una serie de rejillas o tamices de un determinado tamaño de luz. Formalmente se podría considerar como una filtración gruesa.

Según la malla concreta empleada se puede hablar de *desbaste fino*, con rejillas cuya separación es menor a 10 mm, *desbaste medio*, en que las rejillas se hallan separadas entre 10 y 25 mm y finalmente el *desbaste grueso o predesbaste*, con rejillas de luz superior a 5 cm. En general, el orden de aplicación de los sucesivos sistemas de rejillas

o tamices, irá en orden decreciente según su luz o paso de malla: es decir, el desbaste más grosero irá en cabecera, y tras él se ubicará el desbaste medio para finalizar con el fino. Con esta disposición, al principio se retirarán del agua los sólidos de mayor tamaño, y al final lo serán los más pequeños.

Las rejas de desbaste pueden ser tanto de limpieza manual como automática, si bien estas últimas presentan obviamente la ventaja de su operatividad, siendo por tanto las más empleadas en la práctica. Estas rejas automáticas disponen de *peines* para su limpieza automática y suelen descargar su contenido de sólidos variados en contenedores situados al efecto, dispuestos de forma lateral o frontal a la reja. Asimismo, el plano de la reja puede contener barrotes rectos o bien curvados.

Por otra parte, dependiendo del tamaño de los sólidos habitualmente contenidos en un agua residual se usará un tipo de reja u otra, así como podrá variar su paso de malla, aunque sobre esto suelen primar los diseños comerciales estándar. No obstante, es usual aplicar, al menos, dos rejas de tamaño de luz decreciente según el sentido de flujo de la línea de agua, como se indicó más arriba.

La Figura 2.1 presenta un sistema de tamizado por reja típico.

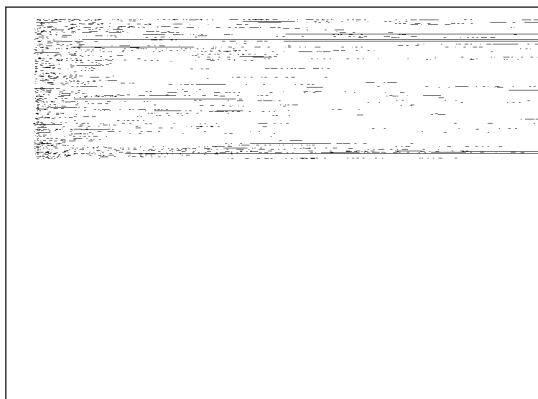


Figura 2.1. Esquema típico de una reja de desbaste. En la parte superior se aprecia un detalle del *peine* para limpieza automática de los sólidos retenidos.

Obsérvese aquí que la entrada de agua bruta es por (a) y que los sólidos presentes en el agua quedan retenidos en la superficie externa del tamiz, deslizándose por gravedad hasta su punto inferior, desde donde son retirados por gravedad según muestra el detalle (c). Finalmente, en el compartimiento (b) se va recolectando el agua ya tamizada que se envía al proceso de tratamiento siguiente.

Como información complementaria sobre este tema, la posterior Figura 2.2 presenta los sistemas de tamizado instalados en la EDAR de Rejas, Madrid.

DILACERACIÓN

En el proceso denominado *dilaceración* se trata de desintegrar los sólidos presentes en el agua residual y desmenuzarlos, en lugar de separarlos del influente bruto

como se hacía en el proceso anterior. De esta forma se consigue evitar la necesaria evacuación hacia el exterior de sólidos y restos separados del agua asociada al desbaste, pero se corre el peligro de que si el desmenuzamiento no es efectivo se puedan provocar obstrucciones y malos funcionamientos, sobre todo mecánicos, en otros equipos de la estación de tratamiento (bombas, valvulería, colectores, etc.) así como propiciar la generación de un posible incremento de olores en la EDAR al aumentar la carga biodegradable (fenómenos indeseados de fermentación parcial en condiciones de déficit de oxigenación).

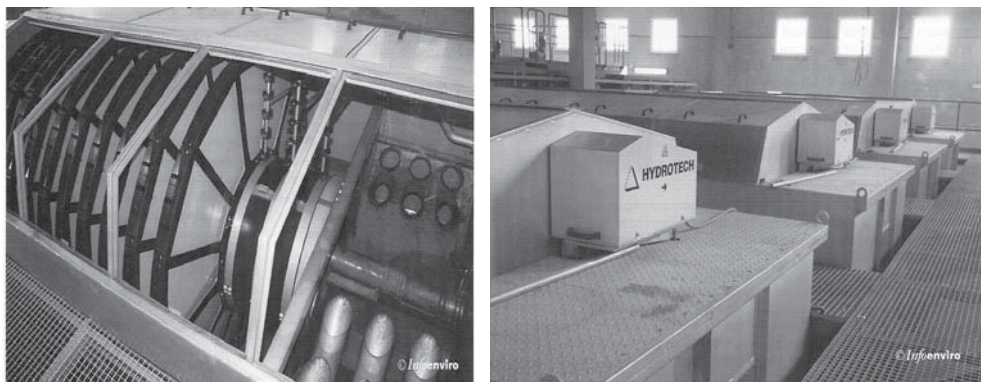


Figura 2.2. Sistema de desbaste industrial (fuente: *Infoenviro*TM).

Por otro lado no olvidemos que al estar incrementando de forma notoria la carga orgánica a separar del agua en su posterior tratamiento, deberemos atender dos cuestiones asociadas al respecto: la primera un más alto coste en el tratamiento secundario si la EDAR es biológica (mayor aireación) o dosis probablemente más elevadas de reactivos químicos si el proceso es químico (coagulación-floculación); asimismo es frecuente en el primer caso, la formación de costras de residuos en el caso de emplear en la depuradora unidades de digestión anaerobia para la mineralización de los fangos o biosólidos generados en la proceso de depuración biológica.

Desde la óptica de diseño, los dilaceradores suelen estar compuestos por un tambor giratorio constituido por bandas o dientes cortantes, requiriendo un aporte continuo de agua mediante bombeo si se encuentran a cota superior respecto a la línea de agua. El agua que abandona el dilacerador incorpora como se ha apuntado más arriba las materias trituradas en el mismo con un consiguiente incremento en su carga contaminante total (carga biodegradable y sólidos en suspensión, fundamentalmente gruesos). Los sistemas de dilaceración también pueden equipar cualquier bomba centrífuga dando lugar a las denominadas *bombas dilaceradoras* las cuáles cuentan con *rotores o impulsores* con diseño de dilacerador, como se comentará en el Capítulo 3.

En todo caso, la técnica de la dilaceración suele contar con seguidores y con detractores por los problemas que ya vimos anteriormente pueden entrañar, y un ejemplo típico de ello son los trituradores domésticos de basuras, que tantos problemas en muchas ocasiones plantean a los explotadores de las redes de saneamiento y las EDAR.

DESARENADO-DESENGRASADO

Ubicado en cualquier depuradora normalmente tras los desbastes, y en su caso, los dilaceradores, el *desarenado* tiene como misión prioritaria la retirada del agua residual de las denominadas *arenas*, es decir de aquellos pequeños sólidos que pueden decantar directamente y, cuyo tamaño suele superar los 0,2 mm. Estas arenas son principalmente de carácter mineral si bien suelen estar asociadas a restos finamente divididos de materias orgánicas, grasas, detergentes, etc. La utilidad del desarenado radica en evitar la acumulación de sedimentos de este tipo en los demás equipos y aparatos de la estación de tratamiento previniendo también episodios de abrasiones y sobrecargas en las fases posteriores del proceso.

Un *desarenador* en esencia, es un estanque que recibe un aporte continuo del influente a tratar, y que dispone de la suficiente superficie como para permitir la decantación natural de las arenas esencialmente minerales en el fondo del mismo, del cual se recogen mediante sistemas de succión diseñados al efecto. A este respecto, existirá una preferencia en la acumulación de las arenas hacia el final del estanque¹, en donde se sitúa un cono concentrador (o similar) desde el que se succiona su contenido hacia la evacuación fuera de la línea de agua.

El desarenado, particularmente aplicado en depuración de aguas pero también en tratamiento de aguas superficiales destinadas a potabilización y que presenten altos contenidos en arenas, puede realizarse conjuntamente con el proceso de *desengrase* o *desaceitado*. Con este se intenta la separación desde el agua de los *flotantes*, *grasas* y *aceites* que esta pueda portar y que serían susceptibles de flotación natural o inducida. Las grasas, entre otros inconvenientes a lo largo del tratamiento, podrían provocar y favorecer fenómenos de flotación indeseable de fangos en los procesos posteriores de decantación del agua.

Un equipo industrial de *desarenado-desengrase* es un estanque, generalmente rectangular, de una cierta profundidad en cuyo fondo se distribuye un emparrillado de tuberías terminadas en difusores porosos, que difunden un caudal de aire ascendente en forma de finas burbujas hacia la superficie del agua.

En la parte superior, y situado a ras de la lámina de agua, se coloca un rastrillo que se extiende por todo lo ancho del estanque, moviéndose cíclicamente mediante un movimiento de vaivén.

Con esta disposición se consigue que las burbujas de aire efectúen dos acciones: la primera la de desproteger y limpiar en cierta extensión a las arenas sedimentables de su potencial cubierta orgánica, con lo cual su capacidad de sedimentación se acentúa.

Por otro lado, la de hacer flotar los aceites y grasas de forma más efectiva. Además, en cada ciclo, el rastrillo superior recoge todos los flotantes evacuándolos al final del aparato.

La Figura 2.3 presenta el esquema de un sistema industrial de *desarenado-desengrasado* típico. El agua a tratar llegaría por (A) (parte inferior izquierda de la figura). Por (B) se difundiría aire a todo el sistema desde el fondo.

¹ Consúltase al efecto la Figura 1.9 del Capítulo 1, sobre sedimentación de partículas



Figura 2.3. Esquema de un desarenador-desengrasador industrial de forma rectangular. Arriba e izquierda abajo, perfiles laterales. Derecha abajo, perfil longitudinal.

La recogida de flotantes y fangos en superficie se produciría mediante un puente de rasquetas laterales accionado por un movimiento de vaivén (I) que evacuaría su contenido hacia (J) donde se ubica una cinta sin fin para enviar los residuos a contenedores previos a su gestión definitiva. La retirada de fangos y arenas desde el fondo se posibilitaría mediante un sistema de bombeo (D) conectado también a otro contenedor temporal de residuos. Finalmente, la recogida de agua tratada, exenta de grasas emulsionadas y de arenas minerales, se daría siguiendo el flujo de agua hacia la parte derecha en la que se encuentra un sistema de regulación de caudal (C), y los colectores de agua pre-tratada, denotados por (G) y (F) en la Figura 2.3.

Como información adicional, la Figura 2.4 presenta una panorámica general del sistema de desarenado-desengrasado instalado y actualmente operativo en la EDAR de La Golondrina (EMACSA, Córdoba). En esta planta se cuenta con dos líneas gemelas y se pueden observar en la parte derecha de la fotografía un primer canal de recogida de flotantes (con barrera no continua de separación con respecto al cuerpo del aparato) y más a la derecha otro canal de recogida de las arenas acumuladas en el fondo del desengrasador-desarenador. Los contenedores de aceites y de arenas deben ser independientes, así como su gestión, debido a su distinto contenido en materias orgánicas y a tratarse en realidad de residuos de tipología ciertamente distinta.



Figura 2.4. Desarenado-desengrasado de la EDAR de La Golondrina-EMACSA (Córdoba).

FLOTACIÓN. FLOTADORES

Recuérdese como introducción al tema, que el desengrasado es una aplicación práctica del proceso de flotación que ahora trataremos en más profundidad. En todo caso, este proceso también se basa en la diferencia de densidad entre los sólidos contenidos en un agua y la de esta, de forma similar al de decantación. Sin embargo, aquí la densidad de los sólidos es ligeramente menor que la del agua, circunstancia por la que pueden ascender hasta la superficie del líquido. La menor densidad de los sólidos con capacidad de flotación puede existir ya en origen en los anteriores por sus propias características fisicoquímicas o bien provocarse mediante arrastre por algún fluido gaseoso.

En el proceso de flotación provocada se usa la aptitud que presentan ciertas partículas sólidas de adherirse a burbujas de gas (en general, aire) introducidas en la masa líquida formando conjuntos “*partículas-aire*” los cuáles se acumulan en la superficie del agua (véase Figura 2.5). El gas puede además introducirse “dentro” de la masa de partículas promoviendo también la flotación de grupos de sólidos discretos que rodearían a cada burbuja individual.

Para que una partícula más densa en principio que el agua que la rodea flote se requiere que la adherencia de la partícula sólida a las burbujas de gas sea más favorable que la correspondiente a la partícula respecto al líquido.

Una vez formado el conjunto “*partícula-burbuja*”, este adquiere una velocidad ascensional cuyo valor permanece constante, respondiendo a la ecuación de Newton, que dicho sea de paso, también explica la velocidad de sedimentación de partículas decantadas (si bien aquí con distinto signo):

$$V^{(2-n)} = 4 \cdot d^{(1+n)} \cdot g \cdot (\rho - \rho_a) / (3 \cdot C \cdot \rho_a)$$

siendo “V” la velocidad de flotación en cm/s, “d” el diámetro del conjunto “partícula-burbuja” en cm, “g” la aceleración de la gravedad, “C” el coeficiente de arrastre,

“a” y “n” coeficientes constantes y “ ρ ” y “ ρ_a ” las densidades del conjunto “partícula-burbuja” y “partícula-fluido”, respectivamente.

El coeficiente de arrastre se calcularía del producto del coeficiente “a” multiplicado por el número de Reynolds del fluido elevado a (-n). Si el régimen de flujo es laminar, la velocidad ascensional límite responde a la ecuación de Stokes,

$$V = (\rho_a - \rho_a) \cdot g \cdot d^2 / (18 \cdot \eta)$$

en la cual se aprecia una influencia favorable del tamaño del conjunto “partícula-burbuja” (es decir, de “d”, diámetro) si bien lo realmente determinante es la superficie específica del conjunto más que el propio diámetro del mismo.

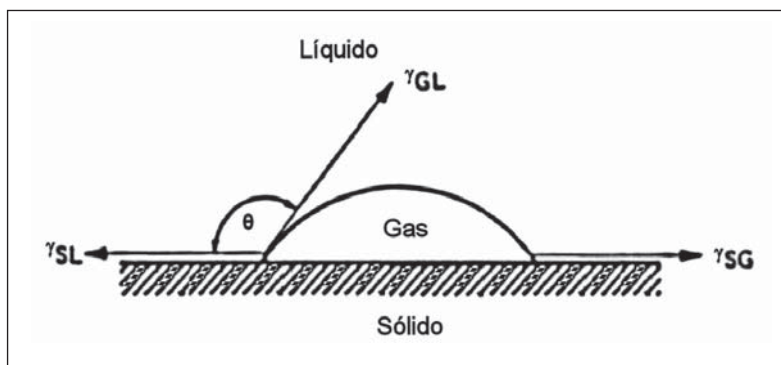


Figura 2.5. Fundamento de la flotación: la burbuja de aire se adhiere a la superficie del sólido y lo arrastra hacia arriba.

Para acabar este punto, señálese que se requiere un volumen mínimo de gas de una cierta densidad, a fin de conseguir la flotación de una partícula de masa y densidad dadas. Esta circunstancia viene definida por la relación,

$$(V_g / m) = [\rho_p \cdot \rho_l] / [\rho_l - \rho_p] \cdot [1 / \rho_g]$$

siendo “ V_g ” volumen de gas, “m” masa de la partícula, y “ ρ_p ” y “ ρ_l ”, respectivamente, densidad aparente de la partícula y densidad aparente del líquido (agua en este caso).

En realidad se puede considerar formal y matemáticamente la flotación como un proceso opuesto al de decantación (con signo contrario en su formulación como se indicó anteriormente). Respecto a la flotación natural podría ser útil para ser empleada en equipos de *flotación estática* (*flotadores estáticos*) con el objetivo de separar flotantes, grasas e hidrocarburos de las aguas residuales de refinerías, industrias de laminado, pequeñas industrias de automoción, etc., pero siempre aplicada a bajos caudales de tratamiento y con periodos dilatados de ausencia de agitación y circulación del agua, para garantizar un rendimiento idóneo.

Por otro lado, de acuerdo a las velocidades ascensionales de las gotas de diferente tamaño de las potenciales sustancias flotantes, se calculan las dimensiones (especial-

mente superficie total) de los flotadores estáticos, también denominados *desaceitadores estáticos*. Por ejemplo, gotas de hidrocarburos de 0,85 g/cc de densidad aparente con un diámetro de 1 mm, presentan una velocidad ascensional de unos 40 mm/s.

Respecto a la *flotación provocada*, puede llevarse a cabo por varios sistemas operativos:

- Mecánicos.
- Por inyección de aire.
- Por aire disuelto.

En el primer caso, las burbujas de aire suelen tener un tamaño comprendido entre 0,1 y 1 mm siendo dispersadas en la masa del agua mediante una turbina que gira a gran velocidad.

Con relación a los otros dos sistemas, tanto la inyección de aire como la flotación por aire disuelto, se consiguen mediante la difusión de burbujas pequeñas de aire dentro del fluido, obtenidas mediante difusores porosos la primera (con producción de burbujas de diámetro comprendido entre 0,1 y 0,5 mm) y mediante *presurización* como caso más general, la segunda.

Para lograr la presurización se disuelve aire a varias atmósferas de presión en el agua provocando posteriormente la expansión de este aire mediante la generación de microburbujas de tamaño del orden de 0,05 mm o incluso más pequeñas.

Constructivamente los flotadores pueden ser circulares o rectangulares, estos últimos más empleados en grandes estaciones de tratamiento de aguas ya que en ellos se consigue una mejor optimización de espacio y sobre todo, una mejor distribución de las burbujas entre toda la masa de agua a tratar (recupérese la anterior Figura 2.4).

Cualquier flotador debe contar con sistemas de retirada de fangos accionados mecánicamente, tanto en superficie como en el fondo del mismo. Asimismo, después de la cámara de llegada de agua presurizada debe contar con un volumen suficiente para permitir la *tranquilización* de la suspensión y la consiguiente flotación.

En la Figura 2.6 se recoge el esquema de un flotador industrial.

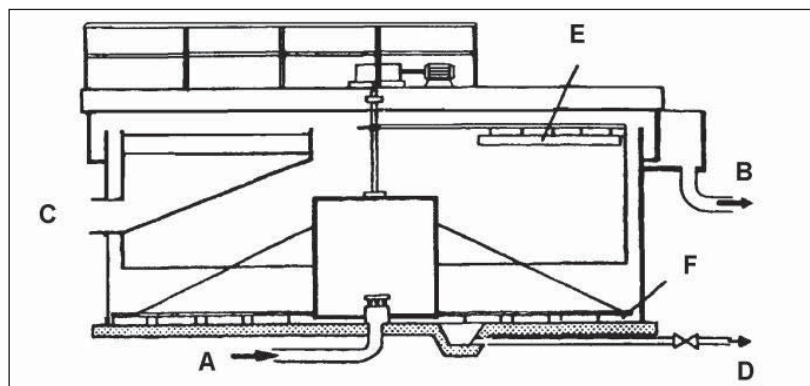


Figura 2.6. Esquema de un flotador circular mediante inyección de aire a presión: (A) entrada de aire presurizado y agua; (B) salida de agua tras el tratamiento.

Una vez que el agua bruta con aire presurizado accede por la zona inferior del equipo (A), agua y flotantes ascienden hacia la zona superior siendo distribuidos homogéneamente mediante un sistema de campana denotado por (F). Este sistema es sumamente importante para lograr reducir la turbulencia del agua y de los flotantes y permitir la correcta separación de las dos fases.

En su funcionamiento habitual se generan flotantes en superficie que son recogidos por los sistemas de arrastre identificados por (E) que giran cíclicamente accionados por un motor que se aprecia en la parte superior, experimentándose también la sedimentación de fangos más densos y que no flotan, los cuáles son retirados mediante las correspondientes purgas de fondo (D) dispuestas en el sistema.

Por último, el agua tras el tratamiento de flotación es recogida por (B), punto lógicamente situado a una cota ligeramente inferior de la superficie para evitar el arrastre indeseado de flotantes. Obsérvese que ya la Figura 2.3 recogida anteriormente, también sería muy ilustrativa para este tema al presentar un equipo industrial de desarenado-desengrasado que conjuga los dos efectos de separación en superficie y desde el fondo.

FILTRACIÓN-ADSORCIÓN

La *filtración* es otro proceso de separación de sólidos desde un agua, basado en el paso de una mezcla sólido-líquido a través de un medio más o menos poroso el cual retendrá los sólidos, permitiendo por el contrario el paso al líquido.

Dependiendo del tamaño concreto de los sólidos con relación al de los poros, la filtración podrá radicarse bien en la superficie del medio filtrante, bien en profundidad (también llamada *filtración sobre lecho filtrante*) o más generalmente en ambas zonas. La Figura 2.7 presenta un esquema de ambas modalidades.

La filtración superficial sobre un soporte va acumulando una torta de material de espesor creciente sobre el soporte. Si se prolonga el proceso un tiempo demasiado largo se provocará que la sequedad de la torta de fango (es decir, la separación de agua) aumente muy lentamente, alcanzando la denominada *sequedad límite* que caracteriza a un fango dado que se filtre a través de un soporte o membrana filtrante concreta.

En la filtración a través de soportes, se puede hablar de una modalidad de tamizado en realidad, existiendo tres tipologías según que el soporte filtrante usado sea *delgado*, *grueso* o *con precapa*.

Cuando se trata de soportes delgados, históricamente se solían emplear telas metálicas o cedazos, pero ya en la actualidad generalmente se usan materiales sintéticos plásticos que se ubican en estanques o depósitos normalmente rectangulares. En ellos se debe mantener una lámina más o menos constante de agua para permitir que el proceso discurra de forma óptima.

Este tipo de filtración provoca la retención de partículas solamente en la superficie del filtro. Si el agua alimenta el filtro de forma no forzada, y sin presión, se habla de *microtamizado en superficie libre*.

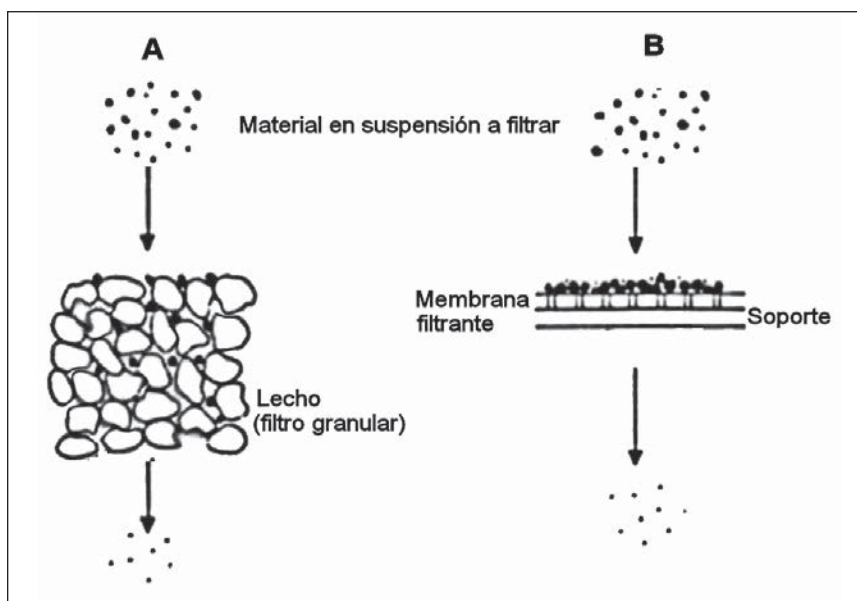


Figura 2.7. (A) Filtración sobre lecho filtrante (en profundidad y en superficie). (B) Filtración sobre soporte (en superficie).

En general, las telas o materiales usados que se fabrican de materiales sintéticos diversos, pero que siempre deben presentar una moderada o alta durabilidad frente al medio –tanto agua a tratar como condiciones climatológicas, caso de situarse los sistemas al aire libre sin cubrición externa– suelen tener tamaño de malla de 20 a 40 μm , permitiendo velocidades de filtración del orden de 30 m/h^2 .

De cualquier forma, el microtamizado solo debe aplicarse a aguas poco cargadas de materias en suspensión por la alta posibilidad de atascamiento asociada a aguas más cargadas. Por otro lado, se puede operar con microtamizado a presión, siempre que el soporte filtrante (discos, bujías, platillos, cilindros, etc.) se encuentre dentro de un equipo cerrado presurizado y que sea, lógicamente, resistente a las condiciones de presión impuestas.

Los sistemas industriales para filtración sobre soporte (*microtamizado convencional*) sin presión están cayendo en desuso hoy en día, tratándose en su caso de canales abiertos en donde se instala longitudinalmente el microtamiz o tela filtrante, sobre el que se hace discurrir el agua a filtrar por superficie recogiendo el agua ya tratada por la zona inferior del canal (se operan por gravedad y sin presión).

Por su parte, los sistemas de microtamices confinados adoptan una conformación similar a la que se comentará más adelante para los sistemas de membranas filtrantes y ósmosis inversa, tratándose de elementos cilíndricos unitarios que pueden operar, bien recibiendo el agua desde el exterior al cilindro, con lo que el agua filtrada se recogería

² La velocidad de filtración se calcula del cociente entre el caudal procesado, en m^3/h , y la superficie del sistema de filtrado, expresada en este caso en m^2 (Capítulo 8).

en la parte interior, o bien al contrario, vehiculando el agua a tratar desde la parte interna del cilindro con lo que el agua tratada se extraería desde la zona externa una vez que hubiese atravesado el tamiz. En los dos casos, los sistemas operan a una cierta presión.

Respecto a la *filtración sobre soporte grueso*, además de la retención de materias en superficie, también se daría esta en profundidad. En este caso, el soporte se compone de hilos de algodón, fibra de vidrio, plásticos y porcelanas, dispuestos en bobinados insertos en unidades cilíndricas, de bujías, etc., de forma similar a lo dicho más arriba.

Por último, la *filtración a través de soporte con precapa*, como su nombre indica, incluye sobre la parte superior del soporte una capa de material diverso a fin de retirar los elementos más gruesos del agua y favorecer su posterior tratamiento.

FILTRACIÓN SOBRE LECHO FILTRANTE

Hecho el inciso oportuno sobre el tema del tamizado en el anterior apartado, podemos volver al proceso de la filtración, y en concreto, de la filtración en profundidad. Esta emplea lechos de material filtrante y es un proceso industrialmente muy utilizado en tratamiento de aguas. En el diseño de cualquier filtro industrial se han de considerar varios factores típicos:

- Características del material filtrante (físicas, químicas y geométricas).
- Características del agua a filtrar (temperatura, viscosidad, salinidad, fuerza iónica, contenido en sólidos).
- Características de los sólidos a filtrar (tamaño, densidad, carga eléctrica).
- Uso de coagulantes y/o floculantes.
- Condiciones de operación del filtro (velocidad de filtración, presión, lavado).

El material filtrante más usado es sin duda la arena silíceo, de diferente calidad granulométrica en función del uso concreto a que vaya a destinarse. Otros materiales igualmente empleados pueden ser distintos carbones con diferente grado de mineralización (que además actúan como adsorbentes), tierras calizas (que se comportan asimismo como intercambiadores iónicos), etc.

El proceso de filtración no es en modo alguno simple, sino al contrario bastante complejo, y en el mismo están involucrados varios aspectos relevantes. En concreto, coexisten *fenómenos de transporte y acercamiento* de las partículas a filtrar hacia los granos del material filtrante; *fenómenos de fijación* de las primeras sobre el lecho y por último, *fenómenos de desfijación*, indispensables para el lavado del filtro y su posterior puesta en operación de nuevo (véase Figura 2.8).

Comentemos brevemente estos aspectos.

Fenómenos de transporte y acercamiento

Son promovidos por fuerzas que acercan las partículas a filtrar al material filtrante: entre estos cabe citar las *fuerzas de gravedad* o peso de la propia partícula que

desciende desde el seno del fluido cuando su densidad es más alta que la de aquél; *fuerzas de inercia* que dirigen la partícula según una trayectoria tangente a la vena del fluido; *fuerzas de difusión* aleatorias o de movimiento browniano; y, finalmente, *fuerzas hidrodinámicas*, que hacen que las partículas más alejadas del centro del fluido tengan menor velocidad, tendiendo por tanto a depositarse en las zonas laterales al mismo.

Fenómenos de fijación

Por su acción las partículas quedarán retenidas en el lecho siempre que su tendencia a quedarse fijadas al material filtrante sea predominante con respecto a su inercia al movimiento. Las fuerzas implicadas en estos fenómenos pueden ser fuerzas de Van Der Waals, por tanto, electrostáticas; *fuerzas eléctricas de interacción*, resultantes de la propia carga de la partícula (véase potencial Z, comentado en el Capítulo 1) y del momento dipolar del agua; y *fuerzas hidrodinámicas*, motivadas por el desplazamiento de la película de agua que se interpone entre dos partículas para que una se fije sobre la otra.

Fenómenos de desfijación

Son fundamentales para el posterior lavado del filtro, respondiendo a dos tipos: *fuerzas cortantes*, provocadas por la acumulación de varias partículas sobre un grano de material filtrante, de forma que la velocidad de la vena líquida va aumentando (por reducción de la sección útil de paso) hasta que en un momento dado, el esfuerzo de la propia velocidad “secciona” un conjunto de partículas previamente adheridas; y *fuerzas de avalancha*, producidas cuando una nueva partícula con suficiente energía choca contra un conjunto de *partículas-grano filtrante* desprendiendo a las primeras.

En los procesos de filtración es importante el conocer una magnitud denominada *pérdida de carga del filtro*, denotada comúnmente por “H”: se trata del incremento del nivel de agua sobre la superficie externa del relleno del filtro, a medida que se experimenta la obstrucción de sus poros por las materias susceptibles de filtración que lleva el agua a filtrar. La pérdida de carga es específica para cada filtro con un relleno de lecho filtrante particular, de forma que cuando el filtro se colmata ya no es capaz de filtrar más agua, con lo que rebosaría.

Los modelos matemáticos que sirven para estudiar los fenómenos de filtración responden a dos categorías: la primera engloba a aquéllos que predicen la pérdida de carga “H” de un agua limpia (exenta de sólidos) que atraviesa un lecho filtrante, y la segunda, los que predicen el funcionamiento del filtro considerando los sólidos en suspensión que ya lleva el agua.

En este sentido, el modelo establecido por Carman-Kozeny relaciona la pérdida de carga con diversas variables imputables al material filtrante, al espesor de lecho y a la velocidad de filtración. Su expresión matemática es:

$$H = (f / \phi) \cdot [(1 - \alpha) / \alpha^3] \cdot (L/d) \cdot (V^2 / g)$$

siendo “f” el factor de fricción del material filtrante, “ ϕ ” el factor de forma de los granos, “ α ” la porosidad del lecho, “L” la altura del lecho, “d” el diámetro medio de los granos, “V” la velocidad de filtración y “g” la aceleración de la gravedad.

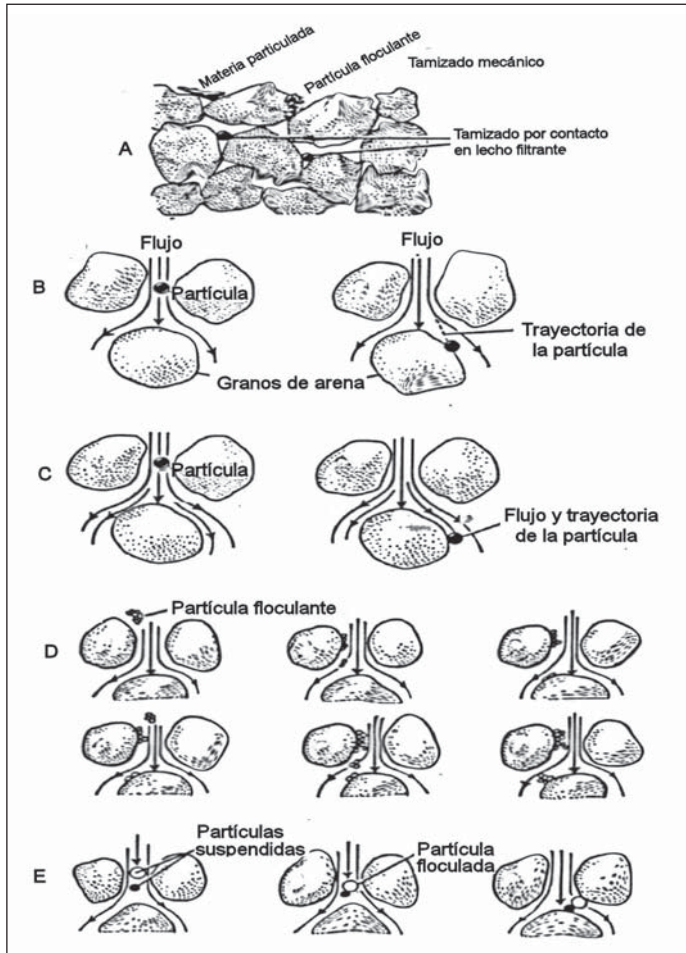


Figura 2.8. Separación de partículas en lecho filtrante: (A) partículas retenidas dentro del lecho; (B) y (C) interceptación de partículas por el lecho; (D) interceptación de partículas floculadas; (E) interacción entre partículas floculadas y partículas en suspensión.

Otro modelo matemático a reseñar es del de Fair-Hatch que introduce una constante de filtración “ β ”, considerando las mismas variables que el modelo anterior, y además, la viscosidad cinemática del agua “ μ ”. Su expresión matemática puede formularse como:

$$H = [(1 - \alpha)^2 / \alpha^3] \cdot (L / d^2) \cdot (V / g) \cdot \beta \cdot \mu \cdot \phi^2$$

Entre los modelos de filtración que tienen en cuenta el funcionamiento del filtro considerando la separación de sólidos que ya contiene el agua a filtrar, la principal

dificultad radica en la necesidad de estimar la porosidad del lecho filtrante para varios grados de colmatación o atascamiento del filtro. De este modo, se obtendrían valores de “H” en función del material acumulado en el filtro en cada momento, con el lógico inconveniente experimental de cara a su estudio práctico.

De cualquier manera, los fenómenos de paso de un líquido a través de un medio poroso o lecho filtrante, vienen regidos por la ley de Darcy: esta indica que la pérdida de carga en un filtro es proporcional a la velocidad de filtración, existiendo un coeficiente “k” (denominado coeficiente de Darcy) función de la viscosidad dinámica del medio y de su resistencia³.

Operando matemáticamente y usando las relaciones existentes entre el coeficiente de Darcy y la colmatación del lecho filtrante, se puede llegar a concluir que la pérdida de carga se compone de dos términos, uno correspondiente a un flujo clásico en medio poroso no colmatado según la expresión,

$$H = k \cdot V \cdot L$$

donde “V” es velocidad de filtración y “L” distancia desde una sección del filtro a la entrada del agua a filtrar; y otro término correspondiente a la colmatación del lecho filtrante, expresada como,

$$H = k \cdot V \cdot [a \cdot (e^{At} - 1) / F]$$

siendo “t” el tiempo de filtración, “F” un coeficiente de filtración y “A” una constante. Lo interesante de estas relaciones es que, en términos prácticos, un mayor tiempo de filtración supone una más alta pérdida de carga del filtro (es decir, menor tiempo útil entre periodos de filtrado antes de que se produzca el atascamiento del filtro).

Como información de interés a lo dicho más arriba, la Figura 2.9 presenta los resultados de varios estudios prácticos llevados a cabo en una estación de tratamiento compuesta de 34 filtros unitarios con relleno de arena silíceas y una superficie total de filtración de 1.048 m².

De la gráfica (A) de la Figura 2.9 se puede concluir que a partir de un determinado tiempo (unas 48 horas) se experimenta un incremento exponencial de la pérdida de carga lo que indica al explotador el periodo de tiempo óptimo de empleo del filtro entre lavados (A).

Por su parte, de la gráfica (B) se infiere que la pérdida de carga aumenta diferencialmente más a medida que el lecho filtrante es tiene más espesor, lo que limita asimismo el empleo práctico de lechos demasiado profundos. Lo habitual es operar con lechos entre 60 y 90 cm.

³ Para el desarrollo y profundización de estos modelos consultar las referencias bibliográficas recogidas en el Capítulo 9, sobre filtración de aguas.

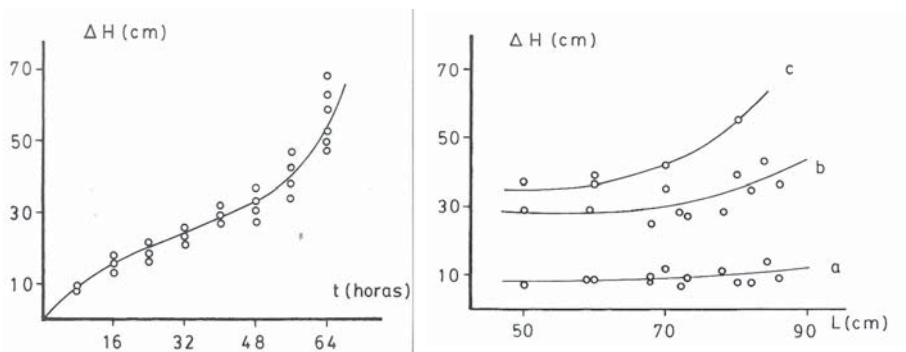


Figura 2.9. (A): Relación práctica entre pérdida de carga y carrera filtrante. (B): Relación entre pérdida de carga y altura de lecho para varias carreras filtrantes (a-24 h; b-48 h; c-64 h).

PRÁCTICA DE LA FILTRACIÓN SOBRE LECHO FILTRANTE

Indicada ya la profusa utilización en tratamiento de aguas de la *filtración sobre lecho filtrante*, vamos a profundizar en los aspectos más prácticos de ella. Las unidades empleadas en filtración sobre lecho pueden ser abiertas y operadas por gravedad para cualquier tipo de estación de tratamiento (grandes y otras más modestas) mientras que los filtros cerrados y a presión, se emplean preferencialmente para tratamiento de pequeños caudales.

A su vez, la filtración sobre lecho puede tener dos variedades, una la de *filtración rápida* y otra la de *filtración lenta*, en función de las velocidades de filtración de trabajo aplicadas. La primera suele emplearse como tratamiento terciario en las EDAR para facilitar los posteriores usos del agua previamente depurada (también denominada, *agua regenerada*).

La filtración lenta suele reservarse para la depuración biológica de aguas residuales urbanas, habitualmente en pequeñas colectividades. Para que este proceso sea efectivo es necesario que las materias a filtrar puedan penetrar en el lecho y no lo bloqueen en superficie. Así pues, habrá que elegir cuidadosamente los materiales del relleno. Características importantes del filtro serán la homogénea repartición del agua sobre toda su superficie, su óptima regulación y su correcto lavado una vez atascado.

La filtración lenta se suele aplicar para aguas sin tratamiento de coagulación previo y operan con caudales entre 5 y 30 m³/día por m² de superficie. Debido a su baja velocidad y a su baja pérdida de carga estos filtros se lavan mensualmente. Características negativas de los mismos son su amplia superficie (que los hace costosos en su implantación) así como su propensión a desarrollos planctónicos.

Por otro lado, suelen experimentar fenómenos biológicos que sirven para eliminación de microcontaminantes orgánicos por esta vía, además de poder darse en ellos la desactivación vía irradiación UV por iluminación solar directa de los contaminantes sensibles a esta irradiación.

La filtración rápida opera con velocidades de 4 a 50 m³/h es decir, notablemente superiores a los anteriores, siendo aquí despreciables los fenómenos biológicos. Se pueden operar los filtros rápidos de varias formas:

- Procediendo a una coagulación sobre el propio filtro con una adición de reactivos al agua de entrada al filtro.
- Filtrando agua ya coagulada y decantada (lo que suele dar los mejores resultados).
- Filtrando el agua a través de un soporte inerte con independencia de que en él se den desarrollos biológicos que retiren carga orgánica del agua residual bruta.
- Por último, usando materiales ya adaptados para favorecer crecimientos biológicos importantes, con lo que la reducción de la carga orgánica sería notablemente superior.

Las características de cualquier medio poroso apto para un proceso de filtración, tanto rápida como lenta, son:

- *Granulometría*, caracterizada por una curva obtenida representando los pesos acumulados de material tamizado a través de mallas de diferente luz.
- *Talla efectiva*, que corresponde al 10% del peso acumulado de la curva anterior.
- *Coefficiente de uniformidad*, que es el cociente entre la talla correspondiente al 60% de peso acumulado y al 10 % del anterior.
- *Forma de los granos*, angulosos o redondos.
- *Friabilidad*, o resistencia mecánica a la rotura de los granos.
- *Pérdida por ataque al ácido*, útil para evaluar la capacidad potencial de ser disueltos los granos por el agua con valores de pH más o menos ácidos.
- *Densidad aparente*, tanto al aire como en húmedo.

Los lechos filtrantes pueden ser de un material único o de varios materiales, en función de la efectividad y del problema concreto que se quiera resolver. Por ejemplo, para filtración de un agua decantada se emplean filtros con relleno de arena silíceo, mientras que si además del filtrado se desean eliminar olores y sabores del agua, algunos microcontaminantes e incluso materias orgánicas, se suelen emplear filtros con relleno de carbón activo o, más comúnmente, filtros *bi-capa* rellenos con mezclas de arena y carbón.

Una vez el filtro atascado, su pérdida de carga hace que sea incapaz de filtrar más cantidad de agua debiendo ser lavado. El lavado de un filtro se suele realizar de forma más efectiva con agua y aire a baja presión, consistiendo este, primero, en la *expansión* del lecho, seguida de la *puesta en suspensión* de todo el material del relleno con aire y agua para eliminar la suciedad adherida a los granos del relleno, y finalizando con una fase de *aclarado* solamente con agua ya tratada procedente de almacenamientos internos al efecto.

En la Figura 2.10 se presenta el esquema de un filtro industrial rápido típico.

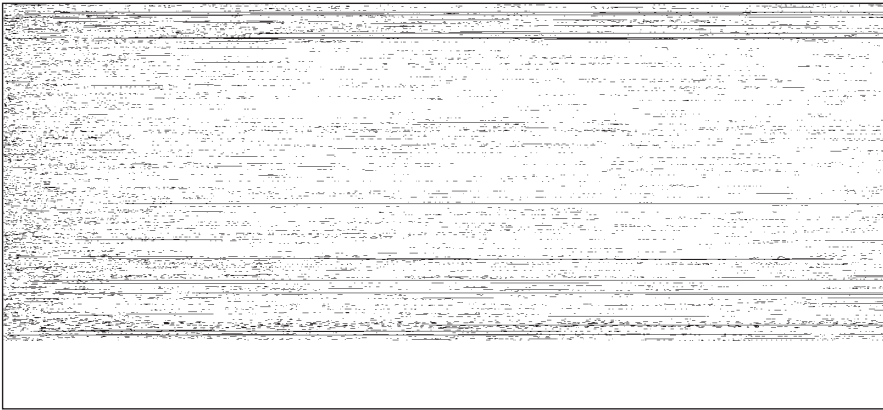


Figura 2.10. Esquema de un filtro rápido de arena. (1) entrada de agua; (2) compuerta; (3) lámina de agua; (4) lámina de agua para lavado; (5) relleno; (6) falso fondo; (7) boquillas colectoras; (8) altura entre lámina de agua en filtro y en depósito de recogida; (9) válvula; (10) desagüe de fondo; (11) tubería de aire para lavado; (12) regulación reversible de caudal de agua; (13) depósito de agua filtrada.

Coméntese la entrada de agua mediante un sistema de válvula (o asimismo mediante compuerta o *batiente*) (1) y que el filtro dispone de un falso fondo en el que están insertados perpendicularmente los *colectores de agua* (7) de diferente tipología (boquillas de cola larga y de cola corta, véase Figura 2.11).

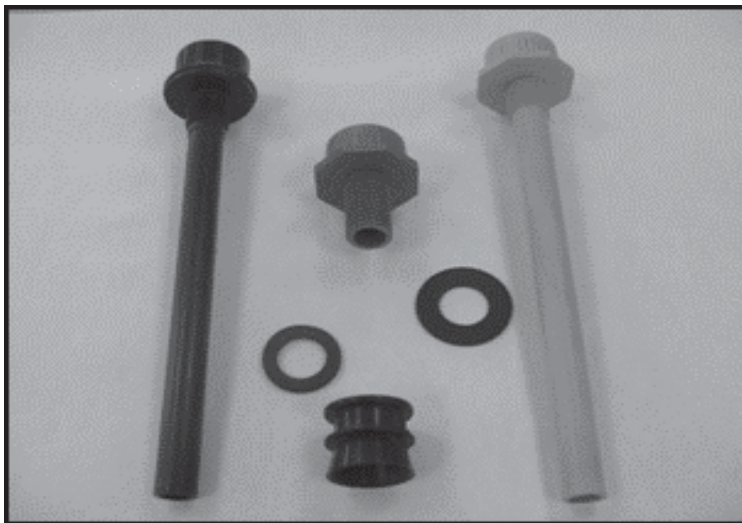


Figura 2.11. En los extremos boquillas de cola larga; en el centro boquilla de cola corta, y abajo, detalles de las juntas tóricas y del elemento para inserción de las boquillas en el falso fondo del filtro.

Retomando la Figura 2.10, también se puede apreciar en ella el sistema de agua de lavado (12) y aire de lavado (11) que inyectan estos fluidos desde el falso fondo a través de los colectores de agua hacia el lecho: este sistema se denomina de *lavado a contracorriente*. El agua ya filtrada se recoge por (12) y se almacena temporalmente para su empleo en el depósito (13).

Un parámetro esencial en el funcionamiento de un filtro industrial abierto es su correcta regulación a fin de mantener una lámina de agua sobre el lecho filtrante que garantice su operatividad, así como el material, granulometría y altura del lecho filtrante (Figura 2.10, detalle (5)) como ya se indicó anteriormente.

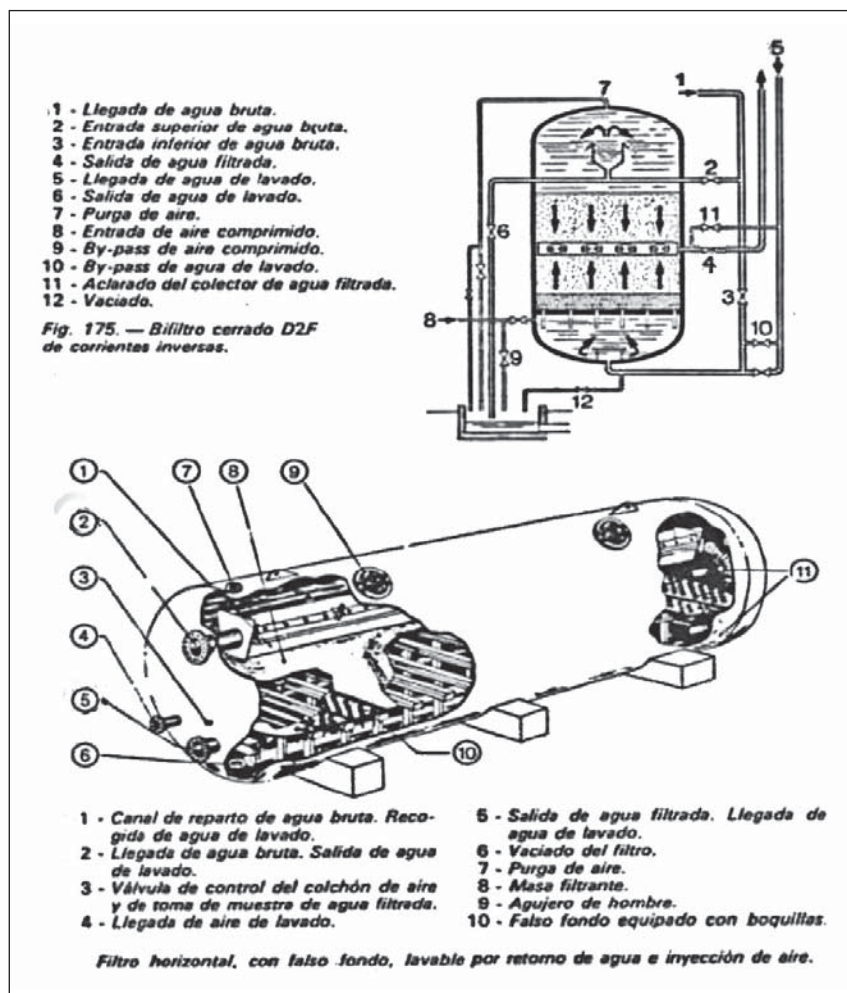


Figura 2.12. Filtros de agua cerrados: arriba filtro vertical y abajo filtro horizontal (fuente: *Manual técnico del agua-Degrémont*).

Con respecto a los *filtros a presión* son generalmente metálicos y están rellenos del material filtrante, bien monocapa (es decir, solo un material) o bien en multi-

capas (varios materiales de relleno). Su operativa es esencialmente similar a la ya comentada si bien admiten como parámetro de mejora en su funcionamiento la alimentación del agua a filtrar a determinada presión, con lo que su velocidad de trabajo se incrementa.

En la parte superior de la Figura 2.12 se presenta el esquema de un filtro con relleno en dos zonas, entrada de agua por parte superior y parte inferior, y recogida de agua por el centro. En la zona inferior de la misma figura se presenta un filtro horizontal con relleno continuo.

Como información adicional para el lector la Figura 2.13 presenta una vista del sistema de filtros cerrados a presión instalado en la estación de desalación de Melilla. Indíquese que el agua entra por la zona superior de cada filtro (tubería gruesa vertical que se ve en primer término) mientras que el agua ya filtrada se recoge por la zona inferior, a través de una tubería ubicada en el fondo de los filtros y de menor diámetro.

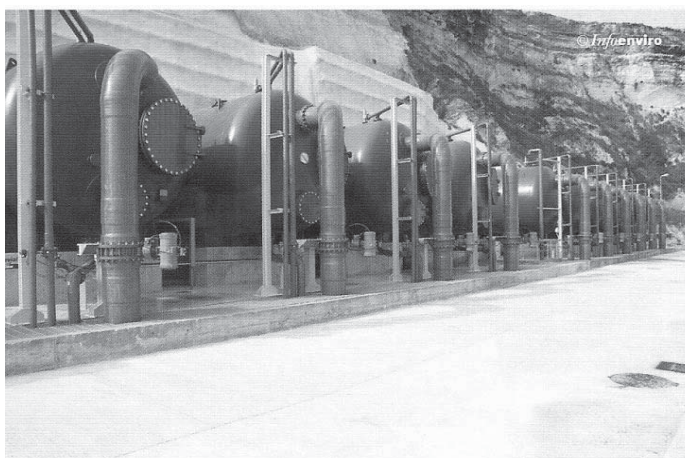


Figura 2.13. Sistema de filtros cerrados. Desaladora de Melilla (fuente: *Infoenviro*TM).



Figura 2.14. Sistema de filtros rápidos de arena de la ETAP de Villa Azul-EMACSA (Córdoba).

Como más información de interés, la Figura 2.14 presenta una vista de la nave de filtración existente en la ETAP de Villa Azul (EMACSA-Córdoba). Aquí se aprecian los “pupitres” de mando y accionamiento de cada unidad de filtración: hoy en día todo el sistema funciona en automático siendo regulado todo el ciclo de funcionamiento y lavado de las unidades de filtración mediante la medida en continuo de la pérdida de carga de cada filtro en particular.

Por último, y por cuestiones económicas, el lavado de los filtros una vez fuera de servicio, suele normalmente llevarse a cabo por la noche (al ser sensiblemente menor el coste invertido en energía eléctrica).

ADSORCIÓN

Finalizado el tema de la filtración podemos referirnos a la tecnología de la adsorción, muy relacionada con la primera, si bien no en su principio operativo sí en su práctica operacional, y con los sistemas y equipos utilizados a tal fin.

Se puede entender por adsorción la propiedad de algunos materiales de fijar en su superficie moléculas extraídas de la fase líquida o gaseosa en contacto con ellos. Es pues, un fenómeno típico de transferencia de masa que depende (a) de la propia capacidad adsorbente de la sustancia concreta y (b) de la concentración de la impureza a adsorber. Probablemente, el adsorbente más usado en tratamiento de aguas sea el carbón activo (granulado o en polvo).

La adsorción de sustancias sobre este material, así como la de otros materiales adsorbentes similares al carbón activo, se produce a través de tres mecanismos básicos:

- Mediante fijación por fuerzas de Van Der Waals.
- Mediante absorción química entre grupos de diferente polaridad.
- Mediante una acción biológica debida al crecimiento bacteriano sobre el lecho carbonoso, si el carbón activo se usa como relleno de unidades de filtración.

Fijándonos en concreto en el carbón activo, su capacidad está influenciada por la naturaleza o tipo de carbón y por la propia sustancia que es adsorbida, siguiendo lo dicho más arriba. El carbón activo es un material inerte provisto de una estructura carbonada, que mediante un proceso de “activación” desarrolla una red densa de poros cuyos diámetros varían entre 10 y 2.000 Å. Esta intrincada disposición hace que el carbón presente una elevada superficie de adsorción (del orden de 750 a 1.500 m²/g) similar o incluso superior a la de otros materiales adsorbentes por antonomasia, como las zeolitas o las arcillas naturales.

En una estructura porosa carbonada típica coexisten tres tipos de poros: *microporos*, cuyo mínimo tamaño (<20 Å) los hace adecuados para adsorción de gases; *mesoporos*, entre 20 y 40 Å y que se muestran aptos para retención de microcontaminantes, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, clorofenoles, y otras sustancias abundantes en las aguas superficiales con un grado moderado de contaminación; finalmente, *macroporos*, mayores de 500 Å y con propiedades decolorantes al poder retener

moléculas de alto peso molecular y también otras sustancias susceptibles de experimentar reacciones de policondensación de polisacáridos sobre ácidos aminados bajo el efecto del calor.

La Figura 2.15 presenta la modelización del comportamiento típico de un poro de un material adsorbente frente al proceso adsorativo. Se observa que en función del tamaño de las partículas, así como de su afinidad por el material, se produce la adsorción en diferentes zonas de cada poro. Así, se puede comprobar que hay poros que adsorben tanto moléculas del disolvente (agua) como moléculas disueltas (a); poros que solo adsorben moléculas de disolvente (b); finalmente, las moléculas de sustancias de interés a retirar del agua pueden ser ancladas en diferentes zonas externas e internas de los poros.

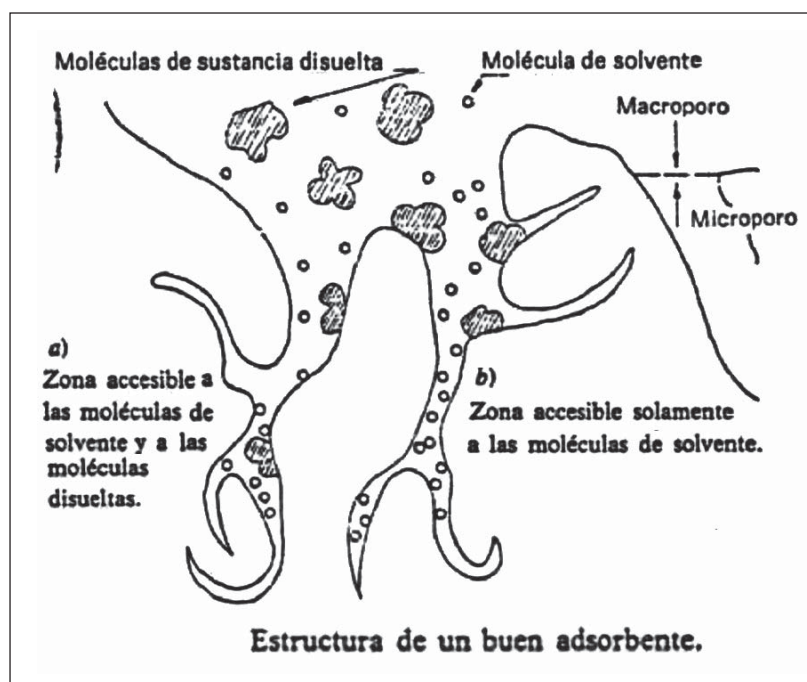


Figura 2.15. Adsorción sobre un poro de material adsorbente.

Para una fase líquida, que en nuestro caso es agua (más o menos contaminada) la afinidad de una impureza dada por la base adsorbente responde a una relación matemática entre la cantidad de impureza adsorbida y la cantidad de impureza restante en el agua.

A partir de ensayos de laboratorio a una temperatura dada, se pueden obtener las denominadas "*isotermas de adsorción*" a fin de concretar y modelar el modo de adsorción específico para cada producto adsorbente y para cada sustancia específica que se quiere adsorber.

Las isotermas de adsorción pueden responder a tres esquemas básicos cuya formulación recogemos a continuación aplicada al caso del carbón activo:

Isoterma de Langmuir

$$[1 / (x/m)] = (1/b) + [1 / (a \cdot b \cdot C)]$$

siendo “a” y “b” dos constantes, “m” la masa de carbón activo utilizada, “x” la cantidad de impurezas adsorbidas y “C” la concentración final de impurezas una vez alcanzado el equilibrio. Representando “C/(x/m)” frente a “C” se obtendría una línea recta.

Isoterma de Freundlich

$$\log (x/m) = \log K + [(1/n) \cdot \log C]$$

siendo “n” y “K” dos constantes, típicas de cada proceso adsorbente concreto y “x” y “m” la cantidad de impurezas adsorbidas y la masa de carbón empleada, respectivamente. Si se representa gráficamente “log (x/m)” frente a “log C” se obtendría una línea recta.

Isoterma de Brunauer-Emmet-Teller

$$(x,m) = [A \cdot C \cdot x_0] / [(C_s - C) \cdot [1 + (A-1) \cdot (C_s - C)]]$$

siendo en este caso “x₀” la masa de impurezas adsorbidas en una primera capa adsorbente de material, “C_s” la concentración de impurezas en la fase de saturación, y los demás parámetros son los ya comentados más arriba. Si se representa “C/[C_s-C] • (x/m)” frente a “C/C_s” se obtendrá asimismo una línea recta.

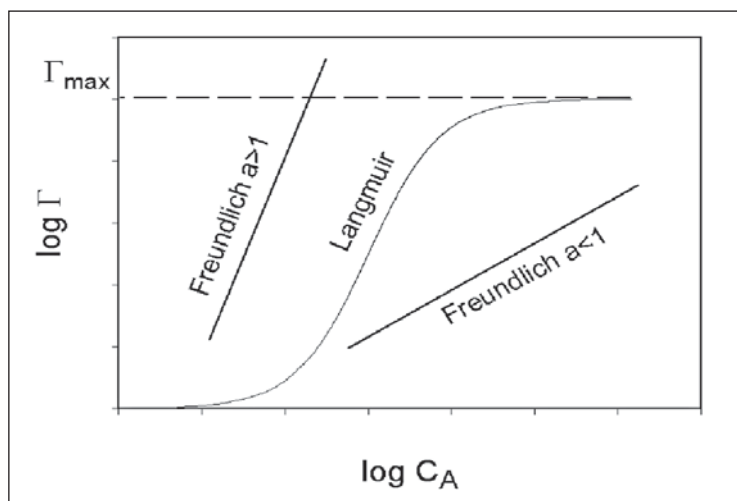


Figura 2.16. Isotermas de adsorción: “τ” corresponde al cociente entre concentración final de impureza y cociente entre impureza adsorbida y masa de carbón (*Langmuir*) y cociente entre impureza adsorbida y masa de carbón empleada (*Freundlich*).

Con cualquiera de estas tres expresiones (Figura 2.16) se puede estudiar el comportamiento práctico de un material adsorbente, carbón activo u otro material, y estimar de este modo su potencial aplicación y comportamiento práctico para un tratamiento de aguas.

A este respecto, las cualidades adsorbentes de un carbón en polvo o en grano (así como las de otros adsorbentes) pueden medirse frente a sustancias estándar como iodo, lauril sulfato sódico o fenol, entre otras, y lógicamente testarse además para cualquier sustancia contaminante concreta de interés en un agua dada que se presume puede ser eliminada de la misma vía adsorción.

Dicho lo anterior, debemos sacar a colación la conocida Regla de Traube que en un estudio clásico sobre el tema, estableció que la adsorción de un carbón activo es más eficaz a medida que la polaridad de las sustancias decrece. Para ilustrar tal aspecto podemos fijarnos en la Figura 2.17.

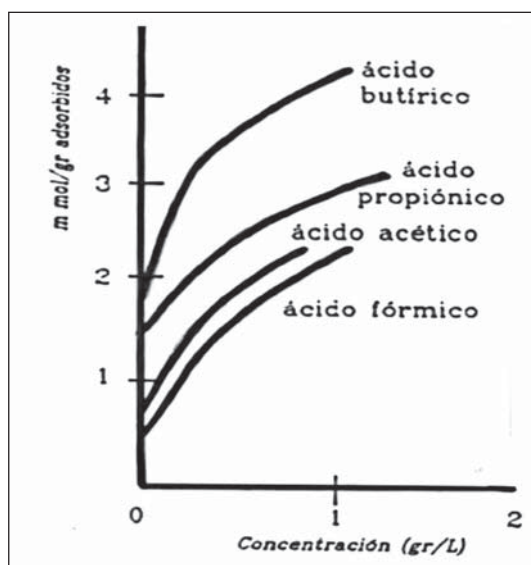


Figura 2.17. Representación gráfica de la regla de Traube: relación entre cantidad de compuesto adsorbido y concentración de adsorbente para cuatro ácidos orgánicos de diferente polaridad

A medida que la sustancia es menos polar, desde el ácido fórmico hasta el butírico, se comprueba una más alta adsorción de la misma, que es por otro lado más alta a medida que se dispone de más cantidad de adsorbente.

Dado que el carbón activo es el adsorbente más empleado en tratamiento de aguas recogemos a continuación en la Tabla 2.1 un listado con las diferentes fuentes de las que se obtiene carbón activo comercial, así como sus características adsorbentes como información de interés para el lector. Esta tabla incluye asimismo las características de un compuesto usado habitualmente en adsorción pura vía filtración, cual es la turba.

Para finalizar este apartado indíquese que la técnica de la adsorción puede ponerse en práctica, bien mediante la dosificación del adsorbente al agua a tratar (mejor

con el producto en polvo previamente suspendido en agua auxiliar de proceso) o bien en unión del proceso filtrante. En este segundo caso las unidades de filtración-adsorción se podrían rellenar solo con el adsorbente o con este en unión de otros productos (por ejemplo, arena silíceo).

Tabla 2.1. Adsorbentes empleados en tratamiento industrial: carbón activo y turba.

(a)Algunos carbones activos granulares					
	Turba	Carbón	Madera	Coque	Coco
Talla efectiva (mm)	0,95	0,45	1,70	0,40	2±1
Coeficiente uniformidad	1,5	2,2	1,4	1,4	-
Densidad (g/cc)	0,29	0,67	0,69	0,58	0,26
Cenizas (%)	5±1	8	12	0,2	-
Índice de fenol (%)	-	-	-	-	5,0
Índice de yodo (mg/L)	850±150	850±150	850±150	850±150	800
(b)Turba empleada directamente en filtros adsorbentes (características)					
Humedad (%)	50	pH (unidades de pH)			4,2±2
Mat. Orgán. (%)	>90	Conductividad (mS/cm)			200±50
Cenizas (%)	<10	Capac. intercamb. catiónico (meq/L)			1.300±300
N-total (%)	1,5	Capacidad retención agua			>250
Comp. Húmicas(%)	>20				

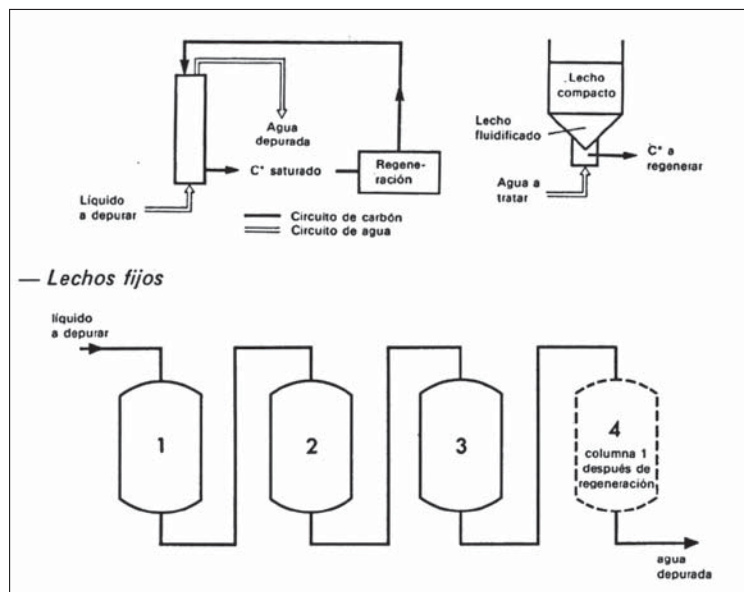


Figura 2.18. Esquemas de empleo de adsorción mediante lechos de carbón activo (fuente: *Manual técnico del agua- Degremont*).

Como información complementaria a lo dicho la Figura 2.18 un esquema con diferentes líneas de tratamiento aplicables en adsorción.

En la parte superior de la misma se trata de adsorción mediante lechos (dinámico, izquierda, y fijo, derecha) y en la parte inferior se presenta un esquema de adsorción mediante unidades cerradas, formalmente similares a las empleadas y ya descritas para las tecnologías de filtración.

La operación en lecho dinámico implica la resuspensión de todo el agua a tratar junto al relleno del lecho. Por su parte, la operación con lechos fijos mantiene el relleno no sometido a movimientos internos en el aparato.

Obsérvese además que, en principio y en ausencia de sistemas accesorios de bombeo, el flujo de agua siempre es a favor de gravedad, si bien esto no se cumple para la secuencia de lechos fijos, en que la entrada del agua para las sucesivas columnas en serie requiere inexcusablemente de bombeos intermedios entre ellas.

Finalmente, destáquese que las instalaciones que hacen uso del carbón activo suelen contemplar asimismo sistemas de regeneración del material adsorbente agotado, lo que haría que el sistema, de un coste ciertamente considerable, fuera más económico para el explotador.

EMPLEO DE MEMBRANAS FILTRANTES

Este tipo de tecnologías está en fase de importante expansión teniendo en cuenta además la publicación del RD sobre reutilización de aguas depuradas (regeneradas) para diferentes usos en nuestro país (en 2009).

Los procedimientos de separación por membranas filtrantes, basados en las propiedades de ciertas membranas que son permeables al agua y pequeños solutos pero que retienen otras partículas, constituyen una efectiva mejora en el rendimiento de la filtración. Así, si bien esta última retiene partículas del orden de varias micras de diámetro, las membranas, en casos extremos, efectúan la retención de incluso iones y moléculas discretas de pequeño tamaño.

En este sentido, la Figura 2.19 muestra claramente que si bien la filtración convencional es capaz de retener hasta algunas bacterias, la *micro* y *ultrafiltración* pueden eliminar virus y coloides presentes en un agua, mientras que la *nanofiltración* y la *ósmosis inversa* son capaces de separar moléculas de bajo peso molecular (azúcares) e incluso iones.

En cualquier caso, la microfiltración es similar a la filtración ya descrita, en el sentido de no alterar las propiedades químicas de la disolución, reteniendo partículas de diámetro del orden de micras. En estos procesos todo el caudal atraviesa el aparato de microfiltración, que tras un determinado tiempo sufre un atascamiento o colmatación, al igual que cualquier sistema de filtración convencional.

Por el contrario, los procesos de ultrafiltración y de ósmosis inversa provocan la modificación del *potencial químico* del sistema, generando un gradiente químico de concentración que tiende a hacer que las especies separadas tiendan a difundirse de nuevo.

Así pues, para alcanzar el equilibrio químico se requiere suministrar una cierta presión al sistema, denominada *presión osmótica*, que se relaciona con la concentración de solutos según la ecuación:

$$\pi = \Delta C \cdot R \cdot T$$

donde “ π ” es presión osmótica, “ ΔC ” es la variación de la concentración de la disolución, “ R ” es la constante de los gases perfectos y “ T ” temperatura en °K del agua.

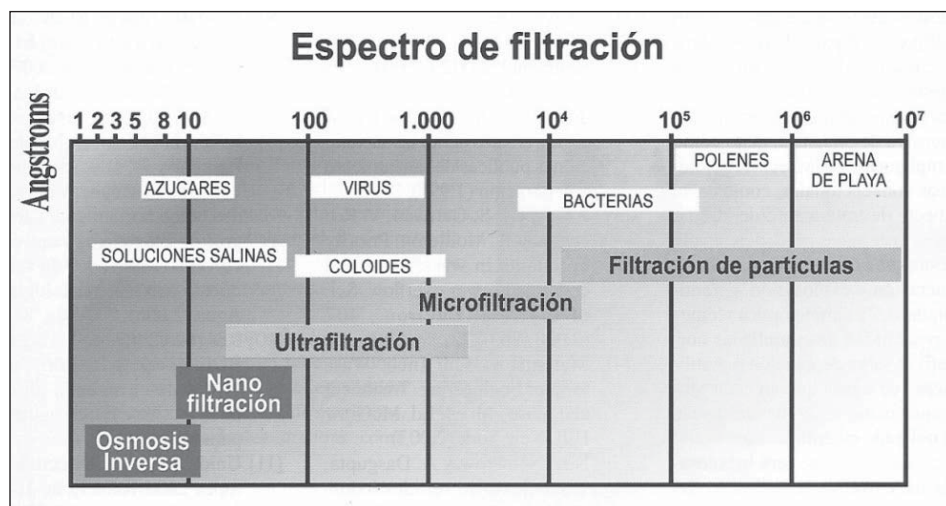


Figura 2.19. Diferentes tipos de filtración en función del tamaño del sustrato. Comparación de diferentes modalidades filtrantes.

Dado que la presión osmótica es mayor a medida que el soluto es de menor tamaño, se comprende que las contrapresiones que deban aplicarse en procesos de ósmosis inversa habrán de ser sustancialmente mayores que las usadas en ultrafiltración (superiores a 20 bar las primeras⁴, e inferiores a 6 bar en el segundo caso).

En estos dos procesos, la acumulación de iones y moléculas en la proximidad de la membrana provoca más que un atascamiento propiamente dicho, otros fenómenos de polarización que incrementan la presión osmótica y dificultan el proceso filtrante subsiguiente.

En la ultrafiltración, las moléculas disueltas quedan retenidas si su tamaño supera al de los poros de la membrana. La concentración residual de soluto en el filtrado es función directa de la concentración del soluto en el agua y de un coeficiente de polarización, cuyo mínimo valor garantizará el filtrado óptimo.

Por otro lado, en la ósmosis inversa el proceso es más complicado puesto que las transferencias se producen en dos fases, una primera de disolución de moléculas

⁴Nótese que los modernos sistemas de ósmosis inversa ya operan a presiones sensiblemente menores a 10 bar.

dentro de la membrana y otra de difusión de moléculas, tanto de soluto como de agua (o en general, del fluido) bajo la acción de gradientes de concentración y de presión, los cuáles modifican el potencial químico de la disolución en el propio material integrante de la membrana. En este proceso químico deben considerarse de aplicación las leyes de difusión de Fick.

Para terminar este punto, deben citarse las membranas de diálisis, cuya principal característica radica en que son impermeables al agua y permeables a especies ionizadas positiva o negativamente, o ambas. En este caso, las diferencias de potencial químico necesarias para la transferencia pueden provenir de cambios en la concentración de especies químicas (*diálisis simple*), cambios de la presión aplicada (*piezodiálisis*) o cambios del potencial eléctrico suministrado a la disolución (*electrodiálisis*).

Probablemente el problema limitante en el uso de las membranas desde la óptica práctica, siempre ha radicado en su elevado coste económico y en su baja durabilidad en el tiempo, circunstancias que se van solventando en los últimos años con la producción de membranas comerciales cada vez más competitivas económicamente y con un mayor tiempo de servicio efectivo. Además, cualquier operativo con membranas (inclúyase aquí la referencia a la ósmosis y a la diálisis) requiere inexcusablemente de un pre-tratamiento del agua antes de entrar al sistema para preservar al mismo de daños abrasivos y de una colmatación rápida y no deseada del mismo.

La Figura 2.20 recoge un detalle de un elemento de una membrana típica empaquetada en forma cilíndrica, que es la forma habitual de su uso.

La membrana en cuestión se conforma en varias capas superpuestas. Obsérvese que el agua a tratar es impulsada hacia el centro de los elementos filtrantes de la membrana recogiénndose por un canal colector central, mientras los rechazos quedan en la zona externa.

Como ilustración práctica al tema, en la Figura 2.21 se recoge una panorámica general del sistema de filtración por membranas, que está operativo dentro de las instalaciones de tratamiento terciario de la EDAR de León, actualmente en servicio. En primer término se observa el sistema de aporte de agua a presión (ya pre-tratada) para alimentación de las membranas: recuérdese que los elementos de pre-tratamiento siempre serán críticos e imprescindibles para conseguir un rendimiento óptimo de los sistemas de membranas, así como para garantizar tiempos de servicio y durabilidades adecuadas.

Por otro lado, la filtración sobre membranas especiales resuelve problemas muy específicos de difícil solución mediante otras tecnologías más convencionales. Este es el caso que se presenta en la Figura 2.22.

Aquí se observa un detalle de la planta actualmente en servicio instalada en Gandía (Valencia) para conseguir la eliminación de nitratos de aguas ricas en esta sustancia, y que consigue altos rendimientos en su funcionamiento. Las membranas operan mediante la técnica de *electrodiálisis*, es decir, aplicación de potencial eléctrico para conseguir el proceso de filtrado o diálisis.

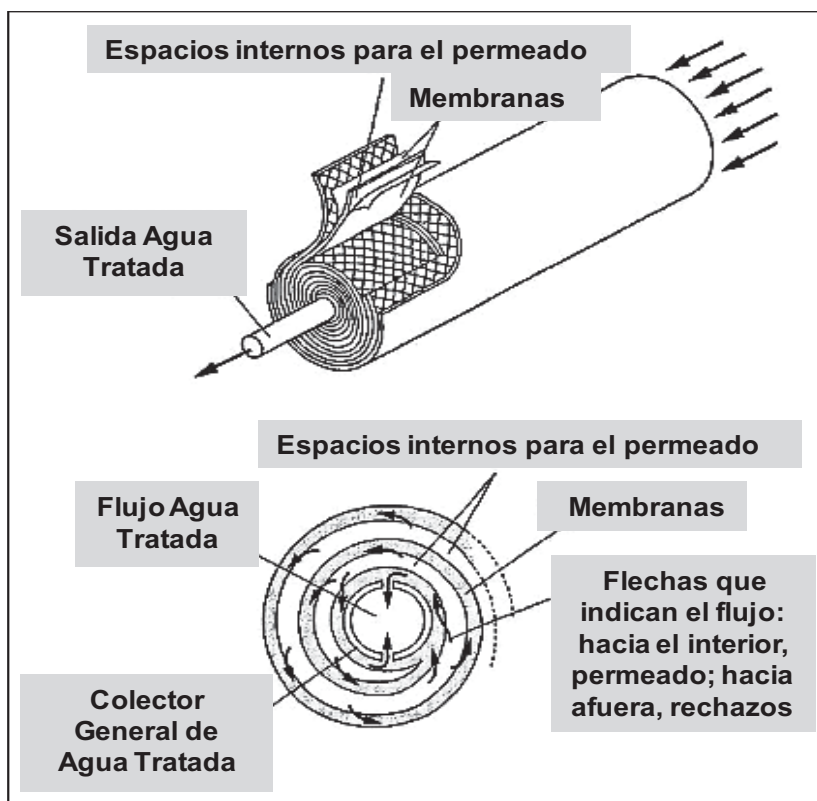


Figura 2.20. Conformación cilíndrica típica de una membrana filtrante: el agua a tratar entra desde la parte externa y el permeado se recoge por el colector general interno (fuente: Metcalf & Eddy).

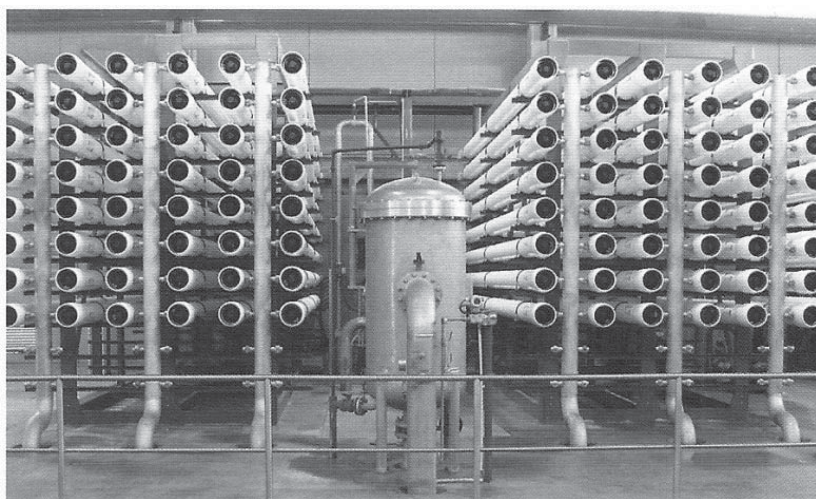


Figura 2.21. Panorámica de un sistema de tratamiento mediante membranas: EDAR de León (fuente: Infoenviro™).

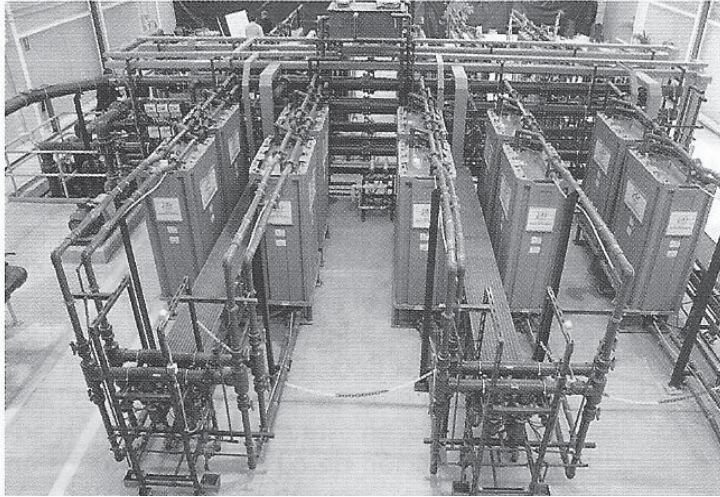


Figura 2.22. Planta de electrodiálisis para eliminación de nitratos en Gandía (fuente: InfoenviroTM).

Ósmosis inversa

Ya se hizo mención más arriba de que uno de los sistemas de tratamiento mediante membranas de más auge actual es el de la ósmosis inversa. Vamos a fijarnos ahora más en profundidad en sus aspectos prácticos y operativos.

Comencemos observando la Figura 2.23 la cual presenta una comparación didáctica entre el fundamento de la *ósmosis convencional* y el de la *ósmosis inversa*, para recordar ideas.

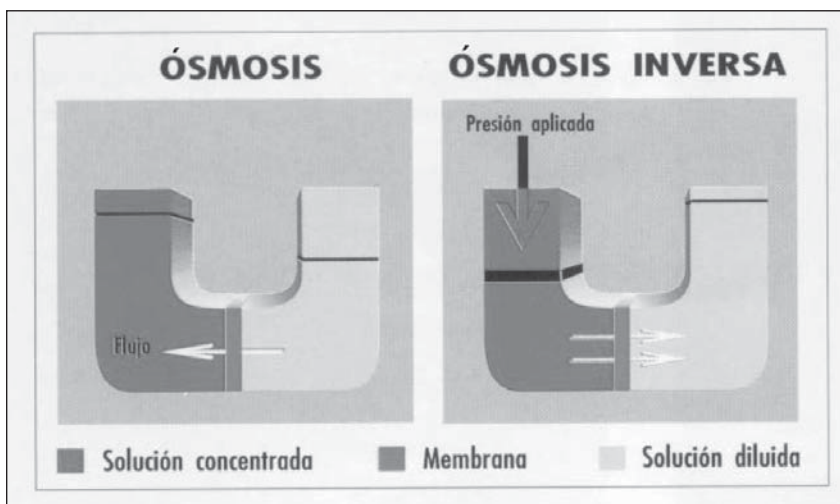


Figura 2.23. Fundamento operativo de las técnicas de ósmosis convencional y ósmosis inversa.

En el proceso de la ósmosis convencional (parte izquierda de la figura) se aprecia como existe un flujo no forzado de disolvente desde una disolución de menor concentración (en solutos –sales–) hacia una disolución de más alta concentración, ambas separadas por una membrana de ósmosis, al objeto de igualar los potenciales químicos de las dos. Existe pues un tránsito de moléculas de disolvente a través de la membrana, con lo que se reduce la concentración de la disolución original más concentrada.

En el proceso de ósmosis inversa (parte derecha de la figura, y posterior Figura 2.24) se aplica una presión externa que fuerza a que desde la disolución más concentrada se provoque el tránsito de disolvente (en nuestro caso, agua) a través de la membrana, hacia la disolución más diluida lográndose por lo tanto, la “retirada” desde la disolución concentrada de gran parte de las sales presentes en ella.

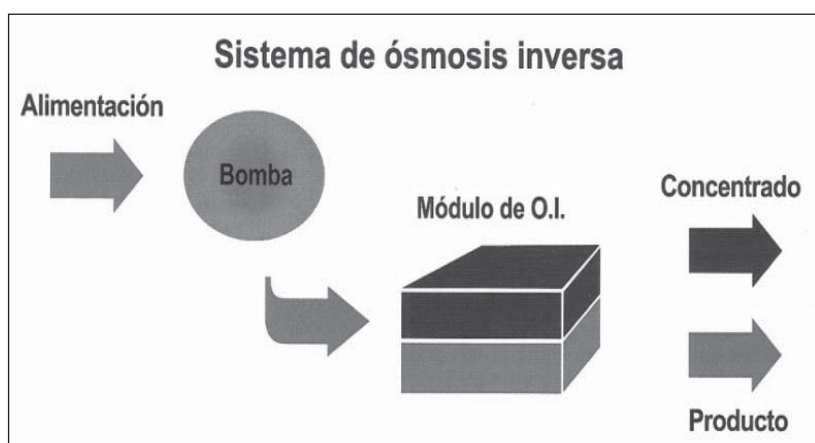


Figura 2.24. Esquema operativo de un sistema de ósmosis inversa.

La ósmosis inversa es capaz de reducir a valores realmente bajos el contenido original de sales de un agua bruta, y requiere como ya se dijo antes, de un tratamiento intensivo de acondicionamiento del agua a osmotizar que comprende o puede comprender varios apartados:

1. Desinfección del agua para evitar crecimientos bacterianos, y en general microbiológicos en el agua a osmotizar y/o en las membranas. Normalmente para ello el agua se somete a cloración, tratamiento con dióxido de cloro, permanganato potásico y otros.
2. Paralelamente al proceso de desinfección, los reactivos aplicados suelen conseguir asimismo la reducción de la materia orgánica inespecífica del agua, cuya presencia también dificultaría el proceso posterior, tanto por atascamiento como por favorecer ulteriores crecimientos biológicos.
3. Filtración a través de lecho de arena, con o sin ayuda de coagulantes y/o floculantes. Si la filtración no hace uso de la coagulación en el propio filtro, se requeriría entonces de un sistema de decantación previo.

4. Eliminación del desinfectante residual, mediante el uso de tiosulfato sódico, sulfito sódico o similares, según caso concreto, o de ácido ascórbico caso de emplear la cloraminación.
5. Microfiltración o ultrafiltración, a fin de eliminar sólidos residuales del agua, que podrían atascar o incluso deteriorar gravemente las membranas de ósmosis.

Tras todos estos pasos previos, se procedería finalmente a enviar el agua pre-tratada con una cierta presión de alimentación, hacia la ósmosis inversa.

Como ejemplo práctico, en la Figura 2.25 se presentan varias fases del sistema de ósmosis inversa instalado en Telde (Gran Canaria).

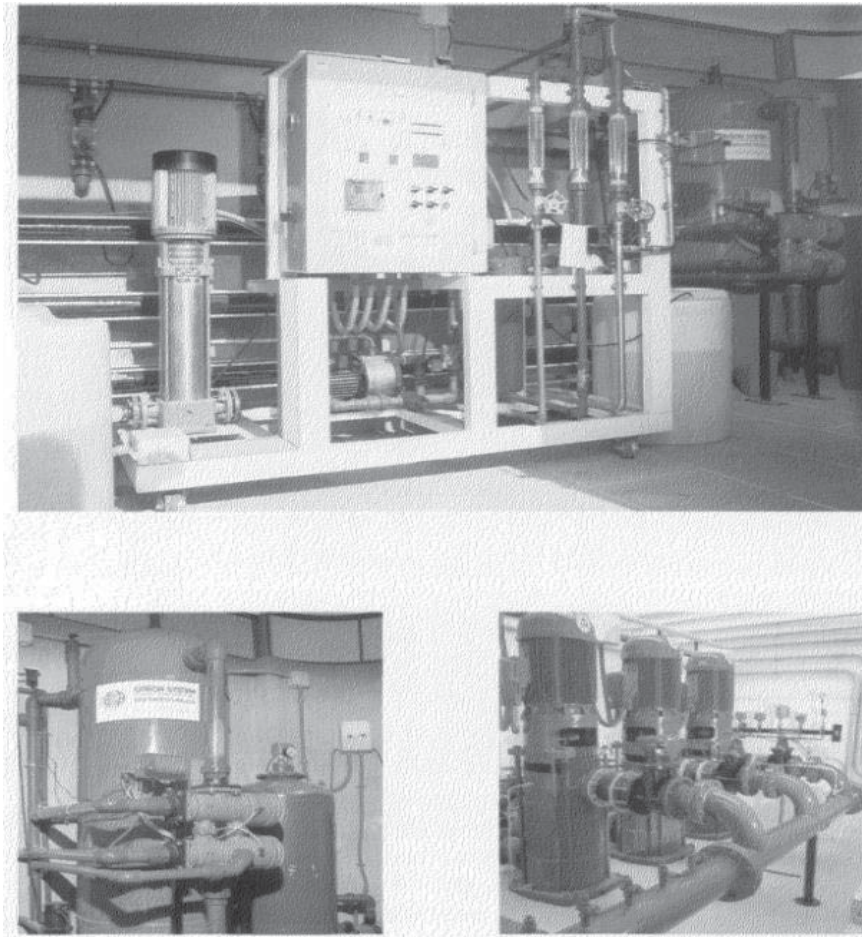


Figura 2.25. Sistema de ósmosis inversa de Telde (Gran Canaria).

En la parte superior se ubica la dosificación de reactivos de pre-tratamiento, mientras en la parte inferior izquierda se observa el sistema de ultrafiltración, y en la inferior derecha las bombas centrífugas de alimentación de agua a osmotizar.

Para finalizar este punto insístase en la idea de que los sistemas de ósmosis inversa están experimentando actualmente un extremado desarrollo en su implantación, debido a la generalización de los tratamientos de *desalobración* (o *desalación*) de aguas salobres (incluso aguas ya depuradas) que se destinan después tanto a riegos como a fuentes de captación alternativas para aguas de consumo.

INTERCAMBIO IÓNICO

En los procesos de *intercambio iónico*, que requieren el concurso de un material capaz de intercambiar químicamente iones de su superficie con otros presentes en una disolución, este material es una matriz porosa con cargas fijadas a ella.

Las arcillas hidratadas que experimentan de forma natural el reemplazo isomorfo del Si^{4+} por Al^{3+} , o del propio Al^{3+} por Mg^{2+} , lo cual da lugar a cargas negativas netas en su superficie, constituyen un ejemplo típico de sustratos naturales aptos para actuar como intercambiadores iónicos. El agua incluida en la matriz constituye un medio acuoso distinto del seno de la disolución, en el que la electroneutralidad se mantiene mediante la inclusión de un exceso de contra-iones provenientes del seno de la disolución.

Como ejemplo típico de reacciones químicas de intercambio, sea la de sodio y calcio, en un intercambiador iónico que viene definida por la ecuación,



donde el símbolo “ $\sim$ ” indica que el ion está ligado al material intercambiador iónico (ion anclado superficialmente).

Como en el caso antes comentado de la adsorción, la energía que atrae a los iones en el intercambiador puede ser puramente electrostática o parcialmente química. El tamaño de los poros del intercambiador iónico puede conferir también una alta especificidad para los diferentes iones, incluso en el caso de que las fuerzas sean puramente electrostáticas. En ausencia de interacciones químicas, el reparto de iones puede explicarse sobre la base de la diferencia neta de potencial químico entre el material intercambiador y el seno de la disolución.

Se pueden establecer ecuaciones teóricas que describen el reparto de iones en disoluciones relativamente diluidas a ambos lados de una membrana semipermeable (equilibrio de Donnan) y que explican cualitativamente el papel de la carga eléctrica en el intercambio iónico. Las leyes de Donnan presentan una evidente complejidad ya que en ellas intervienen el grado de disociación de los iones a separar, su concentración inicial en el agua, temperatura de esta, naturaleza de la superficie de la resina y la propia cinética o velocidad de penetración de los iones dentro de la estructura del propio intercambiador.

Teniendo en cuenta lo anterior, la aplicación de esta teoría tiene poca utilidad para la mayoría de los intercambiadores iónicos debido a que los coeficientes de *actividad química* en la matriz del intercambiador son desconocidos, como ocurre en el caso

del sodio y calcio. Por estas razones se tiende a caracterizar los intercambiadores iónicos de forma empírica.

Por ejemplo, para la adsorción de iones monovalentes en una arcilla (bentonita) se ha comprobado que la selectividad se da siguiendo la secuencia,



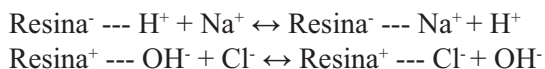
que es opuesta a la de los radios hidratados de estos cationes. Nótese que una preferencia por la retención de potasio frente a sodio en arcillas naturales, es consistente con el relativo empobrecimiento en sodio de las rocas sedimentarias en comparación con las rocas ígneas, y con el muy elevado contenido en sodio de las aguas oceánicas frente a las continentales.

En la práctica cualquier intercambiador iónico artificial es una sustancia, en general polimérica, muy poco soluble en agua, dotada de radicales ácidos (*cargados positivamente*) o básicos (*cargados negativamente*) en su estructura, capaces de intercambiarse con iones cargados del mismo signo que los existentes en el agua. De este modo, el contenido iónico total tanto del intercambiador como del agua no se modifica, pero sí su contenido cualitativo (es decir, la proporción de iones concretos de cada clase tanto en el agua como en el intercambiador).

Sustancias típicamente utilizadas como intercambiadores iónicos en tratamiento de aguas son, aparte de las tierras naturales ya comentadas, varios compuestos poliméricos sintéticos denominados comúnmente “*resinas de intercambio iónico*”.

En cualquier caso, el proceso de intercambio se detiene cuando se alcanza un equilibrio entre la concentración de la especie de interés en la disolución a tratar y la concentración de la misma en la resina de intercambio. Si el proceso es suficientemente reversible, después de que la resina retire el ion del agua y se sature de este, puede de nuevo regenerarse la misma invirtiendo el proceso, en general mediante tratamiento con ácidos o bases débiles. Si el proceso es poco reversible, por contra, se forman compuestos poco solubles y la reacción se asemeja a las de precipitación ya comentadas en el Capítulo 1.

Como ejemplos prácticos, supóngase una resina ácida que se utiliza para eliminar sodio de un agua salina, o una resina básica que se emplea para retirar cloruro. Los dos procesos químicos básicos responden a las dos ecuaciones que se recogen más abajo, bien para intercambio de especies positivas (cationes, llevado a cabo por las *resinas catiónicas*) bien para el de especies negativas (aniones, en este caso realizado por las *resinas aniónicas*):



Es decir, la resina cargada positivamente es capaz de intercambiar iones positivos con la disolución, mientras la resina cargada negativamente puede intercambiar aniones. La saturación o equilibrio entre la resina y la disolución estará en función de la mayor o menor afinidad del ion por la resina.

En este sentido, la mayor carga eléctrica de un ion implicará en general, una mayor capacidad de ser retenido por la resina. Si se desea una eliminación más drástica de un ion desde el agua debe forzarse el equilibrio de intercambio mediante el empleo de varias unidades de resinas puestas en serie.

Si se representa gráficamente la concentración de ion en el efluente después de atravesar una resina frente al volumen de agua tratada, se observará que a partir de un determinado punto, denominado *punto de saturación*, la concentración del ion se incrementa drásticamente en el agua tratada. Esto indicará la inutilidad de seguir operando con la resina sin proceder previamente al lavado o regeneración de la misma: se habrá agotado el *ciclo útil* de intercambio iónico del material.

La Figura 2.26 presenta un esquema operativo del funcionamiento práctico de una resina de intercambio iónico.

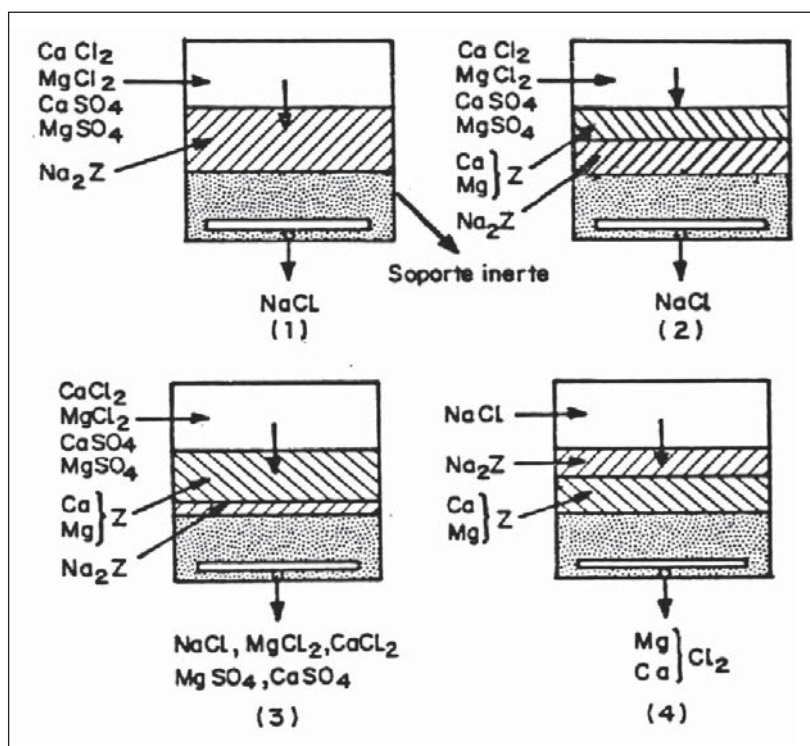


Figura 2.26. Funcionamiento práctico de una resina para intercambio catiónico (fuente: *Catalán Lafuente*).

Comentando el esquema, en la fase (1) se parte de un agua bruta rica en cloruros y sulfatos de calcio y magnesio, que se pone en contacto con una resina sódica, es decir, la matriz de la misma tiene carga negativa, y a ella se unen iones positivos de sodio.

En la fase (2) se observa que parte del calcio y magnesio del agua se intercambian por el sodio de la resina. El resultado, es pues, que el agua de elución se va cargando

progresivamente en sodio, al mismo tiempo que el material de la resina va acumulando calcio y magnesio.

Finalmente a partir de la fase (3), y tras un determinado tiempo de contacto, la capacidad intercambiadora de la resina se va agotando paulatinamente, con lo que cada vez existen menos “sitios” de intercambio disponibles con sodio para proceder al anclaje de los iones calcio y magnesio, y consiguientemente el agua que se eluye ya va presentando un contenido en metales alcalinotérreos similar al del inicio.

En este punto, habría que proceder a la regeneración de la resina, apartado (4), mediante su puesta en contacto con una disolución nuevamente cargada de iones de sodio.

El uso de intercambiadores industriales suele acometerse en equipos cerrados rellenos con la sustancia en cuestión y provistos de sistema de lavado mediante agua ya desmineralizada. En este sentido, indíquese que la regeneración de una resina suele ser más efectiva a contracorriente ya que supone un ahorro de reactivos y de agua de lavado.

Como ejemplo, la Figura 2.27 recoge un sistema integrado por dos columnas en serie empleadas para el desendurecimiento de aguas, compuesto por una primera fase de tratamiento con resina catiónica que elimina los iones positivos presentes en el agua, y una segunda fase en la que empleando una resina aniónica, se retiran los aniones del medio acuoso.

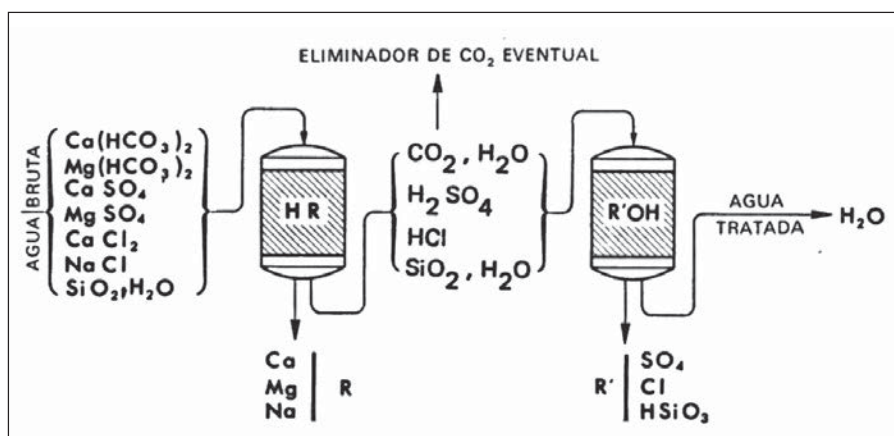


Figura 2.27. Sistema en serie compuesto por resinas catiónicas y aniónicas para eliminación secuenciada de cationes alcalinotérreos y de aniones (sulfato, cloruro y silicatos) de un agua.

Obsérvese que el sistema también cuenta con una purga para eliminación de las posibles cantidades de CO_2 que se puedan generar desde los bicarbonatos y carbonatos presentes en el agua, al acidificarse ligeramente el medio cuando atraviesa la resina catiónica: además de Na^+ , desde la resina también se intercambiarían cantidades discretas de iones H^+ por los cationes divalentes del agua original.

Por otro lado, la Figura 2.28 presenta un equipo industrial de intercambio iónico de lecho mixto, es decir, su relleno está compuesto de una mezcla de resinas catiónica y aniónica.

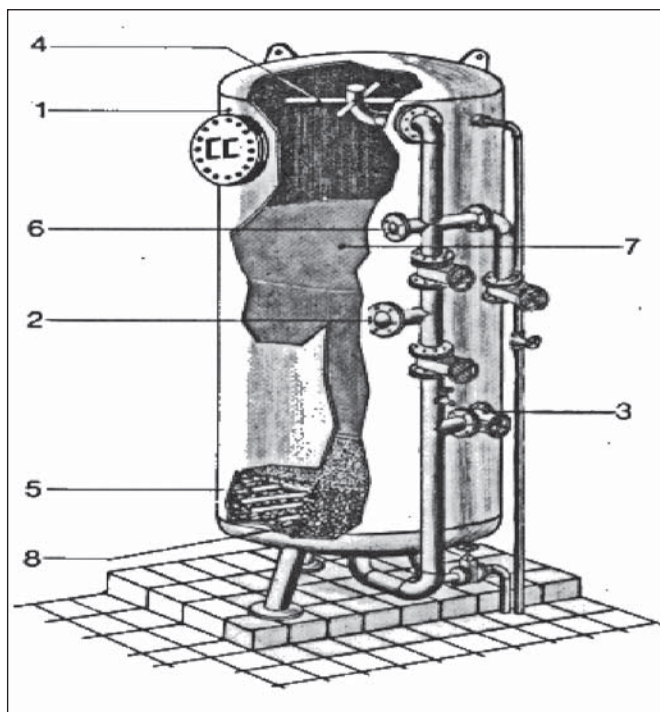


Figura 2.28. Equipo comercial de resina iónica con relleno mixto: (1) boca de hombre; (2) entrada agua bruta; (3) salida agua tratada; (4) difusión de agua bruta en la resina; (5) cuerpo metálico externo; (6) válvula para lavado de regeneración de la resina; (7) resina mixta; (8) emparrillado inferior de recogida de agua tratada.

DESTILACIÓN-EVAPORACIÓN

Este proceso suele ser bastante empleado en depuración de aguas residuales industriales más que en la de aguas residuales domésticas.

Se parte del hecho de que las moléculas de un cuerpo tienden a escapar en forma de vapor de la fase líquida en que se encuentran de acuerdo a la energía cinética que posean: a la presión de equilibrio entre el líquido y el vapor a una temperatura dada se la denomina “*presión de vapor*”. Para el estudio de estos sistemas se emplea la ecuación de Clapeyron la cuál relaciona la presión de vapor de una sustancia y su temperatura, según la ecuación,

$$\log P_2/P_1 = -\Delta H_v / [2,3 \cdot R \cdot (1/T_2 - 1/T_1)]$$

siendo “ P_2 y P_1 ” presiones a dos temperaturas “ T_2 y T_1 ” distintas, y “ ΔH_v ” el calor molar de vaporización. Lo realmente importante de la expresión es el concepto de que a temperatura más elevada, más cantidad de sustancia será vaporizada.

Por otro lado, si se considera una mezcla de varios componentes (por ejemplo, algún contaminante volátil –benceno, p.e.– en un agua) y se calcula la cantidad de

componente que existe en fase vapor cuando el agua se somete a calentamiento, se puede comprobar que a medida que el componente sea más volátil (es decir, que se evapore con menor aporte de energía, o a menor temperatura) en mayor proporción se encontrará en un vapor. Así se define la *volatilidad* de una sustancia como la facilidad o dificultad en vaporizarse cuando se somete a incremento de temperatura (es decir, a un proceso de destilación):

$$\text{Vol}_A = P_A / L_A$$

siendo " L_A " la fracción molar de componente.

A medida que se aumenta la temperatura de una mezcla sometida a destilación, también lo hace la cantidad de sustancia en el vapor, posibilitando de este modo la separación de sustancias a través de este proceso físico. Este comportamiento da lugar a los denominados "*diagramas de temperatura-composición*", como el de la Figura 2.29.

En este ejemplo (benceno que contamina un agua a tratar) al incrementar externamente la temperatura de la mezcla, el vapor se enriquece mucho en benceno y poco en agua, de forma que al condensar este se posibilitaría la obtención de un líquido mucho más rico que el de partida en benceno, quedando el agua líquida mucho menos enriquecida en el contaminante. Este es el fundamento práctico de los procesos de separación vía destilación (o ebullición).

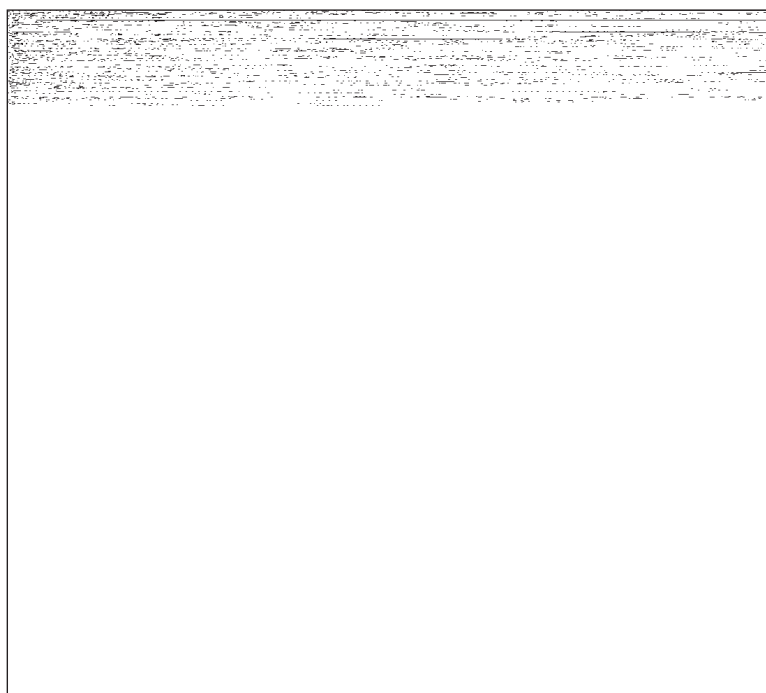


Figura 2.29. Diagrama *temperatura-composición* para una mezcla (benceno+agua). Se observa la diferencia entre el comportamiento ideal y real del sistema.

En el orden práctico, y si bien la destilación no se puede aplicar a matrices que se descompongan térmicamente, su campo de uso habitual es: *depuración muy exigente de efluentes contaminados con sustancias volátiles; depuración de contaminantes refractarios a otro tipo de tratamientos*; y por último, la consideración de que exista *disponibilidad de una fuente de calor barata*. En todo caso los principales procesos de destilación normalmente usados son:

- Ebullición con tubos sumergidos.
- Ebullición con evaporadores tubulares.
- Evaporación flash.
- Circulación forzada mediante compresión de vapor.
- Evaporación solar directa.
- Evaporación mediante superficies rotatorias.
- Evaporación mediante superficies adsorbentes.
- Procesos mediante recalentamiento de vapor.
- Transferencia directa a alta temperatura a otro líquido inmiscible.
- Transferencia de contaminantes a alta temperatura hacia vapores no acuosos.

De todos los procesos de destilación-evaporación disponibles, los más empleados en la depuración de aguas residuales urbanas son tres. En ellos se debe reducir previamente el contenido en sólidos en suspensión del agua residual (que interferirían en el proceso, dificultándolo y provocando un gasto extra en consumo de energía eléctrica) tras lo cual debería procederse a una aireación.

Evaporación de efecto múltiple

Se trata de esquemas que constan de varios evaporadores en serie, en que el posterior trabaja a menor presión que el anterior. Con ello se consiguen sucesivas condensaciones de vapor de agua cada vez más limpio.

El sistema se aplica a la eliminación de sustancias volátiles como amoníaco y compuestos orgánicos de bajo peso molecular (ácidos orgánicos, aldehídos, cetonas...). En todo caso es un proceso caro.

Evaporación flash multietapa

Empleado para desalación de aguas. Aquí la generación de vapor se lleva a cabo mediante calentamiento y reducción de presión (destilación *flash*). En la práctica se suele trabajar con varias unidades y en cada una el calor excedente se aprovecha para el calentamiento de la siguiente.

Es un proceso que requiere gran cantidad de energía, que se puede minimizar si se incrementa el número de columnas (véase un esquema integrado por una sola columna de evaporación en la Figura 2.30).

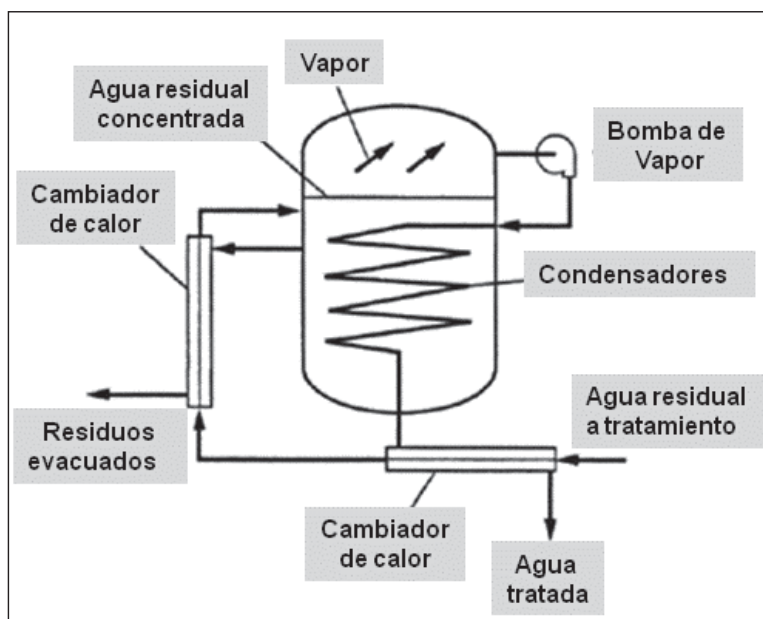


Figura 2.30. Sistema de evaporación *flash* multietapa con una sola columna.

Destilación mediante compresión de vapor

En esta modalidad un incremento de la presión del vapor se emplea para establecer diferencias de temperatura para conseguir la transferencia de calor.

El sistema opera como sigue: después del calentamiento inicial del agua mediante un intercambiador de calor, esta se envía al destilador que por la parte superior condensa el agua limpia, y por la inferior el concentrado de contaminantes.

Como problemas generales en los sistemas de destilación están los de formación de incrustaciones y corrosión en equipos, aparte de su elevado coste energético. El control de pH y alcalinidad de las aguas es crítico para estas técnicas. Finalmente, indíquese que los métodos de evaporación solar directa se suelen emplear en lagunaje, y en secado de fangos de depuración.

CORRECCIÓN Y AFINO

Para finalizar este repaso a los procesos químicos y físicos que se emplean en depuración fisicoquímica de aguas residuales, presentaremos como corolario al tema una somera revisión de técnicas que en realidad no son de tratamiento, sino de acondicionamiento final de aguas.

En este sentido, los procesos de *corrección y afino* suponen la adición de reactivos químicos a un agua para ponerla en disposición de ser utilizada para su fin último: es decir, para un agua depurada, su reutilización para riegos agrícolas, indus-

triales, recarga de acuíferos, etc., según admita la normativa en cada momento. En resumen, el *acondicionamiento* de un agua puede servir a varios objetivos genéricos:

- Evitar la corrosión que pudiera provocar el agua en equipos industriales donde posteriormente se usase (calderas, intercambiadores de calor, etc.).
- Evitar las incrustaciones en redes de distribución de aguas (regeneradas, en su caso) con las consiguientes secuelas asociadas como pérdida de calidad, obstrucción de tuberías, roturas, etc.
- Prevención de desarrollos biológicos indeseables en depósitos y redes de aguas.
- Neutralización de efluentes residuales, como medida para la preservación del entorno y de lucha contra la contaminación de aguas.
- Adaptar su calidad, en fin, al uso posterior requerido (p.e., reutilización).

Los procedimientos más usados de acondicionamiento son:

1. Ajuste de pH

Se puede lograr mediante adición de reactivos químicos ácidos (HCl , H_2SO_4 , CO_2) para rebajar su pH, o básicos (NaOH , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, Na_2CO_3) para incrementarlo, según el objetivo pretendido; mediante filtración a través de productos alcalinotérricos como mármol, dolomitas y otros productos sintéticos (que además varían el equilibrio carbónico del agua). Finalmente, en este campo puede ser útil la *neutralización recíproca* de efluentes con características de ácido-basicidad opuestas (véase Capítulo 1).

2. Remineralización

Se puede lograr también mediante la dosificación de productos que aporten una cierta sustancia al agua, por ejemplo, CO_2 y $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para incrementar el contenido en bicarbonatos en aguas muy blandas (poco salinas) o sales cálcicas para aguas con elevados contenidos en sodio y, por tanto, muy agresivas frente a materiales diversos.

Asimismo puede citarse aquí la mezcla de aguas de diferentes contenidos salinos, para que el resultado sea el calculado *a priori*: respecto a esto, la mezcla de aguas suele ser un proceso aditivo.

3. Inhibición a la corrosión

Para ello se dosifican sustancias que actúan de modo físico, es decir, *impermeabilizando o recubriendo* las tuberías o paredes de los depósitos de agua con la sustancia concreta, por ejemplo compuestos aminados o similares.

Además se podrían utilizar sustancias químicas como polifosfatos, silicatos, cromatos, etc. De cualquier forma, el uso de estos compuestos en aguas destinadas a

consumo debe seguir un minucioso control para evitar concentraciones residuales indeseables (o incluso, tóxicas).

4. Otros fines

Por ejemplo, empleando productos biocidas, limpiadores, etc. Todos estos se aplican fundamentalmente en aguas no destinadas a consumo humano, habida cuenta de su potencial incidencia negativa respecto al mismo.

Respecto a la primera serie de sustancias ya se hizo mención a ellas en el apartado de oxidación-desinfección. Con relación a los segundos, cítense a título informativo, tanatos, ligno sulfonatos, polímeros orgánicos diversos, etc..

SISTEMAS DE APOYO EN DEPURACIÓN DE AGUAS: INTRODUCCIÓN A LA HIDRÁULICA

3

Una vez pasada revista en los dos capítulos anteriores al fundamento y práctica de los procesos físicoquímicos aplicados para depuración industrial de aguas residuales, puede ser interesante abordar el problema del trasvase y movimiento de fluidos, bien se trate de agua a tratar, agua en curso de depuración o ya tratada, bien de los reactivos aplicados para el tratamiento de la misma.

El problema a resolver es la vehiculación de líquidos en general (aguas o disoluciones de reactivos de tratamiento) entre dos emplazamientos distintos, desde zonas de cotas más bajas hasta cotas más elevadas, tema que ya fue abordado por los antiguos chinos, egipcios y griegos con sistemas ingeniosos, como las norias o los *tornillos de Arquímedes* (que como veremos después se siguen aplicando rutinariamente en tratamiento de aguas).

Ya en pleno siglo XIX, H. R. Worthington inventó la bomba de vapor de acción directa. En la actualidad, el uso de sistemas de bombeo para trasiego de fluidos más o menos viscosos y de diferentes características, así como el empleo de sistemas de bombeo para dosificación de reactivos de tratamiento es una práctica habitual, rutinaria e imprescindible.

CONCEPTOS BÁSICOS DE HIDRÁULICA

Como fase previa al desarrollo del principio y funcionamiento de las bombas, vamos a revisar ahora algunas ideas básicas sobre hidráulica. La Hidráulica es el estudio de líquidos en reposo o movimiento, considerándose un fluido como una sustancia que cuando está en equilibrio no es capaz de resistir esfuerzos cortantes o tangenciales. Fijemos algunas ideas de partida.

DENSIDAD ABSOLUTA

Es el peso de sustancia por unidad de volumen. La del agua a 4°C y a nivel del mar es de 1 g/cc.

DENSIDAD RELATIVA

Es la relación de su densidad absoluta con relación a un patrón, que para líquidos es el agua. La densidad relativa de un líquido se puede determinar mediante un densímetro de flotación graduado en función de la densidad del agua.

Los densímetros vienen calibrados en *grados Baumé* o *°Bé*, cuya relación con la densidad es:

- *Líquidos más densos que el agua:*
Densidad (g/cc) = $145 / (145 - ^\circ\text{Bé})$
- *Líquidos menos densos que el agua:*
Densidad (g/cc) = $140 / (130 + ^\circ\text{Bé})$

PRESIÓN

Es la fuerza ejercida por un líquido por unidad de superficie. La unidad más habitual es el “kg/cm²” que aproximadamente es igual a la “atmósfera o atm”. Así, la *presión atmosférica absoluta* a nivel del mar es igual a 1,033 kg/cm² o un atm.

Por otro lado, tenemos estas relaciones:

$$1 \text{ atm} = 1,033 \text{ kg/cm}^2 = 10,197 \text{ m de columna de agua.}$$

Además, la presión ejercida por un líquido es igual a:

$$\text{Presión (kg/cm}^2\text{)} = \text{Densidad (kg/dm}^3\text{)} \bullet [\text{Altura (m)} / 10]$$

La presión absoluta en un vacío perfecto es cero. Normalmente se usan para medir presiones columnas de mercurio por lo cual también podremos establecer que:

$$1 \text{ atm} = 1,033 \text{ kg/cm}^2 = 760 \text{ cm de mercurio}$$

Como la densidad del agua es 1 g/cc, para incrementar la presión 1 kg/cm² se necesitará (aproximadamente) una columna de agua de 10 m de altura.

Finalmente, conviene hablar ahora de la *presión de vapor* que es a una temperatura dada, la presión a la que el líquido y su vapor están en equilibrio.

ALTURA DE ELEVACIÓN

Es la energía por unidad de peso del fluido expresándose también como la presión ejercida por una columna del fluido en la posición en que se encuentre. La altura de elevación es también el trabajo necesario para desplazar el líquido desde su posición original a la posición indicada por la altura. En general, cualquier líquido tiene tres clases de energías, o *alturas*:

- *Altura o energía potencial*, que es el trabajo por kg que efectuaría al caer verticalmente desde su posición.
- *Altura o energía de presión*, que es la altura a la que el líquido podría ser elevado a una presión dada.
- *Altura o energía cinética*, que es la altura vertical desde la que debería caer un líquido para adquirir una cierta velocidad.

Según el teorema de Bernouilli, la suma de estas tres energías en cualquier punto de un mismo sistema (por ejemplo, agua desplazándose a través de un sistema de tuberías y depósitos) quedaría invariante, suponiendo que no hubiese pérdidas por rozamiento y que no se realizase un trabajo exterior.

Por otro lado, cuando el nivel de un depósito de aspiración se halla por debajo de una bomba, se denomina *altura estática de aspiración* a la distancia vertical desde la superficie del agua a la cota del eje de la bomba. Si el depósito está más alto que la bomba, hablaríamos de *carga estática de aspiración*.

La *altura total de aspiración* de una bomba es la suma de la altura estática más las pérdidas debidas a rozamiento (es una cantidad negativa). La *carga total de aspiración* de una bomba es la carga estática menos las pérdidas debidas a rozamiento, pudiendo ser positiva o negativa.

La *altura estática de impulsión* es la distancia vertical desde el eje de la bomba a la superficie libre del líquido a impulsar. La *altura total de impulsión* es la suma de la altura estática más el rozamiento. Finalmente, la *altura total* es la diferencia entre las alturas totales de impulsión y aspiración, mide la energía transmitida al líquido y se representa por “AT”.

Una notación muy importante en bombas es el “NPSH” que corresponde a las siglas inglesas de *altura neta positiva de aspiración* que es la energía del líquido en la cota de referencia de la bomba. Para que tenga significado práctico se define como NPSH requerida o NPSH disponible.

La *NPSH requerida* es una característica técnica de cada bomba, se calcula por pruebas prácticas o por cálculo, y es la energía necesaria para llenar la parte de la aspiración y vencer las pérdidas por rozamiento y el aumento de velocidad desde la conexión de aspiración de la bomba hasta el punto en que se añade más energía.

Considerando bombas centrífugas, la NPSH requerida es la energía expresada en m de columna de agua precisada para vencer las pérdidas de carga desde la abertura de admisión hasta los álabes del impulsor y para crear la velocidad deseada en el impulsor.

En las bombas rotativas, la NPSH requerida es la energía expresada en kg/cm² precisada para vencer las pérdidas desde la abertura de admisión hasta los engranajes o paletas y para crear la velocidad deseada en los anteriores.

Con respecto a la *NPSH disponible*, digamos que es característica del sistema y se define como la energía que tiene un líquido en la toma de aspiración de la bomba, por encima de la energía del líquido debida a su presión de vapor. Este término se calcula por medidas en el lado de aspiración de la bomba debiendo considerarse para el cálculo las tres energías (*potencial, de presión y cinética*) del sistema.

Si suponemos un depósito situado a una cierta altura sobre el nivel de una bomba y el cual queremos llenar mediante bombeo tendremos que la altura total del sistema sería:

$$\text{Altura total} = Z + P + (V^2 / 2g)$$

siendo “Z” la energía potencial, “P” la energía de presión y “V²/2g” la energía cinética o de movimiento. Dado que la superficie del depósito es muy superior a la de la

tubería de impulsión, podremos considerar que la altura o energía total sería la suma de la energía potencial y la de presión. Además, en la presión habría que tener en cuenta que el líquido no se vaporizase durante la impulsión, así como igualmente las pérdidas por rozamiento experimentadas por el sistema. Al final llegaríamos a una expresión que sería (en m de columna de agua) la siguiente:

$$\text{NPSH disponible} = Z + [(P - P_v / \text{Densidad}) \times (10 - h)]$$

siendo “P” la presión de vapor del líquido, y “h” las pérdidas de carga en la tubería de impulsión. También habría que considerar para un cálculo más real, la energía cinética del sistema (o velocidad transmitida por la bomba al agua). Evidentemente, la NPSH disponible habrá de ser superior o al menos igual a la NPSH requerida para que la bomba funcione correctamente.

Un fenómeno importantísimo a considerar en cualquier bomba es la denominada *cavitación*. Esta se produce cuando la presión en la tubería de aspiración cae por debajo de la presión de vapor del líquido. De esta forma el líquido se va vaporizando en el interior de la bomba, generando burbujas que son arrastradas dentro de la misma y que desaparecen al llegar a las zonas de presión más alta dentro de la propia bomba.

Cuando existe cavitación se aprecian ruido y vibración asociados a la desaparición de las burbujas al acceder a las zonas de más alta presión. Cuanta mayor capacidad tenga la bomba, mayores serán el ruido y la vibración generados. La cavitación puede provocar el *picado* de las partes internas de la bomba, sobre todo del impulsor, engranajes o émbolos.

En este sentido, el picado se debe a las ondas de presión de alta intensidad provocadas por las burbujas que desaparecen y que facilitan la introducción del líquido en los poros del material constructivo de las partes que conforman la bomba. El efecto de este fenómeno es que el metal se vuelve esponjoso y fácilmente deteriorable, con aparición de fisuras, grietas, etc.

Por otro lado, un factor ligado a la cavitación es la disminución del rendimiento de la bomba la cual pierde capacidad de funcionamiento. La cavitación puede ocurrir antes de que se alcance la presión de vapor, sobre todo en líquidos no puros por diferente volatilidad de las fracciones presentes en el fluido.

En general, la cavitación nos indica una NPSH disponible insuficiente, debida a pérdidas en la aspiración, junto a reducidas alturas estáticas, altas temperaturas del líquido y sobre todo, a que se use una bomba inadecuada para el proceso de bombeo concreto. Por lo anterior, caso de no poder sustituir la bomba que cavita, se puede mejorar el rendimiento operando con una bomba auxiliar que incremente la altura de presión del sistema.

En este sentido, existe lo que se denomina *parámetro de cavitación* que es un factor suministrado por el fabricante de la bomba y que ya está incluido en la NPSH disponible de la bomba. Se determina prácticamente colocando la bomba sobre un pedestal de elevación ajustable situado entre dos depósitos. A medida que se sube el pedestal, la eficiencia de la bomba (calculada midiendo su potencia al freno y su gas-

to) para diferentes alturas queda constante hasta que comienza a bajar, punto desde el que se considera que comienza la cavitación.

La Figura 3.1 presenta un esquema ilustrativo sobre el fenómeno de la cavitación. Obsérvese en ella que la altura del depósito de elevación en relación al depósito elevado posibilita la introducción de aire vaporizado en el agua del interior de la bomba, con los efectos apuntados más arriba.

Continuando con este breve repaso a cuestiones introductorias de la Hidráulica, se denomina *viscosidad* a la fricción interna de un líquido, o a su tendencia a no fluir. La viscosidad absoluta o dinámica se expresa en centipoises.

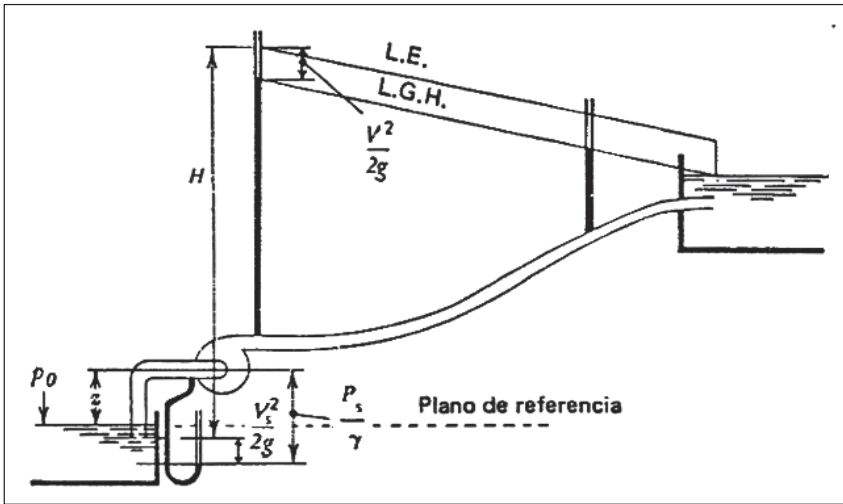


Figura 3.1. Fenómeno de la cavitación (fuente: A. L.Simon).

Relacionada con la anterior, se halla la *viscosidad relativa o cinemática* que se define como la relación entre la viscosidad absoluta y la densidad del líquido, expresándose en centistokes.

Para la medida de viscosidades se emplean aparatos llamados *viscosímetros*, los cuáles miden el tiempo en que tarda en fluir por gravedad una cantidad dada de líquido a través de un tubo de un cierto diámetro.

La viscosidad varía con la temperatura en sentido opuesto, es decir, al aumentar la temperatura, disminuye la propiedad. En este sentido, los líquidos que como el agua, no varían su viscosidad al modificar su estado de agitación, o su gradiente transversal de velocidad reciben el nombre de *líquidos newtonianos*.

Por el contrario, otros líquidos, así grasas, jarabes, mantequillas, pegamentos, muestran una marcada reducción de viscosidad al aumentar el gradiente de velocidad; a estos se los llama *líquidos tixotrópicos*.

Finalmente, un tercer tipo de fluidos, como lodos arcillosos, leche de chocolate, algunos almidones, pinturas, etc., se comportan al revés aumentando su viscosidad con el aumento del gradiente de velocidad: a estos se los denomina *líquidos dilatantes* (recuérdese al efecto la elaboración doméstica de mayonesas).

El conocimiento de estos fenómenos es esencial para diseño de tuberías de impulsión y descarga, así como para la elección de las bombas más adecuadas a cada problema particular.

Otro concepto con el que hay que familiarizarse es el de las *pérdidas de carga en tuberías*. Este término nos indica la reducción de la capacidad teórica de trasvase de un líquido que se desplaza por una tubería. Este fenómeno está sumamente estudiado disponiéndose de completas listas de valores de pérdidas de carga en función de tamaños de tuberías, caudales, longitud de tuberías, material, viscosidad de los líquidos y número y tipo de accesorios que se pueden instalar en una tubería.

Conocidos todos los datos anteriores, se obtendría un valor de pérdida de carga de las tuberías que habría que sumar para obtener la NPSH requerida y comprobar su relación con la NPSH disponible. Por ello, la pérdida de carga en la tubería de aspiración debe ser la menor posible. Así, cuando la energía de aspiración es baja deben reducirse al mínimo los accesorios de la tubería y su longitud así como trabajar con el mayor diámetro operativo posible.

Para tuberías largas en sistemas de agua, se puede calcular aproximadamente el diámetro de la tubería idónea aplicando la fórmula:

$$\text{Diámetro (en pulgadas)} = \text{Caudal (en L/s)} / 40 \bullet [v + 1,3]$$

siendo “v” la velocidad del agua.

Por otro lado, el *desplazamiento* es el caudal teórico de la bomba expresado en “L/min”. El *deslizamiento* o *slip* es la pérdida en el caudal teórico debido a fugas del líquido dentro de la bomba, en la descarga o en la aspiración, debiendo ser lo mínimo posible. La *capacidad* es la diferencia entre desplazamiento y deslizamiento, y es el caudal verdadero y práctico de la bomba.

El *rendimiento volumétrico* de una bomba es la relación entre capacidad y desplazamiento teórico.

La *potencia de la bomba en CV* es la desarrollada al ejecutar trabajo a un ritmo de 75 kgm por segundo (o 736 Watios, es decir, 1 CV es igual a 0,736 kW). La *potencia hidráulica* es la potencia precisada por la bomba solo para bombear líquido.

La *potencia absorbida o al freno*, es la potencia total precisada por la bomba para realizar una cantidad determinada de trabajo, correspondiendo a la suma de la potencia hidráulica y la consumida en rozamientos. Este parámetro es muy importante al seleccionar el motor de una bomba y diseñar su alambrado eléctrico, fusibles y dispositivos interruptores.

Respecto a esto, no olvidemos que las bombas necesitan más potencia para arrancar que para su operación continua. Como la velocidad a plena carga de un motor eléctrico común se reduce entre un 3-5% durante el arranque, los requerimientos de potencia aumentan considerablemente.

La potencia total requerida por cualquier bomba se puede calcular de la fórmula:

$$\text{Potencia (kW)} = (\eta \bullet Q \bullet H) / 1.000$$

siendo “ η ” la densidad en kN/m^3 del líquido bombeado, “ Q ” el caudal que se expresa en m^3/s y “ H ” la altura de elevación en m.

La relación entre potencia hidráulica y potencia al freno es la *eficiencia* o *rendimiento mecánico* de la bomba que varía con el caudal bombeado y con la altura de elevación de bombeo. Finalmente, la eficiencia es característica operativa de cada bomba concreta.

CLASIFICACIÓN DE LAS BOMBAS: INTRODUCCIÓN AL TEMA

Una bomba es un sistema que añade energía a un fluido. En general, la clasificación de las bombas puede ser más o menos compleja, pero todas pueden incluirse en dos grandes grupos: *de desplazamiento positivo* y *de energía cinética*.

En las de *desplazamiento positivo* el incremento de energía que se suministra al líquido para aumentar su velocidad y para ser vehiculado a la cota deseada se produce mediante desplazamiento físico de algún elemento interno de la bomba como paletas, engranajes o incluso, de aire.

En las de *energía cinética* se produce una verdadera transmisión de energía al líquido mediante, en cierto modo, una conversión de energía cinética a energía interna del líquido, manifestada como energía de velocidad o de presión.

Entre las bombas de *desplazamiento positivo* se incluyen las *alternativas*, las *rotativas*, y las *neumáticas*. Entre las de *energía cinética*, las *centrífugas*, las *regenerativas* y las *especiales*. A su vez, dentro de estos seis tipos de bombas vamos a hacer incidencia en las más usadas en tratamiento de aguas y que son:

- Centrífugas: radiales, diagonales y axiales.
- Rotativas: de engranajes, tornillos, paletas, levas y especiales.
- Alternativas: de pistón, de émbolo y de membrana o diafragma.
- Especiales: de eyector, de gas y de ariete hidráulico.

Además, existen más variedades en función de particularidades propias de cada tipo de bomba, es decir de la forma, construcción práctica o modo concreto de funcionamiento de sus partes internas.

En general, las bombas *centrífugas* son más adecuadas para operar a caudales superiores a 5.000 L/min y presiones inferiores a 500 atm, las *alternativas* para menos de 1.000 L/min y presiones de más de 4.000 atm, y las *rotativas* cubren un rango de caudales y presiones en cierto modo intermedio entre los dos anteriores.

BOMBAS CENTRÍFUGAS

Funcionamiento general. Partes de una bomba

La explicación del funcionamiento general que vamos a abordar a continuación para este tipo de bombas puede ser aplicada en síntesis a cualquier tipo de bomba de las que después hablaremos.

Una bomba centrífuga consiste en su forma más simple, en una rueda de álabes, paletas o hélices dispuestos periféricamente alrededor del eje y que pueden o no estar sostenidos por una o dos planchas circulares, denominadas también *impulsor*, que giran a una cierta velocidad dentro de una cámara concéntrica (véase la Figura 3.2).

En este sentido, el giro del impulsor vendrá promovido mediante un motor que si bien generalmente es eléctrico, también puede estar accionado mediante combustible líquido o incluso, mediante vapor (si bien esta opción es actualmente minoritaria). Los motores más usados, de cualquier forma, son los motores eléctricos de inducción y corriente alterna, de los que no vamos a hablar aquí.

Con relación al funcionamiento práctico de una bomba centrífuga, el agua entra en la misma por la zona inferior del eje (detalle 1, Figura 3.2). Según gira el motor externo acoplado al sistema, lo hace solidariamente a través del eje de transmisión de este movimiento el impulsor, cuyo desplazamiento a alta velocidad ejerce un giro o *torque* “T” con lo que el agua que entra al sistema se arremolina al entrar al impulsor. De esta forma la velocidad angular “ ω ” impartida a las partículas de agua las lanza hacia afuera contra la pared de la envoltura o cuerpo de la bomba (Figura 3.3).

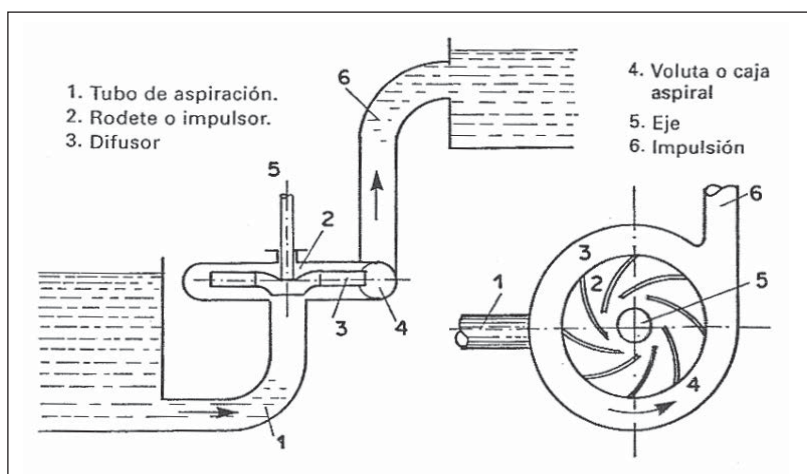


Figura 3.2. Partes internas de una bomba centrífuga típica (fuente: *Hernández Muñoz*).

Así pues, las paletas del impulsor imprimen al agua un movimiento de remolino forzado causante de que se engendren presiones dinámicas. La bomba, pues, es un generador de presión dinámica, de forma que cuando el líquido llega a la tubería hemos de considerar a la corriente o flujo de líquido, no como producido por el líquido en movimiento, sino porque la presión producida por la bomba modifica el gradiente hidráulico lo cual a su vez provoca la circulación o movimiento observado en el agua.

El movimiento comunicado al líquido por el motor, y a su vez por el impulsor tiene dos componentes: una en *dirección radial*, es decir, hacia afuera desde el centro del impulsor. Este movimiento lo provoca la fuerza centrífuga debida a la rotación del líquido que actúa en el sentido de alejarse del centro del impulsor en rotación.

Existe otra segunda componente de movimiento en la salida del líquido del impulsor que tiende a que se mueva *tangencialmente* a la periferia del impulsor. La dirección del líquido será la suma vectorial de ambas direcciones como se comprueba en la práctica. La cantidad de energía comunicada al líquido por el giro del impulsor está en relación con la velocidad de desplazamiento del líquido. Además, esta energía es proporcional al cuadrado de la velocidad resultante según la expresión:

$$H \text{ (m)} = V^2 / 2 g$$

donde “H” son metros de columna de líquido y “V” se expresa en (m/s).

La ecuación anterior indica dos conclusiones: la primera que cualquier factor que incremente la velocidad periférica del impulsor aumentará la energía transferida al líquido. Y en segundo lugar, que un cambio en la velocidad del extremo del álabe modificará sensiblemente la energía comunicada al líquido en una cantidad proporcional al cuadrado del cambio mencionado.

De este modo, al duplicar la velocidad de rotación del impulsor también se duplicará la velocidad periférica y se cuadruplicará la energía comunicada al líquido, expresada como energía de presión. Asimismo, duplicando el diámetro del impulsor, duplicaríamos la velocidad periférica consiguiendo el mismo efecto anterior.

Por otro lado, una vez que la voluta de la bomba está llena de líquido habrá que vehicularlo y dirigirlo hacia el orificio de impulsión de la bomba. Esta es la función de la *carcasa o envolvente*, elemento diseñado de forma que en un punto determinado su pared se encuentre muy próxima al diámetro exterior del impulsor. Este punto se denomina *lengua de la envolvente o lengua de la voluta* (véase Figura 3.3).

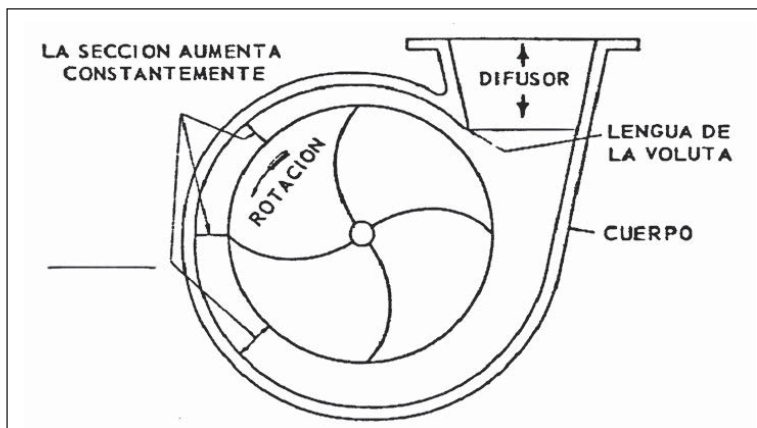


Figura 3.3. Funcionamiento del impulsor de una bomba centrífuga.

Entre la lengua y un punto ligeramente a la izquierda existe una cierta cantidad de líquido que ha sido descargada por el impulsor y debe girar con este para llegar finalmente a la zona de descarga de la bomba o *difusor*. A medida que nos desplazamos alrededor del impulsor observemos que progresivamente se va acumulando más

cantidad de líquido entre la pared de la envolvente y la parte externa del impulsor, por lo cual, a fin de mantener la velocidad del líquido aproximadamente constante, tendremos que aumentar ligera pero de forma creciente el área disponible entre el borde del impulsor y la pared de la envolvente. A este comportamiento corresponde la forma interna de la bomba.

El punto de salida del agua o líquido de la bomba centrífuga es el *difusor* desde donde se conecta a la tubería de descarga. No obstante, en muchos casos la velocidad (es decir, la energía de presión) del líquido es muy alta para manejarlo, lo que podría provocar pérdidas de carga por rozamiento, calentamiento e incluso cavitación. Así pues, por lo general, se reduce la velocidad del líquido construyendo el difusor en forma cónica creciente hacia la salida, para reducir la velocidad (por incremento de sección).

En la práctica, se puede calcular aproximadamente la capacidad de una bomba tomando como referencia el diámetro de salida del difusor: este diámetro en metros multiplicado por 0,06 da la descarga de la bomba en “m³/s”.

El impulsor de una bomba centrífuga que ya hemos dicho que está provisto de álabes que sirven para conducir el líquido, tiene una anchura axial en función de la capacidad de funcionamiento deseada. Así, dos impulsores de igual tamaño (es decir, radio) pero diferente anchura rendirán capacidades muy diferentes.

Resumiendo todo lo expuesto hasta ahora, una bomba centrífuga está equipada de un miembro rotativo o impulsor que comunica una energía de presión (velocidad) a un líquido, mediante el giro del mismo dentro de una carcasa equipada con un orificio de entrada de líquido, y otro de salida o difusor.

Curvas características de una bomba

Sin duda desde el punto de vista operativo, lo más importante de una bomba centrífuga, y en general de cualquier bomba, son las denominadas *curvas características* que nos darán su campo práctico de empleo.

Cualquier bomba centrífuga posee, para una determinada velocidad, diámetro y forma del impulsor, y considerado un líquido de viscosidad despreciable una curva característica que indica una relación entre la altura manométrica o presión por ella desarrollada y el caudal que es capaz de bombear, denominada *curva altura-capacidad*. A medida que se incrementa el caudal se produce una disminución de la presión o altura de bombeo. La altura máxima de bombeo corresponde a un caudal cero, es decir cuando la válvula de descarga está cerrada (curva “H-Q”, Figura 3.4).

Otra curva característica del sistema es la de *potencia-capacidad*. Es decir, para conseguir un determinado caudal debemos suministrar a la bomba una determinada potencia total (curva “P-Q”, Figura 3.4) o lo que es lo mismo, para un aumento de potencia se comprueba un incremento de su capacidad. La potencia de la bomba puede expresarse como el producto de la velocidad angular “ ω ” del impulsor por el torque:

$$P (\text{potencia}) = \omega (\text{velocidad angular}) \bullet T (\text{torque})$$

Conocida la velocidad angular del impulsor y la potencia podremos calcular el valor del torque según la fórmula:

$$T = (9.540 \bullet P) / \omega$$

expresándose el torque en Nw/m, la velocidad angular en rpm y la potencia en kW.

Una tercera curva de interés es la de *rendimiento-capacidad* (curva “eficiencia”, Figura 3.4). Si bien ya conocemos que el rendimiento puede medirse de forma experimental, podremos calcularlo mediante la fórmula siguiente:

$$\text{Rendimiento} = (\text{Altura} \bullet \text{Capacidad} \bullet \text{densidad}) / (4.500 \bullet \text{CV})$$

expresándose el rendimiento en “%”, la altura en metros de columna de agua, la capacidad en “L/min” y la densidad en “kg/L”.

El rendimiento se incrementa notablemente al hacerlo la capacidad y no suele superar el 85-90%. Típicamente el rendimiento tiene valores máximos para una cierta capacidad, y a valores más altos o más bajos, se hace bastante menor.

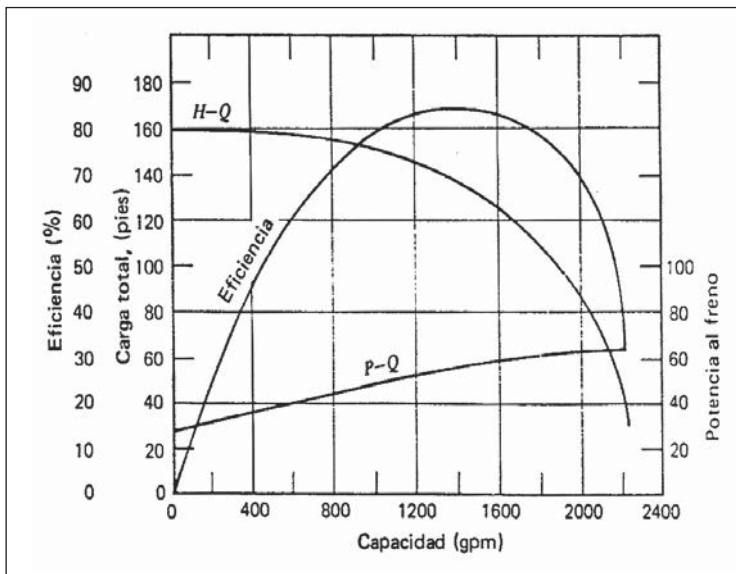


Figura 3.4. Curvas características de una bomba centrífuga: “H”, altura o carga total; “P”, potencia; “Q”, caudal o capacidad (fuente: A. L. Simon).

La última curva característica a reseñar es la de *NPSH-capacidad* (véase al efecto, la Figura 3.5). Es muy importante y debe siempre facilitarse con las características técnicas de la bomba. Esta curva relaciona la capacidad que proporcionará la bomba con la NPSH requerida para un funcionamiento correcto sin problemas de cavitación. La NPSH aumenta con la capacidad.

Curvas de pérdida de carga en sistemas de agua

Podemos encontrar cuatro situaciones tipo en el estudio de las curvas de pérdida de carga en sistemas hidráulicos. Veamos cuáles.

1. Imaginemos un sistema simple como el integrado por dos depósitos de agua conectados por una tubería en la que existen elementos intercambiadores de calor, válvulas y otros accesorios que supongan pérdida de carga. Dado que la pérdida de carga por rozamiento es proporcional al cuadrado de la velocidad, podremos trazar una curva de pérdida de carga en función de la capacidad. La pérdida será cero a caudal cero.
2. Supongamos ahora que complicamos el sistema, considerando que los depósitos están a diferente cota. Si el punto B está más elevado que el A tendremos que suministrar energía para llevar el agua desde A hacia B. La cantidad de energía (en metros) necesaria para la elevación será la diferencia de altura entre los dos puntos. La curva de pérdida de carga en función de capacidad será idéntica a la anterior, pero además habrá que añadir un factor adicional que considere la diferencia de alturas. Así, la pérdida de carga a capacidad cero no será nula.
3. Sigamos complicando la situación ahora considerando que los puntos A y B están a igual altura, pero que el depósito A está abierto y hacemos que el agua pase al depósito B cerrado. Aquí habrá que suministrar una energía adicional para vencer la presión diferencial existente entre A y B. Nuevamente, la curva será similar a las ya comentadas con la corrección apuntada.
4. Un último tipo de sistema que podemos considerar es que el agua discurra desde A hacia A, pero a través de una red de tuberías que den lugar a pérdidas de carga en el sistema. Aquí no habría presión diferencial entre los puntos, pero sí pérdidas por rozamiento. La curva sería ahora idéntica a la primera de las comentadas.

Variables típicas que afectan al funcionamiento de una bomba

Supongamos el sistema integrado por dos depósitos a diferente altura con una tubería de interconexión entre ellos y una bomba para elevar el agua desde el depósito bajo al depósito alto. La diferencia de altura entre los dos puntos es de 150 m, y la pérdida de carga por fricción en la tubería se ha calculado en 10 m para un caudal de 550 L/min.

Si duplicamos el caudal, la pérdida por rozamiento se cuadruplicará, es decir para $Q=1.110$ L/min, “rozamiento=40 m”. Con estos datos podemos trazar una curva de pérdida de carga del sistema entre 0 y 1.100 L/min, considerando que para caudal cero, habrá una pérdida de carga de 15 m de columna de agua.

De la curva obtenida se deduce que si deseamos bombear un caudal de unos 1.000 L/min, requeriremos una bomba que dé una altura de unos 50 m. Con estos datos escogeremos una bomba que de acuerdo a sus curvas características (suministradas

por el proveedor) nos pueda servir. Ahora, superpondremos la curva de pérdidas por rozamiento y las de la bomba. Efectivamente existe un punto de intersección entre la curva *altura-capacidad* de la bomba y la curva del sistema que nos define la capacidad idónea de trabajo de la bomba. Para este valor de capacidad obtendremos los demás valores típicos del sistema: rendimiento, potencia y NPSH.

Si consideramos en nuestra curva del sistema otras componentes de pérdidas de carga variables, por ejemplo, el accionamiento de válvulas durante el bombeo, la curva del sistema variaría y consiguientemente la idoneidad, incluso de la bomba elegida en primer lugar. Igual sucede cuando se llena un depósito, al fluctuar la altura geométrica de elevación, y por tanto la curva del sistema. Todos estos datos conforman lo que se denominan curvas características de funcionamiento de una bomba, de las cuáles la Figura 3.5 presenta varios ejemplos.

Si hubiéramos elegido una bomba con mayor capacidad que la requerida observaríamos que tendríamos una mayor pérdida de potencia absorbida y el rendimiento energético sería más desfavorable.

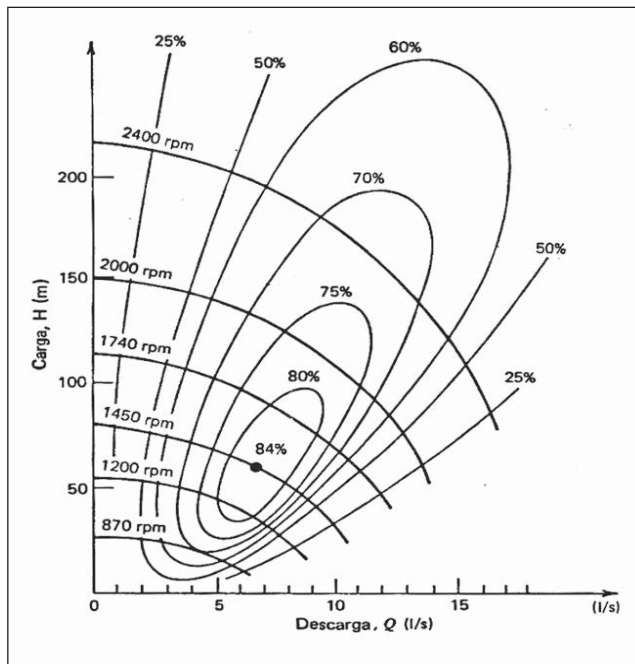


Figura 3.5. Curvas características de funcionamiento de una bomba centrífuga (fuente: A. L. Simon).

Reseñemos ahora algunas características las cuáles pueden modificar sustancialmente el funcionamiento de una bomba centrífuga. El rendimiento de la bomba puede modificarse por cambios en el motor (velocidad del impulsor), en el impulsor (diámetro) o en ambos. También la viscosidad del fluido bombeado influirá en el rendimiento.

En todo caso, los dos primeros factores dan lugar a las denominadas *leyes de afinidad*.

Leyes de afinidad

Cambios en la velocidad del impulsor

Indicamos más arriba que la velocidad del impulsor se suele expresar en “rpm”. Cuando se duplica la velocidad a que una bomba centrífuga opera, también duplicamos la capacidad de la bomba. Así, si una bomba es capaz de desarrollar una altura de 15 m a 400 L/min y 1.750 rpm, será capaz de desarrollar una altura de 60 m a un caudal de 800 L/min cuando gire a 3.500 rpm.

De cualquier forma, y según la relación que existe entre potencia, rendimiento, altura y caudal de una bomba, ocurrirá que al aumentar al doble la velocidad, se incrementará por ocho la potencia consumida para un rendimiento constante. De este modo, no podemos incrementar arbitrariamente la velocidad de una bomba centrífuga puesto que entre otras cosas, el consumo energético se haría prohibitivo.

Por el contrario, para una bomba diseñada para operar a una determinada velocidad, en el caso de que esta se redujese, y suponiendo el rendimiento constante, la potencia también se reduciría drásticamente.

Estos conceptos expresados matemáticamente responderían a:

$$\begin{aligned}(rpm_1 / rpm_2) &= Caudal_1 / Caudal_2 \\(rpm_1 / rpm_2)^2 &= Altura_1 / Altura_2 \\(rpm_1 / rpm_2)^3 &= Potencia_1 / Potencia_2\end{aligned}$$

siendo estas relaciones si bien aproximadas, pero bastante próximas a la realidad. A estas relaciones se las denominan “*leyes de afinidad*” y se cumplen para todas las bombas centrífugas.

Cambios en el diámetro del impulsor

Supongamos ahora el efecto de la variación del diámetro del impulsor para un funcionamiento a velocidad constante. En este caso diremos que se pueden formular otras tres *leyes de afinidad*, tales como,

$$\begin{aligned}(diámetro_1 / diámetro_2) &= Caudal_1 / Caudal_2 \\(diámetro_1 / diámetro_2)^2 &= Altura_1 / Altura_2 \\(diámetro_1 / diámetro_2)^3 &= Potencia_1 / Potencia_2\end{aligned}$$

Estas relaciones indican que para incrementos del diámetro del difusor al doble, el caudal se incrementará al doble, la altura cuatro veces y la potencia absorbida ocho. Sin embargo, estas relaciones se cumplen para variaciones del diámetro inferiores al 10%; caso contrario habría que disponer de la curva característica de la bomba para el nuevo diámetro.

Resumiendo lo anterior digamos que tanto el cambio de diámetro del impulsor como de la velocidad del mismo afectan de la misma manera al caudal bombeado, a la altura de impulsión y a la potencia consumida.

Velocidad específica de una bomba centrífuga

Se dijo en su momento que el rendimiento de una bomba depende de su caudal, carga dinámica y velocidad de rotación del impulsor. En este sentido, existe una fórmula simplificada que relaciona estos parámetros englobándolos en uno solo denominado *velocidad específica*. Este parámetro se evalúa en la zona de máxima eficiencia o rendimiento de cada bomba y corresponde a:

$$V_e = (284 \bullet \text{rpm} \bullet Q^{0.5}) / (g \bullet H^{0.5})$$

siendo “ V_e ” la velocidad específica (en rpm), “rpm” la velocidad del impulsor, “ Q ” el caudal expresado en “ m^3/s ”, “ g ”, la aceleración de la gravedad ($9,81 \text{ m/s}^2$) y “ H ” la altura estando expresada en metros.

La velocidad específica es en la práctica un número que caracteriza los diversos tipos de bombas centrífugas. En general, bombas con velocidades específicas bajas (500-2.000 rpm) se usan para pequeños caudales y altas alturas (o presiones). Bombas con altas velocidades específicas (5.000-15.000 rpm) se usan para grandes caudales y bajas alturas o presiones.

Considerando los parámetros anteriores se pueden representar gráficamente las relaciones aproximadas entre velocidad específica, forma del impulsor, gasto y eficiencia, lo que nos puede servir para elegir la bomba adecuada al problema concreto en cada caso.

La formulación matemática de “ V_e ” es útil en la práctica porque las bombas construidas con proporciones y forma idénticas pero con distintos tamaños, tienen velocidades específicas iguales. En las bombas centrífugas con flujo axial y elevadas velocidades específicas las curvas *rendimiento-velocidad específica* tienen bajas pendientes, mientras que las bombas con flujo radial y bajas velocidades son de pendientes elevadas. Una mayor pendiente indica gran aumento de carga hidráulica con menor aumento de gasto o potencia consumida.

Efectos de la viscosidad

Todo lo que hemos dicho hasta ahora se refiere al funcionamiento de bombas con líquidos de densidad constante, en concreto con agua. Caso de que la viscosidad varíe, también lo harán las curvas características. Así, al incrementarse la viscosidad lo hará la potencia absorbida para un mismo caudal. Por contra, los aumentos de viscosidad supondrán para una misma capacidad, descensos en la altura de elevación desarrollada.

Impulsores

Es evidente que un elemento fundamental de cualquier bomba centrífuga es el impulsor. Dependiendo de sus características y diseño, es el responsable de que la bomba opere de forma diferente y pueda usarse para distintas funciones. Comentemos

algunos de los impulsores más habitualmente usados en la práctica en tratamiento de aguas (Figura 3.6).

En primer lugar digamos que los impulsores pueden ser cerrados o abiertos, en función de que su eje presente o no un orificio central. De cualquier forma, tanto en uno como en otro caso, existen pequeños orificios a través del cuerpo del impulsor, localizados cerca del eje, que ayudan a mantener la presión de aspiración en la caja de empaquetadura de la bomba y permiten que la presión interna esté equilibrada con la presión en la aspiración.

No obstante, con el fin de eliminar la tendencia a desplazarse hacia la zona de atrás del impulsor por parte del líquido bombeado en cada momento, ambas zonas deben estar separadas de forma efectiva. En los tipos de *impulsores cerrados* este efecto se logra mediante el uso de anillos rozantes posteriores. En los diferentes tipos de *impulsores abiertos* se añaden paletas posteriores que tienden a sacar el líquido de la zona de la caja de empaquetadura.

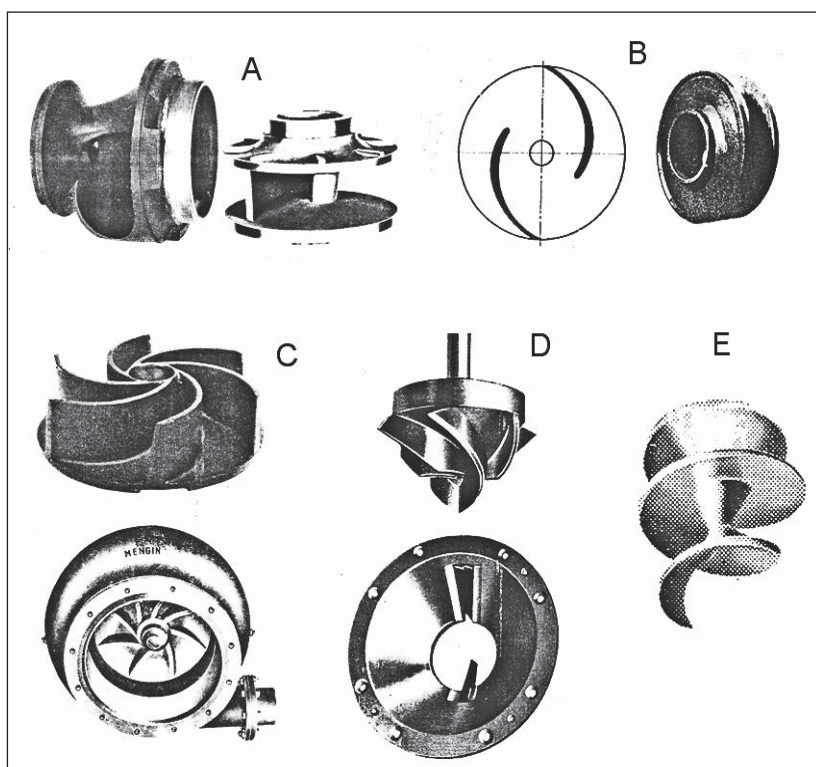


Figura 3.6. Diferentes tipos de impulsores: A, impulsor de un canal; B, impulsor cerrado o de dos canales; C, impulsor de paso libre (arriba y abajo); D, impulsor dilacerador (arriba y abajo); E, impulsor de tornillo.

Para acabar esta introducción al tema de los impulsores, debe indicarse que cuando una bomba solo tiene un impulsor se denomina de *simple aspiración*, y cuando tiene varios, se la llama de *etapa múltiple*.

Impulsor cerrado de un canal

Este tipo de impulsor es de canal cerrado y se usa para aguas negras domésticas, y suele tener un paso de sólidos entre 50 mm y 125 mm. Opera mal frente a sólidos fibrosos y largos los cuáles pueden provocar atascos en su interior. Como solo tienen un álabe, este estará sujeto a abrasión y cuando se desequilibre provocará problemas electromecánicos tales como vibraciones indeseables en todo el conjunto de la bomba.

Son útiles para pequeños bombeos de aguas residuales, lodos y aguas pluviales y para aguas de refrigeración y procesos, así como para medios agresivos y corrosivos (Figura 3.6, A).

Las bombas equipadas con estos impulsores son eficaces y seguras en el funcionamiento. Se montan con rapidez y sencillez en tubos de guía o cables y luego son descendidos al pozo de bombeo.

Por último, digamos que el tamaño del canal del impulsor hace que tenga muy poca tendencia a obstruirse.

Impulsor cerrado de dos canales

Este tipo de impulsor permite aumentar las secciones de paso hasta 35-145 mm. Con ellos las bombas pueden alcanzar rendimientos del 85%. También son propensos a atascarse por sólidos fibrosos. Cuando se desgastan no provocan el desequilibrio por su diseño simétrico. Se emplean en bombeo de aguas de alcantarillado y de lluvias (Figura 3.6, B).

Impulsor para bombas de paso libre

En este caso, la impulsión se consigue mediante la formación de torbellinos. El impulsor consiste en una placa con nervaduras de diferente anchura y de altura constante o de tipo cónico.

Se diseñan para líquidos viscosos o con sólidos grandes en suspensión y debido al efecto torbellino, las partículas no suelen entrar nunca en contacto con el propio impulsor, por lo que el desgaste es mínimo (Figura 3.6, C).

Finalmente, las bombas equipadas con este tipo de impulsores se atascan poco, pero como desventaja, presentan rendimientos mediocres. Pueden operar con sólidos de entre 80-125 mm. Por ello se usan para bombear aguas cargadas de fibras, lodos, etc.

Impulsor dilacerador

Su misión principal es la de desmenuzar los sólidos del agua a través del paso del caudal a su través. Los álaves se construyen en forma cónica, y deben ser muy resistentes tanto a la abrasión como a la rotura.

El rendimiento de estos sistemas llega al 60%, pero se suelen atascar con frecuencia por fibras plásticas y de nylon y en general por elementos longitudinales

que puedan estar en las aguas residuales. Evidentemente, este tipo de impulsores se instalan en bombas dilaceradoras (Figura 3.6, D).

Impulsor de tornillo centrífugo

En este tipo los pasos de aspiración se sitúan entre 60-145 mm y la aspiración también se efectúa mediante efecto torbellino, obligando a los sólidos a ser aspirados longitudinalmente. Estos impulsores permiten operar con aguas cargadas de fibras, trapos, vendas, etc. así como con líquidos de densidad o viscosidad elevada (Figura 3.6, E).

Impulsor con sistema de pre-rotación

Son válidos para aguas residuales urbanas e industriales y aguas de lluvias, instalándose en bombas de funcionamiento constante pero debiendo ajustarse automáticamente el caudal de impulsión al caudal de llegada. Los rendimientos logrados pueden alcanzar hasta el 70%.

Empaquetadura de la bomba: cámara partida vertical y horizontalmente

La mayoría de las bombas centrífugas utilizan envolvente tipo voluta o espiral, con un adecuado sistema de desagüe y purga. Las cajas de empaquetadura deben ser de suficiente profundidad para procurar un cierre adecuado que evite las filtraciones de líquido o entrada de aire, estando al mismo tiempo bien lubricadas para su perfecto funcionamiento.

Las camisas del eje deben prolongarse a lo largo de la caja de empaquetadura e ir fijadas al eje, que será de acero de calidad, bien torneado para evitar flexiones en las zonas de empaquetadura y en los anillos de roce. Los rodamientos deberán estar bien fijados a los soportes disponiéndose si es necesario de camisas de agua para su refrigeración. En función de cómo esté partida la cámara, existen dos tipos: de cámara partida vertical u horizontalmente si se toma como referente el plano horizontal del impulsor.

Las de cámara partida verticalmente pueden ser a su vez de aspiración simple o de etapa múltiple, y usan tanto impulsores cerrados como abiertos. Suelen plantear más problemas en su desmontaje y montaje posterior.

Las de cámara partida horizontalmente son más fáciles de inspeccionar y se construyen para capacidades superiores a las desarrolladas por las bombas de aspiración axial.

Algunos tipos de bombas centrífugas

Centrífugas horizontales

En estas, tanto el motor, como la propia bomba con su eje horizontal están situados fuera del agua (o líquido). Se trata de bombas de rodete o impulsor abierto.

Deben de operar en carga, exhibiendo un rendimiento típico del 80%. Se trata de bombas económicas y robustas muy adecuadas para bombeo de agua o líquidos poco densos.

Bombas de este tipo son las volumétricas de paletas que se suelen emplear como bombas de trasvase de líquidos, faceta en la que demuestran una buena precisión.

Centrífugas verticales

Las bombas centrífugas verticales se encuentran sumergidas en el líquido, y el motor está unido a la misma mediante un eje vertical, colocándose fuera del agua. Presentan características similares a las de las centrífugas horizontales pero son más caras. Se usan para pozos, galerías, etc.

Como ejemplo de estas bombas tenemos las axiales o de hélice. Suelen tener tres series de paletas: la primera es de paletas directrices de entrada; la segunda de paletas giratorias o de la hélice propiamente dicha, y la tercera de paletas directrices de salida.

Las paletas de entrada hacen que el agua penetre hacia el eje de la rueda impulsora sin velocidad tangencial alguna; posteriormente, las paletas de la hélice comunican al agua una componente tangencial mientras las de salida absorben de nuevo esta componente e impulsan el agua por el tubo de descarga y en el mismo sentido de su eje. Son bombas usadas para grandes caudales, alturas de elevación de hasta 15 m y con rendimientos efectivos del 75-90%.

Por último, las bombas axiales de rodete preparado para suprimir el desplazamiento radial y de traslación según el eje, son eficaces para elevaciones de hasta 35 m.

Centrífugas sumergibles

Se trata de sistemas en que tanto las bombas como el motor de accionamiento están dentro del fluido. Se requiere que sean de impulsor o rodete abierto. Presentan un rendimiento típico del 75%, siendo más caras que las centrífugas horizontales pero de mantenimiento más ventajoso. Suelen emplearse con frecuencia en los bombeos de aguas residuales instalados en las redes de saneamiento.

Para finalizar, indiquemos que bombas centrífugas son también las *bombas dilaceradoras* que desmenuzan residuos o sólidos de diferente tamaño que puede llevar el líquido (especialmente, aguas residuales). Deben tener álabes resistentes y cortantes, pudiendo tener el rodete abierto o cerrado.

Instalación de bombas centrífugas

La bomba centrífuga debe instalarse en un zócalo o bancada de hierro o acero al cual se acoplará sólidamente. Este zócalo debe asegurarse al suelo, habitualmente mediante obra civil.

Por otro lado, la adecuada selección y disposición de la tubería sobre todo en el lado de la aspiración es muy importante. La tubería debe ser de longitud suficiente para reducir al mínimo las pérdidas por rozamiento, y evitar asimismo los codos, pre-

firiéndose que su inserción en la aspiración de la bomba sea en línea recta. Cualquier codo en el lado de la aspiración deberá hacerse de medida no inferior a 5-10 veces el diámetro de la tubería contando desde el orificio de aspiración de la bomba.

Además deberá instalarse una válvula de compuerta en la aspiración y en la descarga para aislar la bomba cuando sea necesario (desmontaje, mantenimientos) aconsejándose también la instalación de un *carrete* situado en la tubería de aspiración.

La Figura 3.7 presenta un esquema de instalación típica de un sistema de bomba centrífuga con todos los elementos reseñados más arriba que garantizan su correcto funcionamiento y operativa.

Como otras recomendaciones generales al efecto, todas las tuberías deben descansar en apoyos o soportes independientes para que no transmitan esfuerzos suplementarios a la bomba que incrementen su desgaste. Asimismo, antes de poner en marcha la bomba se girará manualmente el impulsor para asegurarse de que rueda libremente.

Aparte de lo dicho, antes de la puesta en servicio y después de la conexión de todas las tuberías y de la fijación de la bomba al zócalo, tanto bomba como motor serán alineados mediante un indicador de esfera para asegurarse una marcha libre de vibraciones. Después de comprobado el alineamiento y desconectado el acoplamiento, se comprobará la dirección de giro transmitida por el motor.

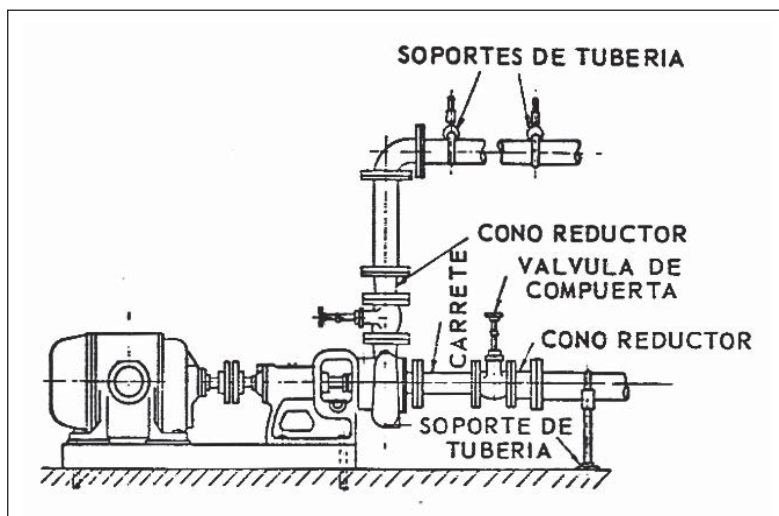


Figura 3.7. Esquema típico de instalación de una bomba centrífuga.

Asimismo, es importante lógicamente comprobar la correcta lubricación de los rodamientos antes de poner en marcha la bomba. Finalmente, habrá que comprobar que la bomba no funcione con la tubería de aspiración cerrada, lo que supondría una grave agresión al motor y su paralelo calentamiento.

Una vez hechas las comprobaciones anteriores habrá que *cebar* la bomba, es decir, llenarla con agua de forma que el impulsor pueda crear succión. El cebado se llevará a cabo cebando las válvulas anteriores y posteriores a la bomba (aspiración

y descarga, respectivamente). Después del arranque, la válvula de entrada siempre se abrirá primera y tras un corto período de tiempo, se abrirá la válvula de salida. Si esta se dejase cerrada, la presión de la bomba aumentaría entre un 15 y un 30%. Por otro lado, la carga de potencia sobre el motor, cuando se cierra la salida de la bomba se reduce entre un 50 y un 60%.

Problemas de funcionamiento

Vamos a recoger ahora algunos problemas típicos en el funcionamiento de una bomba centrífuga. Estos pueden resumirse en: deficiencias en capacidad de bombeo, deficiencias de presión entregada, funcionamiento errático y no uniforme, elevado consumos energéticos y fenómenos de vibraciones y ruidos anormales.

Si la *bomba no entrega agua o la capacidad es menor a la esperada* puede ocurrir que:

- La bomba no esté cebada.
- La velocidad de impulsión sea muy baja: revisar alumbrado eléctrico.
- Se colocó demasiado alta la cabeza de desagüe.
- La carga de succión es mayor de lo permisible.
- El impulsor puede estar atascado.
- El impulsor gira en sentido incorrecto.
- La entrada de agua está tapada.
- Hay fugas de aire en la tubería de toma.
- Existen problemas mecánicos (fugas, desequilibrado de impulsor..).
- La válvula de pie es muy pequeña.
- La tubería de succión no está bastante sumergida.

Si *no hay suficiente presión*, habría que buscar una causa entre las siguientes:

- Hay aire en el agua debido a fugas en la tubería de aspiración.
- El diámetro del impulsor es pequeño.
- El impulsor gira a baja velocidad.
- El ajuste de las válvulas es incorrecto.
- El impulsor está mecánicamente dañado.
- El empaque o estanqueidad de la envoltura es defectuoso.

Si existe *operación errática y variable* podría ocurrir que:

- Haya fugas en la tubería de aspiración.
- El eje esté mal alineado.
- Haya aire en el agua.

Si la *bomba consume demasiada potencia* habría que valorar lo siguiente:

- Velocidad alta e inadecuada del impulsor.
- Mala selección de la bomba para la prestación requerida.

- Agua demasiado fría.
- Defectos mecánicos.

Caso de existir *vibraciones y ruidos*, la causa podría ser:

- Cavitación.
- Motor fuera de balance o desequilibrado.
- Cojinetes desgastados.
- Impulsor fuera de balance o álabes dañados.
- La tubería de succión toma aire por la acción del vórtice de aspiración en el pozo de bombeo.
- Golpe de ariete en el sistema de la tubería.

Finalmente, el ruido debido a la cavitación se puede eliminar facilitando aire a la tubería de succión (*purga de aire*) si bien esto no eliminaría la cavitación propiamente dicha.

Como información complementaria para cerrar el apartado correspondiente a las bombas centrífugas, la Figura 3.8 recoge la vista de un sistema de bombeo centrífugo de alta presión actualmente operativo.

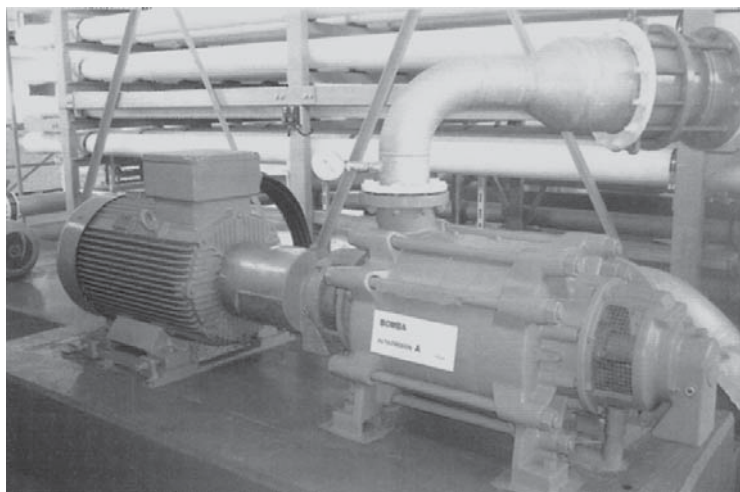


Figura 3.8. Bomba centrífuga de alta presión (EDAR-Benidorm).

BOMBAS ROTATIVAS

Teoría y funcionamiento de las bombas rotativas

Una bomba rotativa es una máquina de desplazamiento positivo, que efectúa impulsiones por medio de un eje o ejes giratorios, con rotores formados por engranajes, paletas, tornillos, lóbulos, etc., los cuáles giran en una carcasa cerrada. Con arreglo a esto, el diseño de una bomba rotativa normal no comprende el uso de válvulas, ni

canales complicados, permitiendo así que alcance un buen rendimiento en el bombeo de líquidos de baja y alta viscosidad, con bajas NPSH requeridas.

Dado que se trata de máquinas de desplazamiento positivo, el desplazamiento teórico en una bomba rotativa expresado como relación entre capacidad de bombeo y presión total (a velocidad y viscosidad constantes) es una línea recta, de forma distinta a lo ya comentado para las bombas centrífugas.

No obstante, cuando se trabaja con líquidos poco viscosos existe una pérdida en capacidad debida al deslizamiento a presiones elevadas (recordemos, también denominado *slip*). Así, la capacidad real de la bomba a velocidad y viscosidad dadas es la diferencia entre desplazamiento teórico y *slip*. Este, además, representa las pérdidas de capacidad hacia el lado de aspiración de la bomba a través de las holguras de la misma. A bajas viscosidades, y también a presiones de descarga más altas, las holguras se dejan sentir más, y el *slip* o deslizamiento será superior. Este parámetro es directamente proporcional a la presión de descarga e inversamente proporcional a la viscosidad del líquido. Por otro lado, a una viscosidad determinada que depende del tipo de bomba, el deslizamiento es mínimo y la capacidad se iguala al desplazamiento.

En general, el rendimiento volumétrico normal de las bombas rotativas es muy elevado, variando entre el 80% y el 100% en función de la gama de viscosidades de los líquidos con que se trabaje.

De cualquier manera, la tolerancia más crítica en estas bombas es la existente entre los costados de los engranajes y las placas laterales. Así, en bombas de engranajes externos, existe solo el ancho de un diente del engranaje como separación de las presiones de descarga y de aspiración. En la periferia de los engranajes, sin embargo, existen largos recorridos para pérdidas de presión elevadas, de forma que la tolerancia diametral puede ser mayor que la lateral. El efecto de las tolerancias en el deslizamiento se puede expresar matemáticamente como:

$$Q_d = (\Delta P \cdot b \cdot d^3) / (12 \cdot v \cdot L)$$

siendo “ Q_d ” el flujo a través de las tolerancias, “ ΔP ” la presión diferencial, “ b ” el ancho de trayectoria, “ d ” la tolerancia, “ v ” la viscosidad absoluta y “ L ” la longitud de trayectoria. Lo importante de esta fórmula es que el flujo a través de la tolerancia varía con el cubo de la propia tolerancia. Si la tolerancia se duplica, el flujo se multiplicaría por ocho.

Respecto a la potencia absorbida por la bomba, es una función lineal que varía en función de la presión total y tiene dos componentes. A presión cero, existiría una cierta potencia gastada debido a los rozamientos entre los engranajes internos de la bomba con la empaquetadura y con los cojinetes; esta potencia quedaría prácticamente constante al incrementarse la presión.

Cuando se desarrollan presiones más altas, la presión total respondería casi totalmente al segundo componente de la presión, es decir, la presión hidráulica del sistema, que a su vez sería directamente proporcional al trabajo que la bomba realiza. Este factor se incrementa con la altura total desarrollado y con la viscosidad del líquido.

La curva de rendimiento de las bombas de desplazamiento positivo es similar a la de las centrífugas. En general, el rendimiento máximo se alcanza con presiones elevadas. Además, el rendimiento se incrementa con la presión hasta llegar a un máximo a partir del cual (presiones más altas) descendería. Por otro lado, al incrementarse la viscosidad del líquido el rendimiento disminuirá pero solo ligeramente.

Llegado este punto hemos de indicar que tanto la capacidad como la potencia absorbida en este tipo de bombas aumentan con la velocidad de giro de los elementos rotativos de la bomba. Para presiones de trabajo más altas, las representaciones de potencia y capacidad son líneas rectas paralelas (considerando la viscosidad constante). También se cumple que el deslizamiento no varía con la velocidad de giro.

Con respecto a la velocidad de giro de los elementos rotativos, en estas bombas no existe una *velocidad mínima de trabajo*, excepto en las bombas de paletas en las que la fuerza centrífuga es usada para mantener las paletas alejadas de la carcasa de la bomba. En este sentido, dado que el deslizamiento no varía con la velocidad, para velocidades muy bajas la capacidad se haría cero.

Por otro lado, al trabajar con líquidos cuya temperatura aumente, se producirá una reducción de viscosidad que a su vez incrementará apreciablemente y de forma indeseable el deslizamiento, parámetro que será más acusado a medida que la bomba esté más desgastada (mayor tiempo de servicio).

Hemos hablado antes de una velocidad mínima de trabajo. En la óptica contraria, también y de acuerdo al tipo concreto de bomba, existe una *velocidad máxima de trabajo*. Ello es así ya que la operativa con alturas de aspiración grandes, tuberías largas con altas pérdidas de carga y fluidos muy viscosos provoca reducción en la NPSH disponible lo que puede dar lugar al comentado fenómeno de la cavitación: el líquido no tiene suficiente energía para llenar todos los huecos internos de la estructura interna de la bomba con lo que se originaría una vaporización parcial. No obstante, es posible usualmente trabajar con *alturas de aspiración* grandes, debido al propio *auto cebado* de estas bombas.

Como resumen de todo lo dicho podemos recoger algunas ventajas interesantes en el empleo de las bombas rotativas:

- Elevadas alturas de aspiración (bajas NPSH requeridas).
- Rendimiento elevado para trasvase de líquidos con altas viscosidades.
- Sistema de auto cebado.
- Amplio espectro de velocidades de giro aplicables.
- Amplio espectro de caudales de funcionamiento para elevadas alturas de trabajo.

Algunos tipos de bombas rotativas

Al igual que ya comentamos con las centrífugas, las bombas rotativas también presentan diversidad de tipos y diseños. Vamos ahora a comentar las más comunes.

Bombas rotativas de engranaje externo

Probablemente sean el tipo más empleado. Constan de dos engranajes con una tolerancia muy estrecha que giran dentro del cuerpo de la bomba (llamado también *estátor* en ocasiones). Los tipos de engranajes pueden ser de dientes rectos, de dientes helicoidales sencillos o de dientes helicoidales dobles.

Los engranajes de dientes rectos se emplean en bombas de baja capacidad y alta velocidad de giro ya que ofrecen contacto solo según una generatriz trazada entre los dientes con lo que se reduce la pérdida de caudal a través de los engranajes. A altas velocidades se puede producir ruido por rozamiento entre engranajes, para evitar lo cual se suele prever algún sistema de desahogo de tensión mediante ranuras. Si no es así el ruido y subsiguiente desgaste puede provocar la flexión de los ejes y el desequilibrio posterior.

Bombas rotativas de engranajes helicoidales

Eliminan el efecto de flexión de los ejes y el ruido ya que en ellas el contacto entre líquido así como entre los engranajes se produce de forma gradual. Los engranajes simples helicoidales provocan un empuje axial y radial al líquido con una cierta capacidad de empuje no simétrica (véase Figura 3.9).

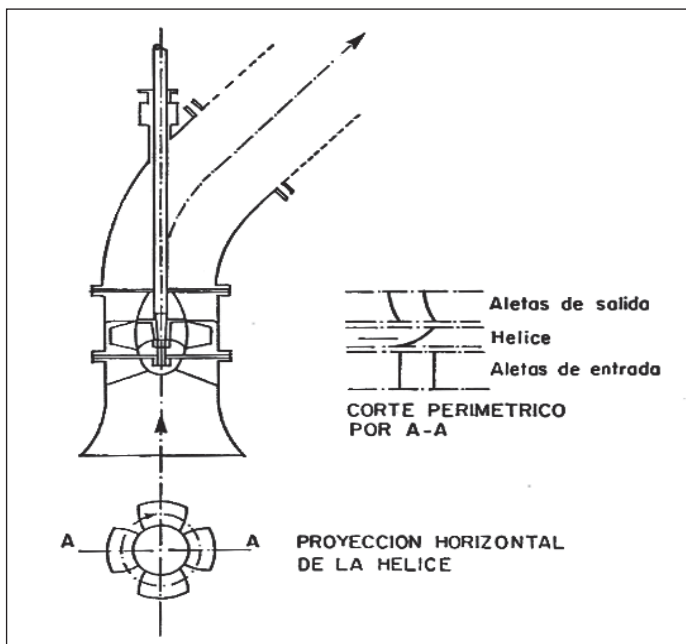


Figura 3.9. Esquema de bomba rotativa de engranaje helicoidal (fuente: Hernández Muñoz).

Para eliminar estas desventajas se construyen engranajes dobles helicoidales con lo cual el empuje axial sí es ahora simétrico. El sentido de giro de estos engranajes

dobles es más adecuado que sea con los vértices hacia delante para así comprimir el líquido desde el centro hacia ambos lados de los engranajes. No obstante, excepto para líquidos muy viscosos y a altas presiones de bombeo, suele ser indiferente respecto a capacidad, ruido o empuje, el sentido de giro.

Bombas rotativas de engranaje interno

En ellas el líquido es desplazado entre el engranaje cortado por su parte interior (o inducido) y un engranaje secundario. Además, existe una pieza fija en forma de media luna que sirve para cerrar los intersticios. Estos engranajes se emplean para trabajar a bajas presiones y velocidades de giro también reducidas.

Por otro lado, dentro de las bombas de engranajes debemos citar a las *rotativas trituradoras*. En ellas los dispositivos de engranajes tienen peines giratorios robustos que producen la trituración de los residuos que pasan entre los peines. Son bombas de bajo rendimiento, en torno al 30%, y pueden ser horizontales, verticales o sumergibles.

Como puede deducirse de lo comentado, en realidad se trata de sistemas similares a las bombas centrífugas dilaceradoras que se reseñaron en su momento.

Bombas rotativas de paletas

Este tipo de bombas se suelen emplear para bajas velocidades y líquidos de reducida viscosidad. En ellas existe un elemento adicional en la envolvente, denominado inducido, el cual está mecanizado excéntricamente. El inducido lleva unos canales según su eje en los cuáles se alojan estos, y una serie de paletas que al girar se adaptan a la envolvente fija. Así el líquido es desplazado entre las propias paletas. Coméntese que el desgaste de las paletas se compensa automáticamente.

Bombas rotativas tipo lobular

En este caso los elementos que giran internamente son de forma lobular con disposiciones de dos, tres y hasta cuatro lóbulos. El sistema lobular implica grandes desplazamientos por cada vuelta de los elementos que giran. Por último, dado que los lóbulos no pueden empujarse entre sí, se requiere de engranajes externos para moverlos.

Bombas rotativas de tornillos

Todos estos tipos comparten en común que se basan en el funcionamiento del conocido *tornillo de Arquímedes* el cual se inserta en el cuerpo de la bomba (en la Figura 3.10 se recoge el esquema de una bomba para trasvase de fangos).

Estas bombas tienen como ventajas que sus curvas de funcionamiento *altura-caudal* son planas, lo que significa que el rendimiento se mantiene constante para cualquier caudal, dentro de unos límites dados, y que la bomba se auto regula en su

consumo energético para los distintos caudales. Ofrecen en general, rendimientos típicos del 70%.

Las de *tornillo sencillo o helicoidal* consisten en un inducido espiral que gira ex-céntricamente en un inductor helicoidal cortado interiormente. Pueden trabajar con fluidos viscosos y que contengan materiales abrasivos.

Debemos referirnos ahora a una variedad de las bombas helicoidales, que son las bombas de *tornillo excéntrico* puesto que son actualmente muy empleadas en evacuación de aguas residuales y lodos de depuración más o menos fluidos. Existen varios tipos a su vez que varían entre sí en que tengan o no elementos anteriores al propio tornillo los cuáles sirven para homogeneizar el fluido favoreciendo por consiguiente su transporte.

En las bombas rotativas de *tornillo doble*, existen dos inducidos en ejes paralelos que engranan en un alojamiento muy ajustado. Generalmente se construyen con tornillos opuestos para equilibrar el esfuerzo axial.

Por otro lado, las bombas de *tornillo triple*, cuentan con un tornillo de conductor central ajustado a otros dos tornillos de engrane secundarios en un alojamiento muy ajustado. El líquido fluye entre la rosca de los tornillos y a lo largo de estos. También se construyen con tornillos opuestos para equilibrar los esfuerzos axiales.

Lógicamente, cualquier bomba de tornillos dobles o triples presenta tolerancias axiales muy estrechas. Así, se construyen con cojinetes antifricción para bombas de pequeño caudal, o bien con cojinetes de empuje axial en las extremidades del eje conductor para absorber movimientos en este sentido, para bombas de capacidades más altas. Además, los ejes deben tener diámetros grandes. Obsérvese que en este tipo de bombas el líquido siempre está en movimiento y no existen zonas muertas. Además, el propio fluido actúa como lubricante de los propios tornillos.

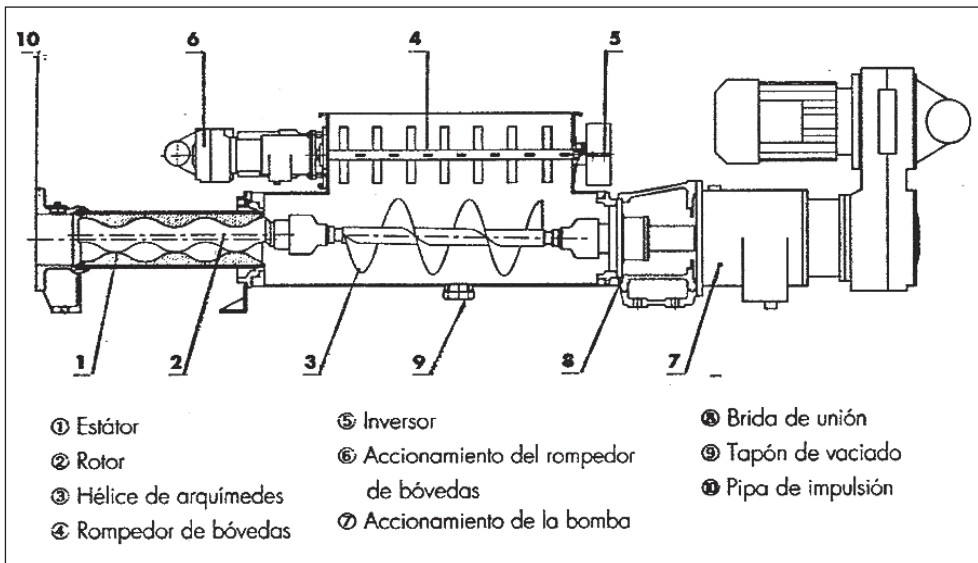


Figura 3.10. Bomba para trasvase de fangos de depuradora (fuente: *Tecnología del Agua™*).

Otras características importantes de las bombas rotativas

Históricamente las bombas rotativas se han construido en fundición de hierro si bien en la actualidad se pueden construir de diferentes materiales, todos ellos de alta resistencia. En ocasiones deben equiparse con camisa de agua cuando se bombean líquidos calientes o susceptibles de incrementar su temperatura durante el bombeo.

Suelen utilizar cierres mecánicos a prueba de fugas para alojar los engranajes, tornillos, etc. El cierre está compuesto de una cara pulimentada fija, un conjunto rotativo con un anillo pulimentado de carbono, fuelle anillo ajustado sobre el eje de goma sintética y un muelle. No deberán emplearse con materiales que puedan introducirse en las caras pulimentadas de cierre y que ataquen a la goma sintética (o en general, al material del cierre) lo que provocaría fugas.

Las bombas rotativas suelen accionarse mediante poleas o cadenas que producen un empuje radial sobre el eje de la bomba, lo que supone instalar un rodamiento extra para evitar variaciones del deslizamiento interno.

Como en cualquier tipo de bomba, los motores más usados son los eléctricos de corriente alterna. No obstante también se pueden accionar mediante turbinas de vapor, motores de gasolina, neumáticos, etc. Para el trabajo con altas viscosidades se suelen usar reductores de la velocidad transmitida al rotor de la bomba para evitar el calentamiento del motor.

En otro orden de cosas, dado que una bomba rotativa es un elemento de desplazamiento positivo, se requiere una *válvula de seguridad* en el sistema para aliviar la sobrepresión interna de trabajo.

Además, y debido al tipo de trabajo que efectúan, debe preverse la instalación de *prefiltros* en el sistema a fin de retirar materiales diversos, especialmente metálicos, que pudieran dañar los tornillos, engranajes, paletas, etc. Finalmente, el prefiltro también denominado *colador*, deberá lógicamente inducir la mínima pérdida de carga en el sistema.

BOMBAS ALTERNATIVAS

Este tipo de bombas encuentra extensa aplicación en la dosificación de reactivos para tratamiento de aguas, existiendo dos tipos principales: bombas alternativas de *émbolo o pistón* y las bombas de *membrana o diafragma* (véase Figura 3.11).

Una bomba de pistón está formada por un pistón o elemento móvil que se inserta en un cilindro conectado al tubo de aspiración y de descarga del líquido. El pistón se mueve hacia adelante y hacia atrás a velocidad constante. En su movimiento de retroceso el pistón dejará un vacío o presión diferencial negativa delante de sí mismo que hará que el líquido ascienda por el tubo de aspiración hasta llenar el cilindro. Durante este período de *succión de la bomba* la válvula de escape que cierra el tubo de descarga permanecerá cerrada, mientras la válvula de aspiración, lógicamente, estará abierta.

Cuando el émbolo se desplace hacia adelante, se cerrará al mismo tiempo la válvula de aspiración, abriéndose a su vez la válvula de escape, con lo que el líquido bombeado saldrá por el tubo de descarga (véase Figura 3.11, parte superior).

En las bombas de diafragma o membrana el sistema operativo es esencialmente idéntico al reseñado para las de émbolo o pistón, si bien aquí el elemento móvil que impulsa el fluido será una membrana más o menos elástica (véase Figura 3.11, parte inferior).

Los dos tipos de bombas reseñadas más arriba son las bombas dosificadoras por excelencia. Estos sistemas deben ser poco sensibles a la acción del producto a dosificar, a fin de presentar un tiempo aceptable de vida útil, por lo cual habrán de estudiarse cuidadosamente los materiales a utilizar.

En todo caso, se trata de sistemas precisos y de óptima capacidad de regulación. Se suele calcular su *carrera*, es decir, la capacidad de impulsión de reactivo para cada embolada o ciclo de apertura/cierre del pistón o del diafragma, de forma práctica normalmente.

Para finalizar este tema, dígase que este tipo de bombas se aplican habitualmente para la dosificación de multitud de reactivos químicos líquidos (coagulantes, ácidos, álcalis, etc.) que pueden, lógicamente, presentar diferentes viscosidades, densidades, e incluso temperaturas. Insistamos en que su principal característica no es su capacidad de impulsión (grandes volúmenes, ni grandes distancias de vehiculación del líquido) sino su alta precisión en el funcionamiento que se demuestra crítica para conseguir un eficaz tratamiento de un agua, lo cual requiere la dosificación justa de los reactivos químicos necesarios.

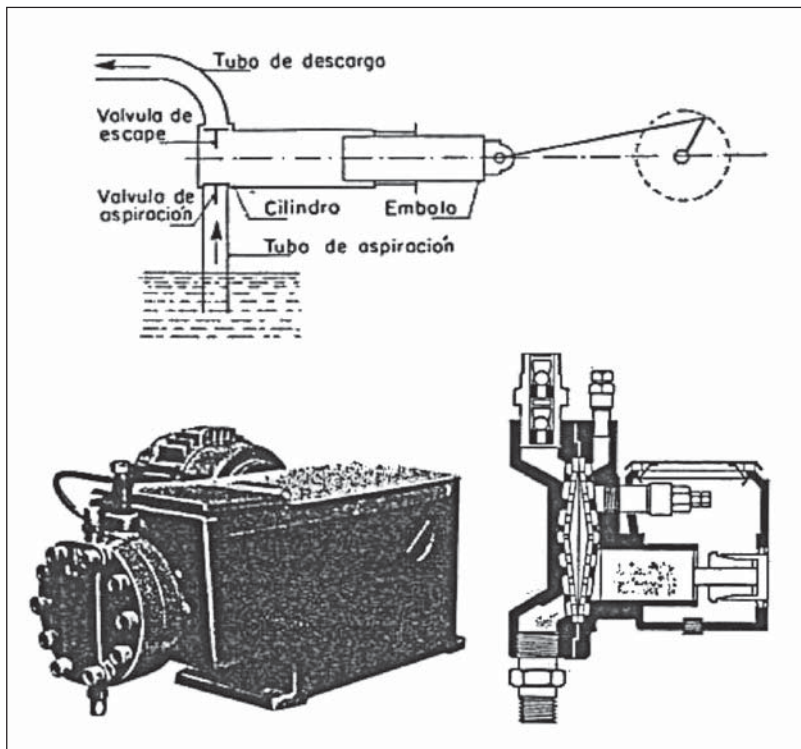


Figura 3.11. Bombas de émbolo o pistón (arriba) y de diafragma (abajo).

BOMBAS ESPECIALES: EYECTORES Y BOMBAS MAMMUT

Son sistemas muy aplicados para la elevación de aguas, especialmente en pozos más o menos profundos. Tienen la ventaja de no poseer elementos móviles, lo que les da una notable fiabilidad y una alta robustez frente a averías. Responden a dos tipos principales: *eyectores* y *bombas tipo air-lift o Mammut*.

Los *eyectores* son aparatos que funcionan por aire comprimido el cual puede ser generado, bien en una estación central y transmitido por tuberías hacia el propio eyector, o bien mediante compresores adyacentes al propio eyector (Figura 3.12).

En un eyector el líquido entra por gravedad, normalmente desde una conducción que llega a un depósito (parte superior, Figura 3.12). En la tubería de inyección se coloca una válvula que impide el retroceso del fluido (detalle “CA”).

El depósito del eyector se va llenando gradualmente hasta llegar a la parte baja de la campana superior, y al continuar elevándose va comprimiendo el aire encerrado en ella (parte central, Figura 3.12).

Se acciona entonces una válvula automática de paso al eyector del aire comprimido (detalle “VA”). Este aire expulsa al líquido por el fondo del depósito, pasando a la tubería de evacuación, en la que otra válvula impide su retroceso (detalle “CR”) (parte inferior, Figura 3.12).

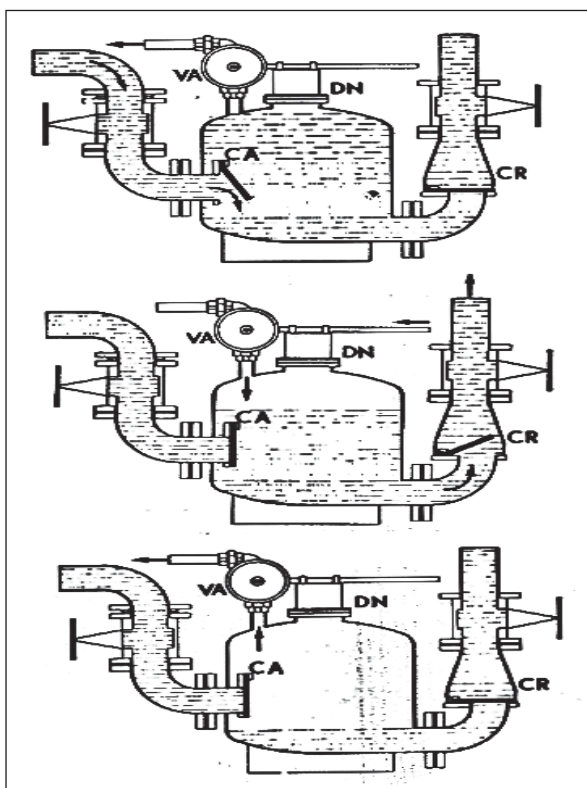


Figura 3.12. Funcionamiento de un eyector (explicación en el texto).

Los eyectores trabajan en ciclos de tres tiempos. Una vez vaciado el líquido del depósito, se cierra la válvula de descarga (“CR”) y paralelamente se lleva a cabo la puesta a la atmósfera del depósito vacío del líquido, expulsando así el aire contenido en su interior. Por último, se abre de nuevo la válvula de llenado, desplazando el líquido de aporte al aire del interior del depósito, con lo que se inicia otro ciclo de funcionamiento. Normalmente, los sistemas de eyectores en general son dobles, de forma que uno trabaja en llenado y el otro en vaciado.

Los eyectores deben estar revestidos por materiales poco alterables o al menos razonablemente resistentes al fluido con que se trabaje. Suelen presentar problemas en las válvulas que integran el sistema.

Las bombas *air-lift* o *Mammut* son un sistema usado en las estaciones depuradoras de aguas residuales para vaciar tanques y extraer aguas o lodos líquidos, siempre que se disponga de un sistema de suministro de aire técnica y económicamente rentable.

Consisten en dos tubos verticales, uno de menor diámetro por donde se introduce el aire en sentido descendente, y el otro de mayor diámetro por el que asciende (más o menos gasificado) el mismo aire, rebajando la densidad del agua o del lodo situados en la parte inferior, y posibilitando que el líquido a bombear ascienda junto al aire hacia el tubo de descarga. El rendimiento de estos sistemas es del orden del 50% (véase Figura 3.13).

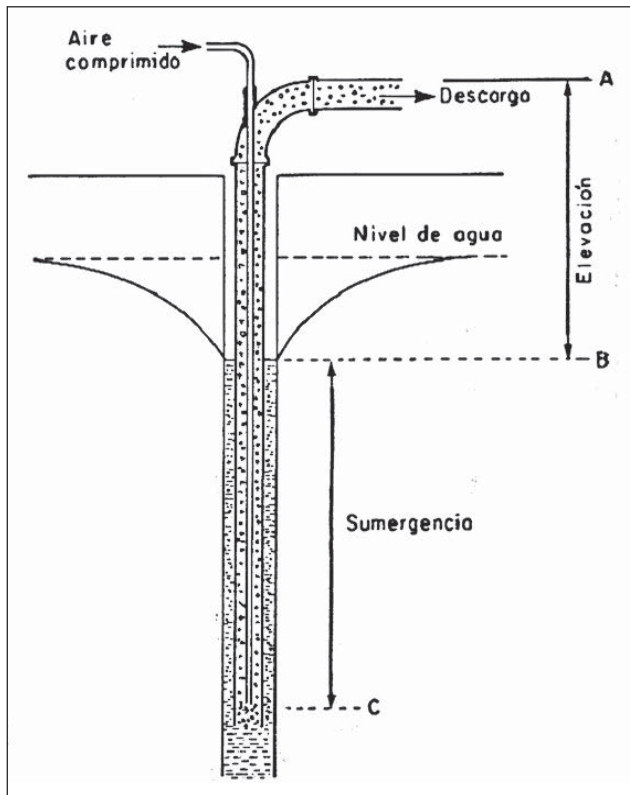


Figura 3.13. Funcionamiento de una bomba air-lift.

En función del caudal a bombear se calculan diferentes diámetros para los tubos del líquido (externo) y de aire (interno). Además, existe una fórmula matemática para calcular el volumen de aire preciso para elevar lodos desde un depósito: este volumen de aire depende directamente de la altura de elevación, siendo inversamente proporcional a la profundidad a la que se introduzcan los tubos en el depósito.

PROTECCIONES DE UNA BOMBA

Cualquier bomba debe llevar sistemas de protección térmica puesto que agentes externos a la propia bomba, como acción de diversos animales, manipulación incorrecta por cambio de fase en la corriente eléctrica, atranques y obstrucciones que supongan calentamiento del motor, etc., todo lo cual pudiera dar lugar a averías electromecánicas indeseables.

Una primera protección fundamental es que los estátores de los motores deben contar con sondas térmicas, en serie con el relé de sobreintensidad del cuadro eléctrico exterior, con el fin de detectar calentamientos que provoquen ulteriores deterioros y quemaduras en el propio motor.

Una segunda protección es un relé antihumedad en la parte superior de la bomba y en su interior, colocado en serie con las sondas térmicas y el relé de sobreintensidad del cuadro eléctrico, para evitar deterioros o quemaduras del motor por infiltración de agua. La humedad también puede provenir por acción de las ratas y otros animales que roen los elementos de caucho de la bomba y del motor, provocando su exposición a la intemperie.

La tercera protección es dar baños de recubrimientos y barnices para evitar humedades y corrosiones posteriores.

Por último, para evitar vibraciones en las bombas sumergibles, sobre todo, las zonas de acoplamiento a las tuberías de impulsión deben llevar una junta de goma o similar con alma de acero, para propiciar que existan juntas estancas y perfectas, evitando posibles desprendimientos y caídas de las bombas desde los zócalos que las soportan.

INSTALACIÓN DE BOMBAS EN SERIE Y EN PARALELO

En cualquier sistema que opere con el uso de bombas, los requerimientos de caudal y presión pueden normalmente fluctuar en el tiempo. Si se desea operar con una eficiencia o rendimiento máximos ya hemos visto que la salida de una bomba solo puede oscilar entre unos límites relativamente estrechos. Por ello, en ocasiones se plantea la necesidad de instalar varias bombas para operar con demandas distintas.

En el caso de instalar varias unidades de bombeo juntas, pueden trabajar bien *en serie* bien *en paralelo*. De cualquier forma es lógico pensar que las características individuales de las bombas se correspondan unas con otras para lograr la mejor eficiencia total del sistema combinado.

Así, el primer requerimiento será instalar bombas idénticas en tamaño con lo que su equilibrio es mejor desde el punto de vista hidráulico. También, desde un punto

de vista práctico, el costo de mantenimiento y reparaciones será menor: al ser intercambiables los diversos componentes de las bombas se facilitarán las reparaciones y el mantenimiento.

Además, al objeto de reducir el tiempo de paralización debido a reparaciones, siempre se podrá instalar otra bomba gemela a las ya disponibles. Esta bomba de emergencia debe instalarse siempre *en línea* con la bomba que haya que repararse.

Cuando dos bombas idénticas trabajan juntas en serie, la descarga total del sistema es igual a la de una sola bomba, pero se duplicará la presión o altura de salida. Si las dos bombas se conectasen en paralelo no variaría la altura o presión de salida pero la capacidad o gasto se haría el doble del de una bomba. Estos resultados se cumplirían si las bombas descargasen en un sistema a presión atmosférica.

Si las bombas entregasen el agua (o en general, el líquido) a un sistema de tuberías en carga, este ofrecerá una resistencia adicional por fricción o rozamiento. Para una operación del sistema en paralelo el sistema de bombeo encontrará mayor resistencia al flujo.

Por consiguiente, el sistema total tendrá un *punto de operación* diferente a cuando se operaban las bombas autónomamente y sin conexión entre ellas en la misma red de tuberías.

De este modo, la curva característica de operación del sistema se determinaría en este caso seleccionado dos o tres valores de capacidad de bombeo y calculando las correspondientes pérdidas de energía en el sistema de tuberías. Si representamos las curvas de *carga frente a capacidad* para los casos de una bomba sola y de dos bombas idénticas actuando en paralelo frente a la curva *altura-caudal*, los puntos de intersección entre cada pareja de curvas constituirían los puntos de operación para cada caso. Nótese que la descarga total de dos bombas en paralelo sería menor que la del doble de una bomba unitaria.

A continuación podríamos hacer el mismo cálculo para el caso ahora de una bomba y de dos bombas idénticas actuando en serie, y que descargasen a un sistema de tuberías en carga. En esta situación se cumpliría que el sistema de dos bombas en serie suministraría agua a una presión o altura total que no alcanzaría el doble de la de una sola bomba.

TORNILLOS DE ARQUÍMEDES

No podemos finalizar este capítulo sin dedicar algún tiempo más al sistema, que junto a las bombas centrífugas, se emplea más habitualmente para elevación de aguas en cualquier depuradora, y que es el del *tornillo de Arquímedes* antes citado. En la Figura 3.14 se presenta un esquema de un tornillo típico.

Así, siguiendo la línea de proceso de cualquier depuradora, lo primero que nos encontramos en la llegada del agua residual a la misma es, normalmente, con el problema de salvar un determinado nivel para que el agua pueda discurrir por una línea piezométrica descendente a lo largo del proceso aplicado, que suele ser la que reporta mejores rendimientos en depuradoras medias y de gran tamaño, además de presentar ventajas técnicas, de mantenimiento y económicas.

Para grandes caudales, el acceso del agua a tratar hacia la depuradora se puede llevar a cabo mediante sistemas robustos y capaces para manejar miles de metros cúbicos a la hora, incluso, como son los *tornillos de Arquímedes*.

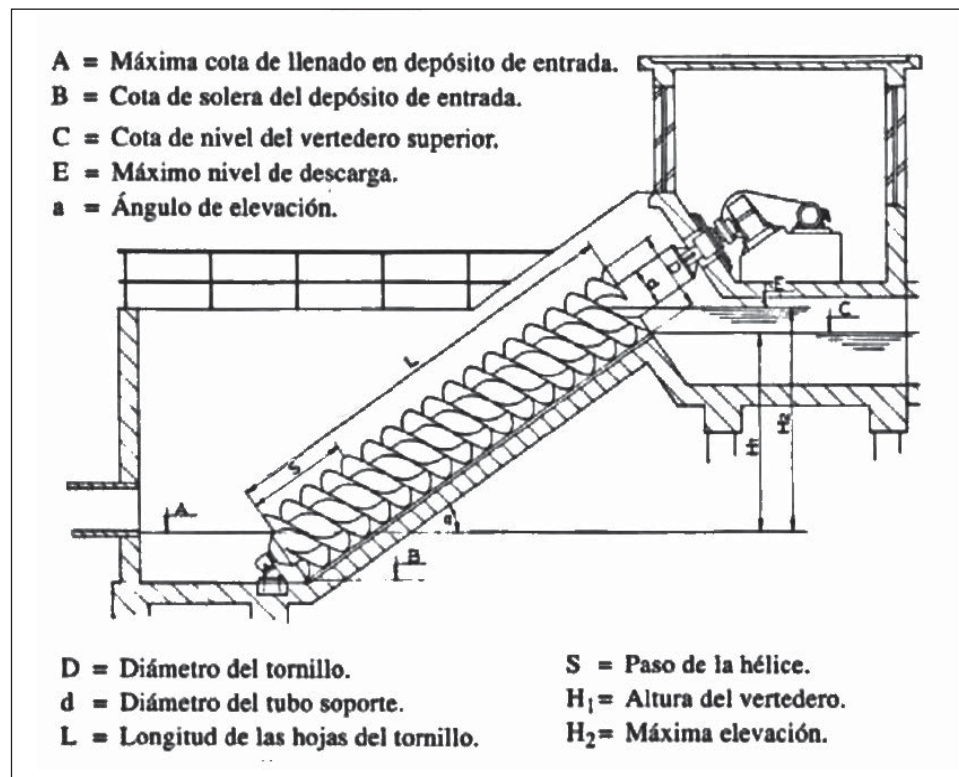


Figura 3.14. Tornillo de Arquímedes (fuente: *Hernández Muñoz*).

El funcionamiento es conceptualmente simple y con ello se pueden salvar desniveles desde la cota de llegada del agua hasta el tratamiento primario de varios metros. En la cámara inferior de llegada del agua bruta (zona inferior izquierda) a la EDAR se inserta la parte inferior del tornillo, que rotando periódicamente va posibilitando el ascenso del agua hacia la zona de recepción del agua que se va acumulando en otra cámara de reparto hacia el resto del proceso (zona superior derecha). En esta parte de la figura también se observa el motor que acciona todo el sistema de elevación del agua bruta.

Para finalizar, en la mayoría de depuradoras existen tornillos de Arquímedes para posibilitar bombeos entre diferentes equipos de la depuradora, tanto de agua, como para recirculación y trasvase de fangos.

TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO EN DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

4

GENERALIDADES

La depuración fisicoquímica de aguas residuales domésticas fue empleada ya en 1740 aplicando la dosificación de cal ($\text{Ca}[\text{OH}_2]$) a la depuración de las *aguas negras* de la ciudad de París. Sin embargo, ha sido históricamente menos empleada que el proceso biológico dado el alto contenido en carga orgánica biodegradable del agua doméstica lo que representa, *a priori*, un medio idóneo para el desarrollo de microorganismos depuradores capaces de metabolizar los compuestos de carbono, nitrógeno y fósforo que constituyen esa materia orgánica, transformándolos en biomasa mediante su propio desarrollo a sus expensas, o incluso, convirtiéndolos en compuestos químicamente más simples.

No obstante lo anterior, los procesos químicos pueden representar una ventaja en ciertas situaciones de sobrecaudales o sobrecargas experimentadas en las EDAR biológicas convencionales. En este sentido, efectuando una comparación entre ambas técnicas, las desventajas de la aplicación de procesos fisicoquímicos sobre los puramente biológicos para la depuración de aguas domésticas podrían ser los siguientes:

- Evacuación más difícil de los sólidos formados.
- Mayor producción de fango excedentario que posteriormente habría que eliminar.
- Inconvenientes en la reutilización agrícola del fango por su contenido en metales procedentes de los reactivos químicos dosificados.
- Peor calidad global del efluente depurado.
- Altos costes de explotación debido a la necesaria dosificación de reactivos químicos inherente a estas técnicas.
- Deficiente eliminación de DBO_5 y otros parámetros contaminantes.

Por el contrario, sus ventajas frente a los procesos biológicos podrían enumerarse como:

- Menor superficie de implantación física de equipos e instalaciones con un menor coste asociado.
- Separación eficaz del fósforo y amoníaco del agua residual.
- Rapidez en el tratamiento: tiempos de retención cortos y pocos problemas de reinicio del proceso, caso de paralizarse en su caso.

- Control relativamente simple tanto de operación como de procesos, similar al de cualquier estación de tratamiento de aguas blancas.
- Inexistencia de problemas de biotoxicidad inducida por el influente sobre el mecanismo depurador de la EDAR.
- Robustez del proceso depurador ante eventualidades y respuesta rápida ante sobrecaudales que accedan a planta.
- Muy alta efectividad de la desinfección final.
- Mínimo impacto desfavorable de los olores ligados habitualmente a las EDAR biológicas.

Si se evalúan ventajas e inconvenientes se llega a la situación actual en que la depuración de aguas emplea en cada caso la serie de procesos bien biológicos o bien fisicoquímicos, y más habitualmente ambos, que pueda ser la más adecuada para lograr el máximo rendimiento de depuración en cada situación concreta.

Lo que se denomina convencionalmente en *depuración de aguas residuales* como *tratamiento químico* o incluso *fisicoquímico* se basa en la dosificación al agua bruta a depurar de cantidades apropiadas de productos químicos (sales de aluminio o hierro, o coagulantes y/o floculantes sintéticos, hidróxido cálcico, etc.) que mezcladas convenientemente con el influente residual, y sometidas a ciertas condiciones hidráulicas idóneas, son capaces de provocar la aglomeración de las partículas en suspensión, partículas coloidales, microorganismos, o incluso materias disueltas existentes en el efluente residual, favoreciendo su precipitación y posterior separación del agua vía sedimentación y decantación.

Debe matizarse respecto al párrafo anterior que, en la práctica, se suele identificar al hablar de depuración de aguas residuales el *tratamiento fisicoquímico*, con el empleo de *procesos de coagulación-floculación* o bien de *procesos de precipitación química*, que como se ha tratado ampliamente en Capítulos anteriores requiere el empleo de diversos reactivos químicos.

Hechas estas reflexiones, pasemos revista a los diferentes esquemas de líneas de tratamientos fisicoquímicos potencialmente aplicables en una estación depuradora de aguas residuales.

ESQUEMAS DE TRATAMIENTO EN DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Podemos referirnos a cuatro esquemas típicos básicos, de los cuáles el primero citado no emplea ninguna contribución biológica al proceso global, hablando en este caso de la *depuración fisicoquímica integral*, y de tres esquemas más que complementan tanto procesos fisicoquímicos como procesos biológicos: entonces hablaremos de *tratamiento fisicoquímico previo al biológico*, de *tratamiento fisicoquímico paralelo al biológico* y, finalmente, de *tratamiento fisicoquímico posterior al biológico*. Intentemos aproximarnos a lo que significa cada uno de estos esquemas depuradores.

DEPURACIÓN FISICOQUÍMICA INTEGRAL

Se basa totalmente en el conocido fenómeno de la coagulación-floculación del que ya se ha hablado anteriormente (y en realidad, en procesos paralelos asociados de precipitación) y la subsiguiente decantación y sedimentación física de los fangos generados.

En este esquema no existe ningún aporte significativo de procesos biológicos a la depuración, salvo los oportunistas (véase Figura 4.1). No se suelen lograr rendimientos elevados en la eliminación de DBO_5 pero sí en la separación de fósforo del influente a depurar.

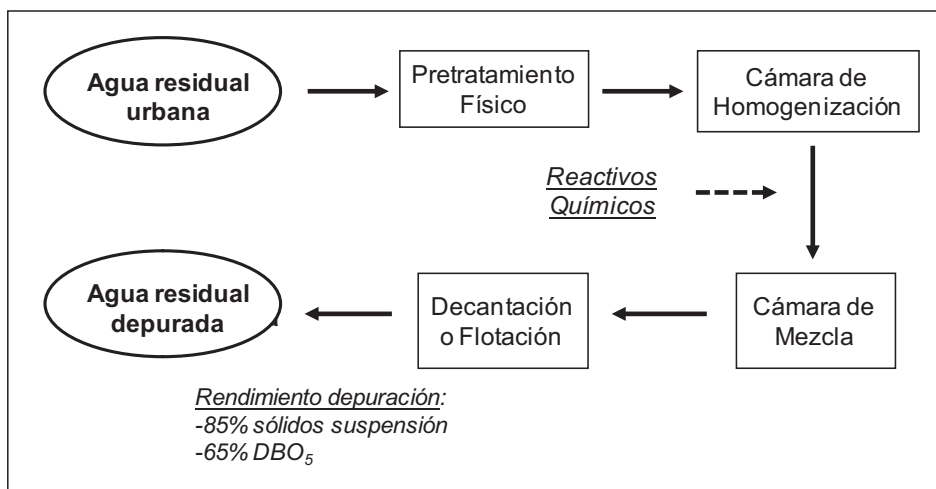


Figura 4.1. Esquema de tratamiento fisicoquímico integral (se incluyen rendimientos obtenidos aproximados).

La depuración fisicoquímica integral supone un control relativamente simple y rápido del proceso depurador, siendo muy poco sensible tanto a condiciones ambientales externas, como a la presencia de sustancias biotóxicas en el agua bruta, que no afectan a los procesos químicos generados.

Además, posee una respuesta eficaz ante cambios bruscos del caudal influente a tratar y especialmente, ante situaciones de sobre caudales más o menos periódicos de entrada a las EDAR.

El esquema de la línea de agua de una planta de este tipo sería:

- Pretratamiento físico convencional (tamizados y desengrasado-desarenado).
- Cámara de homogenización.
- Adición de reactivos y cámara de mezcla, reactivos-agua residual.
- Decantación o flotación finales (que a veces pueden conjugarse en un mismo equipo).

TRATAMIENTO FISCOQUÍMICO PREVIO AL BIOLÓGICO

También conocido como tratamiento de “*pre-precipitación*” en este esquema de proceso se procede a llevar a cabo una coagulación-floculación seguida de la posterior decantación o flotación, previas al proceso biológico que se desarrollaría en la fase final de tratamiento (Figura 4.2).

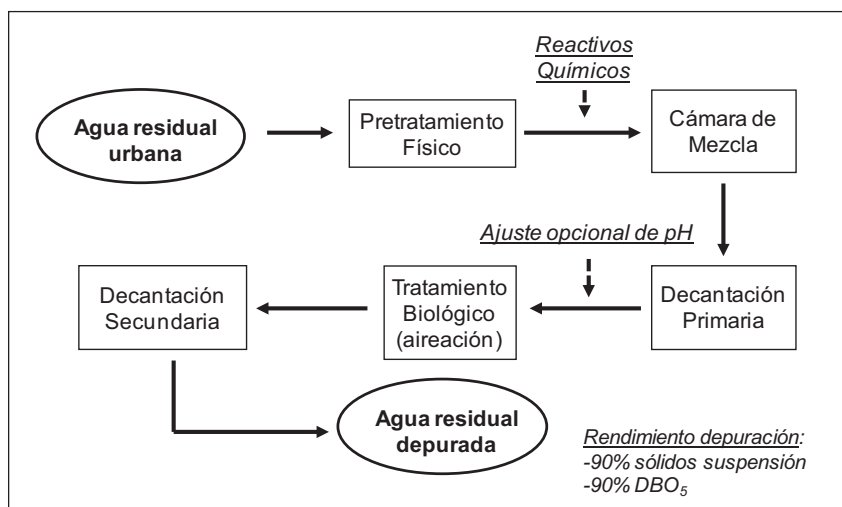


Figura 4.2. Esquema de tratamiento fisicoquímico previo al biológico (se incluyen rendimientos obtenidos aproximados).

La reducción lograda entonces en la eliminación de la DBO₅, similar lógicamente a la conseguida con la depuración fisicoquímica integral, se sumaría ahora a la inherente al posterior proceso biológico. En este caso, la reducción total de fósforo y también de nitrógeno es muy alta y superior a la conseguida con la depuración biológica aislada.

La línea de tratamiento aplicada en este caso estaría compuesta por:

- Pretratamiento físico convencional.
- Adición de reactivos y cámara de mezcla.
- Decantación primaria con ajuste posterior de pH si fuese el caso.
- Proceso biológico convencional (con aireación del agua).
- Decantación secundaria.

Este esquema de depuración también presenta una gran flexibilidad frente a cambios más o menos súbitos del caudal influente, condiciones externas al proceso depurativo y biotoxicidad, laminando la carga biodegradable que accede al biológico, y permitiendo bypassar hacia la salida de la EDAR las aguas depuradas solo fisicoquímicamente, que presentarían calidad aceptable para su vertido a cauce público en muchas ocasiones.

Conceptualmente, se trataría de instalar un *filtro fisicoquímico de seguridad* para preservar el funcionamiento óptimo del proceso biológico. En este sentido, dado que habitualmente el empleo de coagulantes y similares provocaría un descenso del valor del pH del agua destinada al proceso biológico, en general, el ajuste de pH con el empleo de reactivos alcalinizantes sería muy habitual.

Finalmente, el tratamiento de *pre-precipitación* puede presentar el inconveniente de que la eliminación fisicoquímica de nutrientes del agua residual (sobre todo fósforo) podría perjudicar al posterior proceso biológico, e incluso inducir la aparición de bacterias filamentosas indeseables. A fin de evitar estas cuestiones desfavorables sería necesaria la dosificación de fósforo a la entrada a la fase biológica tras el proceso químico, lo que se sumaría en ocasiones al requerido ajuste de pH comentado más arriba.

TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO PARALELO A BIOLÓGICO

Denominado también como “*co-precipitación*” se trata de una línea convencional de depuración biológica complementada con los equipos requeridos para dosificar reactivos químicos en la propia balsa de aireación biológica. La evacuación mayoritaria de los fangos, que en este caso se encontrarían integrados por fangos de origen orgánico y fangos hidróxidos de origen inorgánico, se produciría solo en los decantadores secundarios. No obstante, también habría producción de fangos en decantación primaria.

El esquema de depuración de la línea de agua sería el siguiente:

- Pretratamiento físico convencional.
- Decantación primaria.
- Adición de reactivos.
- Proceso biológico convencional (con aireación del agua).
- Decantación secundaria (véase Figura 4.3).

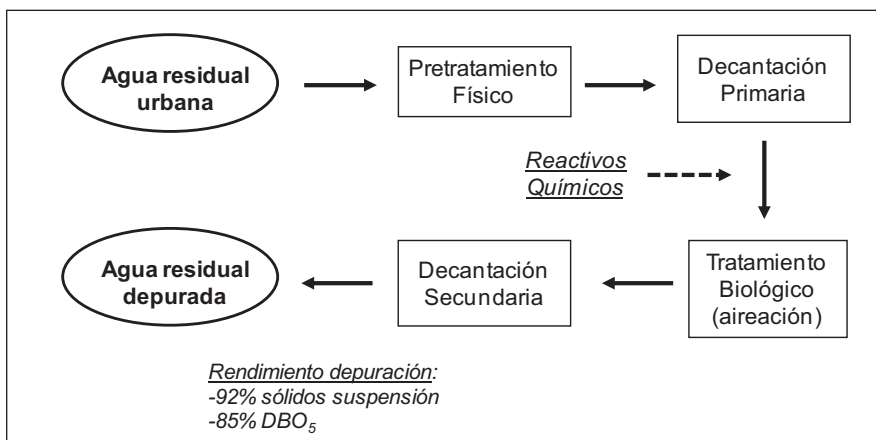


Figura 4.3. Esquema de tratamiento fisicoquímico paralelo al biológico (se incluyen rendimientos obtenidos aproximados).

Al tratarse en realidad de una modificación a una línea de depuración ya preexistente, su implantación sería relativamente simple en cualquier EDAR biológica convencional. Como aspecto positivo, las características del fango obtenido harían más fácil su deshidratación y manejo posterior.

Nuevamente, indiquemos que se trataría de un esquema flexible desde el punto de vista operativo, si bien con una menor tasa de eliminación de DBO_5 que el esquema de “*pre-precipitación*” pero más alta tasa de eliminación en cuanto a sólidos en suspensión.

Como circunstancia desfavorable a este esquema de depuración debe mencionarse que el coagulante suele inducir cambios en la población bacteriana de las balsas en las que se desarrolla de forma conjunta la aireación y floculación-coagulación del agua residual, así como fenómenos de redisolución del fósforo precipitado previamente, sobre todo si se utilizasen coagulantes férricos en el proceso.

Por último, este esquema tampoco sería especialmente eficaz en la eliminación de nitrógeno del agua bruta residual influente.

TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO POSTERIOR AL BIOLÓGICO

También conocido como “*post-precipitación*” se puede insertar dentro de los *tratamientos terciarios o de afino* de un agua residual a fin de incrementar el rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión, carga orgánica biodegradable y nutrientes, metales pesados y otros contaminantes, así como para favorecer de este modo la posterior desinfección del agua depurada, que podría ser por último reutilizada para varios fines con un amplio margen de seguridad respecto a sus características finales de calidad.

De cualquier manera, esta opción de depuración corresponde a lo que empleando la notación anglosajona sería el *AWT* o *advanced wastewater treatment*. En este esquema la dosificación de reactivos químicos se produciría tras la decantación secundaria, constando de los elementos habituales de cualquier proceso de coagulación-floculación y subsiguiente decantación (o flotación); además, después de la decantación el agua decantada se filtraría o incluso se sometería a otros procesos de tratamiento más sofisticados: adsorción, ósmosis inversa, intercambio iónico, etc., (véase Figura 4.4).

El rendimiento global logrado con esta línea tecnológica sería el más alto de todos los esquemas presentados, obteniendo una muy elevada eliminación final de fósforo, si bien la separación de nitrógeno sería más efectiva con un sistema biológico *óxico-anóxico*.

Otro dato a su favor, es que existe separación física entre fango biológico y fango mixto con la ventaja, en su caso, de poder gestionarlos de manera independiente. Como principales desventajas a esta línea depuradora cítese de forma prioritaria el evidente alto coste de inversión para su implantación y su posterior mantenimiento.

No obstante, si el agua depurada requiere una alta calidad para su posterior uso, incluso como fuente indirecta de aprovechamiento para producción de agua potable en lugares con déficit hídrico, este tipo de depuración es evidentemente el idóneo.

El tratamiento fisicoquímico posterior al biológico es la técnica normalmente empleada para conseguir la idónea depuración de aguas usadas a fin de lograr su reutilización para riego, fundamentalmente.

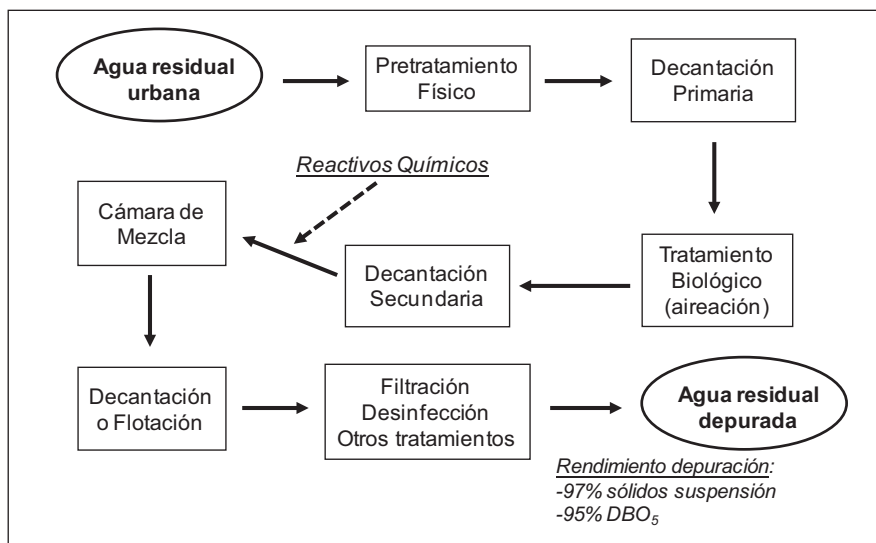


Figura 4.4. Esquema de tratamiento fisicoquímico posterior al biológico (se incluyen rendimientos obtenidos aproximados).

Pese a lo dicho antes de la cuestión económica y para finalizar este breve repaso al tratamiento fisicoquímico en depuración de aguas urbanas, una opción fisicoquímica podría ser económicamente rentable considerando su viabilidad de respuesta ante las siguientes situaciones generales:

- Sobre-caudales periódicos influentes a la EDAR que no podrían ser depurados vía biológica.
- Episodios frecuentes de contenidos en el agua residual bruta de sustancias refractarias a la depuración biológica convencional que supusieran tener que hacer bypassar agua residual hacia el cauce receptor, con las consiguientes sobretasas por vertidos, o incluso, multas por vertidos fuera de autorización.
- Biotoxicidad del agua residual que dejaría fuera de servicio a la EDAR biológica hasta la recuperación del cultivo microbiano depurador, durante semanas o más probablemente hasta 2 ó 3 meses, también con vertido asociado fuera de norma.

ALGUNAS CONSIDERACIONES SOBRE LA DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS EN UN PRÓXIMO FUTURO

Después de exponer someramente en el apartado anterior cómo se pueden complementar las técnicas de depuración biológica con las químicas o fisicoquímicas,

hay que insistir en que la depuración de aguas residuales urbanas sigue siendo en nuestro país fundamentalmente biológica. No obstante, el progresivo incremento en contaminantes cada vez más refractarios a la depuración biológica convencional, que provienen tanto de aguas residuales industriales como de nuestros propios hogares bajo la emisión de aguas residuales domésticas, puede hacer a corto plazo que la situación varíe. Estamos hablando de contaminantes englobados bajo denominaciones tales como *contaminantes emergentes, sustancias prioritarias, sustancias preferentes, compuestos refractarios a la depuración biológica, etc.*

A esta cuestión hay que sumarle dos contribuciones más. La primera, que las normativas procedentes de la Unión Europea están considerando y exigiendo a todos los países miembros la reducción de este tipo de contaminación en todas las aguas de la UE y por consiguiente, en las aguas residuales depuradas y vertidas después a estos medios. Este tema ya ha sido trasladado a la normativa española a través del Real Decreto Ley 508/2007, de 20 de abril, sobre emisiones del Reglamento E-PRTR y autorizaciones integrales ambientales, que comporta el seguimiento de una serie de compuestos químicos prioritarios, cuya detección y cuantificación deben ser informadas a la Administración Hidráulica anualmente por los gestores de los saneamientos españoles.

La segunda, que la progresiva dinámica de potenciación en el uso de aguas depuradas sometidas posteriormente a regeneración, hará que se deban extremar los criterios técnicos de depuración aplicados a fin de cumplir con las normativas para utilización de aguas regeneradas que en cada momento se encuentren vigentes. En este caso, en la actualidad, el Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, sobre reutilización de aguas depuradas.

Como forma de aproximarnos a la cuestión de hacia dónde puede encaminarse la depuración de aguas urbanas examinemos siquiera sea brevemente de qué partimos, es decir, cómo son nuestras aguas residuales en la actualidad.

INTRODUCCIÓN A LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

De sobra es conocido que cualquier agua residual debido a la contaminación que recibe en función de sus usos previos, bien sean usos domésticos o bien industriales, es sensiblemente distinta a las aguas naturales y de consumo.

Se puede definir la *contaminación* de un agua como cualquier alteración natural o antropogénica (es decir, inducida por el hombre) de sus propiedades fisicoquímicas, microbiológicas o biológicas con respecto a las de ese mismo agua en ausencia de ese episodio extraño a la dinámica natural de ese agua.

La contaminación natural no es tan extraña como en un principio pudiera pensarse. Fenómenos naturales de carácter contaminante son, por ejemplo, los derivados de una erupción volcánica, que emitiría a un agua en contacto con el episodio magmático sales metálicas sulfuradas, gases diversos como metano y diferentes sólidos que podrían incorporarse vía disolución al agua enriqueciéndola en componentes que antes no tenía.

Otros ejemplos podrían ser la radiactividad inducida en un agua que atravesase un terreno o zona radiactiva naturalmente, con alta proporción de ^{40}K en sus rocas

(que es el radioisótopo natural más frecuente en nuestro planeta), o incluso la contaminación fecal recibida por una zona acuática natural de estabulación ocasional o permanente de rebaños de mamíferos superiores (por ejemplo, zonas de abrevaderos de antílopes en el África Central).

Pese a lo anterior, sin duda los episodios más importantes e impactantes de contaminación de aguas son los promovidos por el ser humano. El hombre emplea el agua en prácticamente todas sus actividades tanto vitales como industriales: consumo humano, aseo y alimentación, industria, agricultura, usos lúdicos, producción hidroeléctrica, piscifactorías, navegación...

Una vez utilizada un agua de consumo por el hombre, esta resulta contaminada de diferente forma en función del uso al que haya sido destinada. Por lo anterior y como es conocido, el agua residual puede englobarse en dos grandes apartados: *aguas residuales domésticas* y *aguas residuales industriales*. Las primeras se enriquecen con relación al agua de partida (agua de consumo) especialmente en sustancias de desecho humanas (restos fecales), materias orgánicas diversas, restos de líquidos de limpieza doméstica y aseo personal, etc., con lo que su carga global orgánica y fácilmente biodegradable, se incrementa de forma notoria. Se establece como media que del orden de 75% del agua consumida en una ciudad se transforma en agua residual urbana: si se supone nuestro país, de cada 200 L/habitante y día de agua de consumo empleada en nuestros hogares, del orden de 150 L/habitante y día se arrojan a nuestras redes de alcantarillado.

Los parámetros analíticos que usualmente suelen emplearse para *medir* la contaminación de las aguas residuales son los siguientes:

- *Demanda bioquímica de oxígeno o DBO₅*, que es el consumo de oxígeno que la flora microbiana autóctona o añadida a ese agua residual requeriría para metabolizar los compuestos carbonados presentes en aquella, mediante su incubación durante cinco días en oscuridad, y a una temperatura de 20°C.
- *Demanda química de oxígeno o DQO*, que es el consumo de oxidante energético necesario para, operando en caliente, medio ácido y tras dos horas de digestión, proceder a la oxidación total de las materias orgánicas de ese agua. Cuando el oxidante empleado es dicromato potásico, se habla de DQO o DQO-Cr, y cuando es permanganato potásico (más usado para testar la calidad de aguas de consumo o de aguas brutas pre-potables destinadas a potabilización) se habla de oxidabilidad al permanganato o simplemente DQO-Mn.
- *Sólidos en suspensión*. Para su cálculo se procede a filtrar el agua a través de filtros de determinado tamaño de poro y secar el residuo acumulado en el filtro a 108°C, con lo que se obtendrían los sólidos en suspensión totales. Si se prosigue el tratamiento térmico de los sólidos filtrados hasta calcinación a 550°C, a fin de gasificar los materiales orgánicos allí existentes y que se descomponen a esta temperatura, se obtendrían los *sólidos en suspensión volátiles*, lo que en realidad es otra forma de cuantificar las materias orgánicas presentes en el agua.

- *Nitrógeno Kjeldahl*: es una cuantificación del contenido en compuestos nitrogenados orgánicos y amoniacales de un agua residual.
- *Fósforo total*: tras una digestión ácida determina la cantidad de compuestos fosforados presentes.

Otros parámetros analíticos normalmente investigados en estudios de aguas residuales suelen ser:

- Iones diversos: cloruros, sulfatos, nitratos, sílice...
- Conductividad, pH, potencial redox.
- Temperatura.
- *Sustancias tóxicas*: cianuros, fenoles, detergentes, aceites y grasas, compuestos orgánicos de síntesis (organoclorados, PCB...). Estas sustancias son habituales en aguas residuales industriales y no tanto ni en tan alta concentración en las aguas residuales domésticas.
- *Recuentos microbianos de organismos de carácter estrictamente fecal u organismos relacionados*: enterobacterias (coliformes totales y fecales, *Escherichia coli*, estreptococos fecales...) y virus entéricos entre los primeros, así como clostridium, pseudomonas, etc., entre los segundos.

Como resumen de lo dicho, la Tabla 4.1 recoge las características fisicoquímicas y microbiológicas de un agua residual urbana, mezcla de aguas residuales con origen doméstico y de aguas residuales industriales de una ciudad con un grado de industrialización en torno al 20%.

Obsérvese una relación DQO/DBO₅ de 1,75 (lo que implica una alta biodegradabilidad), importantes contenidos especialmente en nitrógeno, y aceites-grasas, niveles apreciablemente importantes de algunos metales pesados (Fe, Mn, y Cu), así como cantidades de bacterias coliformes totales y fecales también muy elevadas. Con respecto a las sustancias ligadas con el contenido salino (cloruros, sulfatos, fluoruros, nitratos...) así como la propia conductividad del agua, su concentración será el lógico reflejo de la del agua de consumo de la que derive el agua residual más la aportación de las fuentes de agua diversas conectadas en cada caso al saneamiento público (fuentes, arroyos...).

Por otro lado, dependiendo de si el uso del agua es doméstico o bien destinado a alguna industria, así se producirán aguas residuales domésticas o aguas residuales industriales, que en todo caso, presentan importantes diferencias entre ellas, que pueden resumirse a continuación:

- Las aguas residuales industriales se componen de aguas de proceso, aguas de refrigeración y aguas fecales, o residuales domésticas.
- Las aguas residuales industriales presentan un caudal muy variable, que oscila desde pocos a cientos de m³/día, mientras las residuales domésticas presentan un caudal más constante caracterizado por una punta durante la mañana y otra durante la tarde.

- La pauta emisiva de una industria variará en función de la jornada laboral y proceso productivo de la misma, pudiendo procederse a descargas sostenidas durante todo el día, durante periodos de 8 o 12 horas (especialmente) o incluso, a descargas puntuales de pocos minutos al día y elevadas cargas contaminantes.
- Las aguas industriales suelen presentar comparativamente bajas cargas orgánicas y fuertes cargas en otras sustancias poco o nada degradables, o incluso tóxicas (metales pesados, cianuros, compuestos orgánicos, fluoruros, sales...).

Finalmente, y no es desdeñable este aspecto, las aguas residuales industriales suelen experimentar en el propio centro fabril procesos de depuración y regeneración de las mismas con vistas a su reutilización *in situ* como forma de optimizar el proceso industrial lo que constituye un claro ejemplo de *sostenibilidad ambiental*.

Tabla 4.1. Características fisicoquímicas y microbiológicas de un agua residual urbana con un aporte del 20% de aguas industriales.

PARÁMETRO	UNIDAD	Valor	PARÁMETRO	Valor	BRUTA
Temperatura	°C	24,5	Cianuros	mg/L	<0,002
pH	u. de pH	6,8	Fenoles	mg/L	<5
Conductividad	μs/cm	950	Hierro	mg/L	1,204
O ₂ disuelto	mg/L	1,0	Manganeso	mg/L	0,302
Sól. Sed.	mg/L	14	Arsénico	mg/L	0,007
Sólid. Susp.	mg/L	409	Plomo	mg/L	0,079
Sólid. Dis.	mg/L	450	Selenio	mg/L	<0,010
Sol. Dis. Volát.	mg/L	196	Cobre	mg/L	0,200
DQO	mg/L	700	Zinc	mg/L	0,110
DBO ₅	mg/L	400	Níquel	mg/L	0,006
Amoníaco	mg/L	46,5	Cadmio	mg/L	<0,001
Nitratos	mg/L	<5	Mercurio	mg/L	0,051
N- Kjeldahl	mg/L	61,6	Cromo total	mg/L	0,012
Fósforo total	mg/L	2,9	Coliformes totales	Col/1 mL	2,0x10 ⁸
Detergentes	mg/L	15	Coliformes fecales	Col/1mL	1,0x10 ⁶
Aceites-grasas	mg/L	109	Dureza (CaCO ₃)	mg/L	162
Cloruros	mg/L	114	Fluoruros	mg/L	0,139
Sulfatos	mg/L	93			

Sól. Sed.: Sólidos sedimentables; Sól. Susp.: Sólidos en suspensión;

Sól. Dis. Volát.: Sólidos disueltos volátiles; N-Kjeldahl: Nitrógeno Kjeldahl

Por otra parte, las aguas residuales procedentes de actividades industriales, dependiendo del tipo concreto de actividad y de sus pautas de emisión multiplican

habitualmente por varios órdenes de magnitud las cargas contaminantes de cualquier agua residual doméstica, tal como se presentará a continuación en la Tabla 4.2.

En ella se recopilan los rangos de los valores de demanda bioquímica de oxígeno y de sólidos en suspensión para algunas aguas residuales industriales típicas, considerando como referente los valores medios de DBO_5 y de sólidos en suspensión de las aguas residuales domésticas que se cuantifican como iguales a la unidad.

Pese a lo dicho, se está comprobando en los últimos años que la contaminación de las aguas residuales domésticas (aseo, cocina, actividades del hogar) cada vez va

Tabla 4.2. Carga contaminante de las aguas residuales de origen doméstico frente a la de algunas aguas residuales industriales.

Origen	DBO_5	Sólidos suspensión
Aguas residuales domésticas	1	1
Efluentes papeleras	15-1.300	1.600
Efluentes curtidos y tenerías	20-50	40-80
Efluentes textiles	<1-350	130-600
Efluentes conserveras	10-800	3-450
Efluentes fabricación levaduras	30-80	1,5-10
Efluentes cerveceras	<1-100	1-50
Vertidos aderezo aceitunas	5-15	5-10
Vertidos bebidas no alcohólicas	<1 -2	<1-5

enriqueciéndose más en compuestos hasta hace poco ligados a prácticas solamente industriales. Como justificación la Figura 4.5 recoge una serie no exhaustiva de compuestos químicos contaminantes detectados en aguas residuales de origen esencialmente doméstico (>95% de aportación doméstica) de muchos saneamientos españoles durante los últimos años, cuya concentración supera ampliamente a la encontrada en las aguas urbanas (mezcla de domésticas+industriales).

Estos datos, que proceden de un estudio llevado a cabo por el *Grupo de Vertidos Industriales y Laboratorio de la Comisión V (Aguas Residuales) de la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas-AEAS* indican, por ejemplo, que en aguas residuales domésticas se llegaban a medir concentraciones de más de un 90% de dietilhexil-ftalatos –aditivos ligados al uso de envases plásticos, pinturas, disolventes, gomas, cosméticos, etc.– que en las aguas residuales mixtas (o urbanas) de la población, más del 70% de delta-hexaclorociclohexano –*un insecticida doméstico*– o más del 60% de compuestos órgano estánnicos –*de profusa utilización en muchos elementos domésticos*– con relación a los niveles medidos en las aguas residuales integradas urbanas.

Estas evidencias podrían conducir a graves dificultades en la depuración de nuestras aguas residuales urbanas por grave afección sobre la microfauna depuradora en las EDAR biológicas, a incumplimientos de los requerimientos de depuración para las aguas residuales ya depuradas, con restricciones al uso posterior de estas

aguas depuradas y después regeneradas, así como a incrementos no deseados de la contaminación emitida al medio hídrico.

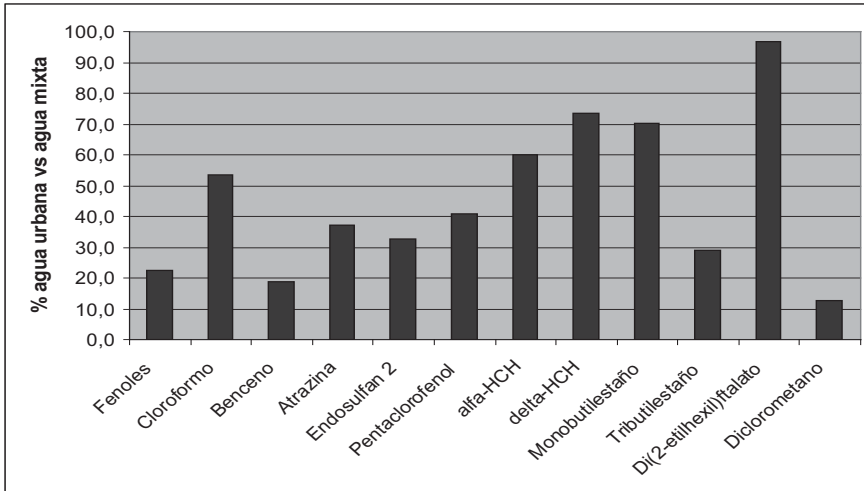


Figura 4.5. Contaminantes detectados en aguas residuales residuales domésticas en mayor cantidad que en aguas urbanas.

Para intentar reconducir esta situación habrá que aplicar políticas de limitación o incluso de prohibición de sustancias habituales actualmente en productos comerciales, tanto domésticos como industriales, que deben dejar paso a otros preparados ambientalmente más “limpios”, además de implementar complementariamente en nuestras EDAR los tratamientos químicos de las aguas residuales que hemos ido recogiendo en Capítulos anteriores.

NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL EN MATERIA DE AGUAS

Dicho lo anterior debemos comentar el reciente Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las Normas de Calidad Ambiental en el ámbito de la política de aguas, que es la transposición nacional de la correspondiente normativa dimanada de la Unión Europea sobre el tema. Sin entrar en profundidad en este RD, sí deben comentarse algunos puntos.

Se habla de *sustancia prioritaria* como de aquella que presenta un riesgo significativo para el medio acuático comunitario, o a través de él, incluidos los riesgos de esta índole para las aguas utilizadas para la captación de agua potable, y reguladas a través del artículo 16 de la Directiva 2000/60/ CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000. Entre estas sustancias químicas se encuentran las sustancias peligrosas prioritarias cuyo resumen de acuerdo al RD 60/2011 para las aguas superficiales españolas se recoge en la Tabla 4.3.

Se trata de compuestos químicos de diferente tipología entre los que se incluyen los *típicos* metales pesados, compuestos químicos derivados del benceno y del fenol, disolventes clorados aromáticos y alifáticos, hidrocarburos aromáticos policíclicos,

varios plaguicidas, insecticidas y productos fitosanitarios, así como diversos compuestos catalogados como disruptores endocrinos y de amplia utilización actual.

En la norma debe indicarse que se establecen dos niveles para el seguimiento de estas sustancias en el medio acuático, los cuáles se expresan, el primero como concentraciones medias anuales en determinados puntos de muestreo, y el segundo como concentraciones máximas admisibles a lo largo de un período anual, en los puntos de muestreo establecidos para las aguas superficiales afectadas (en realidad, casi todas las españolas).

Tabla 4.3. Normas de calidad ambiental para sustancias prioritarias y otros contaminantes (RD 60/2011).

Sustancia prioritaria	MA	CMA
Alacloro	0,3	0,7
Antraceno	0,1	0,4
Atrazina	0,6	2,0
Benceno	8-10	50
Difeniléteres bromados	2×10^{-4} - 5×10^{-4}	No aplicable
Cadmio y sus compuestos	0,08-0,25	0,45-1,5
Tetracloruro de carbono	12	No aplicable
Cloroalcanos (C ₁₀₋₁₃)	0,4	1,4
Clorfenvinfós	0,1	0,3
Clorpirifós	0,03	0,1
Aldrín, Dieldrín, Endrín, Isodrín (Suma)	0,01-0,05	No aplicable
DDT total	0,025	No aplicable
p,p'-DDT	0,01	No aplicable
Dicloroetano	10	No aplicable
Diclorometano	20	No aplicable
Dietilhexil-ftalato	1,3	No aplicable
Diurón	0,2	1,8
Endosulfán	5×10^{-4}	0,004-0,01
Fluoranteno	0,1	1
Hexaclorobenceno	0,01	0,05
Hexaclorobutadieno	0,1	0,6
Hexaclorociclohexano	0,002-0,02	0,02-0,04
Isoproturón	0,3	1
Plomo y sus compuestos	7,2	No aplicable
Mercurio y sus compuestos	0,05	0,07
Naftaleno	1,2-2,4	No aplicable
Níquel y sus compuestos	20	No aplicable
Nonilfenol y 4-Nonilfenol	0,3 (cada uno)	2 (cada uno)

Sustancia prioritaria	MA	CMA
Octilfenol	0,01-0,1	No aplicable
Pentaclorobenceno	7×10^{-4} -0,007	No aplicable
Pentaclorofenol	0,4	1
Benzo(a)pireno	0,05	0,1
Benzo(b)fluoranteno+Benzo(k)fluoranteno	0,03	No aplicable
Benzo(g,h,i)perileno+Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,002	No aplicable
Simazina	1	4
Tetracloroetileno, Tricloroetileno	10 (cada uno)	No aplicable
Compuesto tributilestaño	2×10^{-4}	0,0015
Triclorobencenos	0,4	No aplicable
Triclorometano	2,5	No aplicable
Trifuralina	0,03	No aplicable

MA: Concentración media anual; CMA: Concentración máxima admisible anual ($\mu\text{g/L}$).

Por su parte, se define *sustancia preferente* como la sustancia contaminante que presenta un riesgo significativo para las aguas superficiales españolas debido a su especial toxicidad, persistencia y bioacumulación o por la importancia de su presencia en el medio acuático (véase al efecto la Tabla 4.4, también confeccionada según el RD 60/2011).

Tabla 4.4. Normas de calidad ambiental para sustancias preferentes (RD 60/2011).

Sustancia Prioritaria	MA
Etilbenceno	30
Tolueno	50
Tricloroetano	100
Xileno (suma 3 isómeros)	30
Terbutilazina	1
Arsénico	25-50
Cobre	5-100
Cromo IV	5
Cromo total	50
Selenio	1-10
Zinc	10-500
Cianuros totales	40
Fluoruros	1.700
Clorobenceno	20
Diclorobenceno (suma 3 isómeros)	20
Metalocloro	1

MA: Concentración media anual ($\mu\text{g/L}$). Para aguas superficiales continentales y otras aguas superficiales continentales

Para las sustancias preferentes, que en principio son potencialmente menos tóxicas, solo se establecen concentraciones medias a lo largo de un año en los puntos de muestreo establecidos en cada masa de agua afectada.

La aplicación de estas Normas de Calidad Ambiental para nuestras aguas superficiales hará que para cumplir los niveles exigibles será imprescindible lograr una depuración mucho más eficiente de las aguas residuales, tanto urbanas, como evidentemente las aguas residuales industriales, tanto se viertan directamente a cauce público o se ingresen previamente en una red de saneamiento pública.

Y con relación a la cuestión de la exigencia de sistemas de depuración más eficaces que los actuales, conviene hacer otro apunte adicional. Sin entrar en demasiados pormenores puesto que no es el caso, permítasenos comparar algunos valores de las Normas de Calidad Ambiental ya vistos más arriba con algunas concentraciones máximas o *límites paramétricos* exigibles actualmente en nuestro país para aguas de consumo (Real Decreto 140/2003) y que lógicamente, también proceden de la correspondiente normativa europea (Directiva 98/83/CE).

En *cursiva y fondo oscuro* en la Tabla 4.5 hemos denotado algunos compuestos químicos cuya concentración en aguas superficiales libres es inferior a la requerida en aguas de consumo. Salvada la cuestión toxicológica, que no se pone en duda entendiendo que los niveles máximos establecidos para estos compuestos en aguas de consumo son los adecuados para una ingesta sin riesgos por parte del ser humano del agua del grifo, se puede comentar que al ser las concentraciones de estos compuestos en aguas de grifo más altas que las luego exigidas en aguas superficiales, *las propias aguas de consumo se pueden constituir en una fuente contaminante de las aguas de los cauces libres*.

Tabla 4.5. Concentración de algunos compuestos químicos en aguas de consumo comparados con las Normas de Calidad Ambiental en aguas superficiales de nuestro país (*valores expresados en µg/L*).

Compuesto químico	Conc. Máx. RD 140/2003	NCA, RD 60/2011	
		Media año	Conc. Máx. año
Sustancias prioritarias NCA			
Arsénico	10,0	50,0	25,0
Benceno	1,0	10,0	50,0
Benzopireno	0,010	0,05	0,1
Cadmio	5,0	0,08-0,25	0,045-1,5
Aldrín	0,030	0,010	0,005
Dieldrín	0,030	-	-
1-2 Dicloroetano	3,0	10	No aplicable
Plomo	10,0	7,2	No aplicable
Mercurio	1,0	0,05	0,07
Níquel	20,0	20,0	No aplicable
HAP	0,10	No aplicable	No aplicable

Compuesto químico	Conc. Máx. RD 140/2003	NCA, RD 60/2011	
		Media año	Conc. Máx. año
Tetracloroetileno	10,0	10,0	No aplicable
Tricloroetileno	-	-	No aplicable
Clorpirifós	0,1	0,03	0,1
Endosulfán	0,1	0,005	0,01
Hexaclorociclohexano	0,1	0,02	0,04
Trifuralina	0,1	0,03	No aplicable
Sustancias preferentes NCA			
Cobre	2.000	5 a 120	No aplicable
Cromo	50,0	50	No aplicable
Selenio	10	1-10	No aplicable
Cianuro	50,0	40	No aplicable
Fluoruro	1.500	1.700	No aplicable

Consecuencia lógica, los sistemas depuradores de nuestras EDAR deberán ser más exigentes en la eliminación de estos compuestos, que los propios sistemas disponibles en nuestras estaciones de potabilización o ETAP, con lo que la tecnología a implantar en un próximo futuro en las EDAR urbanas será sin duda más avanzada y más potente en su capacidad de *limpiar* aguas que la aplicada en las ETAP, y desde luego no podrá ser solo biológica.

En este sentido y abundando sobre lo anterior, podemos preguntarnos hasta qué punto una depuración solamente biológica es capaz de depurar aguas residuales con contenidos cada vez más importantes de las sustancias referidas más arriba. Para contestar a esta cuestión podemos recurrir a los últimos datos a nivel europeo, publicados en 2008 y que se recopilaron en un informe titulado *Priority pollutants behaviour in end of pipe wastewater treatment plants (Comisión Europea, ScorePP D5.4 PPs in end-of-pipe WWTPs, 2088-11-13, www.scorepp.eu)*. Allí se evalúan los rendimientos medios de depuración en EDAR biológicas (operadas por fangos activos) de toda la Unión Europea referidos a las sustancias emergentes, englobando bajo esta denominación a los dos grupos de contaminantes (contaminantes preferentes y prioritarios) considerados en el Real Decreto 60/2011.

Pasemos revista a algunos aspectos significativos del referido documento considerando que gran parte de los compuestos químicos abajo referenciados pueden tener un origen de emisión tanto industrial como doméstico a las aguas residuales urbanas integradas o mixtas.

DEPURACIÓN DE COMPUESTOS Y SUSTANCIAS EMERGENTES EN LAS EDAR BIOLÓGICAS

Bencenos e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)

Los datos aportados indican que la separación de bencenos en EDAR biológicas oscila entre el 83 y el 96%, obteniéndose pues un rendimiento importante con el

proceso convencional. Por su parte, los datos para la eliminación de los HAP ya no parecen tan claros.

Así para el naftaleno, su tasa de reducción varía entre el 69 y el 95%, y la de la fluoranteno entre el 66 y el 97%. Si bien estos rendimientos pueden ser en principio admisibles (siempre que las concentraciones de entrada no sean demasiado elevadas) la situación se deteriora al considerar el resto de HAP: el antraceno se puede reducir entre el 32 y el 80%, el benzo(a)pireno entre un 50 y un 78%, el benzo(g,h,i)perileno entre el 56 y el 62% y el benzo(b)fluoranteno entre el 59 y el 76%.

Como conclusión de los datos aportados, hay evidencias que muestran claros déficits en el tratamiento aplicado y posibilidad de emisión al medio de aguas depuradas relativamente ricas en compuestos no deseables, ni ambientalmente, ni desde el punto de cumplimiento de normativas aplicables al respecto.

Compuestos clorados alifáticos

Refiriéndonos al diclorometano hablamos de un rendimiento medio en depuración convencional inferior al 60%. En cuanto al cloroformo el intervalo de la tasa de eliminación con respecto al agua residual de entrada estaría entre el 51 y el 93%, mientras que para el dicloroetano sería del orden del 94%. Nuevamente observamos probables deficiencias en el sistema biológico convencional para el diclorometano y el cloroformo, que por otra parte son sustancias de las más frecuentes en las actuales aguas residuales urbanas.

Clorobencenos y clorofenoles

Si bien la tasa de eliminación del 1,2,5-triclorobenceno se sitúa en un 98%, mostrando un rendimiento adecuado del proceso convencional, para el hexaclorobenceno se baraja un intervalo entre el 70 y el 90%, que en su zona más baja puede ser insuficiente.

En el caso del clorofenol de más alta tasa de aparición y ocurrencia en aguas residuales urbanas, el pentaclorofenol, su rendimiento de eliminación se sitúa en un 85%, valor que podría ser admisible en función, nuevamente, de la concentración concreta presente en el efluente a depurar.

Compuestos plaguicidas variados

Los rendimientos de depuración para el hexaclorociclohexano oscilan entre el 40 y el 84%, y para el lindano, entre el 32 y el 94%: en ambos casos los niveles inferiores del abanico de depuración manejado pueden ser ineficaces.

Para los compuestos plaguicidas derivados de la urea más empleados, es decir, isoproturón y diurón, las depuradoras biológicas convencionales muestran rendimientos de depuración mínimos e inferiores al 10% en ambos casos, con lo cual el sistema sería totalmente ineficaz, situación que también se detecta para el caso del alacloro, este plaguicida correspondiendo al grupo de las anilidas.

Prestando atención ahora al grupo de plaguicidas herbicidas triazínicos, en concreto simazina y atrazina (desgraciadamente, de elevada incidencia en muchas zonas agrícolas de nuestro Estado) las tasas de reducción para los dos compuestos no superan el 40%, cuando se da alguna mínima proporción de depuración, incluso comprobándose en algunas EDAR una total inexistencia en su reducción.

Si estudiamos ahora el caso de los plaguicidas organofosforados, ni clorpirifós ni clorfenvinfós parecen estar afectados (es decir, exhiben tasas de eliminación muy bajas) en su tránsito a través de las EDAR biológicas y tan solo en algún caso concreto se recogen tasas de depuración aplicables, del orden del 80%.

Para finalizar el apartado dedicado a plaguicidas, el endosulfán exhibe tasas de depuración entre el 46 y el 95%, con lo cual nos plantea una situación admisible en unas EDAR pero no en otras.

Disruptores endocrinos

Hay varios grupos, y hablando en primer lugar de nonilfenoles y octilfenoles, sustancias ligadas a su formulación en detergentes, se dan rendimientos de eliminación entre el 32 y el 95%, con lo que en muchos casos la depuración será claramente insuficiente.

Considerando ahora los dietilhexil-ftalatos se barajan tasas de reducción entre el 50 y el 95%, con lo que también debe deducirse que en ocasiones la depuración convencional puede quedarse corta.

Finalizamos este breve repaso con los difenil-éteres bromados, cuya tasa de separación supera el 90%, siendo ahora en principio admisible este rendimiento, siempre a la expensa de calcular en realidad la carga contaminante aportada al medio receptor por el agua depurada.

Metales y compuestos metálicos

Como preámbulo al tema de metales, su “eliminación o reducción” en las EDAR biológicas no es tal, sino a través de su bioacumulación en los fangos de depuración, con lo cual el problema se trasladaría a la posterior gestión de aquellos.

Considerando, dicho lo anterior, en primer lugar el caso del cadmio y sus compuestos, se informan sobre tasas de eliminación entre el 50 y el 96%, existiendo varios casos pues con rendimientos poco eficientes.

Para el plomo y sus compuestos, las tasas de eliminación varían entre el 60 y 93%, valiendo lo dicho para el cadmio.

Similares consideraciones se podrían hacer para el mercurio y sus compuestos, con rendimientos comprendidos entre menos del 60% y el 86%.

Para el níquel y sus compuestos, por el contrario, la situación puede ser realmente muy problemática puesto que el abanico de depuración informado varía entre el 80% y casos en que la depuración biológica convencional es totalmente ineficaz (<5%).

Finalmente, para un compuesto organometálico de amplia aparición en muestras aguas residuales urbanas, como la tributilina, la depuración puede ser eficaz, con tasas superiores al 95%, o bien más modesta del orden del 60%.

A MODO DE CONCLUSIONES

Los datos aportados anteriormente nos pueden hacer extraer algunas ideas interesantes sobre la cuestión que planteamos anteriormente, relativa a la eficaz depuración de nuestras aguas residuales urbanas en un próximo futuro:

- La predepuración de efluentes residuales que posteriormente se engloban en las redes de aguas residuales urbanas debe ser una cuestión irrenunciable en cualquier saneamiento público.
- Las EDAR biológicas no se muestran eficaces en la depuración de muchos contaminantes emergentes cada vez más ubicuos en las aguas residuales urbanas.
- La aparición de compuestos y contaminantes emergentes en aguas urbanas depuradas biológicamente puede acarrear incumplimientos de las normativas aplicables y sanciones a las EDAR que no logren estándares de depuración convenientes.
- La aparición de compuestos y contaminantes emergentes en aguas urbanas depuradas destinadas a posterior regeneración pueden restringir seriamente su empleo como fuente alternativa para riegos y otros usos recogidos en las normativas correspondientes.
- Muchos procesos aparentes de “eliminación o reducción” de compuestos metálicos y otros presentes en las aguas residuales, en realidad implicarían su acumulación en los fangos de depuración, con el consiguiente traslado del problema desde el agua al fango.
- Por lo dicho, es opinión del autor que la depuración de aguas urbanas se irá haciendo progresivamente cada vez más compleja, integrando procesos biológicos y químicos, y constando cada vez más de procesos de base química o fisicoquímica, lo que hará cambiar sustancialmente, sin duda, la visión y percepción que hasta ahora tenemos de las EDAR urbanas.
- Y aún más, es previsible que en pocos años, cualquier EDAR haya de ser tecnológicamente más compleja que cualquier ETAP puesto que los niveles de tratamiento exigibles para varios compuestos químicos en aguas depuradas son más altos que los aplicados (por lo menos al día de la fecha) para las mismas sustancias en aguas de consumo.

DEPURACIÓN FISICOQUÍMICA DE AGUAS RESIDUALES Y EFLUENTES INDUSTRIALES

5

INTRODUCCIÓN Y GENERALIDADES

Existe una gran variedad de procesos y técnicas de carácter fisicoquímico que son aplicadas en la práctica habitual a fin de depurar aguas residuales y efluentes de procedencia industrial en función de la potencial diversidad de las características de aquellos. Si bien a los más empleados ya se les reservaron los dos primeros capítulos de esta obra, para completar el tema y como resumen, vamos a intentar la agrupación de todas estas técnicas en los apartados generales que se presentan a continuación, indicando algunas ideas muy generales sobre el particular.

PRECIPITACIÓN QUÍMICA

Es aplicable para eliminación de metales que precipiten, previa alcalinización del sistema, bien como carbonatos o bien como sulfuros: recuérdense al efecto los casos de Fe, Sn, Ag, Hg, Ni, Zn, y Cu. Con la precipitación química se logran altos rendimientos de eliminación de metales, incluso a valores de pH más bajos que los estequiométricos, y aún en presencia de compuestos y sustancias químicas con capacidad de formar complejos metálicos.

Con respecto al empleo del sulfuro, su principal inconveniente radica en la posible formación de H_2S , con lo que se reserva para casos concretos.

COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

Como ya se explicó en su momento, los procesos de coagulación-floculación y sedimentación subsiguiente pueden emplearse para reducir de un agua residual altas cargas orgánicas, incluso cargas con un alto porcentaje de biodegradabilidad, contando con la ventaja adicional de que además los efluentes puedan presentar un contenido importante de metales u otros compuestos inorgánicos, que también se separarían colateralmente.

De este tema ya se habló asimismo en los apartados correspondientes al tratamiento fisicoquímico de las aguas residuales domésticas.

FLOTACIÓN

Recuérdese que se trata de un proceso consistente en adicionar al sistema sustancias coagulantes, en general sales de Al o Fe, pero dosificando paralelamente una sustancia surfactante, al mismo tiempo que se procede a inyectar aire en forma

de finas burbujas desde el fondo del sistema o tanque de flotación empleado. Este proceso sirve para eliminar grasas y aceites, tanto vegetales, como sintéticos (p.e., taladrinas) de efluentes de industrias variadas, tan dispares como alimentarias (precocinados, aceiteras) o metálicas (transformados de cobre).

CEMENTACIÓN

La cementación discurre procediendo a poner en contacto el efluente residual con chatarra de hierro, de tal forma que se promueve la sustitución del Fe^{2+} presente en la chatarra, por iones metálicos a eliminar del agua residual, los cuáles quedarían depositados sobre aquella superficie metálica de desecho que posteriormente sería retirada del sistema. En realidad estamos hablando de un proceso electroquímico cuyo fundamento ya fue tratado en su momento.

En todo caso, esta técnica tiene la ventaja de la reutilización de un residuo de amplia generación en la sociedad actual, es decir, de la chatarra, que de esta forma es valorizada consiguiendo un rendimiento suplementario y aumentando su vida útil.

COMPLEJACIÓN

Estas técnicas se basan en procesos de fundamento totalmente químico cual es la formación de moléculas de un determinado tipo, denominadas *complejos de coordinación* que se generan entre iones metálicos y sustancias químicas complejantes, o quelatantes como un caso especial de las primeras (AEDT, difenilcarbocida, citratos, etc.).

Baste recordar ahora que en un complejo el átomo metálico se une covalentemente a una o en general a varias moléculas complejantes, o en el caso de los quelatantes, estas moléculas poseen varios grupos de unión por molécula a cada átomo metálico. En todo caso, la *complejación o quelatación* es una técnica enfocada por tanto a la eliminación de especies químicas, tanto las inorgánicas (o iones metálicos) presentes en un agua residual adicionando complejantes orgánicos, como las especies orgánicas presentes ahora en el efluente a tratar mediante la adición de iones metálicos o en general de compuestos inorgánicos.

ADSORCIÓN

De fundamento ya comentado con anterioridad, se procede al empleo de carbón activo u otros adsorbentes inorgánicos para extracción de materias variadas, recordemos tanto en fase líquida como en fase gaseosa. También pueden emplearse microorganismos fijados sobre un sustrato o matriz inerte para eliminar sustancias orgánicas o inorgánicas específicas por las que el microorganismo presente alta afinidad, en este caso generalmente, proteínas, azúcares, enzimas, etc.

EXTRACCIÓN CON DISOLVENTES

En las técnicas extractivas, en las que se hace uso de los *coeficientes de reparto* de una sustancia dada frente a otra u otras, es decir, de su distinta afinidad con relación

a los componentes existentes en mezclas de sustancias variadas, suelen emplearse compuestos orgánicos activos para extraer otros compuestos orgánicos o inorgánicos contaminantes del efluente.

Asimismo, la extracción de especies metálicas puede llevarse a cabo mediante procesos de solvatación (que es el proceso de asociación de moléculas de un disolvente con moléculas o iones de un soluto —en este caso, especie metálica—), complejación, quelatación, intercambio aniónico o intercambio catiónico.

EVAPORACIÓN-DESTILACIÓN

Este proceso podría aplicarse solo en el caso de vertidos concentrados en el contaminante a eliminar, y siempre que el punto de ebullición de este fuese apreciablemente distinto al del agua.

Existen cuatro modos típicos de operación: *destilación al vacío*, *destilación a presión atmosférica*, *en circuito abierto* y *en circuito cerrado*. En la práctica la destilación se emplea más bien para recuperar un contaminante valioso presente en un vertido que como técnica depuradora.

INTERCAMBIO IÓNICO

Como complemento a lo dicho en su momento, podemos indicar que existen tres tipos principales de resinas que se emplean habitualmente en depuración de vertidos industriales:

- *Resinas catiónicas*, que intercambian especies químicas cargadas positivamente (orgánicas e inorgánicas).
- *Resinas aniónicas*, que intercambian especies químicas cargadas negativamente (orgánicas e inorgánicas).
- *Resinas quelatantes*, que contienen grupos funcionales como el iminodiacético, la amidoxina y el amino-fosfónico y forman por lo tanto quelatos con las sustancias presentes en el agua residual.

En todo caso, el proceso del intercambio iónico se lleva a cabo en columnas de lecho fijo con relleno específico en función del contaminante concreto a eliminar, empleándose series de columnas con propiedades intercambiadoras complementarias para incrementar el rendimiento del sistema aplicado.

TRATAMIENTOS ELECTROLÍTICOS

En estos procesos se utiliza la posibilidad de que las especies del agua residual a eliminar sean capaces de experimentar procesos de oxidación o reducción química mediante la aplicación de un potencial eléctrico generado entre dos conductores inmersos en el efluente industrial a tratar. Los componentes de un sistema de electrolisis son:

- *Celda electrolítica.*
- *Electrodos.*
- *Diafragma* o elemento que separa las dos zonas de la disolución, una concentrada en el contaminante y la otra más diluida.
- *Elementos productores de turbulencia.*
- *Rectificadores de corriente.*

A su vez los electrodos pueden operar bidimensionalmente (placas paralelas, discos, lecho fluido...) o tridimensionalmente (electrodos porosos, de lecho compacto...).

Ejemplos típicos de eliminación de metales contaminantes presentes en diferentes vertidos son los casos del zinc, cobre y plata, en los que se suele trabajar en rangos de valores de pH ácidos y con voltajes aplicados de hasta 3 V y superiores.

Por otro lado, se está implantando poco a poco el sistema de generación de cloro *in situ* vía electrolítica para cloración de aguas (similar al empleado en piscinas) tratando caudales no muy altos y aguas residuales que previamente han debido ser sometidas a una clarificación inicial para conseguir la máxima efectividad del cloro generado frente a los contaminantes presentes. Si no se contempla esta fase previa de clarificación inicial, la eficacia oxidante del cloro naciente se resentiría notablemente.

PROCESOS DE MEMBRANA

En ellos incluimos, como ya sabemos, a los de ósmosis inversa, la ultrafiltración y la electrodialisis. Ya comentadas en su momento, solo recordar a este respecto que en el primer caso se aprovecha la presión aplicada al líquido que debe superar la presión osmótica del mismo. En ultrafiltración se trabajan con presiones más bajas consiguiéndose la separación en función de tamaño molecular. Finalmente, en la electrodialisis se aplica un campo eléctrico continuo sobre membranas selectivas.

Aplicaciones típicas de estas técnicas son la de desalación o desmineralización de aguas y vertidos en general, tales como la eliminación de sodio, fluoruro, ácido bórico, cianuros, eliminación-recuperación de cromo en vertidos de curtidos, y recuperación de ácidos minerales en efluentes muy ácidos.

EJEMPLOS PRÁCTICOS DE DEPURACIÓN DE DIVERSOS VERTIDOS INDUSTRIALES

Recogemos a continuación varios ejemplos prácticos de sistemas de depuración de vertidos industriales, actualmente operativos, en los que se conjugan procesos de índole fisicoquímica y química con procesos biológicos. En este sentido, la tendencia actual es la de complementar todos los sistemas de depuración en cada momento disponibles, aplicando lo que en el argot de la Unión Europea se denomina como *Tecnologías BAT, o Mejor Tecnología Disponible*.

AGUAS RESIDUALES DE PREPARACIÓN DE SALSAS Y MAYONESAS

Este tipo de efluentes presentan la característica de ser discontinuos a lo largo de la jornada laboral, y la mismo tiempo muy ricos en materia orgánica biodegradable (altas DBO_5 y DQO) así como en grasas más o menos emulsionadas. En este sentido, los efluentes de elaboración de mayonesas pueden presentar valores de DQO superiores a 10.000 mg/L, de DBO_5 superiores a 2.500 mg/L, y de grasas superiores a 500 mg/L, siendo la carga contaminante en el resto de efluentes inferiores a estos valores.

Otro inconveniente que presentan es que las características de los diferentes efluentes que se evacuan son muy distintas: así ocurre con las aguas residuales de preparación de mayonesas (con mayor contenido graso), las de salsas de mostaza, o las de preparados y salsas a base de tomate y similares (*keptchup*).

La línea de proceso aplicada para tratar estos vertidos suele ser:

- Bombeo de vertidos a tamizado.
- Tamizado de gruesos.
- Homogenización: esta fase es crítica al objeto de conseguir un rendimiento sostenido del sistema, habida cuenta de la variabilidad de características de los distintos efluentes generados.
- Dosificación de coagulantes y floculantes.
- Flotación con aireación.
- Retirada de grasas y reutilización de agua en riego de jardines.

La Figura 5.1 presenta un sistema operativo para este tipo de efluentes. Se puede observar en ella a la derecha el tanque de homogenización de vertidos, en el centro el sistema compuesto de desengrasador y decantador lamelar para separación de grasas en superficie y de fangos en profundidad, y finalmente, a la izquierda, el tanque para recogida de agua tratada destinada a riego de jardines interiores de la factoría.



Figura 5.1. Sistema de depuración para efluentes de fabricación de mayonesas y salsas alimentarias preparadas (*línea de proceso de derecha a izquierda*).

En este tipo de sistemas es crítica una limpieza periódica de la fase final de acumulación de grasas, tanto en el sistema de desengrasado como en los tamizados previos, a fin de que no se produzca su acceso al saneamiento general, además de que entorpecerían el funcionamiento del sistema. Finalmente, los fangos decantados pueden gestionarse como lodos mixtos compuestos de hidróxidos metálicos y parte orgánica, requiriendo su compactación y deshidratación previa.

AGUAS RESIDUALES DE PRODUCTOS PRECOCINADOS

En este sector productivo englobamos la fabricación de patatas fritas y derivados, derivados de maíz y trigo (*snacks*) y precocinados de carnes, pescados y otros elaborados del tipo de alimentación rápida (*fast food*). Las aguas residuales generadas presentan alto contenido orgánico, con elevadas cargas de DQO, materias en suspensión y grasas.

A destacar la posibilidad de vertidos puntuales de aceites de fritura agotados cuya evacuación directa a las redes de saneamiento está totalmente prohibida. También pueden detectarse en ocasiones cantidades importantes de detergentes procedentes del lavado de equipos de elaboración de los productos producidos.

El esquema general de depuración aplicado a estos efluentes se presenta en la Figura 5.2.

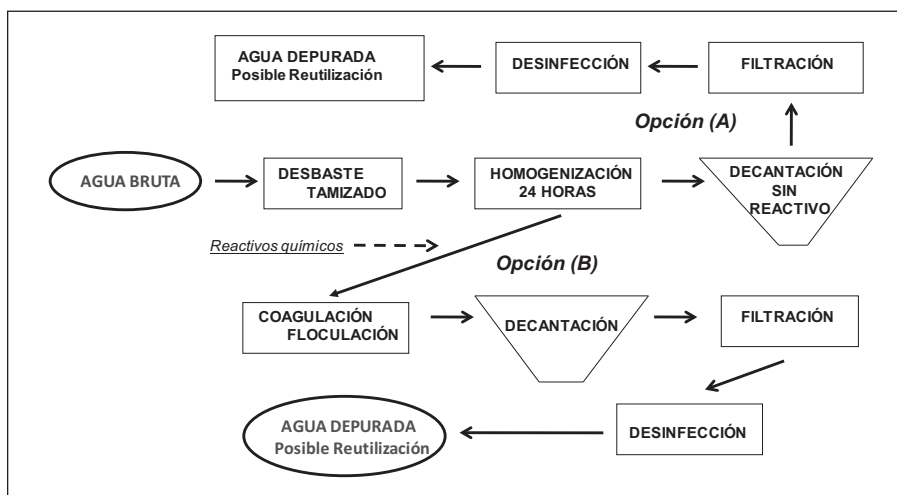


Figura 5.2. Esquema aplicado para depuración de efluentes de fabricación de productos precocinados.

Obsérvese que se cuenta con una primera fase de tamizado y desbaste, seguida de la homogenización del efluente, y una decantación, bien sin adición reactivos “Opción (A)” o bien con empleo de coagulantes y floculantes convencionales “Opción (B)”. En cada caso, las características del efluente marcarán la pauta a seguir. Si se adicionan reactivos químicos (*tratamiento químico convencional*) se operaría con la ayuda de un proceso de flotación inducida, a fin de separar las grasas

y aceites presentes en el agua en superficie. Por otro lado, los fangos generados bien sea en la etapa de decantación simple, bien en el proceso químico, se someten a espesamiento y gestión diferenciada.

Finalmente, caso de proceder a la reutilización de caudales para usos no productivos, se instalaría una filtración del agua ya tratada, en muchas ocasiones con desinfección posterior como medida de seguridad (cloro o más generalmente, hipoclorito sódico líquido) que se podría llevar a cabo en el propio depósito de agua regenerada.

EFLUENTES PROCEDENTES DEL ADEREZO Y ENVASADO DE ACEITUNAS

En este caso hablamos de aguas residuales con alta carga orgánica (contenidos de DQO de hasta 9.000 mg/L y de DBO₅ de hasta 6.000 mg/L), con moderadamente alta carga en sólidos en suspensión (hasta 4.000 mg/L), contenidos importantes de aceites y grasas (>500 mg/L), y muy especialmente con un contenido en sales muy elevado (hasta 40.000 µS/cm de valor de conductividad). También suelen encontrarse valores de pH alcalinos (superiores a 11,0) en estos efluentes, en función del empleo de lejías para el procesado de las aceitunas.

La Figura 5.3 presenta el esquema de una depuradora operativa para este tipo de aguas residuales industriales.

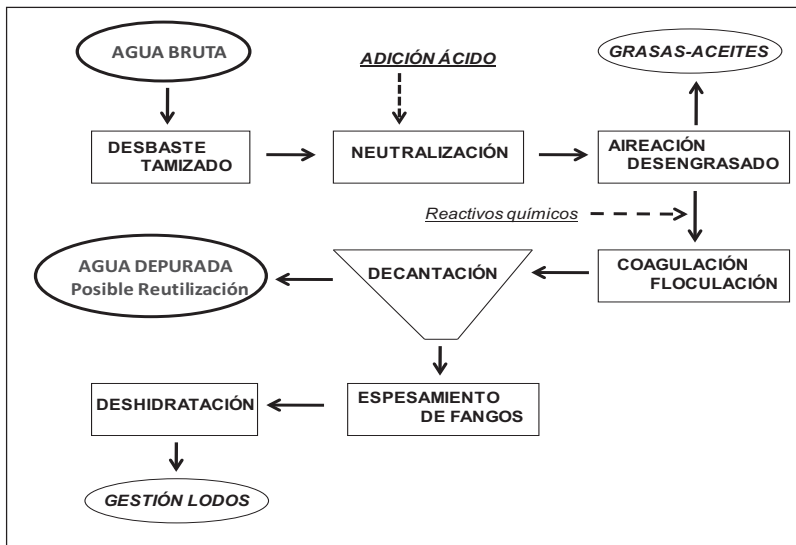


Figura 5.3. Esquema de depuración para vertidos de envasado de aceitunas y encurtidos.

Siguiendo la figura anterior, el sistema de depuración empleado se ajustaría al siguiente:

- Tamizado y desbaste inicial para eliminación de posibles restos vegetales sólidos.
- Neutralización (adición de ácidos).

- Flotación mediante difusión de aire.
- Adición de coagulantes y floculantes.
- Decantación.
- Espesamiento y gestión posterior de fangos.

Para finalizar, indíquese que el agua residual procedente de la deshidratación de fangos se recircula hacia el sistema, tras el tamizado a fin de proceder a su depuración integral.

EFLUENTES DE PRODUCCIÓN DE CONSERVAS DE PESCADO

Las principales características de este tipo de efluentes radican en su alto contenido en sales (fundamentalmente sodio y cloruros, en cierto modo similar a los efluentes tratados en el apartado anterior) así como también su elevada carga orgánica biodegradable. También suelen presentar sólidos en suspensión, especialmente gruesos. Además, el procesado de conservas en su fase final generaría evacuación de aceites vegetales ligada al envasado.

Dicho lo anterior, el primer proceso aplicado para tratamiento de estos vertidos es la del tamizado (generalmente en dos niveles, grueso al principio y fino después) a fin de eliminar los sólidos procedentes de la manipulación inicial del pescado y marisco naturales. Tras esta primera fase se procede a la dosificación de reactivos coagulantes y floculantes al agua, a fin de conseguir su depuración vía fisicoquímica convencional (se suelen emplear decantadores lamelares como más eficaces).

Como modificación y mejora a esta línea de proceso, también se podría llevar a cabo la coagulación-floculación ayudada con difusión de aire, de tal forma que la eliminación de fangos se daría en este caso además de por decantación, vía flotación. Esta modificación es muy útil a fin de eliminar los aceites vegetales presentes.

La Figura 5.4 recoge un sistema actualmente operativo para tratamiento de este tipo de aguas residuales.



Figura 5.4. Vista general de una depuradora para efluentes de la elaboración de conservas de pescados .

Obsérvese como detalles de interés, en primer plano, el depósito de almacenamiento-dosificación de coagulante, tras el que se encuentra, a un nivel más elevado, la zona de ubicación del tamizado previo, finalizando con el decantador instalado más al fondo.

El sistema se completaría con un procedimiento adecuado para gestión de los fangos generados.

Para finalizar, este tipo de vertidos y los sistemas de depuración asociados plantea el problema de la emisión de olores desagradables.

VERTIDOS PROCEDENTES DE LA ELABORACIÓN DE ZUMOS

Consideramos ahora aguas residuales con una considerable carga orgánica (con alta proporción de azúcares y similares), importante cantidad de sólidos en suspensión, y valores de pH ácidos, o incluso muy ácidos. Para estos efluentes el tratamiento aplicado suele ser:

- Homogenización de todos los efluentes de la planta. Con esto lograríamos una primera equilibración del pH global del agua residual y un menor aporte posterior de alcalinizante.
- Neutralización (adición de NaOH o cal, generalmente).
- Adición de coagulantes y floculantes. Como coagulante químico se suele aplicar hidróxido cálcico (también Al o Fe, en su caso) y polielectrolitos catiónicos como floculantes.
- Decantación primaria.
- Tratamiento biológico aerobio convencional (fangos activos u tanques de oxidación total, en función de caudal a procesar).
- Decantación secundaria final.
- Gestión diferenciada de fangos.

Repárese que este esquema es en realidad, el correspondiente a un *tratamiento de pre-precipitación* en el caso del tratamiento fisicoquímico de aguas residuales domésticas (véase Capítulo 4).

AGUAS RESIDUALES DE CERVECERAS

La producción de cervezas comporta generalmente emisión de altos caudales de vertidos, los cuáles suelen presentar valores fluctuantes de pH (ácidos o básicos, según proceso interno considerado), elevado asimismo contenido en sólidos en suspensión (>1.500 mg/L, levaduras agotadas y materiales procedentes de cocciones y filtrado del producto) presentando también valores elevados de carga biodegradable (contenidos en $\text{DBO}_5 > 2.000$ mg/L).

En un estudio llevado a cabo en una cervecera de tamaño medio se obtuvieron cuatro tipos de vertidos diferenciados:

- Vertidos de levaduras agotadas.

- Efluentes de turbios de cocción.
- Vertidos procedentes de los filtrados finales de cerveza.
- Aguas residuales generales, procedentes de baldeos, lavados de envases y maquinaria.

En todo caso, el esquema de tratamiento que se suele aplicar al vertido conjunto de los cuatro anteriores puede ser el siguiente:

- Desbaste en dos etapas: grueso y fino.
- Neutralización de efluentes básicos y ácidos.
- Homogenización de efluentes y de caudales.
- Tratamiento biológico (aerobio o anaerobio, en función de la carga contaminante a tratar).
- Tratamiento opcional final mediante proceso fisicoquímico con adición de coagulantes y floculantes.
- Gestión de fangos, que podría tener dos vías, puesto que los del filtrado interno del producto suelen ser inorgánicos, mientras los de levaduras agotadas serían orgánicos con lo que podrían estos englobarse con los generados en el biológico.

Las aguas residuales de cerveceras suelen requerir, además, de un proceso de filtración final que puede acometerse mediante filtros de arena cerrados para eliminar los últimos restos sólidos, y que se insertaría bien antes del tratamiento biológico o tras el fisicoquímico. Con ello el agua depurada podría destinarse a ciertos usos de reutilización.

VERTIDOS PROCEDENTES DE FABRICACIÓN DE BEBIDAS NO ALCOHÓLICAS

Se trata de aguas residuales con baja carga en DBO_5 ($< 750 \text{ mg/L}$), pero elevados valores de DQO (hasta 7.000 mg/L), valores de pH fluctuantes (ácidos inferiores a 5,0, y básicos superiores a 10,0), con alta emisión asociada de caudales y con puntas de elevados contenidos en sales procedentes de la regeneración de los sistemas de ultrafiltración y ósmosis inversa que suelen emplearse para el tratamiento del agua empleada en proceso.

La Figura 5.5 presenta un esquema de una instalación para depuración de estos vertidos.

En ella se aprecia que el efluente se somete en primer lugar a un proceso de tamizado, ajustándose posteriormente el pH (con lechada de cal $-\text{CaOH}_2$ - en general) para provocar la precipitación química como hidróxidos de los cationes presentes en el efluente. Se deduce, pues, que el control de pH es crítico en el sistema siendo en realidad el proceso depurador dominante.

Como información complementaria indíquese que podría emplearse NaOH en lugar de cal, si bien la generación entonces de productos poco solubles sería más deficiente que en el primer caso, aparte de ser más desfavorable económicamente.

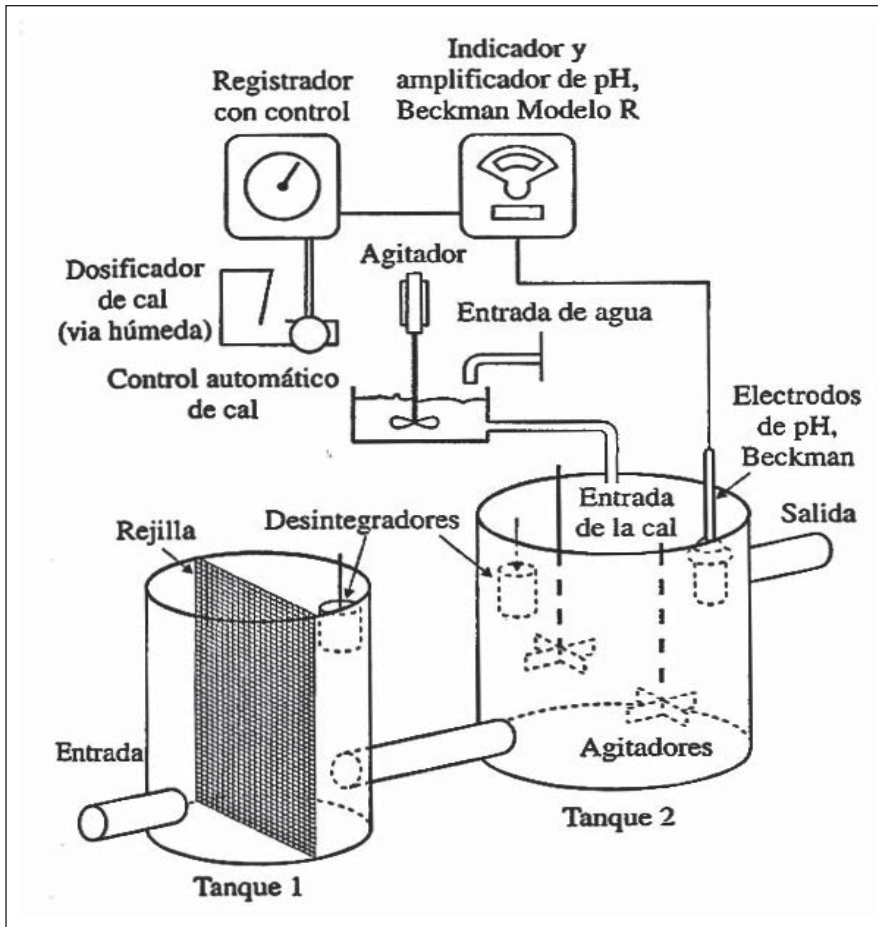


Figura 5.5. Depuración de efluentes de producción de bebidas no alcohólicas.

EFLUENTES DE ENVASADO DE CONSERVAS VEGETALES

El envasado de conservas vegetales comprende varios apartados:

- Lavado del producto vegetal.
- Pelado y eliminación de la piel.
- Deshuesado y troceado.
- Blanqueo.
- Envasado.
- Esterilización y limpieza final.

Con lo dicho, los efluentes pueden variar dependiendo del tipo de fruta (melocotón, pera, manzana, etc.) o de verdura (alcachofas, guisantes, lechugas, etc.) que se procese en concreto. De este modo, las aguas residuales pueden oscilar entre 3.000 y

25.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad, exhibiendo valores de pH entre 6,0 y 12,0, así como bajos contenidos en grasas (<100 mg/L).

Con respecto a la carga biodegradable, la DQO puede variar entre 3.000 y 12.000 mg/L mientras la DBO_5 oscila entre 1.000 y 2.500 mg/L. Finalmente, los sólidos en suspensión pueden variar entre menos de 100 mg/L y más de 2.000 mg/L. A comentar, asimismo, la posible aparición de restos de diferentes compuestos fitosanitarios en las aguas del lavado inicial del producto vegetal.

Para la depuración de estas aguas industriales se suele aplicar el siguiente esquema general de depuración:

- Tamizado y desbaste inicial.
- Precipitación química con adición de reactivos.
- Decantación.

En función de los resultados de depuración obtenidos, podría ser requerida una fase de aireación y posterior tratamiento biológico (aerobio o anaerobio, en función de carga contaminante concreta). Por otro lado, se pueden aplicar tanto tecnologías convencionales como tecnologías blandas.

En el caso de tecnologías convencionales, se requeriría lógicamente un proceso de decantación secundaria.

Por otro lado, el agua ya depurada (sometida después a filtración sobre arena, o no en función de su calidad) se suele aplicar en ocasiones para riego agrícola, de jardines o incluso de campos de golf.

La precipitación química suele emplear cal para ajuste previo de pH, y posterior uso de sales férricas o de aluminio. Así en la práctica, en aguas residuales procedentes de conserveras de manzanas, tomates y cerezas se ha podido lograr la reducción de hasta un 50% de la DBO_5 inicial.

Con relación al tratamiento biológico puro, los filtros bacterianos pueden reducir más del 95% la DBO_5 en aguas de procesado de guisantes, judías verdes y tomates, mientras los fangos activos suelen rebajar hasta el 90% de la DBO_5 en las aguas residuales de procesado de cítricos, guisantes y zanahorias.

AGUAS RESIDUALES PROCEDENTES DE INSTALACIONES DE RSU

Las instalaciones de tratamiento de RSU (residuos sólidos urbanos) producen dos tipos de aguas residuales: las procedentes de baldeos y lavado de instalaciones, y las que evacúan los sistemas de drenaje de las zonas de tratamiento aerobio de residuos ya clasificados, que son las más importantes tanto por caudal como por carga contaminante. Ambas contribuciones se unen antes de su depuración.

En cualquier caso, las cargas contaminantes consideradas pueden exceder en algunos casos los 7.000 mg/L de DBO_5 , los 2.000 mg/L de sólidos en suspensión, y los 150 mg/L de nitrógeno Kjeldahl. Asimismo, el contenido en grasas puede superar los 300 mg/L, pudiendo encontrarse concentraciones notables de metales, especialmente Fe, Cu y Zn. La Tabla 5.1 presenta los rangos de concentración de

los lixiviados de un vertedero unitario típico de RSU como información complementaria al tema.

Tabla 5.1. Rango de concentración de sustancias encontradas en los lixiviados de un vertedero unitario de residuos sólidos urbanos.

Parámetro	Concentración	Parámetro	Concentración
Sól. Suspensión	300-2000 mg/L	Cloruros	900-5.000 mg/L
DBO ₅	300-1.000 mg/L	Bicarbonatos	300-6.000 mg/L
DQO	400-5.000 mg/L	N-Kjeldahl	40-1.600 mg/L
pH	7,4-8,2	Fósforo total	50-50 mg/L
Conductividad	2.000-15.000 mS/cm	Fe,B	Hasta >20 mg/L
Ca,Mg	Hasta >200 mg/L	Zn,Ba,Ni,Al,Se,Mn	Hasta >3,0 mg/L

Para las características contaminantes recogidas en la Tabla 5.1, el esquema depurador desarrollado al efecto parte de una serie de tamizados iniciales, seguidos de una fase de depuración biológica, tras lo cual se procede a un tratamiento fisicoquímico convencional con adición de reactivos químicos.

En la Figura 5.6 se presenta una instalación de este tipo, donde al fondo se aprecian las balsas para tratamiento biológico aerobio, mientras en primer plano se observa la zona para tratamiento fisicoquímico posterior. Nótese que esta planta dispone de un sistema para evaporación forzada de gases tras el biológico (ver torre de salida de gases en primer lugar) a fin de mejorar el efluente cara al proceso siguiente de precipitación química.



Figura 5.6. Planta depuradora de RSU instalada en el propio complejo de recogida y gestión de residuos sólidos urbanos.

VERTIDOS DE LA INDUSTRIA VIDRIERA

Estas aguas residuales industriales presentan elevados valores de fluoruro y amonio residuales (>200 mg/L y >150 mg/L, respectivamente) derivados del empleo de bifluoruro amónico en el proceso interno de esmaltado y mateado, así como valores de pH ácidos ($<4,0$) ligados a la presencia de ácido fluorhídrico y en menor medida, de ácidos clorhídrico y nítrico.

Se trata pues, de un vertido muy poco biodegradable (sólidos en suspensión <200 mg/L y $\text{DBO}_5 < 50$ mg/L) pero con una alta capacidad de afección sobre la red de saneamiento por su elevado poder agresivo y corrosivo sobre los materiales que conforman las redes de saneamiento (este tema se tratará con cierta extensión en el Capítulo 6).

La Figura 5.7 presenta una planta industrial actualmente operativa para depuración de este tipo de efluentes.

La línea de tratamiento aplicada, con un buen rendimiento a escala práctica es la siguiente:

- Homogenización de todos los efluentes generados.
- Eliminación de amonio vía *stripping*.
- Dosificación de lechada de cal (a la izquierda de la figura se aprecia el silo para su almacenamiento) para generación de CaF_2 .
- Decantación y precipitación de fluoruro cálcico e insolubles ligados al empleo de cal.
- Compactación de fangos vía filtros banda, lo que se puede apreciar en la planta superior de la instalación techada.



Figura 5.7. Depuración de efluentes procedentes de una vidriera.

Con este sistema se logrado reducir el contenido en fluoruro del efluente a concentraciones entre 5 y 10 mg/L con lo que se podrían cumplir las normas de vertido a red de saneamiento normalmente aplicables.

AGUAS PROCEDENTES DE INDUSTRIA PAPELERA

Como introducción debe incidirse en que las aguas residuales de elaboración de papel y de cartón, presentan diferencias siendo las primeras alcalinas por su elevado contenido en blanqueantes y lejías, y presentando más alto contenido en fibras que las segundas, con lo que su biodegradabilidad suele ser algo más baja.

Dicho esto, en resumen para ambas se trata de aguas residuales con importantes caudales de emisión asociados y ricas en sólidos en suspensión (>2.000 mg/L), con valores de DQO y DBO_5 elevados (>5.000 mg/L y > 2.000 mg/L, respectivamente), así como con presencia en muchas ocasiones de metales pesados procedentes del tintado de papeles y cartonajes, habitualmente cromo, cobre y hierro (>10 mg/L de cada uno).

No obstante lo anterior, actualmente se emplean cada vez más compuestos orgánicos biodegradables para las operaciones de tintado de papeles y cartonajes, que si bien reducen la carga contaminante de metales incrementan por el contrario la biodegradable (DQO y DBO_5).

En todo caso, la línea de depuración general aplicada en estos casos suele ser la siguiente con la que consiguen buenos resultados:

- Homogenización de todos los efluentes generados en la planta.
- Laminación de caudales siempre que sea posible, con lo cual el proceso saldrá beneficiado. *Esta consideración es aplicable a cualquier tipo de proceso de depuración.*
- Tamizado, habitualmente en dos niveles. En este aspecto debe procederse a extremar la limpieza periódica de estos sistemas pues de lo contrario, la colmatación sería rápida.
- Dosificación de coagulantes y floculantes. Las sales de aluminio suelen dar buenas prestaciones.
- Decantación lamelar como más eficaz.
- Tratamiento biológico aerobio con decantación secundaria, si bien no sería obligado y estaría en función de resultados obtenidos.
- Retirada final de fangos destinados a gestión posterior.

En la Figura 5.8 se recogen varias vistas de una planta depuradora con pretratamiento fisicoquímico y fase biológica aerobia para tratar estas aguas.



Figura 5.8. Depuración fisicoquímica+biológica para papeleras.

En ella, arriba, se observa un decantador lamelar equipado para la adición de reactivos destinados a coagulación-floculación convencional. A tal efecto, el empleo de coagulantes de aluminio suele dar buenos rendimientos en el orden práctico, incluso tratándose de la dosificación de sulfato de alúmina convencional.

Por su parte, en la fotografía central, se observa que tras el tratamiento químico se pasa a la fase posterior de tratamiento biológico, que en este caso hace uso de un sistema de turbinado a fin de conseguir la máxima aireación del agua procedente de la decantación primaria.

Finalmente, en la fotografía inferior, se observa una vista general del decantador secundario instalado tras el tratamiento biológico y con lo que se finaliza el sistema depurador presentado.

EFLUENTES DE INDUSTRIAS SIDERÚRGICAS Y DEL HIERRO

Cuando hablamos de industrias siderúrgicas debemos considerar tres tipos de actividades relacionadas: altos hornos, hornos eléctricos y fabricación de aceros especiales. Los vertidos de los altos hornos contienen compuestos cianurados, amoníaco, fenoles, ácidos, álcalis, aceites y grasas, y residuos sólidos tales como restos de minerales y metales (aparte de hierro, níquel, zinc, cromo, etc.), restos de coque y piedra caliza. Los vertidos mayoritariamente proceden de la torre de enfriamiento donde el coque caliente se lava y se enfría con agua.

En general, estos vertidos líquidos pueden tratarse mediante esquemas que contemplen, en función de las características concretas del efluente, los siguientes:

- Recirculación tras decantación sin adición de reactivos para efluentes poco cargados.
- Evaporación de compuestos orgánicos volátiles.
- Extracción con disolventes.
- Destilación.
- Sedimentación directa.
- Neutralización.
- Flotación con adición de reactivos y aeración.

En concreto, el principal método de depuración de vertidos de plantas de coque es la *recuperación de subproductos*, siendo el más importante por su valor económico el fenol. Además, la eliminación de carga biodegradable (DBO_5) se lleva a cabo mediante recirculación y reutilización de aguas para enfriamiento y similares consiguiendo rendimientos de hasta el 75%.

Con respecto a la *recuperación de subproductos que se valorizan después*, considerando el contenido concreto de cada vertido pueden recuperarse como subproductos: sulfato amónico, alquitrán, naftalina, benceno, tolueno y xileno.

El fenol se concentra mediante tratamiento con hidróxido sódico lo que genera fenolato sódico, que después se destila, obteniendo tasas de recuperación superiores al 80%. También podría eliminarse mediante tratamiento biológico por fangos activos o filtración bacteriana, siempre que el contenido inicial de fenol fuera inferior a 25 mg/L.

Los contenidos de benzol, por otro lado, se tratan mediante separadores por gravedad (al ser un compuesto más denso que el agua) mientras que los aceites en ge-

neral se eliminan mediante flotación convencional con inyección de aire y adición de reactivos químicos.

Una vez producido el acero se procede a su manufactura y limpieza o *decapado* para “limpiarlo” de restos de impurezas no deseadas. Los vertidos procedentes de esta actividad contienen fundamentalmente, cantidades importantes de ácidos (sulfúrico y clorhídrico) presentan por tanto valores de pH ácidos e hierro. La depuración de los efluentes de decapado se compone de dos apartados: neutralización y recuperación de ácido sulfúrico.

Examinemos ambas.

- *Neutralización*, que se lleva a cabo con cal, hidróxido sódico o carbonato sódico (productos estos más caros). Durante este proceso se suceden varias fases, primero la precipitación de hidrato férrico ($\text{pH} < 4$); después la formación sulfato ácido de hierro; posteriormente la formación de hidrato ferroso ($\text{pH} = 6-8$) y finalmente la formación de sulfato ferroso.
- *Recuperación de ácido sulfúrico*. Puede lograrse vía evaporación, seguido de un reactor donde se borbotea HCl (gas) el cual reaccionaría con el sulfato ferroso para producir ácido sulfúrico y FeCl_2 . El cloruro ferroso se introduciría en un horno de caldeo directo para obtener óxido de hierro. Por otra parte, cada vez más se emplea el intercambio iónico para la recuperación de ácido sulfúrico con rendimientos del 80%.

Otra industria relacionada con la anterior, es la de la siderurgia del hierro. En este caso, los efluentes suelen tener altos contenidos en arenas silíceas (del orden de 2.000 a 5.000 mg/L) que se decantan en general sin adición de reactivos en función de su elevada densidad. Tras esto, los efluentes procedentes del lavado y acabado de diferentes piezas metálicas se someten a un tratamiento químico con ajuste de pH, adición de coagulantes y floculantes y difusión de aire, que con ayuda de un flotador, permite la eliminación de la carga contaminante presente en el agua.

EFLUENTES DE LA INDUSTRIA DEL COBRE

Vamos a considerar la extracción y purificación de cobre, así como la fabricación de laminados, hojas, varillas y tubos de cobre, bronce (cobre y zinc) y latón (cobre y estaño).

Una vez extraído el metal se funde en hornos a determinada temperatura obteniéndose metal “duro” que posteriormente pasa a una fase de templado, seguido de un decapado para eliminación de impurezas y costras. El proceso de templado se lleva a cabo en hornos de aceite tras lo cual debe limpiarse el metal antes de su procesado final. Finalmente, la limpieza del metal se realiza con ácido sulfúrico (*baño ácido*, 5-10% en ácido) y posteriormente con sulfúrico y dicromato potásico (*baño abrillantador*, 5-10% de ácido y hasta 60 g/L de dicromato) pudiendo también emplearse otros ácidos inorgánicos fuertes (HCl , HNO_3).

En función de lo dicho antes, el acabado de piezas y laminados de cobre y latón produce aguas residuales ricas en cobre y zinc (hasta 30-40 g/L en cada metal) es-

pecialmente, así como en algunos otros metales que son impurezas habituales de los anteriores o que proceden de decapados con dicromato (hasta 45 g/L de Cr en estos casos), además de presentar valores de pH ácidos (decapados con ácidos sulfúrico –contenidos superiores a 100 g/L–, nítrico y clorhídrico fundamentalmente) y restos de aceites de corte (*taladras*) habitualmente emulsionados.

La Figura 5.9 recoge el esquema de una planta de depuración para este tipo de efluentes.

Se puede observar que tras la homogenización de los diferentes efluentes de proceso, se procede al ajuste de pH del vertido total (con hidróxido sódico o cálcico, en general). Posteriormente se dosifica coagulante y floculante y se procede a la precipitación de los metales vía decantación. Durante la fase de homogenización también se puede someter el agua residual a una aireación forzada mediante la difusión de burbujas de aire a fin de eliminar los aceites de corte presentes. Con respecto a los fangos, deben ser gestionados convenientemente, como ya se ha repetido en otros apartados y no debe dejarse de insistir en ello.

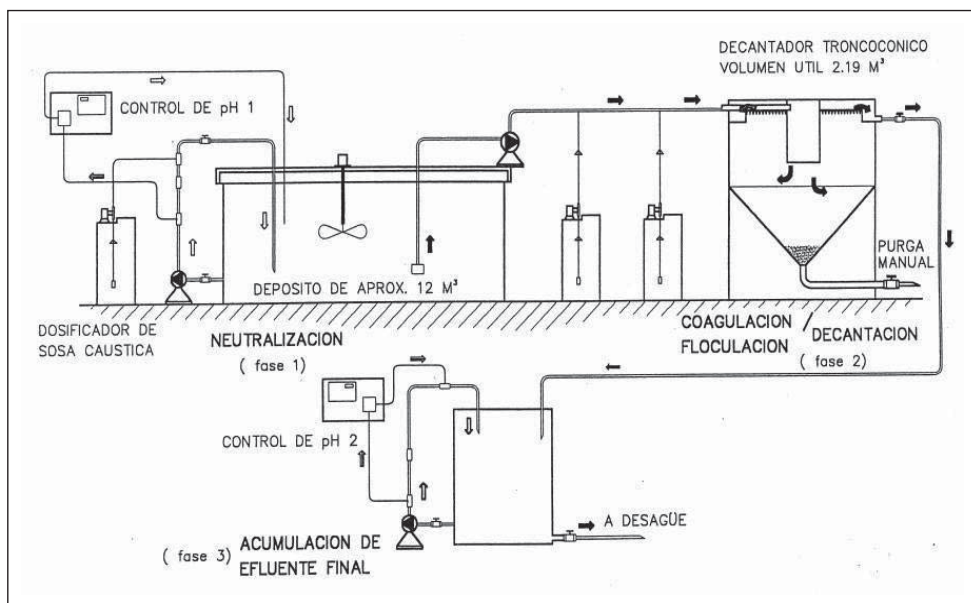


Figura 5.9. Esquema para depuración integral de efluentes de transformados de cobre.

Si bien este esquema de tratamiento es muy completo, también para efluentes menos cargados podríamos llevar a cabo la *precipitación* de los metales presentes en el agua residual como hidróxidos mediante la adición de álcalis o coagulantes (FeSO_4), la *recuperación* de metales mediante el empleo de resinas de *intercambio iónico*, la aplicación de *electrolisis* para recuperación o regeneración de metales, y finalmente, una *flotación* para eliminación conjunta de aceites de corte y sulfuro de cobre, adicionando entonces como agente precipitante y coagulante Na_2S .

AGUAS RESIDUALES DEL PROCESADO DE ALUMINIO

El procesado de aluminio comprende varias fases que se pueden resumir en las siguientes:

- Extracción de mineral (bauxita).
- Tratamiento de digestión con disolución de carbonato sódico y caliza.
- Calentamiento a presión de la mezcla.
- Filtrado del líquido para retención de las impurezas.
- Precipitación de la alúmina disuelta aún en caliente con ayuda de gérmenes de nucleación y posterior enfriado de la disolución.
- Reutilización de la disolución alcalina.
- Procesado de la alúmina molida en horno eléctrico de anodizado.
- Procesado del aluminio producido y transformación en producto acabado (barras, lingotes, piezas especiales, etc.).

Se infiere que se trata de un proceso que requiere alto aporte de energía eléctrica. En todo caso, la elaboración de productos acabados de aluminio implica la limpieza final de aquellos, con lo que se generan aguas residuales que pueden contener álcalis y ácidos, aluminio, níquel, y otros metales pesados residuales, así como detergentes empleados en limpieza de piezas. Se trata en todo caso de efluentes poco biodegradables.

La depuración práctica de estas aguas residuales industriales se acomete generalmente mediante el siguiente esquema:

- Ajuste de pH inicial, con adición de cal o hidróxido sódico.
- Flotación inducida con aire.
- Precipitación química con Ca(OH)_2 y coagulantes y floculantes.
- Decantación.
- Intercambio iónico final u ósmosis inversa.

A este respecto, uno de los problemas de este tratamiento depurador es la generación de aguas altamente salinas procedentes de la regeneración de los sistemas de ósmosis inversa o de intercambio iónico aplicados que harían que se tuviese que prever en su caso un sistema de desalinización vía precipitación química y decantación subsiguiente.

Finalmente, siempre habrá de tenerse presente la obligación de aplicar una gestión adecuada de todos los fangos generados en el proceso como forma rutinaria de trabajar.

AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL AUTOMÓVIL

El vertido de estas industrias, dependiendo de cada factoría concreta, puede oscilar entre $<10 \text{ m}^3/\text{día}$ y $>500 \text{ m}^3/\text{día}$. En realidad la fabricación de automóviles comprende varios apartados:

- Producción de piezas a partir de chapas o bobinas metálicas así como de elementos plásticos, a lo que se denomina *estampado*, y que requiere el empleo de soldaduras.
- Limpieza previa y pintura de elementos. Necesita de varias fases de lavado antes de la pintura mediante procesos de cataforesis, difusión o electrodeposición.
- Guarnecido o acabado final de piezas.
- Montaje o ensamblado final del vehículo.

En todo caso, una fase esencial es la del tratamiento superficial de piezas metálicas, que consiste en tratar de asegurar la idoneidad de las piezas para que estas puedan recibir posteriores procesos de pintura, recubrimientos antioxidantes, etc. Esta fase comprende varias etapas:

- Tratamientos mecánicos, como pulidos y alisados, que emplean abrasivos, grasas, detergentes, cianuro sódico y fosfatos como sustancias abrillantadores.
- Desengrases los cuáles emplean agentes alcalinos (sosa, fosfatos, citratos, boratos, trietanolamina, complejantes metálicos, etc.) así como también detergentes.
- Decapados, que como se ha comentado para otras actividades se consiguen con ácidos (HCl , H_2SO_4 , H_3PO_4 y HF).
- Electropulidos del acero llevados a cabo con baños sulfocrómicos y fosfóricos.
- Neutralización a fin de eliminar restos ácidos o básicos presentes en las piezas.
- Desmetalizados, que pueden lograrse mediante medios mecánicos, electrolíticos o químicos. A tal fin se emplean cianuros, nitrobenenosulfonatos, sosa, sulfitos, ácidos, aminas..
- Baños químicos y electrolíticos, para lo que se emplean disoluciones de Ni, Cr, Zn y Cu.

En medio de todas estas operaciones se insertan varias fases de lavados, enjuagados, secados y limpiezas finales, que producen aguas residuales ricas en los contaminantes que pueden derivarse de los compuestos ya reseñados anteriormente. En resumen, los efluentes de la industria automovilística suelen ser ricos en metales pesados, especialmente Cr (además de Ni, Zn y Cu) así como en restos de pinturas, disolventes orgánicos, aceites emulsionados y detergentes. Se trata pues, de medios muy poco biodegradables.

Con respecto a los procedimientos y técnicas concretas de depuración aplicables dependen del tipo de vertido concreto. Así pues:

- Los baños de aceites y grasas se depuran mediante ultrafiltración, destilación y reutilización del agua ya tratada.
- Los metales y sólidos se someten a neutralización y posterior precipitación mediante coagulación-floculación conseguida con los reactivos químicos habituales.
- Los vertidos ricos en cianuros requieren su tratamiento mediante dosificación de cloro o hipocloritos.

- Los lodos generados en las fases depuradoras anteriores deberán ser sometidos a sedimentación y espesamiento, llevando a cabo su filtración, y centrifugación para su deshidratación.
- Finalmente, los residuos peligrosos generados deben, como habitualmente, llevar asociada una gestión diferenciada mediante gestor autorizado.

La Figura 5.10 presenta el esquema de la línea de tratamiento habitualmente seguida para depuración de estas aguas. Obsérvese que se acomete un tratamiento diferenciado entre los efluentes cromados y el resto de efluentes generados. A los concentrados ricos en cromo se los concentra y se los somete a un proceso de reducción química con bisulfito sódico y ajuste previo de pH con ácido clorhídrico (podrían emplearse otros reductores químicos alternativos). Con esta práctica se logra que todo el cromo (tanto hexavalente como trivalente) presente en las aguas residuales se transforme en Cr^{3+} , cuyas sales (óxidos e hidróxidos, especialmente) son sensiblemente más insolubles que los de Cr^{6+} .

La línea de proceso de tratamiento del resto de efluentes requiere, en este caso, la oxidación química de los metales presentes (generalmente Fe, Ni, Cu y Zn, como mayoritarios) mediante el empleo de algún reactivo químico oxidante (en el ejemplo, hipocina). Con ello aumentaremos la insolubilidad de las sales en general de estos metales al encontrarse estos en un estado químico más oxidado (recuérdese a este efecto la menor solubilidad de las sales de Fe^{2+} frente a las sales de Fe^{3+}).

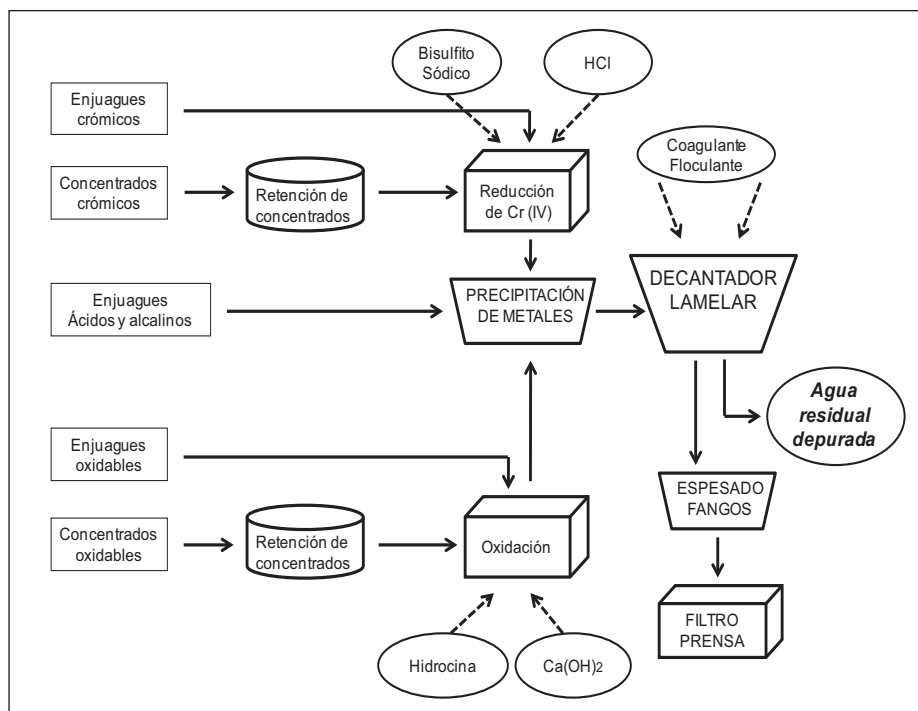


Figura 5.10. Esquema de depuración integral en una factoría automovilística.

Finalmente, los dos tipos de efluentes metálicos se homogenizan y se tratan con hidróxido cálcico, aumentando el pH en general por encima de 9,0, tras lo cual se dosifican coagulantes y floculantes para proceder a la sedimentación mediante decantación lamelar de las aguas residuales.

El proceso finaliza con la gestión de los lodos hidróxidos producidos después de su espesamiento y secado (en el ejemplo mediante filtros prensa, si bien cada vez se emplean más los decantadores centrífugos). A este respecto, la Figura 5.11 presenta unos decantadores horizontales centrífugos para deshidratación de los fangos de depuración o biosólidos generados en la EDAR de La Golondrina (EMACSA-Córdoba-) actualmente operativos.



Figura 5.11. Vista de decantadores centrífugos para deshidratación de fangos procedentes de la depuración de aguas residuales urbanas.

VERTIDOS DE TALLERES DE AUTOMOCIÓN

Relacionados con el apartado anterior, los talleres de automoción y concesionarios de vehículos a motor tienen un importante peso en nuestra economía actual. En este sentido, sin ser fuentes, en general, de caudales importantes de vertido, que además se sitúan en la jornada laboral habitual, sí plantean problemas debido a ser efluentes con una baja carga contaminante biodegradable, pero ricos por el contrario en aceites usados de automoción, restos de combustibles y restos de disolventes orgánicos y pinturas. La Tabla 5.2 presenta como información complementaria al caso una caracterización de aguas residuales de talleres de automoción.

Por otro lado, el aceite usado de automoción específicamente está catalogado como un residuo peligroso, y contiene hidrocarburos, cenizas, sedimentos, además de metales pesados como Cd, Pb, As y Cu, y finalmente cantidades importantes de azufre.

La depuración de estos efluentes cuando se trata de instalaciones grandes, requiere sin duda la aplicación del esquema de tratamiento completo indicado en el punto anterior. No obstante, para talleres medianos o pequeños que pueden plantear serios problemas prácticos habitualmente en redes de saneamiento municipales, se cuenta con sistemas de depuración de baja carga e inversión que pueden acometer el

principal problema de estos vertidos: el de aceites y líquidos emulsionados de menor densidad que el agua.

Tabla 5.2. Aguas residuales de talleres de automoción de la ciudad de Córdoba (periodo 1995-2005).

Parámetro	Concentración	Parámetro	Concentración
Sól. suspensión	50-2000 mg/L	Detergentes	5-40 mg/L
DBO ₅	150-500 mg/L	Cianuros	0-0,015 mg/L
DQO	300-3.000 mg/L	Grasas	60-1.000 mg/L
pH	6,5-8,0	Hierro	Hasta 7,0 mg/L
Conductividad	300-1.000 mS/cm	Cu,Pb,Zn,As,Cd	Hasta 2,0 mg/L

La Figura 5.12 presenta, en su parte izquierda un esquema de una arqueta de desengrase o separador de grasas (en realidad un *cono de Imhoff*) y en la derecha una cinta de desengrase (*skimmer*).

Estos sistemas, que son exigidos habitualmente en muchas normativas municipales sobre vertidos industriales a redes públicas de saneamiento, suelen dar notables prestaciones prácticas para talleres de automoción siempre que sean sometidos a periódicas labores de mantenimiento.

Como se observa, el funcionamiento es bastante simple y se trata, en un caso de favorecer la flotación de compuestos que son retirados periódicamente de la superficie del sistema, y en el otro, de favorecer la adherencia de compuestos aceitosos sobre la cinta. Este tipo de sistemas solo garantizan unas prestaciones adecuadas cuando se someten a limpiezas periódicas.

Finalmente, indíquese que las arquetas de desengrase más ampliamente comercializadas son las *cámaras de Kramer* y las *cámaras de Imhoff*.

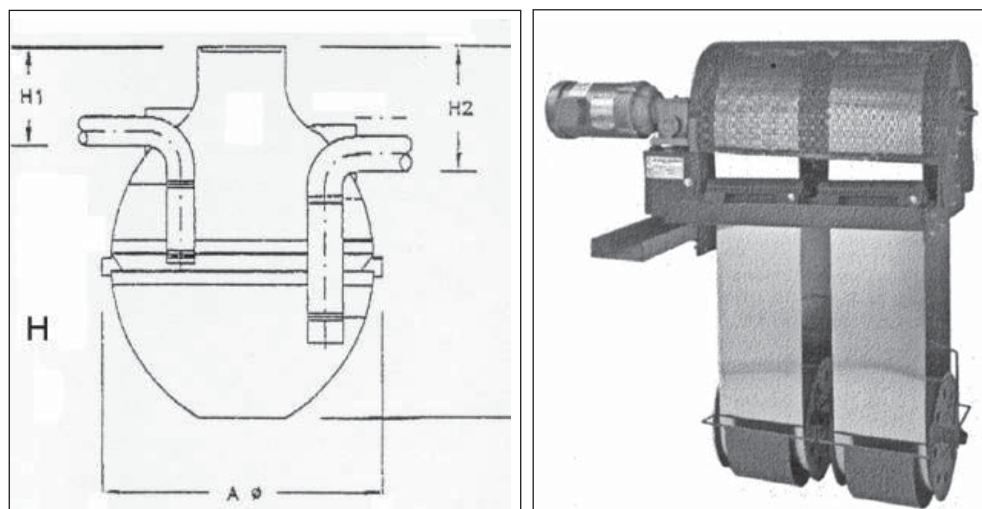


Figura 5.12. Izquierda, separador de grasas; derecha, skimmer de cinta.

EFLUENTES DE LA INDUSTRIA CERÁMICA

Se considera aquí tres grandes tipos de actividad, como son la fabricación de pavimentos y revestimientos cerámicos, la fabricación de colores y esmaltes y la elaboración de piezas especiales de cerámica con acabados especiales (serigrafía, acabado en oro, platino, etc.).

Las aguas residuales procedentes de pavimentos y revestimientos presentan valores de pH entre 7 y 10, sólidos en suspensión entre 1.000 y 20.000 mg/L, DBO₅ muy bajas, DQO de hasta 1.500 mg/L y contenidos de cloruros y sulfatos de hasta 800 mg/L. También pueden contener aluminio (hasta 500 mg/L), y algunos metales como Pb, Zn y B (este último hasta más de 10 mg/L).

Con relación a las aguas residuales de fabricación de colores y esmaltes, contienen más baja carga biodegradable, menor contenido en aluminio (<10 mg/L), más altos contenidos en cloruros y sulfatos (1.000 a 2.500 mg/L, de cada uno) y similares contenidos en metales, salvo para boro que puede encontrarse hasta concentraciones superiores a los 25 mg/L.

Por último, las aguas de elaboración de piezas especiales si bien contienen los metales concretos con que se trabaje, suelen ser gestionadas globalmente como residuos peligrosos en plantas al efecto.

La depuración de estos efluentes considera dos aspectos: las aguas residuales en general, y el tratamiento en particular del boro. La Figura 5.13 recoge un esquema para la depuración de las aguas residuales de estas industrias.

Cuando el efluente tiene importantes cantidades de boro (>10 mg/L) no es posible aplicar el esquema anterior. En este caso, y tras el tamizado y decantación sin adición de reactivo, habría que someter al efluente a un tratamiento con intercambio iónico o con ósmosis inversa.

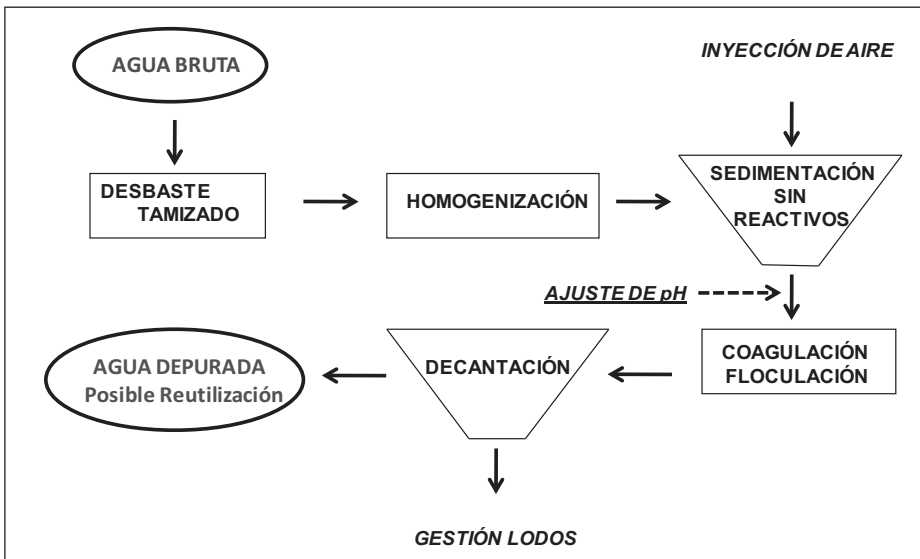


Figura 5.13. Esquema para depuración de aguas residuales de industrias cerámicas.

Según experiencias prácticas, para contenidos de boro de 90 mg/L en el agua de entrada, es posible conseguir efluentes tratados con menos de 2 mg/L de boro tras su paso por resinas de intercambio iónico especiales, que actualmente se están empleando profusamente para desalación de aguas.

En el tratamiento mediante ósmosis inversa, en primer lugar se acidifica el agua con HCl hasta pH=5, y se somete a una primera batería de resinas de osmotización. Posteriormente, el efluente de esta primera fase se alcaliniza hasta pH=10 para transformar todo el boro presente en borato, volviendo a osmotizar el efluente por segunda vez.

Los rechazos tanto de intercambio iónico como de la ósmosis inversa deben ser gestionados habitualmente como residuos peligrosos.

AGUAS RESIDUALES DE PRODUCCIÓN DE JABONES Y DETERGENTES

Detergentes y jabones son compuestos que reducen la tensión superficial permitiendo la “extracción” de la suciedad acumulada sobre prendas, recipientes e incluso la piel humana, que se traslada hacia el agua. En su fórmula entran, además de sustancias detergentes, reductores de dureza o *ablandadores* del agua, ajustadores de pH, suavizantes, aromatizantes, etc., que conforman más del 50% del detergente.

Existen tres tipos fundamentales de detergentes: *aniónicos*, *no iónico* y *catiónicos*.

Las aguas residuales del proceso de producción de jabones y detergentes proceden de:

- Lavado de reactores y tanques de almacenamiento.
- Generación de productos intermedios de desecho.
- Pretratamiento de agua para incorporación a fabricación que es tratada mediante ósmosis inversa, ultrafiltración, o intercambio iónico, habitualmente.

Las características medias de estas aguas suelen exhibir moderado contenido en materias en suspensión (hasta 300 mg/L), DQO entre 5.000 y 8.000 mg/L, conductividad en ocasiones superior a los 10.000 μ S/cm, sulfatos (>5.000 mg/L), presencia de colorantes orgánicos (azul) y fosfatos (>50 mg/L).

La depuración de este tipo de vertidos pasa por una primera fase de homogeneización, con instalación opcional de un sistema de aireación para eliminación de espumas. Posteriormente se somete el agua a un proceso físicoquímico con adición de coagulantes y floculantes.

Finalmente, se instala un proceso biológico convencional mediante fangos activos. Opcionalmente, el agua procedente del biológico (decantación secundaria) podría someterse a una filtración sobre arena, e incluso a una desinfección a fin de reutilizarla posteriormente.

EFLUENTES DE PRODUCCIÓN DE MICROCELULOSA

La microcelulosa tiene una importante aplicación en la fabricación de explosivos para demoliciones y otros usos, obteniéndose fundamentalmente desde la madera.

Por ello, el efluente residual generado suele lógicamente ser rico en restos de fibras, presentando además valores ácidos de pH como consecuencia del uso de ácido nítrico, sobre todo. La Figura 5.14 presenta un esquema para tratamiento de este efluente.

Tras un inicial ajuste del pH del agua residual (que habitualmente se mezcla con agua de dilución para rebajar la carga en fibras del efluente original) aquélla se introduce en un lecho de piedra caliza finamente dividida donde quedan retenidos los sólidos presentes por filtración física. Obsérvese asimismo, que el empleo de un lecho calizo provoca también una neutralización adicional del efluente, con independencia de la fase inicial de ajuste de pH.

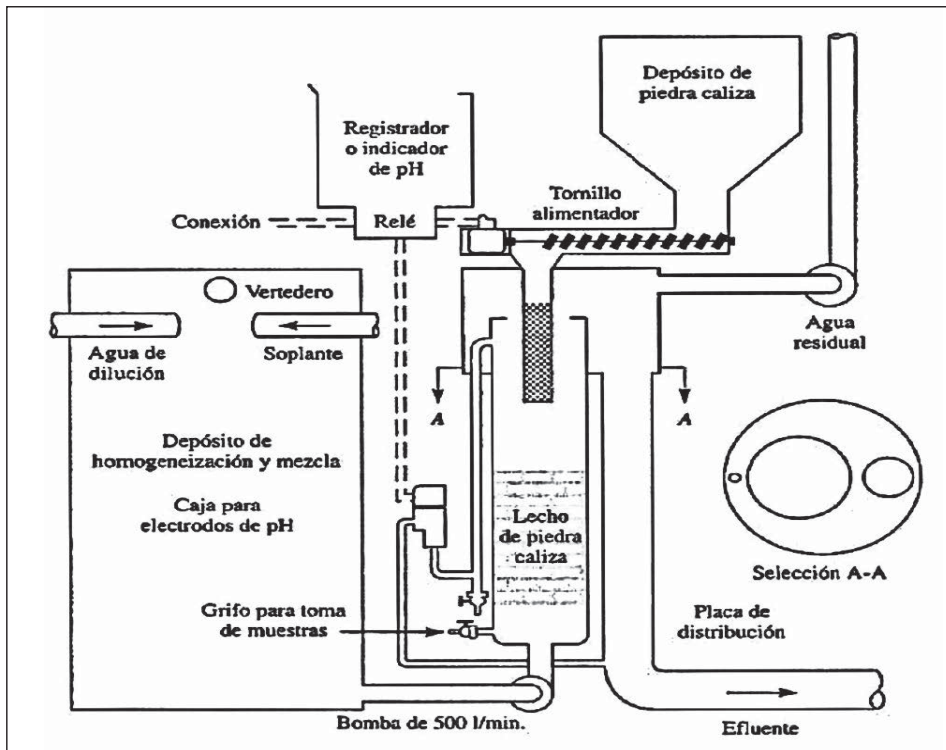


Figura 5.14. Esquema para depuración de efluentes de fabricación de microcelusosa.

AGUAS RESIDUALES DE INDUSTRIAS FARMACEÚTICAS

Sector potente a escala mundial y en continua fase de desarrollo suele modificar muy frecuentemente sus productos (analgésicos, medicamentos, preparados, principios activos, etc.) tanto en función de la demanda como de los resultados de las continuas investigaciones desarrolladas en este campo.

Los productos farmacéuticos suelen tener una tasa de incorporación de agua al producto notable, que puede oscilar entre el 25% y el 80%. El agua que se incorpora a las preparaciones debe ser pretratada previamente a fin de eliminar impurezas (me-

tales pesados, cianuros, inhibidores biológicos, etc.) y especialmente su contenido salino, siendo finalmente esterilizada.

Con respecto a las características medias de las aguas residuales evacuadas en estas actividades, podemos indicar lo siguiente:

- DQO: 10.000-35.000 mg/L, normalmente con valores asociados muy bajos de DBO_5 .
- Conductividad: 9.000-35.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Cloruros: 2.000-15.000 mg/L.
- Disolventes no halogenados: hasta 10 mg/L.
- En ocasiones presentan cianuros e inhibidores biológicos.
- Habitualmente el pH suele ser alcalino entre 8 y 12. No obstante, en casos concretos, se pueden detectar valores de pH ácidos.

Por otra parte, se trata de vertidos continuos y de caudales constantes con pautas de emisión sostenidas. A comentar que el sector farmacéutico cuenta habitualmente con estrictas medidas de seguridad ante incidencias, derrames y accidentes, contando con balsas de retención y depuración de todos sus efluentes siendo habitual la segregación de efluentes en función de las sustancias que cada uno pueda tener. Además, las aguas pluviales suelen ser recogidas aparte y depuradas en circuito separado del correspondiente a las aguas residuales de proceso. Sin duda, el principal problema de estos vertidos es su elevada salinidad, puesto que el contenido en sustancias concretas suele ser muy bajo, además de su contenido muy elevado en DQO y en sustancias potencialmente refractarias a la depuración biológica.

El esquema general de tratamiento seguido para estos vertidos se recoge en la Figura 5.15. Indíquese que en el tratamiento biológico en ocasiones se aplica una fase anóxica previa a la aireación.

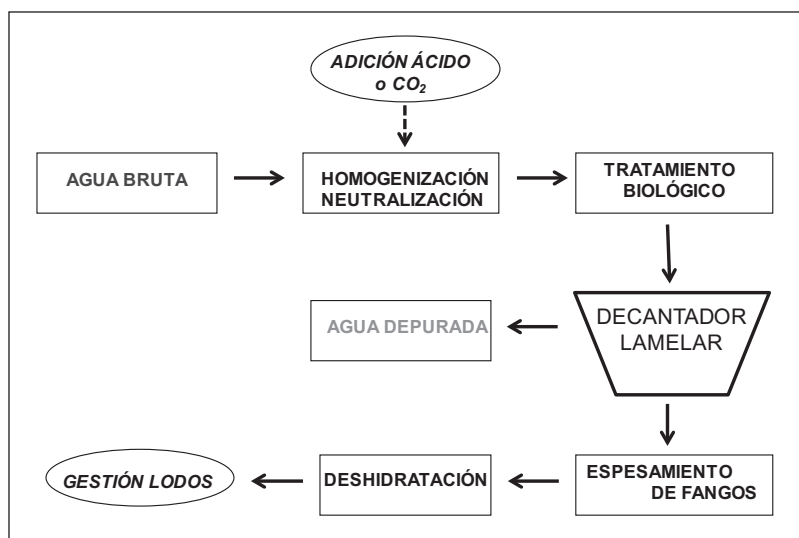


Figura 5.15. Depuración de aguas de industrias farmacéuticas.

Por otro lado, aquellos vertidos que son ricos en cianuros deben ser previamente tratados antes de cualquier otro proceso a fin de eliminarlos, lo cual se logra en general mediante el tratamiento con NaClO a $\text{pH}=10$, lo que aporta buenos resultados. Finalmente, el tratamiento químico se sitúa en ocasiones previamente al biológico si el vertido contiene concentraciones importantes de compuestos refractarios a este tipo de depuración.

EFLUENTES DE PRODUCCIÓN DE TNT

Los efluentes de fabricación de trinitrotolueno tienen una mínima carga biodegradable, siendo ricos en restos de este compuesto y de tolueno, fundamentalmente, que son los contaminantes que deben ser eliminados de estos efluentes. El esquema útil para la depuración de estas aguas residuales no es especialmente complejo (Figura 5.16).

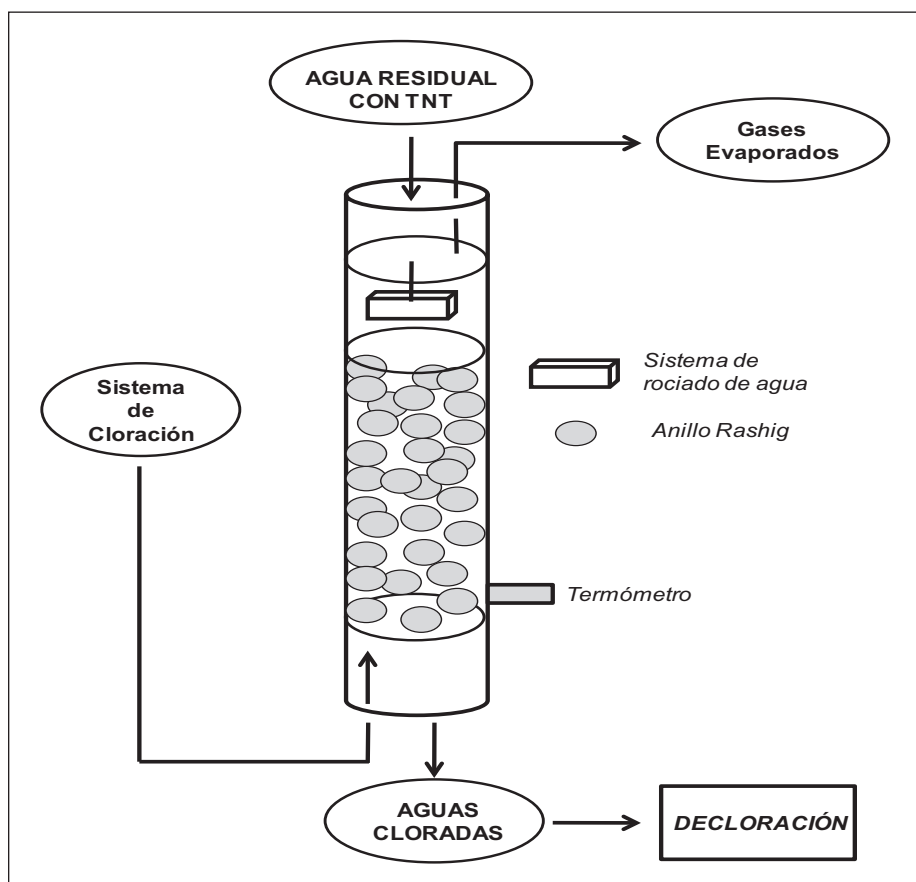


Figura 5.16. Sistema para depuración de efluentes con TNT y similares.

Consta esencialmente de una columna de reacción rellena con anillos Rasching de material plástico inerte. Por la parte superior de la columna se procede a instalar

un rociador del agua a tratar, consiguiéndose entonces la eliminación de los restos de tolueno y otros disolventes residuales mediante evaporación no forzada. Debe tenerse en cuenta que el proceso de evaporación debe conducir necesariamente los gases evaporados hacia sistemas de limpieza de los mismos, lo que puede conseguirse mediante el empleo de columnas cerradas de adsorción rellenas con carbón activo en general, o con materiales similares, pero en todo caso con una tasa de adsorción eficaz.

Por otro lado, la columna cuenta con una entrada para cloro (suministrado por un equipo al efecto) por su parte inferior, a fin de posibilitar la oxidación del TNT y disolventes asociados, generando a su vez agua tratada clorada como subproducto de depuración. Finalmente, el agua clorada, en función de su concentración, podría requerir ser declarada mediante su reacción con bisulfito sódico, metasulfito u otros agentes reductores.

EFLUENTES DE PRODUCCIÓN DE PESTICIDAS

Los tipos de pesticidas más empleados actualmente son, considerando su campo de actividad, los siguientes:

- *Insecticidas*: destrucción de insectos.
- *Fungicidas*: destrucción hongos.
- *Herbicidas*: empleados para la lucha contra plantas no deseables. A estos se los denomina también compuestos fitosanitarios.
- *Rodenticidas*: útiles contra las plagas de roedores.
- *Molusquicidas*: empleados contra los moluscos.
- *Nematocidas*: control de nematodos.

Con respecto a su base química, los más empleados son del tipo de:

- Clorados (p.e., DDT).
- Fenoxiacéticos (p.e., 2,4-D y 2,4,5-T).
- Organofosforados (Paratión).
- Carbamatos.

Los pesticidas se pueden comercializar como productos puros o como “formulaciones” en que el producto activo se mezcla en mayor o menor medida con otros aditivos. En las industrias de fabricación de pesticidas el agua se emplea fundamentalmente como agua para el lavado y baldeo de instalaciones, así como para la purificación del producto activo. También se suelen emplear gran cantidad de ácidos inorgánicos (en menor medida álcalis) en el proceso, que constituyen parte importante del agua residual.

Características generales de este tipo de aguas residuales pueden ser la generación del orden de 2.000 a 4.000 L por Tm de producto producido, con valores extremos de pH ($\text{pH} > 10$, o $\text{pH} < 2$) dependiendo del producto comercial generado. Estos efluentes también presentan una alta capacidad de inhibición microbiana y de la actividad biológica concreta en función del producto considerado.

Con respecto a la depuración de estas aguas residuales, la línea de tratamiento aplicado es:

- Oxidación previa del efluente, generalmente mediante cloración.
- Neutralización y ajuste de pH: con cal y/o carbonato cálcico para alcalinización, o bien con ácido clorhídrico, para su acidificación.
- Decantación y sedimentación, con adición de reactivos coagulantes y floculantes.
- Tratamiento biológico aerobio.
- *Debe comentarse que en ocasiones se requiere antes del tratamiento biológico la decoloración del agua.*

Al margen de lo dicho, también se han aplicado con éxito *procesos de oxidación avanzada (AOP)*, del tipo Fenton y Foto-Fenton (ya tratados en su momento) para casos concretos de efluentes con presencia de compuestos refractarios al esquema convencional.

EFLUENTES DE PRODUCCIÓN DE PINTURAS, BARNICES Y TINTAS

Los componentes habituales de pinturas y barnices son:

- Disolventes y agentes de secado.
- Ligantes y plastificadores.
- Diluyentes y aceites.
- Pigmentos orgánicos y metálicos.
- Aditivos.

El agua interviene en varias fases de la fabricación de este tipo de preparados: en la refrigeración de reactores (en el caso de aditivos nitrocelulósicos y resinas), en limpieza y baldeo de reactores, en limpiezas en general y como disolvente para los preparados con base acuosa.

Los efluentes residuales, en general, contienen cantidades elevadas de sólidos en suspensión, disolventes orgánicos, aceites, subproductos, metales pesados (pigmentos) y productos alcalinos de lavados, si bien exhiben variabilidad dependiendo del tipo concreto de producto fabricado.

Así, la conductividad puede variar entre 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y los 30.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras la DQO suele oscilar entre 500 y 50.000 mg/L, siendo la DBO_5 moderada y no superando los 1.500 mg/L.

Para la depuración, si se trata de efluentes con abundancia de sólidos en suspensión estos se suelen tratar mediante un proceso de coagulación-floculación, con dos fases de decantación en serie, seguida de una filtración opcional en función de resultados. Por último, a fin de eliminar disolventes y compuestos orgánicos más o menos volátiles, se puede aplicar un sistema de destilación fraccionada, lo que permite una alta tasa de recuperación de compuestos de interés que posteriormente podrían ser reutilizados en proceso.

AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL FOSFATO

La industria del fosfato comienza con la extracción de la roca fosfatada desde minas de superficie, vehiculándose esta matriz rocosa junto con agua a presión. Una vez clasificadas las partículas por tamaño, se envían a un sistema de flotación ayudado con aceites o resinas, ajustando con NaOH el pH del medio acuoso. La matriz ya clasificada se limpia de materiales no fosfatados mediante tratamiento con ácido sulfúrico y nueva flotación inducida. El producto final se seca y se comercializa directamente, se transforma en fosfatos más puros (superfosfatos o fosfato triple) o bien en P elemental o H_3PO_4 .

Con respecto al fósforo puro, se obtiene mediante la transformación en un horno eléctrico del fosfato en fósforo gas, que posteriormente se condensa mediante sedimentación electrostática con agua y un líquido denso.

En base a lo anterior, las aguas residuales generadas por estas industrias pueden ser de dos tipos:

- Aguas procedentes del proceso de extracción del mineral, que a su vez generan aguas residuales fosforadas procedentes del propio lavado, y aguas procedentes del sistema de flotación para purificación del mineral extraído.
- Vertidos generados en la obtención de fósforo, con la producción de efluentes procedentes de la condensación de fósforo gas.

Las aguas residuales de fabricación de fosfatos contienen en general, arcillas finas y fangos coloidales, así como aceite de flotación. Hay que tener en cuenta que el fósforo contenido, si se seca, podría entrar en ignición. También este residuo contiene flúor como subproducto, constituyendo un sustrato de carácter ácido, y presentando caudales de emisión importantes.

La depuración de los efluentes procedentes de la fase extractiva de los fosfatos se suele acometer habitualmente mediante un proceso de flotación y decantación fisicoquímica subsiguiente, bien utilizando cal solo como coagulante-precipitante, o bien con cal y el la dosificación de coagulantes convencionales.

Posteriormente, podrían enviarse estas aguas ya decantadas y sometidas a flotación a un tratamiento biológico, empleándose para esta finalidad sistemas de lagunaje (tecnologías blandas) como más eficaces, teniendo en cuenta además que las explotaciones mineras, con amplias extensiones aledañas, permiten una importante disponibilidad de terreno a costes económicos bajos.

VERTIDOS DE LA INDUSTRIA DE LOS PLÁSTICOS Y RESINAS

Es tremendamente difícil generalizar con respecto a la fabricación de plásticos y resinas (al igual que en el tema de pesticidas) puesto que se trata de compuestos sintéticos muy variados. No obstante comparten la circunstancia de que su generación práctica es a través del fenómeno denominado como “*polimerización*” consistente

en la unión de gran número de unidades químicas más simples denominadas monómeros, dando lugar a estructuras en cadena o ramificadas.

Las reacciones químicas de polimerización pueden llevarse a cabo en cuatro formas: en masa, en disolución, en emulsión o en suspensión. Requieren además el concurso de varios compuestos químicos: el monómero base, un iniciador radicalico así como sustancias modificadoras de la matriz. Se trata de procesos puramente químicos, generalmente sometidos a patente, y con pocos vertidos asociados.

Si bien la producción de polímeros es un campo muy extenso, modificándose continuamente los productos que se comercializan, pueden agruparse en varios grupos:

- Celulósicos.
- Resinas vinílicas.
- Poliestirenos.
- Polietilenos.
- Resinas acrílicas.
- Poliésteres y resinas alquídicas.
- Resinas de urea y melaminas.
- Resinas fenólicas.
- Otras resinas.

Plásticos celulósicos

La fabricación de *plásticos celulósicos* emplea como materia prima pulpa de madera, y se producen celulosa, celofán, o nitrocelulosa. El proceso emplea NaOH y S_2C , así como ácido sulfúrico, con lo que las aguas residuales contienen restos de NaOH, sulfúrico y Na_2SO_4 , así como trazas de metales pesados y S_2C , restos de fibras y cantidades importantes de sólidos en suspensión. Al tratarse de efluentes bastante biodegradables se suele aplicar un tratamiento biológico, con un ajuste previo de pH, para su depuración.

Resinas vinílicas

Muy empleadas desde antiguo, el proceso de obtención de las *resinas vinílicas* se lleva a cabo desde una suspensión con monómero, alcoholes y éter de celulosa, que se calienta en presencia de catalizadores (peróxido de benzoílo y otros) para que se desarrolle la polimerización. El polímero se separa del agua, se lava y se envía a centrifugación.

El agua residual procedente del centrifugado contiene restos de los productos anteriormente indicados presentando valores muy elevados de DBO_5 (hasta >25.000 mg/L) y de sólidos en suspensión (>5.000 mg/L). El tratamiento más empleado para estos efluentes es el biológico mediante fangos activos con homogenización y ajuste de pH previos, o incluso la depuración anaerobia para cargas muy altas.

Poliestirenos

La obtención de los *poliestirenos* parte del estireno purificado por destilación o lavado con NaOH, que se pre-polimeriza en reactores de acero inoxidable o Al, junto con catalizadores (que suelen ser peróxidos) a una temperatura de 90°C. Posteriormente, se trasvasa a tanques con agua y otros reactivos (como alginatos, caseína y gelatina) donde se finaliza el proceso. El acabado supone la centrifugación y el filtrado del producto. El agua residual evacuada exhibe valores de DBO₅ moderados (<5.000 mg/L) así como valores de sólidos en suspensión también moderados (<2.000 mg/L).

La depuración práctica de estos vertidos puede realizarse mediante concentración del estireno vía destilación siendo después reutilizado. El tratamiento integral vía biológica (fangos activos) también suele dar buenos rendimientos, así como el tratamiento físicoquímico por coagulación-floculación con sales de hierro, especialmente.

Polietilenos

Los *polietilenos* se producen en dos variedades, una gama de productos de baja densidad y otra de alta densidad, obtenidos operando a alta presión para la obtención del polietileno de baja densidad, o por el contrario, trabajando a baja presión para obtención en este caso del polietileno de alta densidad. En ambas variedades se requiere partir de una suspensión de monómero.

Una vez generado el polímero, la separación de este se da mediante reducción de presión empleando corriente de etileno para recuperación de cantidades de monómero destinadas a reutilización, y mediante corriente de polímero para el enriquecimiento del producto final.

Cualquier de estos procesos generan poca cantidad de aguas residuales puesto que el agua empleada sirve para refrigeración del sistema de reacción industrial. Además, los efluentes presentan concentraciones de DBO₅ muy bajas (<50 mg/L) y apenas sólidos en suspensión.

Resinas acrílicas

Las *resinas acrílicas* se consiguen a través de la polimerización del monómero en masa, en disolución, o vía emulsión, generándose diferentes tipos de productos: láminas y material para moldeos en el primer caso, bases para pinturas industriales y revestimientos de tejidos y otros, en el segundo, y finalmente, pinturas domésticas en el tercer caso.

Si bien la polimerización en masa y en disolución generan muy poca cantidad de aguas residuales, el proceso vía emulsión sí produce aguas residuales muy contaminadas con residuos acrílicos, emulsionantes y detergentes. Estos efluentes son de color blanco, presentando valores de DBO₅ medios (2.000 mg/L) y contenidos importantes en sólidos en suspensión (>2.500 mg/L).

En todo caso, el tratamiento biológico aplicando fangos activos ha dado buenos resultados pudiendo emplearse asimismo la coagulación-floculación convencional seguida de decantación.

Poliésteres y resinas alquídicas

Los *poliésteres y resinas alquídicas* se fabrican mediante polimerización por condensación de un ácido y un alcohol (poliésteres) o empleando ácidos grasos para el caso de las resinas alquídicas. Se trata de procesos discontinuos y los residuos que producen son: fracciones volátiles de productos no reaccionantes y que son incorporadas al agua residual; y aguas de lavados de reactores, ricas en NaOH y disolventes. Estas aguas presentan baja biodegradabilidad y elevados contenidos en sólidos.

El tratamiento de estos efluentes pasa por un proceso fisicoquímico de flotación inducida con aire, o bien por uno más específico con destilación si se quieren aprovechar disolventes para su posterior reutilización. El tratamiento biológico no es adecuado.

Resinas de urea y melamina

Las *resinas de urea y melamina* son compuestos con alta resistencia a la tracción. Su principal proceso de fabricación es vía polimerización discontinua por condensación de urea o melamina con formalina (formaldehído+agua). Todos los reactivos, junto a catalizadores, aditivos y modificadores se introducen en un reactor que se calienta inicialmente para comienzo del proceso, que posteriormente es exotérmico, por lo que después hay que refrigerar el reactor. Una vez generadas las resinas, se deshidratan al vacío o por aspersión al ser solubles en agua.

Los efluentes generados (cuya temperatura suele ser de unos 35°C en principio) contienen urea, formaldehído, trazas de los otros productos empleados y agua de refrigeración. Estos efluentes pueden generar olores al descomponerse.

El tratamiento depurador aplicado puede ser el de concentración térmica o destilación para aprovechamiento del formaldehído, o bien mediante tratamiento biológico integral a través de fangos activos y filtración a través de lechos bacterianos.

Resinas fenólicas

Las *resinas fenólicas* se emplean para elaboración de tableros y bricolaje. Su principal proceso de fabricación es la polimerización discontinua por condensación de fenoles con formalina (formaldehído+agua). El proceso es similar al comentado en el caso anterior: reactivos, catalizadores, aditivos y modificadores se introducen en un reactor que se calienta inicialmente para comienzo del proceso, que posteriormente es exotérmico. Una vez generada la resina se separa mediante una sedimentación previa, seguida de deshidratación al vacío.

Los efluentes generados contienen restos de fenol, trazas de los otros productos empleados, NaOH para lavado de reactores y aguas de refrigeración. Sus caracte-

rísticas medias muestran valores de DBO_5 elevados ($>10.000 \text{ mg/L}$) y de sólidos en suspensión muy bajos, con valores de pH neutros. Su incorporación al agua residual doméstica no suele plantear problemas al ser vertidos muy biodegradables.

Otras resinas

Para finalizar este repaso a los plásticos y resinas plásticas, podemos referirnos a *otras resinas* entre las que se pueden encontrar, poliuretanos, epóxidos, policarbonatos, siliconas, nylon y cumarona-indeno. La mayoría no generan residuos líquidos en cantidades apreciables, estando sus procesos bajo patentes.

PROCESOS QUÍMICOS *PARÁSITOS* EN SANEAMIENTO Y DEPURACIÓN DE AGUAS: CORROSIÓN Y AGRESIÓN A REDES DE COLECTORES Y EDAR

6

En los Capítulos 1 y 2 se ha intentado familiarizar al lector con aquellos procesos químicos y físicos que constituyen el fundamento del tratamiento químico e incluso del tratamiento integral (químico+biológico) de las aguas residuales, tanto urbanas como industriales. Al objeto de completar lo presentado en este libro, y sin ser su objetivo prioritario, ha parecido de interés para el lector el acercarlo, siquiera brevemente, a los fundamentos teóricos y a las consecuencias que otra serie de procesos químicos (asociados a otros microbiológicos) generan habitualmente en los sistemas integrales de saneamiento, es decir en las redes de colectores de aguas residuales y en la propias depuradoras.

Estamos hablando de los fenómenos de corrosión y de agresión a estos sistemas, cuyo fundamento en un principio son reacciones químicas a las que hemos denominado, permítase la licencia, como *procesos químicos parásitos* al conjugarse con procesos microbianos y en el orden práctico *parasitar* colectores, emisarios, equipos de bombeo, tamices, decantadores, aireadores, equipos auxiliares de depuración, etc., y a los cuales afectan como una verdadera plaga. Las consecuencias prácticas de los episodios de corrosiones y agresiones a las instalaciones que integran nuestros sistemas de saneamiento y depuración son desafortunadamente habituales y ubicuas por muchos motivos y generan problemas técnicos, económicos, sociales y ambientales, a los que debemos prestar un interés aunque sea breve.

FENÓMENOS DE CORROSIÓN Y AGRESIÓN EN SANEAMIENTOS

En el apartado correspondiente a Introducción a las características de las aguas residuales del Capítulo 4 ya se ha justificado sobradamente que las aguas residuales tanto urbanas como industriales son un medio complejo, rico en muchas sustancias, más o menos degradadas, orgánicas e inorgánicas, así como en cantidades ciertamente importantes de microorganismos que las dotan de un potencial de interacción con el medio muy notable.

También por su propia dinámica asociada constituyen un entorno que paulatinamente va modificando sus características fisicoquímicas y microbiológicas a lo largo de la red de saneamiento, desde su producción en nuestros hogares, en nuestros centros comerciales, centros sanitarios, e industrias, su vehiculación por colectores y emisarios y su llegada a las estaciones depuradoras: en este dilatado recorrido pasan a ser un medio progresivamente más desoxigenado y por tanto con más carácter reductor.

Si bien el agua natural ya de por sí es capaz de afectar al medio en contacto con ella, esta actividad se potencia de una forma importante en el ámbito de las aguas residuales. Para fijar ideas y por su indudable interés para el lector, vamos a hablar de *corrosión y de fenómenos de agresión química y microbiológica* en redes de saneamiento y elementos de depuradoras. Dicho esto, y tratando la cuestión desde una óptica que pretende ser al mismo tiempo didáctica y práctica, podemos establecer varios puntos al respecto:

- Mecanismos de acción de los agentes corrosivos y agresivos presentes en las aguas residuales.
- Tipos de agentes corrosivos y agresivos.
- Materiales que pueden resultar afectados.
- Efectos y problemas prácticos provocados.
- Costes asociados.
- Aproximación a las soluciones generales a la cuestión.

Antes de hablar de los diferentes agentes corrosivos y agresivos presentes en un agua residual, que pueden ser de *tipo químico*, así como *agentes microbiológicos*, debemos familiarizarnos con los mecanismos químicos y biológicos que dirigen la corrosión y agresividad en los entornos en contacto con las aguas residuales.

PROCESOS QUÍMICOS PARÁSITOS: CORROSIÓN ELECTROQUÍMICA

En el Capítulo 1 ya se habló sobre los fundamentos de las reacciones redox o electroquímicas, que comportan el intercambio de electrones entre una especie química que gana electrones (*agente oxidante*) y otra que los pierde (*agente reductor*).

Como introducción general a los procesos electroquímicos, cualquier metal sumergido en una disolución tiende a ionizarse parcialmente con lo que estos iones, cargados positivamente, pasan a disolución mientras el metal de partida quedaría con la carga negativa equivalente a la positiva de sus iones. El potencial de electrodo ligado a este proceso se rige por la ecuación de Nernst,

$$E = (RT / nF) \bullet \ln (P / \pi) = (RT / nF) \bullet \ln (C / a_m)$$

siendo, “n” la valencia del metal (carga positiva), “T” la temperatura de la disolución (°K), “R” la constante de los gases perfectos, “P” la presión de disolución del metal, “π” presión osmótica de la disolución, “a_m” actividad de los iones metálicos en disolución, “C” un valor relacionado con la concentración de iones en el metal, y “F” el número de Faraday.

Si se resuelve la ecuación anterior a una temperatura de 25°C se obtendrían los potenciales normales de electrodo que ya se comentaron previamente en el Capítulo 1, cuando se habló de oxidación y desinfección de aguas, y que definen las posibilidades de interacción redox entre diferentes sustancias. Recuérdese que cualquier par

redox con un potencial de electrodo más positivo puede oxidar a otro par redox con un potencial de electrodo menos positivo o más negativo.

En la práctica, para un electrodo de cualquier metal se tendría,

$$E = E^0 + (0,058 / n) \bullet \log a_m$$

que aplicado al caso del electrodo normal de hidrógeno, que es la base por convenio para comparar potenciales de electrodo de las diferentes especies electroactivas, daría que,

$$E_H = -0,058 \bullet \text{pH}$$

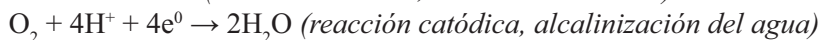
valor que a 1 atm de presión y 25°C se iguala a cero.

Las especies con reactividad electroquímica pueden estar en contacto bien directamente o bien a través de un medio (en nuestro caso agua residual) que se constituye en un transmisor de la corriente eléctrica. En cualquier caso, la corriente eléctrica da lugar a que uno de los electrodos, el de potencial de oxidación más negativo o menos positivo, es decir, el menos noble, se vaya disolviendo paulatinamente. En síntesis, a este fenómeno de disolución de un metal se lo denomina *corrosión electroquímica*.

La corrosión en general, y la ligada a las aguas residuales en concreto, puede producirse en medios aireados o en medios desaireados, que sería el más habitual en aguas residuales, afectando al metal que más se emplea en equipos e instalaciones de aguas que suele ser el hierro y sus aleaciones.

Corrosión en medios aireados

Con respecto a la situación de un agua residual aireada, las reacciones químicas que habremos de considerar son,



El potencial de oxidación del par Fe/Fe²⁺ es de -0,44 V, mientras el potencial del par O₂/H₂O sería de +1,23 V (véase Tabla 1.6, Capítulo 1), lo cual explica el sentido de las semirreacciones expuestas más arriba. Aplicando la ecuación de Nernst a la reacción de oxidación del Fe quedaría que,

$$E = E^0 - (RT / F) \bullet \ln [\text{OH}^-] + (RT / 4F) \bullet \ln P_{\text{O}_2}$$

lo que nos informa de que el potencial, es decir, la oxidación del hierro presente, se favorecerá con el incremento de pH del agua y con la presión parcial de oxígeno existente en el agua residual, o lo que es similar, con su concentración.

Además, el Fe^{2+} en disolución puede ser después oxidado en presencia de más cantidad de oxígeno, según el proceso,



cuyo potencial de semirreacción, +0,77 V, sigue siendo inferior al del par $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$, lo que implicaría a su vez la justificación de la continuación del proceso oxidante comentado.

La Figura 6.1 presenta un modelo típico de corrosión de hierro en contacto con una gota de agua rica en oxígeno.

Obsérvese que en la zona anódica de oxidación, los átomos neutros de Fe pierden dos electrones, convirtiendo al metal en ión Fe^{2+} , mientras que la corriente electrónica discurre hacia la zona catódica en donde el oxígeno presente se reduce a iones OH^- . El efecto práctico detectado es la pérdida de material metálico desde el elemento que lo contiene así como una alcalinización del medio.

Una vez oxidado el Fe, tanto el Fe^{2+} como el Fe^{3+} , en ambos casos, se transformarían en realidad al final en hidróxidos de hierro del tipo $\text{Fe}(\text{OH})_2$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3$ los cuáles constituirían los productos prácticos de corrosión en tuberías, colectores e instalaciones metálicas con componente férrica. Obsérvese que como efecto colateral, se produce una ligera alcalinización del agua al reducirse su contenido en iones H^+ , como se comentó más arriba.

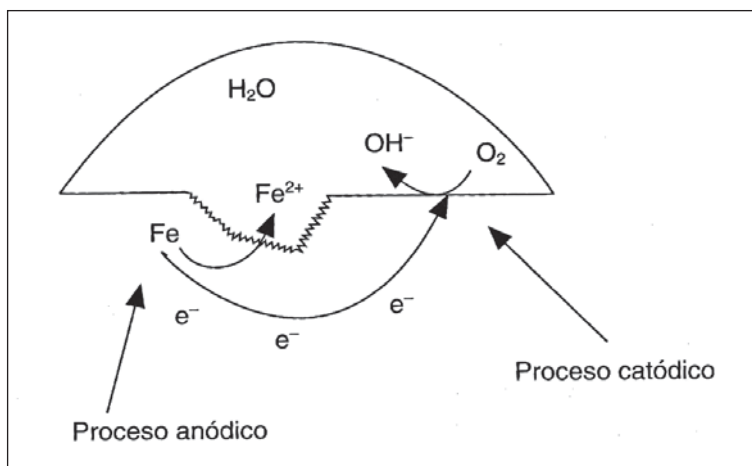


Figura 6.1. Modelo de corrosión del hierro por una gota de agua rica en oxígeno.

El fenómeno corrosivo genera la deposición sobre el metal de acumulaciones de hidróxidos que actúan ralentizando la difusión de oxígeno hacia el agua, con lo que se produce la retroalimentación del proceso anódico, y la extensión de la corrosión partiendo de la zona inicialmente afectada.

En general, los depósitos, acumulaciones o suciedades de cualquier tipo que se encuentren sobre las partes metálicas implicarán la aceleración del proceso de corro-

sión. El efecto práctico de este fenómeno es la aparición de perforaciones en colectores y elementos metálicos variados.

Corrosión en medios desaireados

La corrosión electroquímica más frecuente en las aguas residuales es la ligada al déficit de oxígeno disuelto en estos medios. En este caso, las reacciones redox implicadas serían,



En este caso, el potencial de oxidación del par Fe/Fe^{2+} (-0,44 V) seguiría siendo más negativo que el del par H^+/H_2 (0,00 V) con lo que se puede esperar que también el Fe resultase oxidado.

Obsérvese que el efecto práctico, al igual que en el caso de la corrosión en medio aireado, es la paulatina disolución de hierro del elemento que lo contiene. Asimismo, la corrosión proseguirá mientras el medio contenga suficiente cantidad de iones H^+ (valores de pH ácidos) o exista una suficiente cantidad de hierro oxidado (en realidad hidróxido) en el medio que recubra las zonas metálicas expuestas de nuevos procesos de ataque. No obstante, y en función de los valores de potencial, el Fe^{2+} en medio desaireado no tendría tendencia a oxidarse posteriormente a Fe^{3+} .

Para estudiar teóricamente este tipo de procesos se desarrollan los diagramas de Pourbaix, en los que aplicando las ecuaciones de Nernst para diferentes pares de electrodos que podrían interaccionar mutuamente, se obtienen las estabilidades de las especies electroactivas en función del pH, considerando sus valores de potencial.

Como ejemplo práctico, la Figura 6.2 presenta el diagrama de estabilidad para el sistema hierro-agua en medio desaireado (el más común en aguas residuales). Estos diagramas pueden ser útiles para establecer pautas prácticas en actuaciones de protección catódica de elementos metálicos.

En la zona izquierda pueden apreciarse las concentraciones de Fe^{2+} que quedarían disueltas en el sistema (expresadas en moles/kg) para diferentes valores de potencial.

Por último, dado que en un agua residual en movimiento el flujo promoverá el arrastre de los depósitos de hidróxido metálico formados, la corrosión en medios desaireados sólo cesará cuando se trate de un agua residual estancada o sin flujo circulatorio. En términos prácticos sólo a valores de pH alcalinos, superiores a 10,5, no se produciría este tipo de corrosión del hierro. El efecto de este mecanismo es la generalización de un fenómeno de corrosión bastante uniforme en toda la extensión del elemento metálico, con la coexistencia de muchas zonas anódicas (con sus correspondientes zonas catódicas) y por tanto constituyendo sitios de importante alteración.

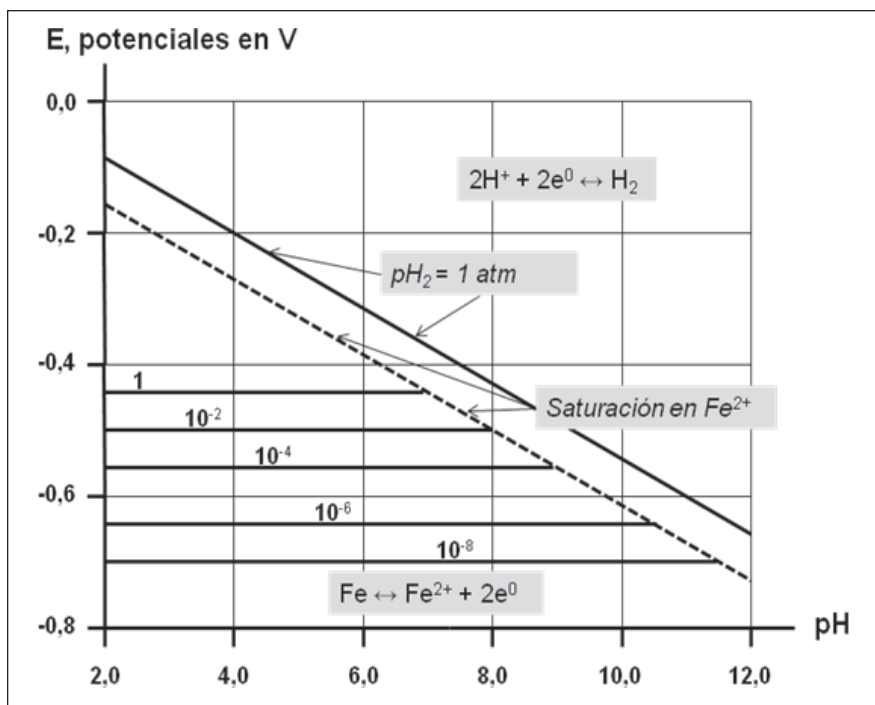


Figura 6.2. Diagrama de estabilidad para el sistema redox Fe^{2+}/H_2 en medios desaireados.

Corrosión por aireación diferencial

Para terminar este apartado, y considerando los mecanismos de corrosión metálica expuestos anteriormente, tanto en medio aireado como no aireado, se puede esperar que las zonas del metal exentas de contacto directo con oxígeno, como recodos, huecos de roscas, fisuras, etc., constituirán zonas anódicas activas, es decir de disolución del metal, mientras que las que estén en contacto con oxígeno serán zonas catódicas y por tanto, preservadas de la corrosión. No obstante, entre ambas se establece una diferencia de potencial con el fenómeno corrosivo asociado, proceso al que se denomina como de *aireación diferencial*.

Como resumen de todo lo dicho indiquese que las corrosiones, en función de los potenciales de oxidación de cada par metálico correspondiente, podrán darse en presencia o ausencia de oxígeno y de forma similar a lo expuesto con el hierro: todos los metales con potenciales de par inferiores a +1,23 V serán oxidados por el oxígeno del agua, mientras todos aquellos con potenciales de par inferiores a 0,00 V, lo serán por el agua. Esto supone en la práctica que excepto los metales nobles (oro, plata, platino y rubidio, como más empleados habitualmente) todos los metales en presencia de agua se oxidarán en mayor o menor medida.

Como ilustración al tema de la corrosión férrea, la Figura 6.3 presenta una vista de dos trozos de conducciones de fundición de hierro afectadas por importantes corrosiones electroquímicas tanto en su parte interna como externa.



Figura 6.3. Corrosión electroquímica interna y externa en tuberías de fundición de hierro.

Para finalizar este apartado, si bien los procesos de corrosión comentados para el hierro se extienden a la mayoría de los metales, los aceros y los latones, incluso las conducciones de cobre, todos estos suelen ser en general más resistentes que los materiales férricos.

OTROS PROCESOS QUÍMICOS PARÁSITOS

En este apartado vamos a incluir aquellos procesos no electroquímicos que provocan indudables problemas en las redes de saneamiento y que se pueden englobar en varios tipos:

- Fenómenos ligados al desequilibrio carbónico de las aguas.
- Fenómenos ligados a su contenido salino en general.
- Efectos derivados de la temperatura.
- Efectos derivados de valores de pH alejados de la neutralidad.
- Efectos de la presencia de amoníaco.
- Incidencia del sistema $\text{H}_2\text{S}/\text{S}^{=}$.

Fenómenos de agresividad ligados al equilibrio carbónico

Esta cuestión ya se trató con cierta profundidad en el Capítulo 1. Como consecuencia práctica baste decir que en aquellas aguas cuyo equilibrio carbónico implique índices de Langelier negativos (es decir, $i_L < 0$) la situación sería la de paulatina disolución de carbonatos del medio, en este caso de hormigones y materiales de construcción de colectores, decantadores, tanques de tormenta y otras instalaciones, no metálicas, de vehiculación y tratamiento de aguas residuales. Asimismo, la disolución de partes más o menos extensas de un material de construcción, lógicamente

favorecerá ulteriores ataques corrosivos o microbianos (que veremos a continuación) y la potenciación de la degradación del elemento de que se trate.

Por su parte, si el índice de Langelier del agua residual fuese positivo ($i_L > 0$) ya sabemos que se generaría la deposición de cantidades de carbonato cálcico desde el agua sobre el elemento en contacto con ella, en este caso tanto metálico como no metálico, con la consiguiente consecuencia de favorecer en este caso un tipo de corrosión típica de medios desaereados o de corrosiones por aireación diferencial, como se explicó más arriba.

Para complementar este apartado, recuérdese que aguas con índice de Ryznar inferior a 6,2 serían incrustantes frente al equilibrio carbónico (más poder incrustante a medida que el i_R tuviese menor valor), mientras que aguas con índice de Ryznar superior a 6,8 serían corrosivas disolviendo carbonatos (más agresividad a medida que i_R tuviese mayor valor).

Finalmente y para familiarizar al lector en la práctica con estos efectos, la Figura 6.4 presenta una conducción de agua de hormigón con importantes deposiciones calcáreas (que ocupan la mitad aproximadamente de su diámetro interior) y que a su vez engloban diferentes materiales como puede observarse de las tonalidades más oscuras.



Figura 6.4. Conducción de agua con deposiciones calcáreas debidas al efecto de aguas incrustantes (precipitación de CaCO_3).

Influencia del contenido salino de un agua sobre agresividad y corrosión

Si bien corrosión electroquímica y equilibrio carbónico son las causas más importantes de los procesos corrosivos y agresivos frente a materiales en un agua en general, y residual en particular, existen otros mecanismos, en este caso químicos, que conviene tener en cuenta.

Mineralización

El contenido total en sales de un agua aumenta su conductividad, disminuyendo la resistencia al flujo de las corrientes de corrosión las cuáles resultan favorecidas. De este modo, la presencia de trazas de cloruros o sulfatos, aún en concentraciones del orden de 1 mg/L, favorecen el inicio de fenómenos corrosivos. Similar efecto pueden provocar pequeñas cantidades de bromuros, y nitratos en el agua.

En concreto el efecto de los cloruros es muy marcado, puesto que al inicio del proceso corrosivo se da una acumulación de iones Cl^- en la zona anódica a la que llegan por conducción electrolítica, mientras se produce paralelamente un incremento de iones H^+ al producirse la precipitación de hidróxidos de Fe. El efecto global es la generación de trazas de HCl de elevado poder agresivo que, unido al oxígeno, provoca picaduras en las zonas metálicas. Este efecto se potencia en las aguas más salobres hasta concentraciones de unos 10^4 g/L de NaCl, punto a partir del cual se observa una reducción en la solubilidad del oxígeno y un descenso en la agresividad general del sistema.

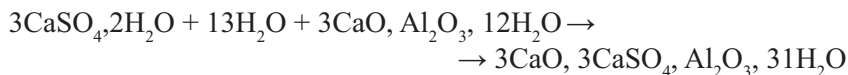
Los iones sulfato también aumentan los fenómenos corrosivos debido a tres causas:

- Incremento de la salinidad del agua.
- Por su posibilidad de ser convertidos en sulfuros vía microbiana, como se comentará después.
- A través de un proceso específico de la degradación de hormigones.

En concreto, la degradación de hormigones y similares por la agresividad química debida a los sulfatos discurre en dos pasos, siendo el primero la sulfatación de la cal libre del cemento por los sulfatos existentes en el agua de acuerdo al proceso,



En segundo lugar se da la reacción entre el sulfato hidratado y el aluminato del cemento generándose la denominada *sal de Candlot*, la cual presenta acusadas propiedades expansivas lo que posibilita la ulterior descomposición y disgregación del material base, según el proceso químico,



A este respecto, se comprueba que la presencia de magnesio (ligado a la dureza del agua) incrementa al mismo tiempo, tanto la tasa de descomposición como la velocidad (*o cinética*) de la misma.

Finalmente, si bien cantidades del orden de 1 mg/L de Cu^{2+} aceleran la corrosión por un efecto ligado a la electrodeposición del cobre metálico (reducido a partir del divalente) en las zonas catódicas del sistema, la presencia de iones OH^- (pH

alcalino), y la de algunos aniones tales como $\text{CrO}_4^{=}$ (cromatos), $\text{SiO}_4^{=}$ (silicatos) y PO_4^{3-} (fosfatos) es beneficiosa ya que estos iones actúan como moderadores de la velocidad de corrosión.

Temperatura

Suele observarse incremento notable de los procesos corrosivos para aguas con temperaturas superiores a 60°C, valor que no es frecuente en aguas residuales urbanas, pero sí en algunas aguas residuales de carácter industrial. Además, diferencias de temperatura de, por ejemplo, más de 15°C entre distintas zonas de un material (o colector) llevan asociadas diferencias de potencial superiores a los 40-50 mV, provocando un importante efecto de corrosión electroquímica.

Acidez

La presencia de ácidos inorgánicos fuertes como clorhídrico, nítrico, fosfórico, sulfúrico y fluorhídrico, así como la de ácidos orgánicos fuertes (cítrico, acético) afecta vía disolución a hormigones y cementos, de ahí la restricción de pH impuesta en la mayoría de las normativas sobre vertidos a redes de saneamiento.

Basicidad

El contenido de un agua residual en NaOH, KOH y Na_2CO_3 , especialmente, perjudica a cementos y hormigones por la solubilización inducida de los aluminatos y alúmina de los mismos. También podría ocurrir por la contribución de $\text{Mg}(\text{OH})_2$, proceso que se aceleraría con la presencia además de amoníaco.

Contenido en amoníaco

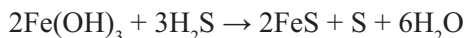
El amoníaco de un agua residual puede afectar a hormigones y cementos mediante el desarrollo de procesos microbianos nitrificantes, que generarían nitratos y ácido nítrico en medios aireados, y además, por su posibilidad de reaccionar con la cal de los cementos acelerando su degradación.

Presencia de sulfuros y ácido sulfhídrico

Si contar con su generación vía microbiana que se discutirá a continuación, el sistema químico integrado por H_2S , HS^- (bisulfuros) y $\text{S}^{=}$ (sulfuros) en aguas residuales o atmósferas en contacto con ellas tiene el efecto negativo de poder generar sulfuros metálicos, potenciando la disolución de metales, así como de la de poder ser oxidados a sulfatos y ácido sulfúrico, de alto poder corrosivo.

Además, los sulfuros también podrían reducir al Fe^{3+} existente en el $\text{Fe}(\text{OH})_3$, generando a sus expensas sulfuro ferroso, este con menor volumen que el primero lo que propiciaría la descomposición de los tubérculos de hidróxidos ya existentes en

los materiales que después podrían retroalimentar el proceso. La estequiometría del proceso químico responde a la ecuación,



Todos estos procesos se favorecen a valores de pH inferiores a 6, y con el aumento de temperatura.

CORROSIÓN MICROBIANA

La corrosión microbiana o biológica siempre es posterior a los procesos electroquímicos o químicos comentados anteriormente y se caracteriza por la formación de concreciones o tubérculos, e incluso de perforaciones y fisuras en los materiales. Podemos considerar cuatro tipos de microorganismos que intervienen fundamentalmente en procesos corrosivos y agresivos: bacterias de hierro y del manganeso, bacterias oxidantes de hidrógeno, bacterias sulfato reductoras y finalmente, bacterias del ciclo del nitrógeno. Detengámonos en cada grupo.

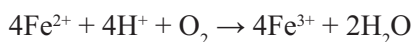
Bacterias del ciclo del hierro y del manganeso

Este tipo de bacterias catalizan la oxidación del hierro ferroso gracias a contar con enzimas redox, como las flavinas, tratándose pues de bacterias quimiotróficas. A este grupo de microorganismos corresponden las siguientes familias:

- Clamidobacterias: *Leptothrix ochracea*, *L. crassa* y *L. discophora*.
- Crenotricáceas: *Crenothrix polyspora* y *Clonothrix fusca*.
- Siderocapsáceas: como *Siderocapsa geminata*, y varias especies de *Ferrobacillus* y *Sideromonas*.
- Galioneláceas: *Gallionella ferruginea* y *G. major*.

Una vez formado Fe^{3+} y ya en forma de hidróxido, es almacenado en secreciones mucilaginosas que estas bacterias excretan y que adoptan forma de vainas, cápsulas y tubérculos (Figura 6.5).

Las colonias en forma de vainas o tubérculos suelen estar huecas en su interior, y además de óxido e hidróxido férricos contienen frecuentemente carbonato cálcico, así como sulfuro ferroso en algunas especies. En todo caso, el proceso de oxidación corresponde a,



lo cual indica que su ambiente más idóneo de desarrollo lo constituyen aguas con valores ácidos de pH (4-6).

Las bacterias del hierro y manganeso son microorganismos que al vivir en medio aerobio, lo que implica que su disponibilidad de Fe^{2+} está limitada, actúan incre-

mentando notablemente los procesos electroquímicos previos que generan el Fe^{2+} necesario para su crecimiento.

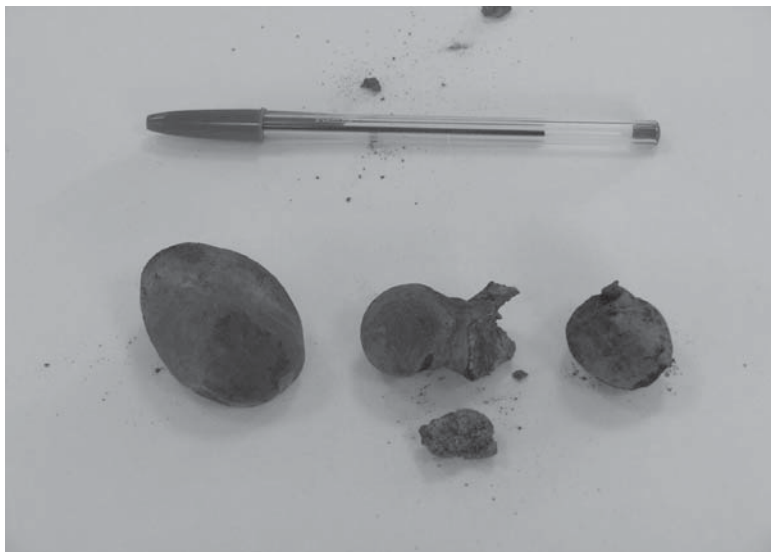
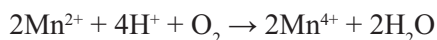


Figura 6.5. Tubérculos típicos de corrosión en tuberías de hierro.

Es interesante destacar el caso de *Thiobacillus ferrooxidans* que es capaz de oxidar Fe^{2+} a Fe^{3+} en medio ácido, por lo cual su incidencia en vertidos de aguas residuales que presenten bajos valores de pH puede ser considerable.

Todos estos microorganismos también llevan a cabo la oxidación de manganeso, si bien siempre que exista abundancia de este sobre el hierro presente en el medio, estando favorecido su crecimiento por fenómenos paralelos de nitrificación. Incluso más en concreto, algunas bacterias son específicas del manganeso, como por ejemplo varios tipos de *Pseudomonas*, *Metallogenium*, e *Hyphomicrobium*, las cuáles son capaces de llevar a cabo el proceso químico general siguiente,

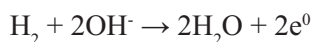


que también estaría favorecido en entornos de pH ácidos.

Bacterias oxidantes del hidrógeno

Existen varias especies de bacterias quimiotróficas capaces de crecer en presencia de hidrógeno molecular, si bien pueden emplear otros sustratos oxidables. Aunque suelen adscribirse al género *Hydrogenomonas*, también llevan a cabo este tipo de oxidación algunas *Pseudomonas*, como *P. facilis* y *P. delafieldii*. En todo caso, son bacterias aerobias.

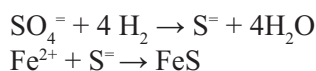
El proceso químico del que se nutren podría responder a la ecuación general que se presenta a continuación,



constituyendo un factor positivo para su metabolismo la presencia en el agua residual de nitratos, que además del propio oxígeno actúan como aceptores finales de los electrones producidos en el proceso anterior.

Bacterias sulfato reductoras

En general se trata de bacterias anaerobias facultativas, que resisten temporalmente la saturación del agua en oxígeno, siendo autotróficas. Los sulfuros liberados suelen precipitar los iones ferrosos generando depósitos de FeS negro. Su dinámica reductora se puede expresar como sigue,



En todo caso, los depósitos que se generan están compuestos de sulfuro ferroso e hidróxido ferroso.

En realidad existen dos rutas metabólicas de reducción bacteriana de sulfatos: reducción *asimilatoria* y reducción *desasimilatoria*. La reducción asimilatoria es compartida por muchas bacterias (tanto aerobias como anaerobias facultativas) que emplean el azufre generado internamente. Por ejemplo, *Escherichia coli* es capaz de llevar a cabo este proceso para el que se requiere el concurso de enzimas del tipo de la sulfato reductasa, que genera sulfitos, y de la sulfito reductasa que finalmente rinde sulfuro y sulfhídrico.

No obstante, el proceso que más importancia tiene en corrosión bacteriana generada por aguas residuales es la reducción desasimilatoria, que es llevada a cabo por bacterias anaerobias estrictas de los géneros *Desulfotomaculum* y *Desulfovibrio* e incluso *Clostridium nigrificans*. Estos microorganismos son capaces de generar grandes cantidades de ácido sulfhídrico que excretan al medio.

Por otro lado, este H₂S así generado posibilita que en la zona superficial del agua residual en condiciones de práctica ausencia de oxígeno se desarrollen a su vez otros tipo de bacterias rojas y verdes del azufre, que en presencia de luz vuelven a oxidar el H₂S nuevamente hacia sulfatos. La presencia de un tipo y otro de bacterias da lugar a un ciclo del azufre típico en aguas residuales desoxigenadas y marca el balance de sulfuros en estos medios.

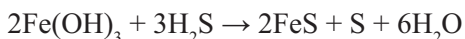
En resumen, las condiciones favorables para que se produzca la corrosión biológica ligada a las bacterias reductoras de sulfatos son:

- Medio anaerobio.
- Valores de pH del agua residual comprendidos entre 5,5 y 8,5.
- Presencia de sustancias como fosfatos e Fe²⁺, así como sustratos orgánicos (lactatos, y malatos).

- Presencia de hidrógeno molecular, que también favorece su actividad.
- Temperatura óptima de desarrollo en el rango entre 30°C y 40°C.

Una vez que se forman los tubérculos sulfurados se produce el consumo de oxígeno vía química en su superficie, con lo que disminuye la difusión del gas hacia el interior de los tubérculos y se incrementa progresivamente su situación de anaerobiosis y reductora, acarreado posteriormente el desarrollo de más bacterias reductoras oportunistas que actuarían sobre varios sustratos presentes en el medio.

Como reacción derivada del proceso anterior, la generación de H_2S promueve la reducción electroquímica del Fe^{3+} presente, bien disuelto bien en forma de hidróxido, según la ecuación,



Este proceso supone una contracción del volumen de los tubérculos al transformarse el hidróxido en sulfuro más denso con lo que el material se vuelve más quebradizo y subsiguientemente más atacable (como ya se comentó al hablar de corrosión electroquímica).

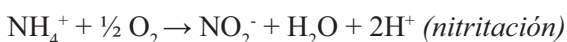
Bacterias del ciclo del nitrógeno

El nitrógeno es asimilado por las plantas verdes en forma de NH_3 y NO_3^- , compuestos que se encuentran en concentraciones elevadas en las aguas residuales, especialmente el primero (del orden de 45 mg/L, Tabla 4.1, Capítulo 4) al ser un producto de la transformación química de la urea y el ácido úrico, sustancias de desecho habituales en las aguas residuales.

Al margen de esto, diversas bacterias son capaces de fijar el N_2 atmosférico, tanto desde el suelo, como desde el agua, como desde los sedimentos orgánicos presentes en medios acuáticos degradados o incluso en colectores y canalizaciones de aguas residuales: por ejemplo, algunas especies de *Azotobacter* en medio aerobio.

Por otro lado, otras bacterias tienen capacidad para realizar la amonificación, es decir la conversión de compuestos nitrogenados en amoníaco, incrementándose la velocidad del proceso ante aportaciones de proteínas al medio (situación habitual en las aguas residuales) y siendo óptima a una temperatura del agua comprendida entre 25°C y 35°C, pero no deteniéndose ni incluso a 0°C.

El amonio liberado en la proteólisis, así como el procedente de la vía química y que se encuentra en las aguas residuales, es fuente de nitrógeno para las nitrosobacterias que lo oxidan a NO_2^- , que posteriormente son oxidados a NO_3^- por las nitrobacterias. Estos dos fenómenos se denominan el primero, “nitritación” y el segundo “nitratación”; sin embargo, una elevada concentración de amonio en las aguas residuales puede inhibir el proceso de “nitratación”. Las reacciones químicas llevadas a cabo por estas bacterias se pueden esquematizar como sigue:





Microorganismos típicos en el proceso de nitrificación son bacterias del género *Nitrosomonas* y *Nitrosococcus* (nitrificación) y otras del género *Nitrobacter* y *Arthrobacter* (nitratación).

En medios anaerobios ricos en materia orgánica se produce el proceso inverso a la nitrificación o “desnitrificación”, consistente en la reducción de NO_3^- a NO_2^- y de estos a óxidos de nitrógeno y N_2 . Este proceso es llevado a cabo por numerosas bacterias anaerobias facultativas, que lo utilizan como “solución adaptativa” ante episodios de carencia de oxígeno importantes en su hábitat normal.

La amonificación de nitratos, o generación de NH_3 a partir de NO_3^- , es desarrollado por especies bacterianas de los géneros *Clostridium* y *Bacillus*, y por algunas cepas de *Escherichia coli*, pudiendo además usarse industrialmente en plantas de tratamiento para depuración de aguas residuales a fin de reducir el contenido en nitratos del efluente depurado.

TIPOLOGÍA DE LOS AGENTES CORROSIVOS Y AGRESIVOS EN SANEAMIENTOS: GENERALIDADES

Una vez familiarizados con los mecanismos electroquímicos, químicos y microbiológicos que son capaces de provocar problemas de corrosiones y agresiones a los sistemas de saneamiento, debemos ocuparnos (si bien de manera no exhaustiva) de los agentes causales de promover los mecanismos anteriores, y que en la práctica se encuentran en nuestras aguas residuales y nuestros saneamientos.

AGENTES QUÍMICOS

Las primeras sustancias que hemos de tener en cuenta serán los compuestos de azufre y de nitrógeno en bajo estado de oxidación, que lógicamente provienen de las materias orgánicas de desecho que tanto abundan en cualquier agua residual. Su vía de generación es inmediata a través de compuestos derivados de la propia actividad fisiológica humana, que una vez en un medio pobre en oxígeno, como el agua residual, se van progresivamente reduciendo vía química y fundamentalmente vía microbiana, dando lugar a moléculas más o menos complejas del tipo de aminas y compuestos sulfurados, amoníaco y sulfuros, todos ellos en general compartiendo la propiedad de ser sustancias volátiles y productoras de olores en las aguas residuales, tema que ya fue tratado en un capítulo anterior.

Haciendo una aproximación a la cuantificación del contenido en nitrógeno total de un agua residual urbana, estamos hablando del orden de 20 a 100 mg/L, pudiendo esta cantidad incrementarse notablemente cuando hablamos de ciertas aguas residuales industriales (alimentarias, mataderos...).

Con respecto a los compuestos de N y S en alto estado de oxidación, nitratos y sulfatos, su contenido dependerá en gran medida del agua de consumo que una vez

usada genere el agua residual concreta (más para sulfatos que para nitratos) pero las concentraciones en aguas residuales urbanas puede oscilar entre 50 mg/L y hasta más de 1.000 mg/L de sulfatos y del orden de 5 a >25 mg/L de nitratos. Recuérdese que además de su propia agresividad en función de su característica iónica (véase apartado anterior para los sulfatos) también pueden ser determinantes puesto que su reducción microbiana genera finalmente, amoníaco y sulfuros, ambos con la acción agresiva frente a materiales ya comentada previamente.

En el caso de la materia orgánica inespecífica, sería prolijo pasar revista a su enumeración, pero baste al objetivo que se busca el referirnos a ella como a la cantidad de sustancias y compuestos que pueden ser englobados en los resultados analíticos de las técnicas habitualmente empleadas en control de calidad de aguas residuales, de lo que ya se habló en un punto anterior, cuales son la conocida demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno, más conocidas por sus siglas DBO₅ y DQO. En este caso, los valores en aguas residuales urbanas de DBO₅ pueden oscilar entre 250 mg/L y hasta incluso más de 1.000 mg/L, mientras los de DQO pueden variar entre unos 500 mg/L y más de 1.500 mg/L. En todo caso la materia orgánica, al ser consumidora de oxígeno, potencia la anaerobiosis de las aguas residuales y consiguientemente su idoneidad para el desarrollo de microorganismos que intervienen en procesos de corrosión microbiana.

En este aspecto de sustancias con potencial agresividad frente a saneamientos debemos incluir, por lo dicho más arriba, a todos los compuestos químicos con potencial reductor frente al oxígeno, es decir todos aquellos pares redox con potencial de oxidación en condiciones normales inferior a +1,23 V. Además de la materia orgánica han de considerarse diferentes compuestos como por ejemplo los sulfitos, boratos y oxalatos, cuyo origen está normalmente ligado a las aguas residuales de carácter industrial.

Con respecto a los agentes ácidos y básicos que puedan encontrarse en las aguas residuales, también debemos referirnos fundamentalmente a las aguas residuales industriales, puesto que las urbanas suelen presentar valores de pH generalmente comprendidos entre 7,0 y 8,0 y no suelen plantear problemas de agresividad en esta franja.

Dentro de los compuestos con carácter ácido habremos de tener en cuenta a los ácidos inorgánicos clásicos, tales como HCl, HNO₃, H₂SO₄, H₃PO₄, y HF, como más frecuentes, además de ácidos orgánicos que también pueden ser agresivos como los casos del acético, ascórbico y bórico que a su efecto ácido unen el de su acción reductora frente al oxígeno. Asimismo debemos prestar atención al ácido isocianúrico y derivados, empleados profusamente para desinfección de agua de piscinas, tanto privadas como públicas.

En cuanto a los agentes básicos o alcalinos, nuevamente ligados a los efluentes industriales más que a las aguas residuales urbanas, los más frecuentes suelen ser los hidróxidos tales como NaOH, Ca(OH)₂ y KOH, los óxidos como CaO, y los carbonatos y bicarbonatos, especialmente Na₂CO₃ y K₂CO₃ o NaHCO₃ y KHCO₃. También podríamos incluir aquí a los hipocloritos empleados en desinfección para muchos usos, tanto domésticos como industriales (NaClO y Ca[ClO]₂) así como los

cloritos empleados cada vez más en la generación de dióxido de cloro (ClO_2^-) y los cloratos asociados al empleo de esta práctica (ClO_3^-) como subproductos.

Otros compuestos que debemos considerar como potenciales corrosivos y agresivos en nuestros saneamientos son en general, los iones metálicos, normalmente involucrados en equilibrios redox, y por lo tanto con posibilidad de ser capaces de formar pilas de corrosión y pares galvánicos con elementos metálicos de los colectores (bombeos, válvulas, tornillos de Arquímedes, elementos accesorios) y las EDAR.

Para completar esta revisión de potenciales agentes o aspectos químicos generadores de problemas de agresividad y corrosividad en saneamientos, debe indicarse que de la práctica cotidiana y del estudio de estos fenómenos de agresividad en materiales, generados por el agua en general, se extraen algunas consecuencias que deben valorarse. Tienen en cuenta el contenido en cloruros, sulfatos y bicarbonatos (o alcalinidad) en las aguas. En este sentido, será útil considerar lo siguiente:

- Aguas con valores de la *relación* [*mg de Cl^- / mg de $\text{SO}_4^{=}$*] superiores a 0,6 implican la existencia en el medio de reacciones potencialmente competitivas entre los aniones del agua (cloruros y sulfatos como mayoritarios) y los metales liberados en procesos corrosivos, lo que suele incrementar los problemas de agresividad en materiales. Considerando los valores de la ya referida Tabla 4.1 es previsible este tipo de situaciones en aguas residuales urbanas del tipo de la presentada.
- Aguas con valores de la *relación* [*equivalentes de Cl^- / equivalentes de HCO_3^-*] inferiores a 0,2 indican que existe en el medio un desplazamiento hacia el cloruro en la formación de complejos metálicos lo que se traduce en un aumento de los fenómenos de corrosión. Considerando como ejemplo un contenido de bicarbonatos de unos 140 mg/L en el agua residual de la Tabla 4.1, sería esperable este tipo de incidencias en los saneamientos que la procesasen.
- Finalmente, aguas con valores de la *relación* [*equivalentes de HCO_3^- / equivalentes de ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{=}$)*] inferiores a 1 indicarían una elevada proporción de aniones que podrían reaccionar con los metales liberados en el proceso corrosivo, y por consiguiente, una alta potencial agresividad. Nuevamente, con los datos de la Tabla 4.1, es esperable una elevada tasa de agresividad de este agua residual frente al saneamiento.

AGENTES MICROBIANOS

Ya se comentó en un apartado anterior los tipos de microorganismos que mayoritariamente están involucrados en fenómenos de corrosión. Como complemento a este tema podemos hacer algunas consideraciones al respecto.

De los microorganismos de carácter bacteriano podemos dividirlos en dos grandes grupos atendiendo a su requerimiento o no de oxígeno, siendo los segundos más activos a medida que la anoxia del agua residual se acreciente.

Bacterias anaerobias

Entre las bacterias anaerobias (estrictas o bien facultativas) han de recordarse a:

- *Desulfovibrio desulfuricans*.
- *Desulfotomaculum nigrificans*.
- *Desulfomonas*.

Todas ellas se hallan implicadas con más o menos eficiencia en la reducción de sulfatos hacia sulfuros y H_2S (*Desulfovibrio* lo hace empleando hidrógeno), fijándose su temperatura óptima de desarrollo entre los 10°C y 40°C (rango habitual en las aguas residuales urbanas) y generando películas de sulfuros metálicos *Desulfovibrio*, y esporas y gránulos en el caso de *Desulfotomaculum*. El rango de pH de óptimo desarrollo está entre 6-8 para *Desulfotomaculum* llegando desde pH=8 hasta pH=4 para el caso de *Desulfovibrio*. Por último, los tres tipos bacterianos citados atacan hierro y aceros (incluso inoxidable, por ejemplo, *Desulfotomaculum*) pudiendo extender su acción corrosiva también para canalizaciones de aluminio, zinc y cobre en el caso de *Desulfovibrio*.

Bacterias aerobias

Son más numerosas que las anteriores y corresponden a:

- *Thiobacillus thiooxidans*.
- *Thiobacillus ferrooxidans*.
- *Gallionella*.
- *Sphaerotilus*.
- *Sphaerotilus natans*.
- *Pseudomonas*.
- *Pseudomonas aeruginosa*.

Todos los microorganismos relacionados arriba oxidan elementos de hierro y acero, excepto *Sphaerotilus natans* y *Pseudomonas aeruginosa* que corroen aleaciones de aluminio. Además, *Thiobacillus* es capaz de atacar aleaciones de cobre, mientras los aceros más resistentes (inoxidables) pueden ser susceptibles del ataque de *Gallionella*, *Sphaerotilus* y *Pseudomonas*.

Por otro lado, el rango óptimo de desarrollo de estas bacterias aerobias se encuentra entre los 20°C y 40°C, si bien *Thiobacillus* (*thiooxidans* y *ferrooxidans*) pueden hacerlo desde los 10°C en adelante.

Con respecto a los valores de pH óptimos de crecimiento, *Gallionella* y *Sphaerotilus* lo hacen en medios alcalinos, con valores de pH entre 7 y 10, *Pseudomonas* en medios tanto ácidos como alcalinos, dentro de un rango de valores de pH entre 4 y 8-9, y finalmente *Thiobacillus* puede crecer desde valores de pH muy ácidos, inferiores a 1,0 hasta pH=7-8.

Fijándonos ahora en el tipo de sustrato susceptible de ser atacado por las bacterias aerobias, *Thiobacillus* oxida azufre y sulfuros hacia sulfatos y ácido sulfúrico, mientras que *T. ferrooxidans* lleva a cabo la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} , formando túberculos al igual de *Gallionella* y *Sphaerotilus*. Por su parte, las *Pseudomonas*, pese a ser microorganismos aerobios, son capaces de llevar a cabo la reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} (que es termodinámicamente desfavorable).

HONGOS

Aunque los microorganismos de mayor interés en corrosión de aguas son los bacterianos, debe comentarse a un hongo de particular actividad en este campo. Se trata de *Cladosporium resinae* cuyo entorno de desarrollo óptimo se ubica a valores de pH ácidos, entre 3 y 7, y temperaturas con un rango muy amplio que se extiende entre los 10°C y los 45°C.

Este organismo ataca fundamentalmente al aluminio y aleaciones aluminosas, produciendo ácidos orgánicos al ser capaz de metabolizar algunos componentes de combustibles derivados del petróleo.

LOCALIZACIÓN DE LOS AGENTES PRODUCTORES DE CORROSIONES Y AGRESIVIDAD EN LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y LAS EDAR

A lo largo de este apartado se ha pasado revista al modo de acción y generalidades al respecto, de los diferentes agentes (químicos y microbiológicos) con potencial corrosivo y agresivo sobre los elementos de las redes de saneamiento y las depuradoras. Dicho esto podemos plantearnos dónde se encuentran alojados en realidad para desde allí poder interaccionar con su entorno. La respuesta inmediata no puede ser más que la del agua residual a la que se van evacuando este tipo de sustancias químicas y aún biológicas y microbiológicas. No obstante, y si bien este es el nicho mayoritario para estos compuestos existen otros de indudable importancia y actividad. Intentemos identificar cuáles pueden ser.

En primer lugar, cuando nos referimos a los compuestos agresivos y corrosivos presentes en el agua residual, ha de extenderse el concepto no sólo a las propias aguas residuales que en origen discurren por un colector y que desde aquí llegan a las EDAR. Debemos considerar que una depuradora es en sí mismo otro centro “productor” de compuestos agresivos en función de las líneas internas de proceso de que se compone un sistema más o menos complejo de depuración. En este sentido, los reboses de aguas de proceso, las aguas procedentes de baldeos internos, jardinería, pequeños accidentes que puedan ocurrir dentro de la EDAR, lixiviados de balsas de secado de fangos de depuración, etc., suponen otra fracción de aguas residuales potencialmente agresivas que habrá que tener en cuenta.

Siguiendo la línea de proceso de una depuradora, las limpiezas y mantenimiento periódicos de elementos de elevación de aguas, las purgas de elementos de desengrasado-desarenado, purgas de decantación primaria o en su caso, las aguas excedentarias del secado de estos fangos, las aguas procedentes de secado o centrifugado

de fangos secundarios, e incluso, las generadas en lavados y limpiezas periódicas de elementos de la EDAR tendrán potencial corrosivo, aunque se reconduzcan internamente al propio proceso depurador. Los restos de productos químicos de tratamiento diluidos, y si bien deben ser gestionados como *Residuos Peligrosos* por un gestor autorizado a tal fin, podrían en situaciones de emergencia o de accidente llegar a proceso en la EDAR y constituirse como otros potenciales focos agresivos y corrosivos.

Coméntese a continuación la posibilidad de que desde un agua residual se emitan compuestos volátiles, bien por encontrarse en origen en ella, o bien por generarse a través de los mecanismos químicos y microbiológicos que hemos reseñado en los apartados anteriores es muy evidente.

A este particular, y como ejemplo, si en un agua residual se encuentran por haber sido vertidos previamente a ella, cantidades determinadas de compuestos del tipo de benceno o cloroformo, la posibilidad de que parte de estos se incorpore a la fase gaseosa en equilibrio con la fase líquida a lo largo de un colector que transporte estas aguas residuales será función de diferentes variables, como ya sabemos, temperatura, volatilidad, presiones parciales de los componentes de la mezcla, reacciones químicas que puedan experimentar los compuestos, etc. En todo caso resulta evidente que una fracción dada de estos compuestos, sin cuantificarla puesto que no es el objeto ahora, estará en la atmósfera que discurre por los colectores de las aguas residuales, y también en el propio ambiente de cualquier depuradora a la que accedan estos efluentes. Y desde aquí podrán, en mayor o menor medida, llevar a cabo su actividad corrosiva y agresiva en los diversos materiales que compongan los elementos e instalaciones en contacto con estas atmósferas.

Si nos fijamos desde otra óptica, en los gases y sustancias más o menos volátiles que química o microbiológicamente se generan en un agua residual, sin intervención del ser humano, como por ejemplo, en el típico y ubicuo sistema " $S^= / SH / H_2S$ " generalizado en cualquier agua residual, o en los compuestos aminados, resulta asimismo evidente que estos gases abandonarán muy fácilmente la fase líquida y se instalarán preferentemente en la atmósfera en contacto con aquélla. En estos casos, resulta más intuitivo que acaso en el ejemplo anterior, que precisamente el poder corrosivo y agresivo de los sulfuros y de los compuestos aminados se ejerza mayoritariamente desde la atmósfera de los colectores y elementos de llegada y de proceso interno de las aguas residuales en las EDAR, más que desde las propias aguas residuales.

Con las reflexiones anteriores ya hemos identificado dos nichos en que se localizan importantes cantidades de agentes agresivos: el agua residual (*fase líquida*) bien en origen o la procedente de reboses y procesos internos de las EDAR, y los gases y ambientes en contacto con estas aguas residuales (*fase gaseosa*).

Para completar la panorámica posible, han de tenerse en cuenta los residuos más o menos sólidos que se generan en una EDAR, incluso a lo largo de los colectores de aguas residuales que la conducen. A este respecto conviene recordar la idea, a veces olvidada, de que cualquier sistema de depuración lo que hace en síntesis es concentrar a los contaminantes presentes, en residuos o subproductos fácilmente separables del agua original.

Hablemos pues de los subproductos o residuos generados en una EDAR, o incluso en los que se van separando en un colector de aguas residuales. En el segundo caso nos referimos a compuestos que en función del trazado de colectores, por zonas de baja pendiente, fondos de saco, mínima velocidad de flujo, etc., se van acumulando en el fondo y paredes de los colectores. Englobados en estos sólidos existen compuestos con capacidad de agredir química o microbiológicamente materiales. Aquí también han de recordarse los pozos de sólidos existentes en elementos accesorios en colectores, como pueden ser bombeos y elevaciones de aguas, o asimismo los sistemas de purgas y de pre-tratamiento con que cuentan los tanques de tormenta y almacenamientos temporales de aguas residuales instalados en las redes de colectores, sin olvidar los aliviaderos de aguas existentes para casos de emergencia en las redes de colectores que, al no funcionar más que eventualmente, suelen acumular gran cantidad de restos sólidos.

En el caso de las EDAR, los residuos y subproductos agresivos son porcentualmente más importantes. Estamos hablando de sólidos gruesos, retirados antes de la elevación inicial de aguas residuales a la EDAR, de los sólidos retirados en desengrasado, de los sólidos retirados en desarenado, así como de los fangos procedentes de decantación primaria, con o sin adición de reactivos químicos, y de los fangos retirados y no recirculados de decantación secundaria.

En realidad los sólidos procedentes de pozos de gruesos, desarenado y desengrasado, se retiran del agua residual directamente y no suelen ser después sometidos en general a ningún tratamiento, sino simplemente derivados hacia un gestor autorizado al efecto. Así, su agresividad tiene efectos limitados, salvo accidente o evacuación indeseada, circunscribiéndose a los depósitos temporales de almacenamiento y las inmediaciones de los mismos.

Con respecto a los fangos primarios y secundarios, normalmente se envían a proceso interno, en lo que constituye la *línea de fangos* de cualquier depuradora, siendo deshidratados y eventualmente secados, y finalmente gestionados como residuos asimilados a urbanos, o incluso enviados a aprovechamiento agrícola, compostaje, o bien siendo sometidos a digestión anaerobia para su aprovechamiento energético vía cogenerativa.

En estos casos, los elementos de deshidratación y secado de fangos, frescos o digeridos, o instalaciones de almacenamiento temporal, sí suelen generar ambientes gaseosos y atmósferas con alto poder corrosivo (y odorífero).

Resumiendo, los agentes agresivos y corrosivos frente a los sistemas de saneamiento pueden encontrarse en los tres nichos que conforman el sistema:

- *En fase líquida* como aguas residuales.
- *En fase gaseosa* como gases que escapan de la fase líquida.
- *En fase sólida* como los residuos separados del agua residual, bien a través de su depuración propiamente dicha, bien a través de simples fenómenos de decantación no forzada. La Figura 6.6 recoge un esquema que ilustra lo anterior.

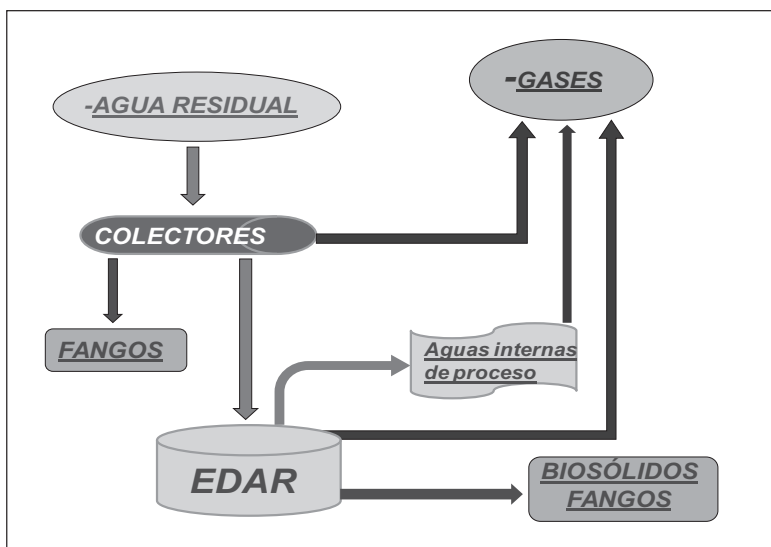


Figura 6.6. Localización de los agentes agresivos y corrosivos en un saneamiento: aguas residuales, gases, y fangos y biosólidos.

MATERIALES AFECTADOS POR FENÓMENOS DE CORROSIVIDAD Y AGRESIVIDAD EN SANEAMIENTOS: EJEMPLOS PRÁCTICOS

Revisados ya los agentes químicos y biológicos que intervienen en los fenómenos de corrosión y agresividad en los colectores y las EDAR, así como sus mecanismos de acción, y finalmente la ubicación de los agentes activos identificados, quedaría plantearse llegado este momento a qué materiales reales es capaz de afectar la dinámica corrosiva y agresiva desarrollada por el sistema completo de aguas residuales, gases y sólidos.

Los elementos que conforman colectores y depuradoras se componen esencialmente de:

- *Metales* (fundamentalmente hierro, aunque también deben considerarse cobre, zinc y aluminio) y *aceros* (inoxidables o no inoxidables).
- *Hormigones, materiales de construcción y similares*, y por último,
- *Componentes plásticos diversos*, cada vez más empleados por su inercia precisamente frente a los fenómenos corrosivos y agresivos que estamos tratando ahora.

ELEMENTOS METÁLICOS

Sin pretender, no viene al caso, realizar una relación exhaustiva, los elementos metálicos que se pueden encontrar en los sistemas de saneamiento y depuración pueden ser:

- Colectores y canalizaciones de pequeños diámetros (normalmente inferiores a 100 mm, pero también de diámetros superiores).
- Valvulería.
- Compuertas y tajaderas.
- Tornillos de Arquímedes.
- Bombas centrífugas, dilaceradoras, bombas dosificadoras, y cualquier sistema de este tipo.
- Motores.
- Elementos accesorios de sistemas de depuración: puentes radiales, barandillas de seguridad, extractores de aire y ambiente.
- Griferías.
- Decantadores de caudal de operación bajo.
- Aireadores.
- Depósitos para filtración, adsorción, intercambio iónico.
- Elementos tubulares empleados para ósmosis inversa, ultrafiltración y similares.
- Equipos de dosificación de reactivos: coagulantes, etc.
- Equipos de radiación UV.
- Silos de almacenamiento de reactivos.
- Instalaciones de depósito de lodos, fangos y biosólidos.
- Equipos de secado y deshidratación de fangos y biosólidos.
- Acometidas de aguas residuales al alcantarillado en suministros domésticos, comerciales y de pequeñas industrias.

HORMIGONES Y SIMILARES

Este tipo de materiales se reserva para grandes colectores de aguas residuales y emisarios generales de saneamiento, habitualmente de diámetros superiores a 100 mm. En este sentido, se puede estimar que del orden del 65% de las redes de saneamiento españolas están construidas de hormigones o de hormigones armados. El restante 35% lo copan todavía mayoritariamente materiales que se van sustituyendo por cuestiones toxicológicas en su manejo (actuaciones de corte, para el amianto) como son el fibrocemento, y menos del 10% corresponden a materiales plásticos en sus diferentes preparados: polietilenos, polipropilenos, policarbonatos, PVC y otros.

En el caso de hormigones y materiales de construcción también son profusamente empleados en equipos de almacenamiento y depuración de aguas como:

- Tanques de tormenta.
- Obras de llegada de aguas residuales a EDAR y equipos varios.
- Desarenadores-desengrasadores.
- Decantadores primarios y secundarios.
- Obras de acometidas de aguas residuales a los alcantarillados.

- Construcciones accesorias en las EDAR donde se ubican equipos de tratamiento y depuración.
- Edificios de control, laboratorios, etc.

Según el destino y empleo de cada uno de estos elementos serán más o menos agredidos por aguas residuales, gases o fangos y biosólidos.

ELEMENTOS PLÁSTICOS

Con respecto a los elementos plásticos, y aparte de lo comentado más arriba, se emplean en pequeños colectores¹, fundamentalmente domésticos y comerciales, entrando también en elementos de valvulería, dosificación de reactivos, trasvase de aguas y reactivos de tratamiento, equipos de bombeo y similares, tanques y depósitos para filtración, adsorción y otros, así como depósitos para tratamiento de aire y ambientes. Asimismo se usan para canalizaciones de aire bien destinado a aireación, bien enviado a equipos de desodorización posteriores.

En este sentido, los materiales plásticos suelen ser los más resistentes a corrosiones y agresiones, tanto químicas como microbianas si bien pueden plantear problemas de resistencia, aparte de los económicos por su alto coste.

Como extensión y complemento a lo dicho, los laboratorios de proceso con que suelen contar las estaciones de depuración también están afectados de problemas de agresiones y corrosiones al encontrarse dentro del perímetro de actuación de aguas residuales, fangos y biosólidos, y gases, por lo cual todos sus equipos, que son caros y de alta sensibilidad, y que conjugan elementos metálicos y plásticos casi en su totalidad, suelen sufrir aún en condiciones perfectas de control de ambiente y extracción de gases y similares, los efectos corrosivos y agresivos tratados anteriormente.

EFFECTOS PRÁCTICOS DE LOS FENÓMENOS CORROSIVOS Y AGRESIVOS

Para ilustrar en el orden práctico todo lo que se ha comentado previamente, vamos a presentar a continuación varios ejemplos sacados de diversos saneamientos españoles (colectores, canalizaciones y estaciones de depuración de aguas residuales) que muestran signos más o menos graves de deterioro.

Para la confección de este apartado nos hemos basado en los trabajos periódicos llevados a cabo por el *Grupo de Trabajo de Inspección de Vertidos y Laboratorio de la Comisión V (Aguas Residuales) de la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas-AEAS*, al que agradecemos la disponibilidad de los documentos gráficos aportados más adelante.

¹ No obstante, las tuberías de materiales plásticos van empleándose cada vez de mayor diámetro y con más frecuencias en función de su desarrollo técnico y resistencia, paralelo a su descenso de precios.

Redes de saneamiento

Para comenzar este amplio repaso gráfico, en las fotografías que conforman las Figuras 6.7 y 6.8 se pueden observar, especialmente, los efectos de la agresividad química general sobre colectores de hormigón de gran diámetro.

En concreto, la Figura 6.7 muestra el dramático deterioro de la acometida a un colector de hormigón armado de 500 mm de diámetro puesta de manifiesto en la generación de zonas con profundas grietas que están desprovistas de material base (profundidad de las grietas superior a 30 cm) con lo que el agua residual puede acceder con relativa facilidad, mediante permeación, al freático de la ciudad. No se trata de una acometida industrial sino de colectores de la red de saneamiento pública, con lo que se recogen aguas residuales urbanas.

Por su parte, la vista de un colector de hormigón de 1.000 mm de diámetro presentada en este caso en la fotografía de la Figura 6.8 nos muestra que la parte inferior de su cauce exhibe una agresión muy importante en las paredes laterales del canal de circulación del agua residual, la cual se extiende longitudinalmente por toda la zona visible que abarca la fotografía.



Figura 6.7. Deterioro en la acometida a un colector de hormigón de 500 mm de diámetro.



Figura 6.8. Aspecto degradado de colector de hormigón de 1.000 mm.

En este sentido, las fotografías de las Figuras 6.9 y 6.10 recogen un importante efecto colateral derivado de la corrosión y degradación de los materiales de construcción de los colectores: favorecer la acumulación y deposición de fangos y materiales de diversas tipologías que se desprenden paulatinamente desde las paredes y el fondo de los colectores, y que se aglomeran con los fangos y sólidos en suspensión ya presentes en las propias aguas residuales los cuáles encuentran una ubicación idónea para su progresiva acumulación en las pequeñas pocetas y oquedades que se generan sobre todo en el fondo del canal del colector.

Estas fotografías han intentado ilustrar los graves efectos de las agresiones más o menos superficiales y aún estructurales a colectores de hormigón, así como los deterioros comprobados de los mismos, desde un punto de vista general. Es decir, en realidad no existen en estos procesos ningún elemento identificado como mayoritariamente porcentual cara a los efectos observados, tratándose de consecuencias generales del flujo y circulación habitual de las aguas residuales urbanas, las cuáles recuérdese, son mezclas de aguas residuales domésticas y aguas residuales industriales con un cierto grado de pre-depuración previa a su ingreso en la red general de saneamiento.

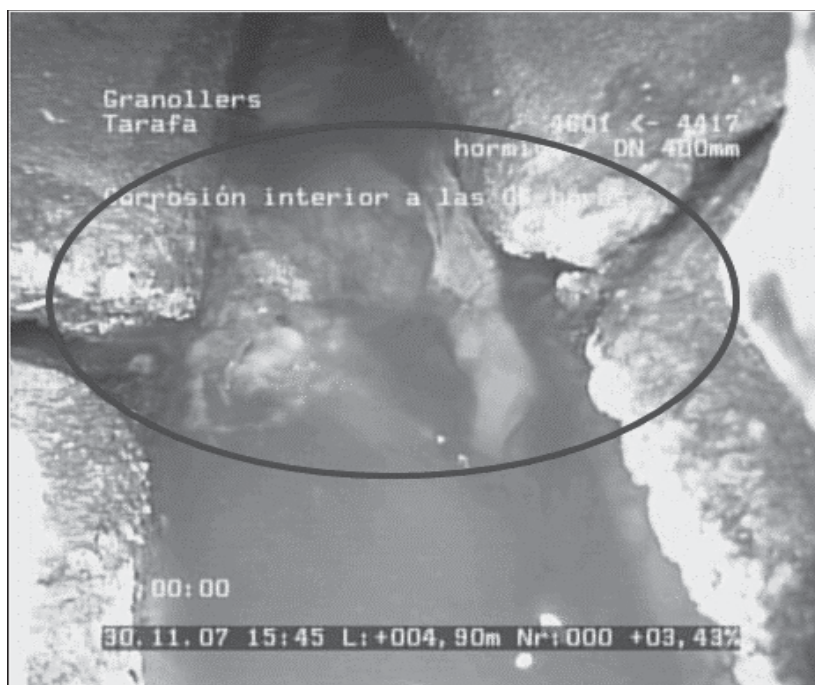


Figura 6.9. Acumulación de sólidos y fangos en colector de 400 mm.



Figura 6.10. Acumulación de sólidos y fangos en colector de 300 mm.

Por otro lado, en la Figura 6.11 se presenta ahora el efecto comprobado de un vertido industrial identificado de carácter ácido sobre la zona próxima a su ingreso en la red de colectores.



Figura 6.11. Agresión ácida a una acometida de aguas residuales industriales.

La conclusión práctica que se obtiene es la de que el ajuste de pH de este tipo de efluentes de forma previa a su vertido (lo cual viene exigido en todas las normativas sobre alcantarillado y sobre vertidos industriales a saneamientos –*Ordenanzas municipales de vertidos y similares*–) debe ser mucho más eficaz en la práctica de lo que presenta la fotografía. En ella se observa el deterioro ciertamente dramático de toda la infraestructura de la acometida, el cual progresa hacia el propio colector, posibilitando el acceso de este vertido (de elevado poder agresivo) hacia la zona externa al colector, aguas freáticas y entorno general a su ubicación.

Considerando ahora los efectos más ligados a corrosiones de carácter electroquímico y microbiano, la Figura 6.12 recoge el aspecto de la pared de un emisario general de aguas residuales. Se pueden apreciar claramente (zonas señaladas con óvalos) las nervaduras metálicas del hormigón armado, cuya ferralla es objeto de la acción de la atmósfera húmeda del agua residual que discurre por el emisario. Como ya se ha comentado con anterioridad, el hierro experimenta en primer lugar probablemente una oxidación electroquímica lo que genera hidróxido de hierro de color rojizo, circunstancia que a renglón seguido provoca la rotura y el fisurado de la matriz de hormigón armado. Posteriormente, es previsible el acceso de los sulfuros y del ácido sulfhídrico generados vía microbiana hacia los hidróxidos de hierro, los cuáles son convertidos en sulfuros, lo que como ya sabemos implica una contracción del volumen de los elementos metálicos, y consiguientemente, una profundización y

aceleración en la dinámica corrosiva. Los sulfuros de hierro presentan coloraciones más oscuras que pueden adivinarse en la fotografía.



Figura 6.12. Pared de un emisario general de aguas residuales con muestras de corrosiones férricas.

La situación recogida arriba es mucho más frecuente de lo que se piensa y se extiende no sólo a colectores y emisarios, sino a otros elementos de las redes, como son las infraestructuras que acogen sistemas de elevación de aguas, o incluso casetas de elementos de control de caudal, pH, sondas para conductividad y otros parámetros medidos en continuo en colectores (DQO, algunos metales problemáticos, etc.) existentes en las redes.

Siguiendo con más ejemplos prácticos, las Figuras 6.13 y 6.14 muestran el efecto conjugado de vertidos ácidos más corrosión metálica.

En la fotografía de la Figura 6.13 se aprecia una fuerte degradación del fondo y las paredes del pozo de registro, advirtiéndose el granulado del material del armado del hormigonado. Además, se aprecia que la escalera o pate de acceso al pozo de registro, que se había instalado primitivamente en material metálico, se encuentra totalmente corroída y sin posibilidad de recuperación lo que, entre otras cuestiones, podría suponer un grave problema de seguridad en el acceso ante operaciones de mantenimiento y limpiezas, a llevar a cabo en este elemento.

Este fenómeno agresivo por ácidos se ha visto potenciado por la actuación del sulfato de cobre presente en el vertido capaz de interaccionar electroquímicamente con el material férrico.

Con relación a la fotografía de la Figura 6.14, cabe comentar que en este caso la degradación ácida ha afectado a un colector de hierro de pequeño diámetro que conducía el efluente residual, observándose como parte de este colector simplemente ha desaparecido en su casi total extensión cuando discurría por la zona inferior del pozo de registro investigado.

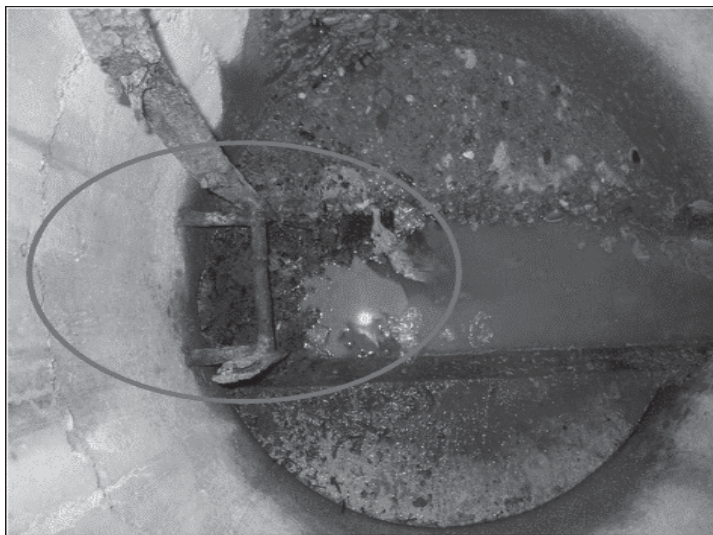


Figura 6.13. Pozo de registro con vertidos ácidos y de CuSO_4 .



Figura 6.14. Corrosión ácida en un colector de pequeño diámetro.

En la Figura 6.15 se recogen los efectos combinados de agresiones ácidas, que atacan al hormigonado del pozo de registro, paredes y fondo (zona inferior de la

fotografía) y de corrosión metálica que se puede adivinar en el colector metálico que ingresa y abandona el pozo (zona derecha de la fotografía). El efecto global es el de una alteración muy drástica del elemento global considerado.



Figura 6.15. Efectos de agresión ácida y corrosión electroquímica.

Para finalizar el repaso a colectores, observemos la Figura 6.16 (a y b).

En las dos fotografías que componen esta figura puede verse que la degradación provocada por efecto de la disolución de los elementos componentes del hormigonado llevado a cabo en esta ocasión por vertidos industriales con características básicas acusadas ($\text{pH} > 10$), en último extremo conduce a una situación de degradación muy similar en el orden práctico a la ya comentada para los vertidos ácidos. Como comentario, debe indicarse asimismo que este tipo de vertidos también deberían someterse a un proceso de pre-depuración para ajustar su pH a la neutralidad antes de su vertido al saneamiento general, como exigen las normativas de vertidos y aguas residuales y alcantarillado vigentes en nuestro país.

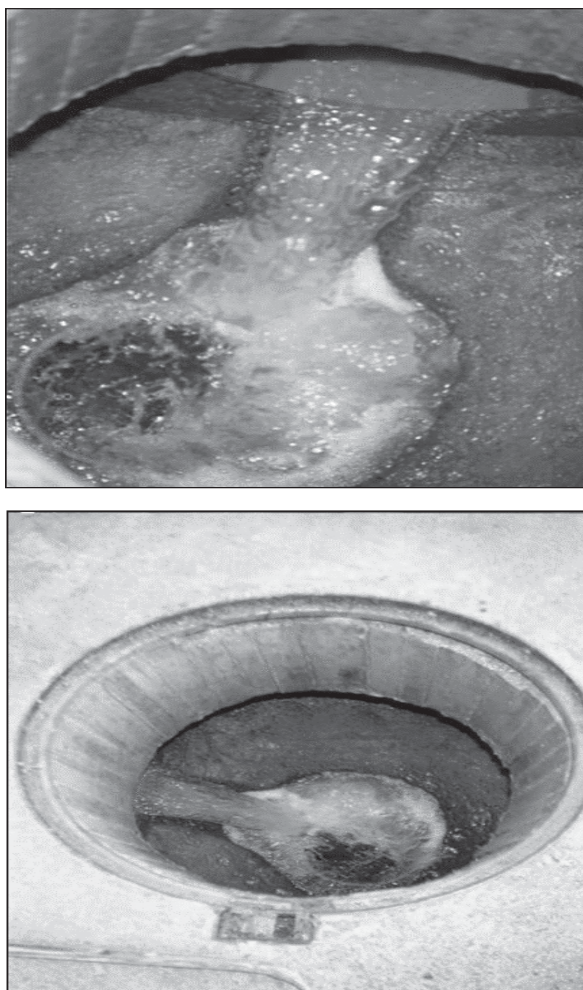


Figura 6.16. Efecto de vertidos alcalinos en dos casos: a y b.

Estaciones y sistemas de depuración de aguas residuales

Tanto en las EDAR, sean de diseño más sencillo para depuración de vertidos concretos como en las grandes EDAR urbanas, las agresiones y corrosiones así como los agentes que las provocan, no varían apreciablemente en relación a lo comentado para las redes de saneamiento y colectores. Siguiendo la filosofía marcada en este apartado, pasemos revista a algunos ejemplos significativos. Observemos la Figura 6.17.

En las dos fotografías que componen la misma se recoge el aspecto de una arqueta de recogida de agua depurada procedente de un tanque de oxidación total para tratamiento de aguas residuales domésticas tras tres años de servicio. Se aprecia una fuerte corrosión metálica en las tuberías, así como una notable degradación de todos los elementos constructivos cuyo aspecto y coloración se tornan mucho más oscuras: sería una muestra práctica de un fenómeno de profunda corrosión por sulfuros.

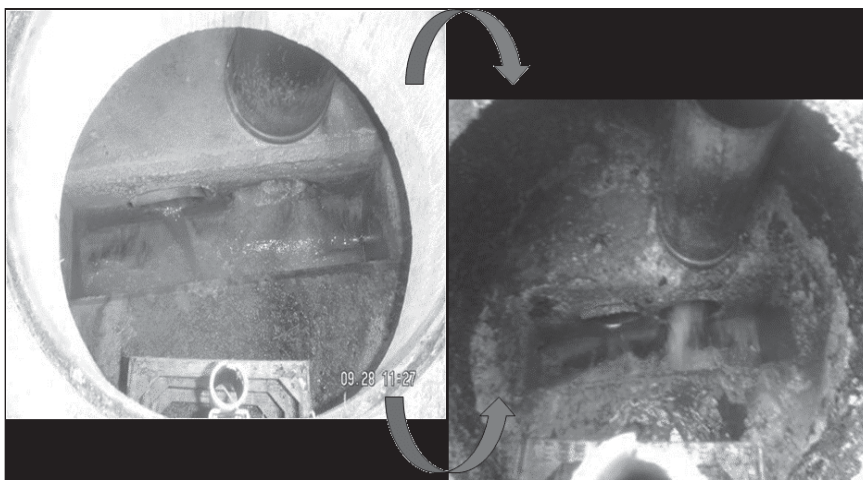


Figura 6.17. Alteración de la arqueta de recogida de agua depurada en un tanque de oxidación total tras tres años de servicio.

En la secuencia de las dos fotografías de la Figura 6.18 se observan las consecuencias del ataque ácido procedente de un vertido de regeneración de resinas de intercambio iónico para desmineralización del agua destinada a una caldera. Se compara la situación inicial y la final tras pocos años de servicio del sistema. Se puede apreciar a la derecha la fuerte degradación del material de construcción de la arqueta de recogida, en el que las nervaduras metálicas del armazón del hormigonado están libres: la progresión hacia el interior del hormigón del ataque del agua de regeneración con un elevado contenido salino y cierto grado de acidez es ciertamente importante.

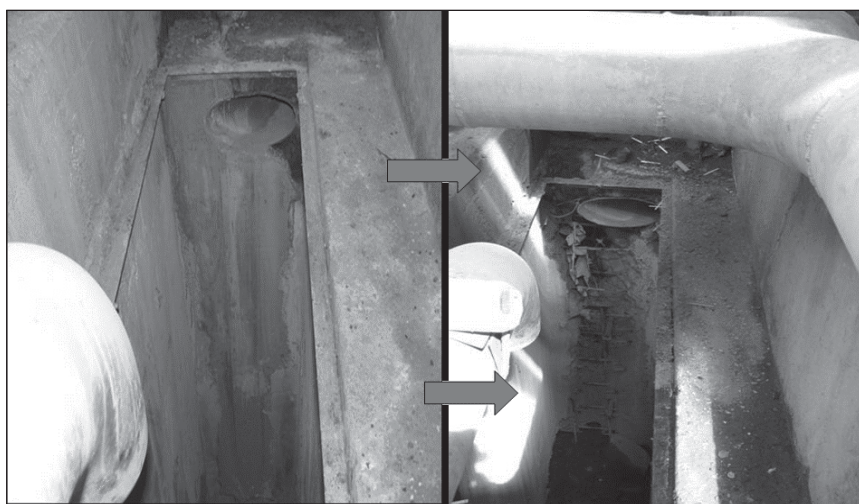


Figura 6.18. Efectos del ataque de aguas procedentes de regeneración de resinas de intercambio iónico (aguas con elevado contenido salino).

Vistos algunos ejemplos de instalaciones de depuración modestas, pasemos revista a la situación en grandes EDAR que tratan aguas residuales urbanas.

En este sentido, en la Figura 6.19 puede observarse la importante corrosión externa que existe en el depósito aéreo de almacenamiento de materiales extraídos del pozo de gruesos de entrada general a una gran EDAR urbana. Esta instalación se encuentra afectada por el ambiente reductor sulfurado generado por el agua residual prácticamente anóxica que accede a través del emisario general a la planta.



Figura 6.19. Corrosión del puente metálico de recogida de gruesos de una EDAR.

Por su parte la Figura 6.20 presenta el aspecto muy deteriorado de un pozo de registro de las acometidas de dos canalizaciones interiores de recogida de aguas de baldeos internos y de lluvias en una EDAR: aquí existe agresión química y microbiana en fondo y paredes, tanto a metales como a materiales de construcción.

A destacar las dos zonas señaladas en que se detectan nódulos metálicos de hidróxidos y sulfuros que se han ido formando favorecido su desarrollo por el bajo caudal circulante habitual de las dos tuberías.

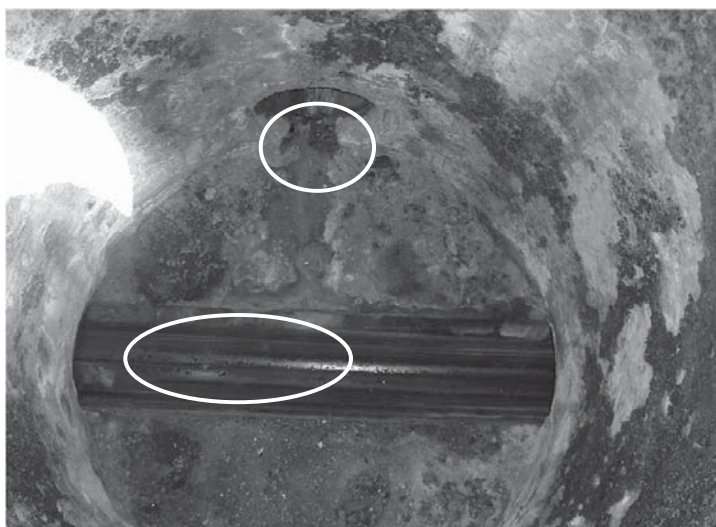


Figura 6.20. Corrosión de pozo de registro de acometidas de canalizaciones internas de aguas de baldeos y aguas de lluvias de una EDAR urbana.

Siguiendo la línea del proceso de depuración, la Figura 6.21 muestra un detalle del aspecto de algunos elementos metálicos situados en un desarenador. En este caso, como en muchos de los detectados en cualquier EDAR, aparte de los fenómenos corrosivos ligados a sulfuros y H_2S , y elementos microbianos, también se adivina el efecto provocado por la formación de pilas de corrosión al ponerse en contacto directamente piezas metálicas de distintos materiales. Recuérdese al efecto, que la pieza metálica menos noble sería la corroída (zona anódica) frente a la pieza más noble (zona catódica).

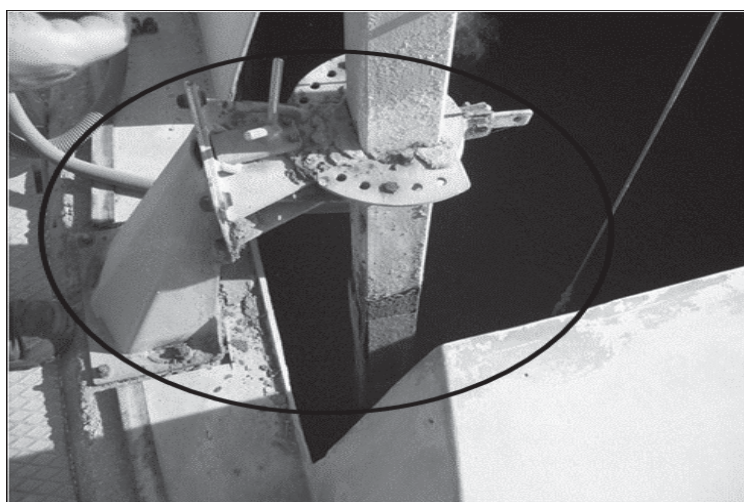


Figura 6.21. Detalle de corrosión metálica en un desarenador.

Por otro lado, la Figura 6.22 recoge el aspecto externo de la pared de un decantador primario. En la zona superior de la misma se aprecia una típica corrosión por sulfuros, y la posterior corrosión microbiana con formación de elementos tuberculares en una fase inicial de desarrollo.



Figura 6.22. Corrosión externa en pared de un decantador primario.

Asimismo, en la parte inferior de la figura el fenómeno corrosivo se debe más bien a la generación de una pila de corrosión al poner en contacto el soporte de acero inoxidable (más resistente y catódico) con las nervaduras férricas del armazón del hormigón (menos resistentes y más anódicas). Este tipo de actuaciones, pese a la incidencia negativa de las mismas en la durabilidad de los materiales, siguen siendo en muchas ocasiones la rutina y no la excepción en muchas instalaciones.

A continuación, otros dos ejemplos de corrosiones metálicas. En la Figura 6.23, la dramática corrosión tanto interna como externa, ha hecho desaparecer totalmente el material en varias zonas del fragmento considerado.



Figura 6.23. Tubería de fundición severamente corroída.

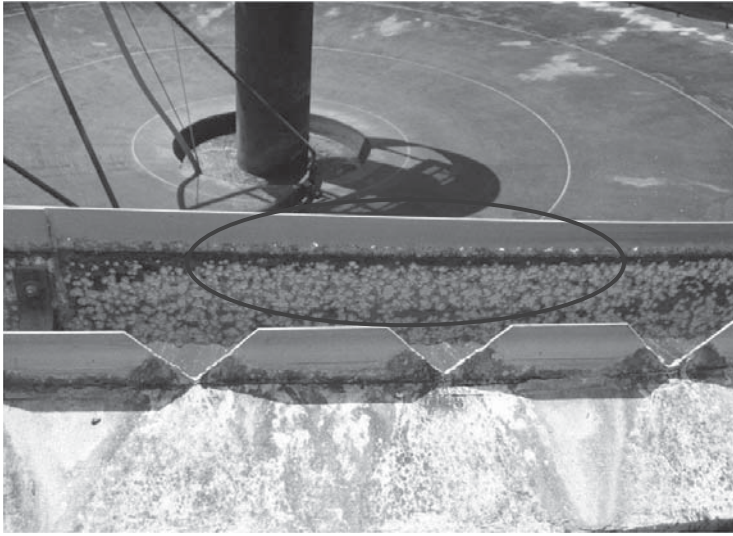


Figura 6.24. Corrosión granular en el canal perimetral de recogida del agua tratada en un decantador secundario.

En la Figura 6.24 la corrosión adopta forma granular que al final provocará innumerables picaduras en toda la superficie afectada.

Para finalizar este repaso, la Figura 6.25 recoge el aspecto del pozo de recogida de agua de lixiviado procedente de un espesador de fangos. En ella se vuelve a apreciar el profundo deterioro del material de construcción, tanto en su parte de nervaduras metálicas como en la base cementante.



Figura 6.25. Aspecto del pozo de recogida de aguas de lixiviado de un espesador de fangos.

COSTES ASOCIADOS A LOS FENÓMENOS DE CORROSIVIDAD Y AGRESIVIDAD EN SANEAMIENTOS

De todo lo expuesto es fácil deducir que los fenómenos de corrosividad y agresividad en los saneamientos y las EDAR comportan unos costes asociados que pueden ser de dos tipos: no económicos y económicos.

COSTES NO ECONÓMICOS

En relación al aspecto no económico podemos fijarnos en:

- Roturas, fisuras, fracturas y deterioros más o menos graves en redes de colectores y en equipos de depuración. A incluir aquí también el deterioro más rápido de elementos y equipos en los laboratorios de proceso de las EDAR, dado la matriz sobre la que se desarrolla su actividad, como se comentó anteriormente.
- Evacuación indeseada al medio ambiente de efluentes sin depurar, tanto aguas residuales como también gases y atmósferas nocivas.
- Esta evacuación de efluentes sin depurar, cuando se produce en zonas habitadas o en su proximidad, podría generar problemas sanitarios a la población por la contaminación microbiana rica en vectores activos de diversas enfermedades que contienen las aguas residuales, especialmente las de procedencia doméstica y de hospitales y centros de salud.
- La salida al medio, especialmente urbano, de efluentes gaseosos también podría acarrear problemáticas ligadas a malos olores y atmósferas desagradables en su cercanía.
- Como ya se comentó más arriba, la salida al freático de aguas residuales sin tratar, o directamente, al medio ambiente urbano o cercano al urbano, podría constituir un foco importante de contaminación ambiental indeseable de los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos.
- Otro efecto que considerar sería la generación de problemas de movilidad urbana e incomodidad ligada a los episodios de reparación de instalaciones deterioradas: cortes de tráfico, ruidos por maquinaria pesada, molestias por gases de combustión de maquinaria (por ejemplo, de corte o para generación eléctrica autónoma) e incluso, la restricción de acceso a la propia vivienda a los ciudadanos en función de la localización concreta del problema a resolver.
- Finalmente, la percepción social del ciudadano de que se preste poca atención a la cuestión ambiental ligada a la recogida y depuración de las aguas residuales en su ciudad o municipio.

COSTES ECONÓMICOS

En relación a los costes económicos globales, y si bien es un aspecto cuyo resultado final estará en función de los parámetros de partida considerados (tiempo

de servicio de instalaciones, calidad constructiva y de materiales de las mismas, tasa de uso, políticas eficaces de mantenimiento preventivo, etc.) estimaciones del sector consultado al respecto evalúan los costes derivados de los fenómenos agresivos y corrosivos, y que afectan a reposición total o parcial de materiales y equipos de saneamientos y depuradoras, entre el 2% y más del 4% sobre el PIB de un país industrializado.

En el caso de España, la cantidad podría rondar los 30.000 millones de euros al año, cantidad ciertamente muy importante y que plantea la necesidad imperiosa de implantar políticas prácticas que minimicen estos problemas y que puedan ahorrar una cantidad importante en el desarrollo de estas actividades la cual pueda repercutir favorablemente sobre el bolsillo del ciudadano, que a fin de cuentas es quien soporta al final todo lo concerniente al ciclo integral del agua (como se encarga periódicamente de recordar la propia Unión Europea, a través de su *Directiva Marco del Agua*).

LUCHA EFICAZ CONTRA LOS FENÓMENOS CORROSIVOS Y AGRESIVOS EN LOS SANEAMIENTOS Y LAS EDAR

Como preámbulo a las estrategias que pueden ser eficaces en la lucha contra los fenómenos corrosivos, indíquese que la alteración de metales y materiales manufacturados es consustancial al propio comportamiento fisicoquímico de los mismos. Es decir, en la naturaleza no se encuentran libres trozos de hierro, sino compuestos químicos como óxidos, hidróxidos y sulfuros lo que indica que la tendencia natural es a la oxidación del Fe elemental, no al contrario.

Esta obviedad ya nos alerta de que el fenómeno agresivo y corrosivo no se puede evitar, sino que habrá que intentar limitar en tiempo y forma su desarrollo natural. Y en base a esto hay que considerar tres aspectos: empleo de *materiales adecuados*, *control eficaz de vertidos* a los saneamientos y finalmente, implantación de *prácticas sostenibles*.

EMPLEO DE MATERIALES ADECUADOS

En el caso de materiales metálicos, la acción que más beneficios prácticos reporta, sin duda, es la de no provocar interacciones derivadas de la formación de pilas electroquímicas (es decir, corrosión anódica de metales menos nobles) poniendo en contacto materiales metálicos que generen pares redox activos.

Como ejemplo de lo dicho se presenta la Figura 6.26 en la que se observa el resultado de la puesta en contacto directo de dos materiales metálicos incompatibles desde el punto de vista electroquímico. La zona de la maneta del grifo se corroe sufriendo una oxidación anódica, frente a la zona catódica representada por la pieza de inserción de bronce más catódica. La solución a este problema hubiera sido la interposición entre las dos piezas metálicas de un aislante de caucho o de material plástico inerte.

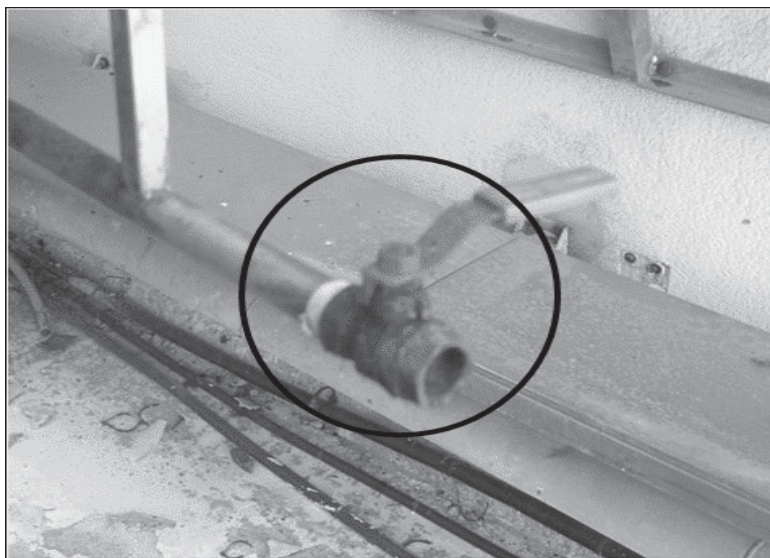


Figura 6.26. Corrosión por contacto entre elementos metálicos incompatibles.

Estos efectos pueden observarse frecuentemente en tuberías de cobre que se acoplan a otras de acero sin ningún tipo de aislante entre ellas, o en tuberías asimismo de cobre que se conectan a otras de fundición férrea: en estos casos las corrosiones de los elementos de hierro son rápidas y muy marcadas.

Como práctica general nunca deberán ponerse en contacto dos piezas metálicas distintas, ni incluso aunque una de ellas fuese de acero inoxidable de alta calidad. En este sentido, son frecuentes las corrosiones observadas tras poco tiempo de servicio en piezas de acero galvanizado puestas en contacto directo con otras de acero inoxidable más noble (menos anódico).

También en la prevención de corrosiones metálicas será útil colocar elementos metálicos lo más inertes e inoxidables posible (es decir, primando aceros de más calidad, frente a otros de menor calidad) en ubicaciones con ambientes húmedos y ricos en sulfuros en las EDAR, como demuestran las dos fotografías de la Figura 6.27.

Por otro lado, el emplear recubrimientos y pinturas epoxídicos o de resinas similares sobre el exterior de los elementos metálicos siempre garantizará una mayor durabilidad de los mismos.

En este sentido, la aplicación de productos químicos que puedan pasivar internamente las tuberías, tales como inhibidores de fosfato de zinc, metafosfatos, o compuestos aminados entre otros, suele dar buen rendimiento.



Figura 6.27. Comparación entre el estado de un elemento de una tajadera instalada en unas balsas de aireación, en material más inoxidable (derecha) o menos inoxidable (izquierda).

Para finalizar esta aproximación sobre idoneidad de materiales, la Figura 6.28 presenta algunos ejemplos de tuberías de materiales plásticos de creciente aplicación en la actualidad en redes de saneamiento. Polietilenos de baja y alta densidad, policarbonatos, PVC así como propilenos presentan hoy en día prestaciones de durabilidad, resistencia y precio que los hacen cada vez más atractivos, sin olvidar la práctica ausencia de corrosión inherente a los mismos.



Figura 6.28. Varios ejemplos de materiales plásticos: tuberías y pozos de registro.

Protección catódica

En otro orden de cosas, otra forma de protección de los elementos metálicos consiste en la denominada *protección catódica*. Su principio es simple. Consiste en

conectar ánodos de metales más fácilmente susceptibles de corrosión que el material metálico al que se intenta proteger: así elementos de aluminio, magnesio o zinc. La conexión se realiza mediante un conductor metálico y el efecto observado es la oxidación preferente de los ánodos, también denominados *de sacrificio*, con la consiguiente protección asociada para el metal de interés. Lógicamente, la instalación de nuevos ánodos de sacrificio deberá renovarse periódicamente en función del comportamiento del sistema (Figura 6.29).



Figura 6.29. Ánodos de sacrificio preparados para su instalación.

La protección catódica se puede lograr asimismo con la aplicación de una corriente eléctrica externa al sistema, lo cual es útil para protección de rejillas de tamizado, así como para la de tuberías de gran longitud y otros diversos materiales metálicos.

En todo caso estos sistemas son caros, y siempre habrá que valorar si el descenso de la tasa de renovación de elementos afectados es rentable técnica y económicamente frente a la inversión llevada a cabo.

Protección de materiales de construcción

Con respecto a los materiales de construcción, hormigones y cementos, la principal vía de protección reside en el uso de pinturas epoxídicas y similares que minimicen el acceso de los agentes corrosivos (aguas, lodos y gases) hacia el material.

Así, el proceso de recubrimiento integral del material se esquematiza en la Figura 6.30. Se aprecia la secuencia práctica general para conseguir un recubrimiento completo sobre un material al objeto de preservarlo de un fenómeno corrosivo: tras la limpieza del material base, se aplica primero una imprimación, posteriormente una pintura intermedia y finalmente otra capa de pintura externa.

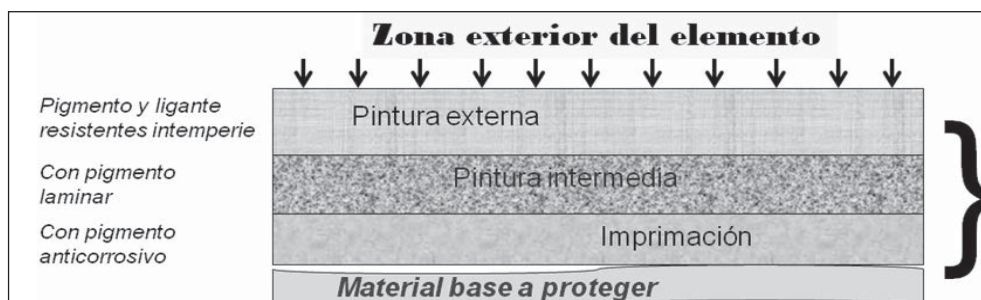


Figura 6.30. Proceso de recubrimiento integral de materiales para evitar corrosiones.

Limpieza de materiales y eliminación de lodos y biofilms

Finalmente, tanto para materiales metálicos como para hormigones y materiales de construcción, y habida cuenta de que las deposiciones de lodos y biofilms sobre superficies son un elemento favorecedor de procesos agresivos y corrosivos, será eficaz proceder a limitar la ocurrencia de estos depósitos procediendo a limpiezas periódicas con desinfectante (normalmente cloro). Las aplicaciones prácticas pueden ser en continuo, es decir, una determinada dosis en g/m^3 de cloro al efluente a tratar, bien en aplicaciones de secuencia variable (algunas veces al día) o bien en dosis de choque (algunas veces al año). En todo caso, las dinámicas de tratamiento más efectivas las darán siempre la comprobación del rendimiento práctico obtenido, o los estudios de jar-test a nivel de laboratorio, si fueran posibles estos últimos.

CONTROL EFICAZ DE VERTIDOS TANTO INDUSTRIALES COMO DOMÉSTICOS

Como introducción al tema, la regulación en materia de aguas residuales en nuestro país abarca genéricamente dos grandes apartados:

- Las aguas residuales, con independencia de sus características en origen, que tras ser depuradas se vierten a cauces públicos, priorizando y buscando la preservación de aquellos.
- Los vertidos de carácter eminentemente industrial y no doméstico que acceden a los *SISP* (*Sistemas Integrados de Saneamiento Público*).

En el primer apartado son de aplicación la Ley de Aguas y Reglamentos que la desarrollan, así como el Reglamento E-PRTR que se ocupa de sustancias prioritarias. A estos documentos pueden sumárseles normativas de carácter autonómico o supramunicipal.

Para las aguas residuales vertidas a redes de saneamiento públicas las normativas y reglamentaciones aplicables suelen ser de ámbito municipal, y autonómico en algún caso (por ejemplo, Ley de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental en Andalucía y la más reciente Ley de Aguas de esta Comunidad, de junio de 2010).

En el ámbito municipal cabe citar a las conocidas Ordenanzas de Vertidos y similares. Estas marcan pautas para que la emisión de aguas residuales fundamentalmente industriales a los saneamientos públicos cumpla dos objetivos prioritarios:

- Mínima agresión física, química y microbiológica, a los colectores de aguas residuales y EDAR.
- Mínima problemática en la explotación de las EDAR municipales a fin de que estas sean capaces de cumplir con los rendimientos de depuración exigidos en las autorizaciones de vertido a cauce público pertinentes.

Si bien el apartado de la contaminación ligada a las aguas y vertidos industriales se encuentra suficientemente normalizado, con herramientas de control, inspección y vigilancia de vertidos a disposición del gestor del saneamiento, la cuestión de las aguas residuales de procedencia doméstica y domiciliaria carece de cualquier tipo de normativa aplicable, salvo la prohibición expresa de que nuestros desagües de aguas residuales domésticas se empleen como sumideros de aguas no domésticas y/o industriales, algo totalmente prohibido en todas las Ordenanzas de Vertidos.

En orden a lo indicado en el párrafo anterior, numerosos estudios ya han puesto de manifiesto que las aguas residuales domiciliarias son portadoras de sustancias y contaminantes que, en muchos casos, plantean problemas de vehiculación y agresividad frente a los colectores generales de aguas residuales, además de entorpecer también la propia depuración biológica desarrollada en nuestras EDAR.

Lo complicado de esta situación es la extrema dificultad de su control práctico con las Ordenanzas de Vertidos en la mano (salvo episodios muy específicos) al poder entenderse que invaden parcelas de privacidad de los usuarios. La cuestión se hace aún más compleja teniendo en cuenta que la mayoría de los contaminantes de las aguas residuales domiciliarias se hallan tan ampliamente distribuidos en cualquier producto de uso doméstico de adquisición en cualquier establecimiento comercial de nuestras ciudades, que el usuario particular nada absolutamente puede hacer por evitar su vertido. Incluso se da la paradoja, con poca base técnica ni científica, de que mediante campañas publicitarias periódicas se bombardea al usuario con la bondad y conveniencia de aplicar a escala particular actuaciones en materia de aguas residuales domésticas que se demuestran en realidad nocivas para la propia integridad de los *SISP*. Por ejemplo:

- Utilización de los desagües domésticos para eliminación de restos sólidos ligeros de (*teórica*) fácil y rápida disgregación y/o disolución (toallitas higiénicas, papel higiénico, bastoncillos, incluso el propio soporte de los rollos de papel higiénico..).
- Aplicación de trituradores de basura para eliminar conjuntamente residuos sólidos urbanos junto a las aguas residuales domésticas.
- Eliminación rápida de restos de fármacos, medicamentos y analgésicos de uso privado.
- Eliminación rápida de restos de bricolage doméstico (pinturas, disolventes...).

Por otro lado, la emisión de sustancias refractarias a la depuración biológica o incluso biotóxicas, procedentes de restos de productos de higiene doméstica (geles, cosméticos, champús, detergentes, blanqueadores, lejías, jabones...) o de restos de jardinería (abonos, productos fitosanitarios..) o del empleo cada vez más extendido de equipos domésticos de tratamiento de aguas de consumo, que vierten por nuestros desagües contaminación de carácter salino y/o contaminantes orgánicos, va paulatinamente incrementándose en todas nuestras ciudades.

Dicho lo anterior, no se trata de repetir las consecuencias negativas de los vertidos industriales sobre las redes de saneamiento, pero en síntesis digamos que los efectos generales sobre las redes de saneamiento y las EDAR pueden resumirse en:

- Afección física sobre elementos de colectores y EDAR de las aguas residuales ácidas o básicas que disuelven materiales.
- Generación de procesos de deposición de sólidos en los colectores, fundamentalmente, tanto por sólidos presentes en origen en los vertidos como por producción posterior de precipitados mediante mecanismos varios, como los ligados al equilibrio carbónico, reacciones químicas de insolubilización entre diferentes compuestos, producción microbiana de biofilms y similares, etc.
- Generación de condiciones anóxicas en vertidos de alta carga biodegradable que se va oxidando poco a poco en las redes de colectores antes de su llegada a las EDAR.
- Fenómenos de toxicidad en la microfauna biológica depuradora de las EDAR, al contener compuestos químicos tóxicos, como por ejemplo, metales pesados, cianuros, compuestos orgánicos de síntesis, medicamentos y analgésicos, restos de disolventes, de pinturas, de aceites agotados de fritura y de motor, fluoruros, etc.
- Finalmente, generación de ambientes o atmósferas nocivas, penosas o insalubres para los encargados del mantenimiento y gestión operativa práctica de los colectores y las EDAR.

Dado que estos efectos se generan, por supuesto desde las aguas residuales industriales, pero además también desde las domésticas, y dado que para las industriales se cuentan con herramientas de control razonablemente eficaces, lo que implica medios coercitivos para que en un determinado momento se cumpla con la normativa, se trata ahora de trasladar esta dinámica de reducción paulatina de contaminación a los usos domésticos. Y esta cuestión es muy difícil puesto que el ciudadano se convierte en un agente pasivo emisor de contaminación porque poco o nada puede incidir sobre los productos comerciales que adquiere en su vida cotidiana (efectos del voraz consumismo imperante).

Sólo quedaría aplicar lo que se suele denominar como *control en origen de contaminación*. Es decir, limitar por normativas al efecto que deben tener su inicio, en el caso de nuestro estado, en la propia Unión Europea, el contenido en sustancias contaminantes de los productos domésticos que se adquieren de forma libre en el mercado. Se trata de exigir a los productores primarios de bienes, servicios y produc-

tos, la producción de formulaciones cada vez más sostenibles, es decir, cuyos efectos nocivos sean menores para el medio ambiente, si bien admitiendo incluso la pérdida de un poco de eficacia en el resultado doméstico del producto considerado.

Es posible que si el ciudadano cuenta con gamas de productos de diferente capacidad agresiva ambiental, prime sobre el aspecto del ahorro económico el de aplicar una política privada más sostenible ambientalmente.

Resumiendo, pues: la aplicación de un control e inspección de vertidos industriales es inexcusable como forma de preservación de nuestros colectores y nuestras EDAR frente a episodios de corrosiones y agresiones a los mismos. Pero además, y esto a veces se olvida, *deben aplicarse rutinas domésticas por parte de la ciudadanía cada vez menos agresoras para los saneamientos*, o lo que está relacionado, cada vez más sostenibles ambientalmente. Y aquí enlazamos con el punto final de este capítulo.

IMPLANTACIÓN DE PRÁCTICAS SOSTENIBLES

Cuando hablamos de prácticas sostenibles nos estamos refiriendo, completando lo expuesto en el apartado anterior, a que sin perder cuotas apreciables de bienestar y calidad de vida por parte de la ciudadanía se haga uso de productos cada vez más limpios ambientalmente, con menor proporción de compuestos tóxicos y/o agresivos en su contenido y formulaciones, sustituyendo este tipo de compuestos por otros menos tóxicos y/o agresivos, tanto para los materiales, como para el propio medio ambiente y en última instancia, para el propio ser humano.

Esta práctica se debe de fundar en varios pilares, que han de ser exigidos, como otros derechos sociales o ambientales, por la ciudadanía:

- Existencia de gamas de productos con diferentes grados de agresividad ambiental (que debería ser cada vez más baja) para valoración del ciudadano.
- Información pormenorizada sobre los productos disponibles.
- Aplicación de limitaciones en origen de contaminantes en los productos domésticos al alcance del ciudadano.
- Concienciación del ciudadano en la validez y conveniencia de perder en su caso un poco de eficacia del producto en aras de ganar sostenibilidad ambiental.

Como corolario, si en los próximos años la sociedad es capaz de avanzar en estos sencillos principios, nuestros saneamientos, nuestras EDAR, nuestras ciudades, nuestro medio ambiente urbano, y por último, nuestro propio planeta saldrá favorecido.

PRÁCTICA DEL TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO DE AGUAS A ESCALA DE LABORATORIO

7

Cualquier ensayo de tratamiento a escala de laboratorio, o en general a escala reducida, intenta aproximarse al funcionamiento, operativa y rendimiento práctico que el correspondiente proceso de tratamiento o depuración de ese agua podría experimentar razonablemente en una estación de tratamiento o de depuración a escala industrial. La filosofía aplicada es trabajar con procesos unitarios “*a escala*” de los posteriormente empleados en planta.

Lo anterior puede llegar a ser tan complejo como se quiera. Desde, simplemente un vaso de precipitado al que se añade un reactivo en la dosis equivalente deseada para lograr la eliminación del color y la turbidez del agua bruta, con agitación manual de la mezcla “*reactivo-agua a tratar*”, hasta la construcción y operación de “*plantas piloto*” dotadas de todos los procesos unitarios requeridos para el tratamiento del agua en cuestión.

Ahora es el momento de pasar revista a los más habituales tipos de ensayos de tratamiento que se pueden emplear en un *laboratorio de proceso* de una estación de tratamiento de aguas.

ENSAYOS DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN: “JAR-TEST”

Un ensayo de jar-test intenta reflejar a escala de laboratorio el comportamiento en coagulación-floculación y decantación posterior de un agua problema a la que se le añaden cantidades conocidas de reactivos químicos. Se suele operar con vasos de precipitados o recipientes similares de 1 L de capacidad, transparentes, en los que se introduce un sistema de agitación mecánico, de al menos dos velocidades de giro, o bien con velocidad progresiva regulable, dotado de un temporizador.

La dinámica general consiste en añadir dosis crecientes del reactivo a ensayar en mg/L (equivalentes a g/m³ a escala industrial) y después de unas condiciones dadas de velocidad de agitación, tiempo de agitación y tiempo de sedimentación (en su caso de temperatura, pH u otros) proceder a la observación del comportamiento del agua problema, en función de los resultados analíticos obtenidos en el análisis de muestras de agua tomadas de cada vaso de los que conforman el ensayo. En la Figura 7.1 se presenta un equipo convencional para jar-test, con un ensayo real (clarificación de un agua usando cloruro férrico).

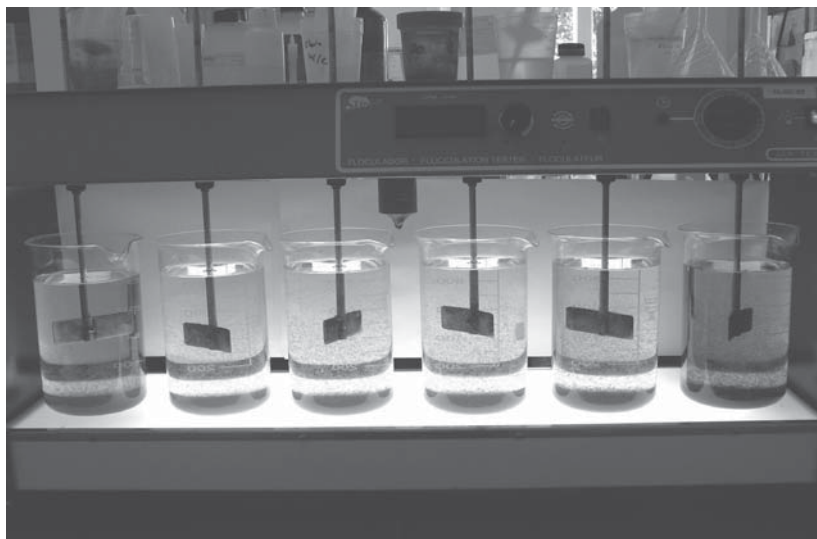


Figura 7.1. Floculador y ensayo de coagulación-floculación.

El procedimiento estandarizado de un ensayo de jar-test, o en general, de cualquier ensayo de tratamiento, sería:

- Adición de cantidades de la disolución preparada de reactivo que equivalgan a las dosis que se desean aplicar al agua, expresadas en “ mg/L ”, que para el tratamiento industrial en planta corresponderían a “ g/m^3 ”. Estas cantidades de reactivo se añaden en vasos de precipitado de forma alta de 1 L de capacidad, llenos con el agua a ensayar.
También podrían emplearse otro tipo de vasos de ensayo, si bien deberían ser lo más transparentes posible, y guardando una proporción que garantice una altura alrededor de 1,8 veces la longitud del diámetro del vaso.
- Agitación de la mezcla *agua+reactivo* durante un tiempo de 1 a 2 minutos a una velocidad de agitación rápida, del orden de 75 a 100 rpm.
- Agitación de la mezcla durante otros 10 minutos a una velocidad de agitación lenta, del orden de 20 a 30 rpm.
- Detener la agitación, sacar la varilla agitadora de cada vaso y dejar reposar durante 10 minutos.
- Toma de muestras del agua tratada, preferentemente del tercio superior de cada vaso de ensayo, para determinación de color, turbidez, aluminio residual, etc.. Es importante intentar que los flóculos formados y que se encuentran en el fondo de cada vaso se alteren lo menos posible durante el proceso de toma de muestras, al objeto de evitar resuspensiones de materiales ya decantados que modifiquen el resultado.
- Elección de la dosis idónea aproximada en función del resultado esperado. Recuérdese que las dosis idóneas son aproximadas y pueden variar en planta al alza o a la baja!!.

Un ejemplo de cómo se obtiene información útil de un ensayo práctico de jar-test son las Figuras 7.2 y 7.3, que recogen el resultado de representar el efecto de diferentes dosis de coagulante sobre la turbidez del agua, y sobre un parámetro adicional que se denomina *relación de clarificación*. En la Figura 7.2 se incluyen en abscisas las dosis empleadas para coagulación, mientras en ordenadas se observa la turbidez final del agua tratada.

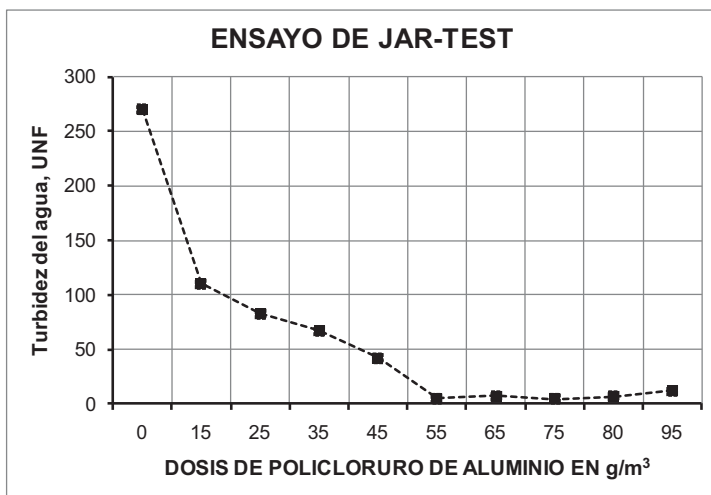


Figura 7.2. Ensayo de jar-test: turbidez frente a dosis de coagulante.

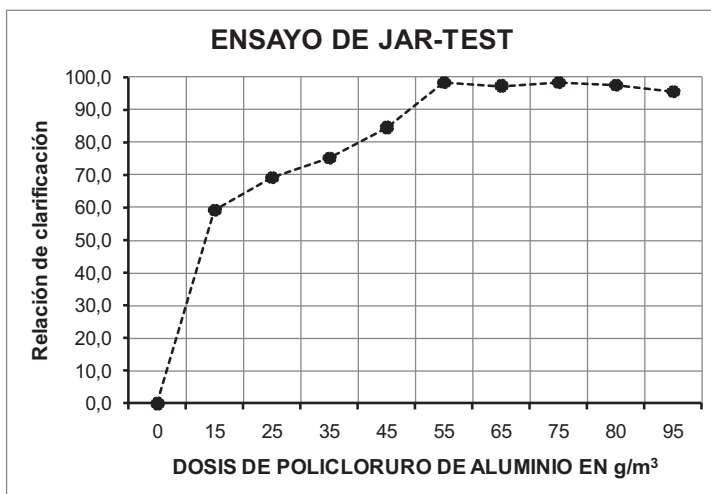


Figura 7.3. Ensayo de jar-test: relación de clarificación frente a dosis de coagulante.

Como comentario se aprecia que la turbidez del agua descende a medida que se incrementan las dosis de coagulante hasta alcanzar un valor de 55 g/m³, punto en que a partir del cual la turbidez apenas varía e incluso para dosis más altas se incrementa

ligeramente. La conclusión indica que la dosis óptima del ensayo sería precisamente de 55 g/m³.

Por su parte, la Figura 7.3 recoge la representación de la relación de clarificación del agua frente a las dosis aplicadas. Al respecto, se define la relación de clarificación como,

$$R_C = (\text{UNF}_B - \text{UNF}_T) \cdot 100 / \text{UNF}_B$$

siendo “R_C” relación de clarificación, y “UNF_B” y “UNF_T”, respectivamente, los valores de turbidez del agua bruta sin tratar (en el caso presentado, 270 UNF) y los de la turbidez del agua para una dosis dada de coagulante (la turbidez viene expresada en UNF –unidades nefelométricas de formacina–).

La gráfica anterior nos indica que la relación de clarificación va incrementándose con la dosis de reactivo hasta llegar a un punto a partir del cual apenas varía. Este punto corresponde a una dosis de 55 g/m³, que lógicamente coincide con el de la Figura 7.2. En el orden práctico signifíquese que la evolución de turbidez y relación de clarificación frente al incremento de dosis de coagulante son opuestas.

Aparte del resultado gráfico presentado más arriba, en los ensayos de jar-test también se consideran otros apartados menos sujetos a objetividad, como pueden ser, tamaño y aspecto de los flóculos formados, velocidad de sedimentación, altura del lecho de fangos formado, consistencia, etc., al objeto de valorar la eficacia lograda.

En este sentido, por ejemplo, se aplican escalas de 0 a 10 para indicar el aspecto y tamaño de los flóculos formados:

- 10, floculación rápida y flóculos muy grandes.
- 8, floculación rápida y flóculos grandes.
- 6, floculación media y flóculos de tamaño medio.
- 4, floculación lenta y flóculos pequeños.
- 2, opalescencia y floculación muy baja.
- 0, sin floculación.

Sin embargo para aplicar estos criterios es imprescindible una cierta formación práctica del operador, siendo evidentemente más objetivos los resultados basados en el tratamiento de los datos analíticos obtenidos de las pruebas practicadas a las aguas.

CÁLCULO DE DISOLUCIONES DE REACTIVOS COMERCIALES

Los coagulantes más comúnmente empleados son las sales de aluminio, sulfato de alúmina y policloruros de aluminio, así como las sales de hierro (véase Capítulo 1). Los ensayos rutinarios se realizan dosificando en cada vaso dosis de “x mg/L”, es decir, el equivalente en planta a “x g/m³”.

Habitualmente, las dosis de tratamiento a escala industrial se suelen expresar como g/m³ puesto que las plantas reales suelen procesar caudales del orden de cientos o miles de m³ a la hora.

Reactivos sólidos

Si el ensayo se realiza con un *reactivo sólido* (sulfato de alúmina sólido, hidróxido cálcico, permanganato potásico, carbón activo en polvo, etc.) preparar por pesada directamente (pudiendo o no considerar la riqueza del producto) disoluciones en la franja entre 10 g/L, con lo que cada mL de esa disolución contendrá 10 mg, y 1 g/L, con lo que cada mL de disolución contendrá 1 mg.

En el primer caso, cada mL de disolución de reactivo dosificado a 1 litro de agua a ensayar equivaldrá a una dosis de 10 mg/L = 10 g/m³ y en el segundo caso, a 1 mg/L = 1 g/m³.

Si se preparasen por dilución disoluciones más diluidas, por ejemplo, diluyendo 1/10 la disolución de 1 g/L, tomando entonces 10 mL de esta y enrasando a un total de 100 mL con agua destilada, esta disolución final tendría una concentración de 0,1 g/L con lo que cada mL dosificado a 1 L de agua a tratar supondría una dosis de 0,1 g/m³.

Reactivos líquidos

Si se trata de *reactivos líquidos* (sulfato de alúmina, policloruro de alúmina principalmente, sulfato férrico, cloruro férrico, etc.) cada producto viene definido por un valor de densidad en “g/cc” y de riqueza en producto activo en “%”.

En la práctica, el producto de densidad por riqueza dividido por 100 indicará el contenido del líquido en producto activo en gramos por litro. Veamos algunos ejemplos:

- a) *Sulfato de alúmina* de densidad $d=1,335$ g/cc y 49 % en producto activo:
 $(1,335 \text{ g/cc} \bullet 49 \%) / 100 = 0,654 \text{ g/L} = 654 \text{ g de producto activo puro por litro de disolución comercial.}$
- b) *Policloruro de aluminio* de densidad 1,20 g/cc y 33 % en producto activo:
 $(1,22 \text{ g/cc} \bullet 33 \%) / 100 = 0,403 \text{ g/L} = 403 \text{ g de producto activo puro por litro de disolución comercial.}$
- c) *Sulfato férrico* de densidad 1,60 g/cc y 44% en producto activo:
 $(1,60 \text{ g/cc} \bullet 44 \%) / 100 = 0,704 \text{ g/L} = 704 \text{ g de producto activo por litro de disolución comercial.}$

Para preparar “X” mL de una disolución conteniendo “Y” g/L de coagulante, en los casos comentados más arriba, tendríamos,

- a) *Sulfato de alúmina*:
 $(Y / 654) \bullet X = \text{mL de disolución comercial que hay que tomar y enrasar a un total de X mL con agua destilada.}$
Para preparar 1.000 mL de disolución de 10 g/L,
 $(10 / 654) \bullet 1.000 = 15,3 \text{ mL y enrase a un total de 1.000 mL.}$

b) *Policloruro de aluminio:*

$(Y / 403) \bullet X = \text{mL de disolución comercial que hay que tomar y enrasar a un total de } X \text{ mL con agua destilada.}$

Para preparar 1.000 mL de disolución de 10 g/L,

$(10 / 403) \bullet 1.000 = 24,8 \text{ mL y enrase a } 1.000 \text{ mL.}$

c) *Sulfato férrico:*

$(Y / 704) \bullet X = \text{mL de disolución comercial que hay que tomar y enrasar a un total de } X \text{ mL con agua destilada.}$

Para preparar 1.000 mL de disolución de 10 g/L,

$(10 / 704) \bullet 1.000 = 14,2 \text{ mL y enrase a } 1.000 \text{ mL.}$

Expresar la riqueza de reactivos como densidad y % en producto activo tiene la ventaja de poder comparar dosis de productos y efectividades en mg/L o en g/m³.

Por otra parte, con estos datos se puede calcular la *dosis aplicada en la estación de tratamiento a partir de los aforos de reactivos* y comparar con las consignas aplicadas o bien con las dosis de laboratorio obtenidas en los jar-test. Todo esto redundará en la optimización del tratamiento desarrollado en la estación de tratamiento (EDAR o ETAP)¹.

Supongamos que el aforo de la dosis en un decantador de una estación de tratamiento es de “Z” L por minuto de coagulante para un caudal de “W” m³/h. La dosis en g/m³ sería, para cada uno de los casos anteriores:

a) *Sulfato de alúmina:*

$[(Z \text{ L/min} \bullet 60 \text{ min/h}) \bullet 654 \text{ g/L}] / W \text{ m}^3/\text{h} = \text{dosis práctica en g/m}^3.$

b) *Policloruro de aluminio:*

$[(Z \text{ L/min} \bullet 60 \text{ min/h}) \bullet 403 \text{ g/L}] / W \text{ m}^3/\text{h} = \text{dosis práctica en g/m}^3.$

c) *Sulfato férrico:*

$[(Z \text{ L/min} \bullet 60 \text{ min/h}) \bullet 704 \text{ g/L}] / W \text{ m}^3/\text{h} = \text{dosis práctica en g/m}^3.$

Los ensayos de jar-test se suelen preparar con dosis de, por ejemplo, 10, 15, 20, 25... g/m³ que implicarían adición de 1 mL, 1,5 mL, 2 mL, 2,5 mL... de disolución de 10 g/L por cada litro de agua bruta a ensayar.

Otra forma más simple de preparar disoluciones y obtener dosis de tratamiento partiendo de reactivos líquidos es directamente por dilución. Es decir, se diluye por un factor determinado el producto comercial de partida y se expresan las dosis óptimas como mL de producto por m³ de agua a tratar.

Este sistema tiene la ventaja de correlacionar de forma inmediata el gasto en reactivo químico comercial en una EDAR, conocidos la dosis en volumen y el caudal de tratamiento:

$\text{Dosis (en L/m}^3) \bullet \text{Caudal (m}^3/\text{h)} = \text{L/h de producto dosificado al agua.}$

¹ De todas estas cuestiones se tratará extensamente en el Capítulo 8, dedicado a problemas.

En general, dado cualquier producto comercial, si se prepara una disolución de “x” mL por litro, cada mL de esta disolución diluida añadida a un vaso de ensayo con un litro de agua a ensayar, equivaldría a una dosis de “x/1.000” mL de producto comercial por litro de agua, o lo que es igual, “(x multiplicado por el factor de dilución) mL añadidos por metro cúbico de agua”.

Si diluimos 10 mL de sulfato de alúmina, policloruro de aluminio o sulfato férrico en 1 litro de agua destilada, cada mL de esa disolución añadida a un litro de agua a ensayar equivaldría a 0,01 mL de reactivo comercial por litro de agua a tratar, o lo que es igual, a 0,01 L/m³ de agua a tratar (*obsérvese que hemos realizado una dilución 10/1.000=1/100*).

Como ejemplo práctico, si de un coagulante comercial líquido optamos por trabajar con 20 mL de producto comercial diluyendo a 1.000 mL con agua destilada, habremos diluido $(1.000/20) = 50$, cincuenta veces. Cada mL de esta disolución diluida contendrá $(20/1.000)=0,02$ mL de producto comercial.

Los ensayos entonces se podrían preparar con adición de 1 mL, 2 mL, 3 mL..., con lo que estas dosificaciones equivaldrían a 0,02 mL por litro de agua, 0,04 mL por litro de agua, 0,06 mL por litro de agua, o lo que es también equivalente, 0,02 L por metro cúbico, 0,04 L por metro cúbico, o finalmente, 0,06 L por metro cúbico de agua a tratar. (*Nótese que hemos multiplicado por un factor de 1.000 los dos términos anteriores*).

ENSAYOS DE FLOCULACIÓN

Una vez obtenida la dosis óptima de coagulación mediante un jar-test previo, se podría proceder a la realización de un ensayo, en este caso “de floculación” dosificando cantidades crecientes de floculante para observar la posible mejora en el resultado, frente al testigo que representa el resultado conseguido con el uso del coagulante sólo.

Las disoluciones de floculantes (polielectrolitos) se pueden preparar a partir de sólidos o de disoluciones líquidas aplicando lo que se ha explicado más arriba. Normalmente las disoluciones de ensayo suelen tener una riqueza de 100 mg/L (o más baja) con lo que cada mL contendría 0,1 mg de producto comercial, y equivaldría a añadir 0,1 g por m³ de agua residual bruta a ensayar.

En estos ensayos se trata de comprobar o no la mejora en la rapidez de decantación de los flóculos formados, o la mejora en la reducción de color, turbidez y aluminio residual en su caso, del agua sobrenadante. Primero se añade el coagulante a la dosis óptima, y posteriormente se va probando con diferentes dosis y tipos de floculantes.

Los ensayos se suelen preparar con dosis de, por ejemplo, 0,1, 0,2, 0,3, 0,4... g/m³ que implicarían adición de 1 mL, 2 mL, 3 mL, 4 mL... de disolución de 100 mg/L por cada litro de agua bruta a ensayar.

Finalmente, a la hora de preparar las diluciones habrá que tener en cuenta que los polímeros sólidos son de difícil disolución por su alta viscosidad y habrá que calentar moderadamente el agua de dilución empleada al mismo tiempo que se procede a la agitación de la suspensión formada al principio.

ENSAYOS DE CLORACIÓN

Como su denominación indica, se trata, pues, de adicionar cantidades crecientes de disolución de cloro de concentración conocida a un agua problema y determinar la dosis necesaria para reducir el problema concreto que tenga el agua a testar (hierro, materia orgánica, contenido microbiológico, etc.).

El procedimiento aplicado sería el mismo que el reseñado para el jar-test, si bien ahora el tiempo de reposo para obtención de los resultados de dosis óptima se suele dilatar hasta unas cuatro horas.

Las disoluciones empleadas en el ensayo parten de las disoluciones comerciales de hipoclorito sódico. Supongamos que tenemos una disolución de hipoclorito comercial cuya valoración con tiosulfato ha dado una riqueza de 110 g/L de cloro activo. Se suelen preparar disoluciones para ensayo (normalmente, un volumen de 100 mL preparados cada vez que se vaya a realizar un ensayo) en las que 1 mL añadido a 1 litro de agua bruta equivalga a 1 mg/L o 1 g/m³, es decir, 1 mL de esta disolución contendría 1 mg de cloro activo (disolución de 1 g/L).

Luego, para preparar 100 mL de disolución que contenga 100 mg de cloro, es decir, 1 g/L, partiendo desde el hipoclorito comercial, tendríamos que, operando,

$$(1 \text{ g/L de Cl}_2 \text{ --disolución a preparar--} / 110 \text{ g/L de Cl}_2 \text{ --hipoclorito comercial--}) \bullet 100 \text{ mL} = 0,91 \text{ mL y enrase a 100 mL con agua destilada.}$$

Los ensayos se suelen preparar añadiendo dosis de 1, 2, 3, 4.. g de cloro por m³ de agua bruta, que supondría la adición de 1 mL, 2 mL, 3 mL, 4 mL... de disolución de 100 mg/100mL (es decir, de 1 g/L).

Normalmente si se quiere trabajar con la seguridad de que el agua tuviera cloro libre, la dosis idónea aproximada sería aquélla que después del break-point indicara contenidos de cloro residual libre aproximadamente comprendidos entre 0,6 y 1,0 mg/L, o estas mismas cantidades si no existiera break-point (para aguas brutas con poco contenido en amoníaco).

Si se operase con cloro combinado el procedimiento sería el mismo y las dosis se deducirían de cloro residual *antes del break-point*.

La Figura 7.4 presenta un ensayo práctico de demanda de cloro para un agua real cuyas características se incluyen en la propia figura. En este ensayo existió un break-point para una dosis aplicada de 7,5 mg/L de cloro, o lo que es igual, 7,5 g/m³, punto en que se mide un contenido de cloro libre en el agua inferior a 0,2 mg/L como se observa en la figura.

Si se quiere trabajar con garantías de que el agua contenga residuales operativos y eficaces de cloro residual libre, habría que considerar la zona en la que los contenidos de cloro libre estuvieran alrededor de, por ejemplo, 0,6 a 1,0 mg/L, lo que supondría dosificaciones comprendidas entre 8,2 y 9,0 mg/L.

Los valores residuales de cloro apuntados más arriba son aproximados pero habituales en su uso, y tienen en cuenta que el valor máximo admisible de cloro residual libre en aguas es de 1,0 mg/L (normativa para aguas de consumo en nuestro país)

pudiendo en realidad modificarse a criterio de cada explotador y circunstancias concretas.

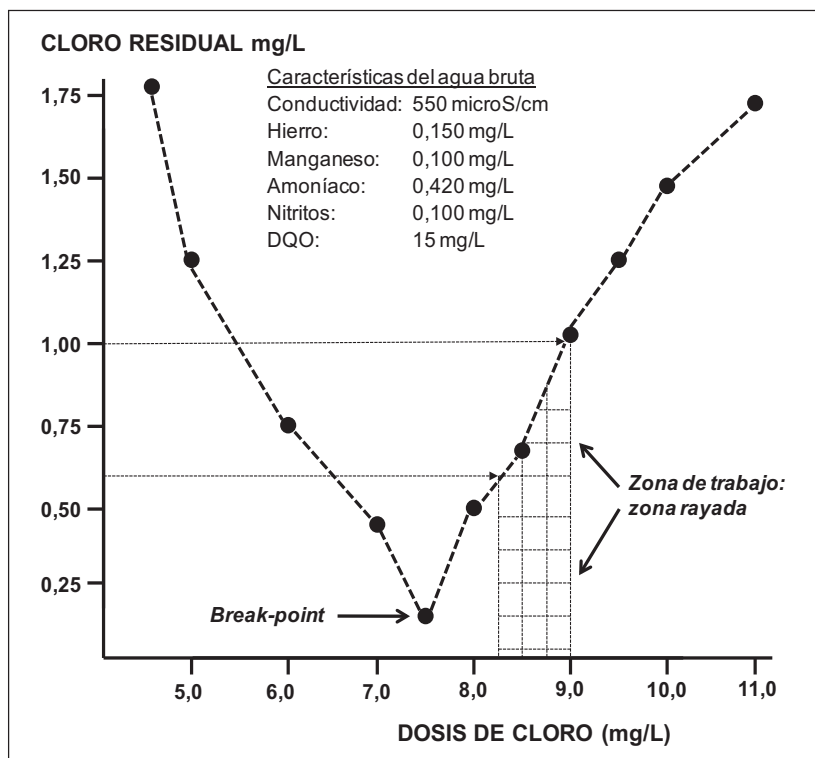


Figura 7.4. Ensayo de test-cloro: *break-point* a dosis de 7,5 mg/L.

Caso de llevar a cabo un ensayo para testar dosis operativas de cloro en desinfección, podría procederse a realizar ensayos microbiológicos para cada dosis, pasando posteriormente a llevar a cabo los ensayos correspondientes (coliformes totales, *E. coli*, enterococos, etc.) y obteniendo las dosis aplicables en función de la eliminación de microorganismos buscada (normalmente suele ser del 99,999%).

No obstante y a efectos prácticos, un contenido en cloro libre del agua tratada superior a 0,5 mg/L (*tras el break-point*) unido a valores de turbidez moderada (inferior a 5 UNF) suele mostrarse suficiente para garantizar la ausencia en la misma de microorganismos indicadores de contaminación fecal.

ENSAYOS CON PERMANGANATO POTÁSICO (PERMANGANIZACIÓN)

Este reactivo en la práctica, supera al comportamiento del cloro cuando se trata de eliminar cantidades relativamente importantes de Mn^{2+} en agua bruta (más de 0,4-0,5 mg/L), cuando el agua presenta concentraciones apreciables de materias orgánicas (más de 20 mg/L de DQO) y/o cuando el agua bruta clorada presenta proble-

mas de olor/sabor promovidos por reacciones de cloración de diferentes sustancias orgánicas aromáticas que no son rotas totalmente por el cloro.

Los ensayos se preparan a partir de disoluciones de, por ejemplo, 0,1 g/L, es decir pesando 0,1 g de permanganato comercial y enrasando a un total de 1.000 mL con agua destilada. Cada mL de esta disolución añadido a 1 litro de agua bruta equivaldría a una dosis de 0,1 g por m³ de agua bruta.

En general, los vasos van presentando coloración rosada a partir de una determinada dosis; dosis anteriores pueden no modificar el color primitivo del agua bruta. La dosis óptima debe ser ligeramente inferior a aquella a partir de la cual todavía no se aprecia coloración rosada residual en el agua tratada o esta es muy pálida. También puede obtenerse, con un criterio más objetivo, midiendo los residuales de manganeso disuelto presentes en el agua para cada dosis aplicada.

Normalmente existe una dosis para la que la concentración de Mn disuelto es mínima, punto que suele coincidir con el de coloración nula o muy pálida del agua. Téngase en cuenta que la existencia de contenidos más elevados de Mn disuelto indicará que existe permanganato potásico en exceso en el sistema.

Habitualmente las dosis aplicadas en planta suelen estar entre 0,3 y 3,5 g/m³. Los tiempos de ensayo después de la agitación rápida y la lenta, suelen ser de unos 10 minutos o más bajos en función de la planta concreta o del efecto buscado.

La Figura 7.5 recoge un ensayo práctico de demanda de permanganato para un agua real cuyas características se incluyen en la misma. En este caso, la dosis óptima (concentración de Mn residual igual o inferior a 0,03 mg/L) se situaría en algo menos de 1,5 g/m³ de KMnO₄.

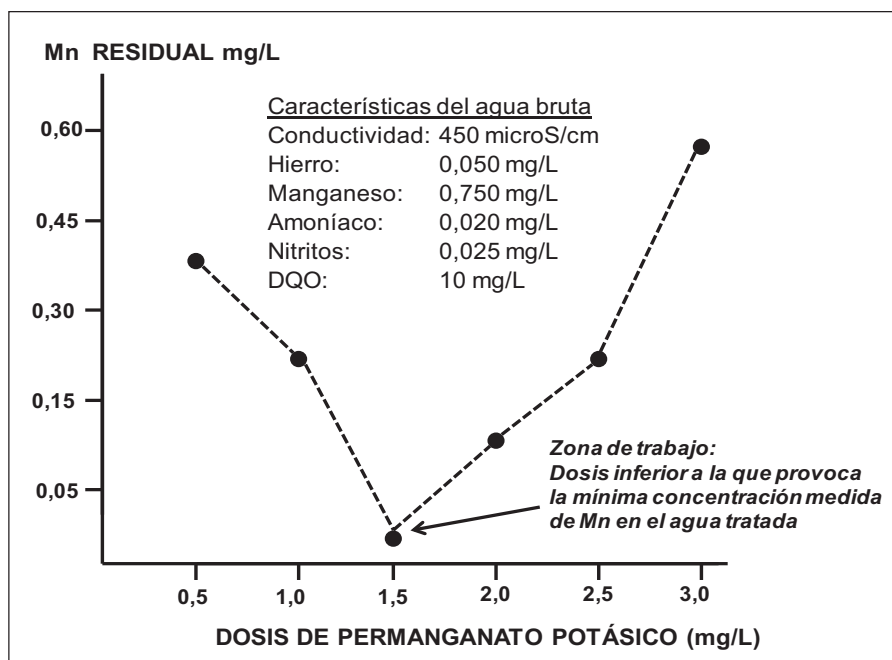


Figura 7.5. Ensayo típico de permanganización.

ENSAYOS CON DIÓXIDO DE CLORO

El principal problema que se plantea a la hora de establecer un ensayo de tratamiento a escala de laboratorio, tanto con ClO_2 como con ozono, es que se trata de reactivos químicos no convencionales: deben generarse *in situ* en la planta de tratamiento. Esto supone una dificultad adicional para el ensayo.

La operativa para el ClO_2 en concreto puede ser doble: por un lado el uso de disoluciones concentradas del oxidante producidas en la propia planta industrial de tratamiento. En este caso habría que calcular la riqueza de la disolución industrial generada y operar mediante adición a los vasos de ensayo de alícuotas con cantidades conocidas de ClO_2 obtenidas por dilución de la anterior.

Una segunda opción pasa por la generación de cantidades discretas del oxidante en los propios vasos del ensayo mediante unas condiciones químicas perfectamente conocidas y suficientemente contrastadas. En este caso se parte de la reacción de generación de ClO_2 mediante acidificación de concentraciones conocidas de NaClO_2 . Se puede aplicar un procedimiento aproximado que sería el siguiente:

- Ajustar el pH del agua bruta a ensayar a $2,5 \pm 0,5$ unidades de pH adicionando HCl concentrado.
- Poner el sistema de agitación.
- Añadir las cantidades necesarias para conseguir la teórica dosis de dióxido buscada. Para dosificar el equivalente a 1 g/m^3 de dióxido de cloro a 1 litro de agua, se deberán añadir 5,9 mL de disolución de 300 mg/L de disolución de clorito sódico comercial.

Dado que la riqueza de la disolución comercial de NaClO es de aproximadamente 300 g/L, habría que diluir 1.000 veces aquélla con agua destilada.

- Proceder a la fase de agitación de las disoluciones y tras un determinado tiempo, valorar los residuales de ClO_2 que quedarían en cada vaso.

El ensayo se puede preparar dosificando 0,5, 1, 1,5, 2, etc., mg/L, lo que supondría añadir 2,95 mL, 5,9 mL, 8,9 mL, 11,8 mL, etc., por cada litro de agua a ensayar. El resto del ensayo discurriría de forma similar a lo ya expuesto, pero teniendo en cuenta que el tiempo de espera para medir resultados estaría en función del diseño de la planta: habitualmente se suelen obtener resultados aplicables con tiempos de reacción comprendidos entre 30 minutos y 1 hora.

La Figura 7.6 presenta un ensayo práctico de demanda de dióxido de cloro para un agua real cuyas características se incluyen en la propia figura.

Obsérvese que en principio se aconseja que la zona idónea de trabajo fuese la del rango de dosificaciones de dióxido de cloro las cuáles generaran en el agua tratada concentraciones residuales de dióxido comprendidas entre 0,1 y 0,15 mg/L, y siempre inferiores a 0,2 mg/L: estamos hablando de dosis comprendidas entre 0,8 y 1,2 mg/L de ClO_2 , en el ejemplo tratado.

Finalmente, si se desearan contenidos más altos de dióxido en el agua tratada, por ejemplo del orden de 0,25 mg/L, habría que operar con dosis de unos 2,0 g/m³, como se deduce de la figura.

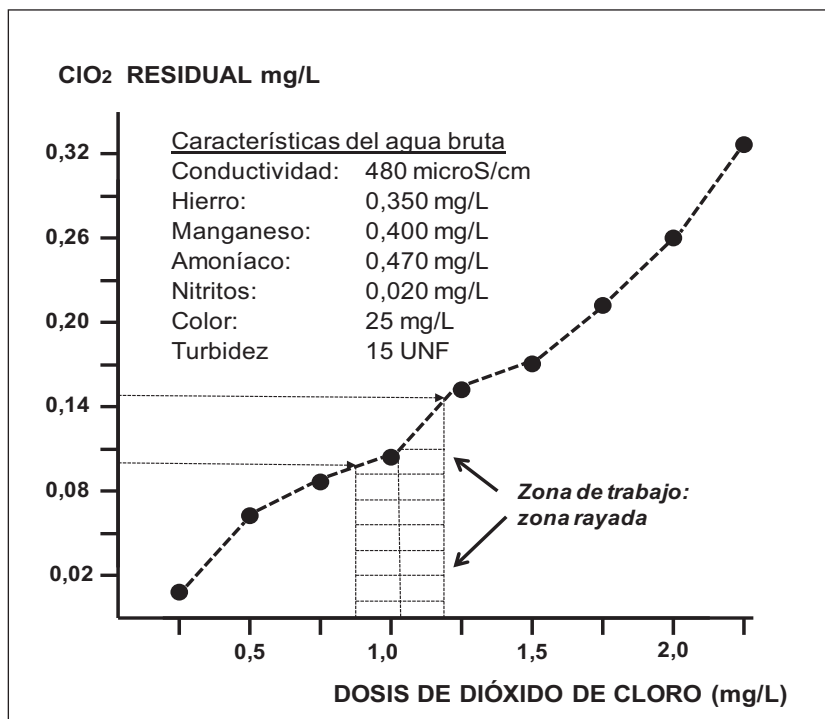


Figura 7.6. Ensayo práctico con dióxido de cloro.

ENSAYOS CON OZONO

Los ensayos de ozonización a escala de laboratorio pueden abordarse también según dos ópticas:

- Utilizar ozonizadores de laboratorio con producciones modestas de O₃, habitualmente del orden de hasta 100 g/h.
- Usar una derivación proveniente de un ozonizador industrial, con producciones de varios kg de O₃ a la hora.

En los dos casos podría operarse *en continuo o discontinuo*, si bien es indispensable el conocer exactamente la riqueza en ozono del fluido gaseoso disponible. La dosificación efectiva del ozono al agua a ensayar se puede realizar de forma similar a la seguida en la estación de tratamiento (pero lógicamente a escala): en recipientes capaces para unos 10 L de volumen de agua, se burbujea el gas durante un tiempo exactamente medido en función de dosis deseada y riqueza en ozono del fluido gaseoso.

Tras cinco minutos para completar el proceso oxidante, se procedería a medir ozono residual y el contaminante objeto de interés.

Según esto, el primer paso a llevar a cabo en un ensayo de dosificación de O_3 debe ser calcular la riqueza del gas (aire u oxígeno) en ozono. Otra variable crítica para obtener resultados fiables sería la de contar con elementos difusores de ozono en el agua con suficiente eficiencia (producción de burbujas de muy pequeño tamaño).

ENSAYOS DE FILTRACIÓN

Un ensayo de filtración en planta tiene como objetivo prioritario el determinar las variables definitorias para optimizar el proceso. Por ello, para un filtro dado, de material de relleno conocido, la variación de los factores antes referidos irá dando pautas de efectividad en filtración, carrera filtrante y volumen de aguas de lavado útiles para la posterior explotación industrial.

Otra variedad en el ensayo, consiste en estudiar el efecto de la altura de capa filtrante sobre los parámetros de explotación: en general, mayor altura de lecho supone filtración más efectiva en cuanto a su rendimiento. Por el contrario, el agua de lavado así como el coste energético, probablemente, se incrementarán.

Las características del material de relleno del filtro también deben ser investigadas: tamaño de grano y material concreto pueden ser fundamentales a la hora de solucionar problemas definidos.

Para llevar a cabo ensayos a escala de filtración el sistema operativo más simple es el de un cilindro hueco, de unos 10 cm de diámetro, de material transparente e inerte (metacrilato, PVC o vidrio) dotado, al menos, de un grifo de salida por su parte inferior. El elemento cilíndrico también deberá contar con un falso fondo en que se vaya recogiendo el agua filtrada, pero no evidentemente, el relleno filtrante.

Este sistema podría funcionar en continuo con un aporte sostenido de agua a filtrar, siendo entonces el proceso muy similar al industrial en planta. También podría trabajarse en discontinuo para lo cual la parte superior del filtro a escala habría de tener una determinada capacidad para su relleno con el agua problema. Con este sistema se podrían visualizar tanto eficacias filtrantes, como incluso, carrera filtrante comparada para diferentes rellenos.

Otra posibilidad sería diseñar filtros a escala con los parámetros reales de las unidades de filtración disponibles en una estación de tratamiento dada. Como ejemplo, supóngase un sistema de filtración con altura de lecho filtrante de 1 m, de 30 m² de superficie filtrante, y con una capacidad de filtración de 250 m³ a la hora. El filtro a escala más similar a este podría ser un cilindro de 1 m de relleno filtrante (como máximo) regulado en continuo para una velocidad de filtración de, por ejemplo, 250 L/h, es decir, 1/1.000 veces la velocidad industrial de filtración.

Aplicando este dato a la superficie real, de 30 m², podríamos calcular la superficie a escala 1/1.000 correspondiente. Operando se tendría que:

$$30 \text{ m}^2 / 1.000 = 0,03 \text{ m}^2 \text{ de superficie de filtración a escala.}$$

Dado, finalmente, que la superficie del filtro a escala es circular, el radio del cilindro en cuestión sería:

$$\text{Radio} = (\text{Área} / 3,1416)^{1/2} = (0,03 / 3,1416)^{1/2} = 0,098 \text{ m} \approx 10 \text{ cm}.$$

Con estos parámetros podríamos construir un filtro a escala partiendo de las dimensiones de un filtro real. Finalmente, los parámetros de interés a fin de calibrar el funcionamiento del filtro con diferentes rellenos podrían ser turbidez, color, materia orgánica, etc.

La Figura 7.7 presenta un filtro a escala para prueba de diferentes rellenos y lechos filtrantes.



Figura 7.7. Filtro a escala típico instalado en un Laboratorio.

ENSAYOS DE ADSORCIÓN

Muy similares a los anteriores, tienen como objetivo el determinar la capacidad práctica de eliminación de contaminantes vía adsorción presentes en un agua bruta o en curso de tratamiento. Podemos estructurar dos tipos de ensayos de adsorción:

- En el primero se tratará de testar diferentes tipos de materiales adsorbentes, generalmente diferentes tipos de carbones activos, con los que se rellenan varios filtros a escala, haciendo pasar a su través aguas fortificadas con los contaminantes de interés. Para cada adsorbente se estudiará la tasa de eliminación asociada.
- También podría trabajarse vía ensayos de jar-test, dosificando dosis conocidas de diferentes compuestos adsorbentes, en vasos de precipitado conteniendo aguas fortificadas con concentraciones establecidas del contaminante o contaminantes a eliminar. En este segundo caso podríamos conocer dosis

óptima operativa para un adsorbente dado frente al problema a resolver, o comparar potencias adsorbentes entre varios productos.

En el caso de operar con adsorbentes en polvo las dosis se extraen de suspensiones de producto en agua, puesto que los productos adsorbentes, evidentemente, no serán solubles en agua. Por ello debe ser crítico que el agua de dilución sea totalmente neutra y lo más pura posible (sin trazas de cloro residual que se adsorbería sobre el material) y además, que antes de cada dosificación se agite convenientemente la suspensión desde la que se efectúa la dosificación del producto.

En la Figura 7.8 adjunta se recoge un ensayo práctico de adsorción vía dosificación de adsorbente en polvo. Se trata de comprobar la eliminación de un fitosanitario típico, como la simazina, empleando tres tipos distintos de carbones activos en polvo comerciales.

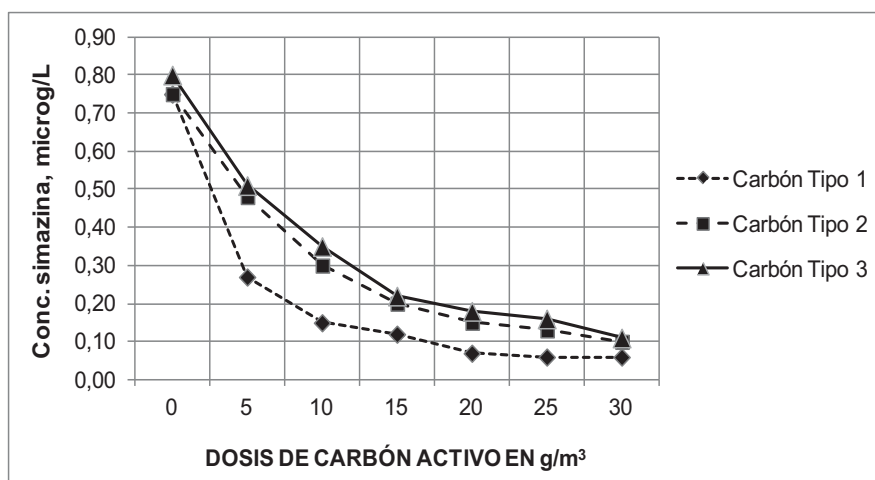


Figura 7.8. Ensayo de adsorción de simazina con tres carbones activos comerciales.

Dependiendo de la concentración residual que se admita, esta se logrará con diferentes dosis de carbón. En concreto, si se toma como referente una concentración residual de simazina de $0,1 \mu\text{g/L}$, este resultado se lograría con dosis de unos 17 g/m^3 de carbón tipo 1, mientras que requeriría de dosis sensiblemente más elevadas para las muestras de carbón identificadas como tipos 2 y 3.

ENSAYOS DE AJUSTE DE pH

Se trata de evaluar la dosificación al agua de reactivos con capacidad de elevar o reducir el valor de pH que esta presenta como aproximación al comportamiento del agua en la planta de tratamiento. Este es el fundamento de los ensayos de ajuste de pH. A este particular, deben respetarse las dosis máximas autorizadas por la normativa de nuestro país para reactivos usados en ajuste de pH, si fuera el caso.

También en estos ensayos podrían aplicarse bien reactivos sólidos (por ejemplo cal o carbonato sódico) o bien reactivos líquidos (como por ejemplo hidróxido sódico o HCl) e incluso reactivos gaseosos como el ácido carbónico. Para el caso de reactivos sólidos se puede aplicar lo dicho en coagulación y floculación.

En el caso de reactivos líquidos el proceso también es similar al comentado para sulfato, policloruro y sulfato férrico. Así, supongamos que tenemos hidróxido sódico comercial en disolución de densidad igual a 1,27 g/cc, y riqueza del 25% en producto activo.

El producto de densidad por riqueza dividido por 100 indicará el contenido del líquido en producto activo en gramos por litro:

$$(1,27 \text{ g/cc} \cdot 25 \%) / 100 = 0,318 \text{ g/L} = 318 \text{ mg/L}.$$

Para preparar “X” mL una disolución de “Y” g/L de hidróxido sódico a partir del producto comercial tendríamos:

$(Y / 318) \cdot X = \text{mL de disolución comercial que se deben enrasar a un total de X mL con agua destilada. Para preparar 1.000 mL de disolución de 10 g/L se obtendría que:}$

$$(10 / 318) \cdot 1.000 = 31,4 \text{ mL y enrase a 1.000 mL}.$$

Similares consideraciones podríamos hacer para el HCl. Así, supongamos que tenemos HCl comercial en disolución de densidad igual a 1,20 g/cc, y riqueza del 32% en producto activo.

El producto de densidad por riqueza dividido por 100 indicará el contenido del líquido en producto activo en gramos por litro:

$$(1,20 \text{ g/cc} \cdot 32 \%) / 100 = 0,384 \text{ g/L} = 384 \text{ mg/L}.$$

Para preparar “X” mL una disolución de “Y” g/L de ácido clorhídrico a partir del producto comercial tendríamos,

$(Y / 384) \cdot X = \text{mL de disolución comercial que debemos enrasar a un total de X mL con agua destilada. Para preparar 1.000 mL de disolución de 10 g/L se obtendría que:}$

$$(10 / 384) \cdot 1.000 = 26,0 \text{ mL y enrase a un total de 1.000 mL}.$$

El caso de la dosificación de ácido carbónico entrañaría conocer riqueza del gas de aporte y flujo del mismo, para operar con las dosificaciones a aportar, si bien no obstante, los ensayos a escala de laboratorio no se suelen llevar a cabo en este caso concreto por su dificultad operativa.

Por otro lado, los ensayos de ajuste de pH con reactivos líquidos se suelen preparar con dosis equivalentes de 2, 4, 6, 8, 10, etc., g de NaOH o HCl por metro cúbico

de agua bruta, lo que implica adiciones de 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1,0, etc., mL de la disolución anterior de 10 g/L.

También se puede calcular la *dosis aplicada a partir de los aforos de reactivos* y comparar con las consignas establecidas o con las dosis de laboratorio. Supongamos que el aforo de dosis de NaOH es de “X” L por minuto para un caudal de “Y” m³/h. La dosis en g/m³ sería:

$$[(X \text{ L/min} \cdot 60 \text{ min/h}) \cdot 318 \text{ g/L}] / Y \text{ m}^3/\text{h} = \text{dosis práctica en g/m}^3.$$

Finalmente, podría operarse mediante dilución directa del producto comercial líquido como se indicó en el caso de los coagulantes.

ENSAYOS DE DESENDURECIMIENTO

La realización de un ensayo de desendurecimiento supone la aplicación de un modo operativo sensiblemente similar al antes comentado y correspondiente a los ensayos de jar-test. En este caso, en cada vaso del ensayo relleno con agua a tratar se aplicará una determinada dosis conocida de reactivo y posteriormente se deberán determinar los residuales de dureza, bicarbonatos, sulfatos y cloruros, así como cualesquiera otras sustancias químicas cuyo contenido se desee reducir tras un tiempo de reacción vía precipitación.

En estos casos, se procedería previamente preparando las disoluciones correspondientes de reactivo de desendurecimiento de concentración conocida que serían las que se dosificasen a cada vaso del ensayo.

Si bien en el Capítulo 1 ya se trató el tema de precipitación que es el aplicable a este tipo de ensayos y prácticas de desendurecimiento y ablandamiento de aguas, no está de más recordar los reactivos químicos habituales empleados a tal fin:

- *Cal*, bien en forma de cal (hidróxido) o de óxido (CaO) elimina la dureza del agua (bicarbonatos, calcio, magnesio).
- *Carbonato sódico e hidróxido sódico*, empleados para reducir especialmente sulfatos y cloruros, además de dureza.
- *Sulfato ferroso, sulfato férrico o cloruro férrico*, que pueden ser útiles en aguas de alta alcalinidad, o bien conjuntamente con Ca(OH)₂ para aguas más blandas.
- *Sulfato de alúmina*, para eliminar bario.
- *Hidróxido cálcico*, para eliminar fluoruros.

PLANTAS PILOTO

No debemos finalizar este capítulo dedicado a ensayos de tratamiento a escala de laboratorio sin hacer alguna referencia, siquiera breve, a las denominadas *plantas piloto*, que no son ni más ni menos que instalaciones a escala de las instalaciones de

tratamiento industriales y en realidad suponen un intermedio técnico entre el ensayo de laboratorio y el proceso industrial.

Cualquier planta piloto se compone de una serie de equipos y materiales que se emplean para simular un proceso industrial (o varios) lo cual permite estudiarlo y modelarlo sin los inconvenientes que el propio proceso a su escala primitiva podría entrañar, por ejemplo, con una nula afección sobre la explotación de la planta “madre”.

Con esta filosofía se trata de ejecutar a escala un sistema que sea capaz de funcionar de una manera razonablemente similar al sistema industrial cuyas variables se desean estudiar. El diseño y la propia operatividad de una planta piloto habrán de ser sensiblemente similares en su requerimientos a los de la planta industrial, debiendo ser posible su control tanto manualmente como de manera automatizada, teniendo en cuenta además que de lo que se trata es de averiguar los posibles problemas del proceso o procesos industriales investigados y sus subsiguientes soluciones. Por supuesto, la ventaja de contar con sistemas automatizados es la de poder monitorizar datos en continuo y en ausencia de operador.

Tanto el diseño como la operación, explotación e incluso el propio mantenimiento periódico de una planta piloto ha de ser necesariamente flexible pues su fin último es investigar los límites hidráulicos, técnicos y también económicos del proceso de tratamiento simulado. En este sentido, los diseños modulares pueden facilitar la diversificación de investigaciones prácticas y su ulterior aplicación a escala industrial.

Como ejemplo, el diseño de una planta piloto para tratamiento físicoquímico de un agua residual podría contar con los siguientes sistemas:

- Depósito de almacenamiento temporal para el agua a ensayar.
- Elevación y conducción del agua bruta hacia planta.
- Dosificación de coagulante y floculante y cámara de mezcla.
- Decantación.
- Filtración sobre arena.
- Ultrafiltración y/o ósmosis inversa.
- Dosificación de oxidantes: cloro, permanganato potásico, ozono, dióxido de cloro.
- Canal para tratamiento UV.
- Dosificación de reactivos para ajuste de pH: NaOH, y ácido carbónico o ácido clorhídrico como más operativos.
- Elementos de toma de muestras.
- Controles de caudales.
- Control de dosificación.
- Alimentación eléctrica.
- Controles de calidad en continuo en diferentes fases del proceso: por ejemplo, pH, turbidez.
- Sala para control centralizado de proceso.

Finalmente, el diseño concreto de la planta responderá inexcusablemente al objetivo u objetivos perseguidos en el estudio a realizar, sin desdeñar, por supuesto el aspecto económico.

PROBLEMAS BÁSICOS DE DOSIFICACIÓN DE REACTIVOS Y CÁLCULOS HIDRÁULICOS DE PROCESO RESUELTOS

8

Se recopilan a continuación una serie de problemas resueltos con la intención de recoger los más habituales que en la práctica, pueden plantearse al explotador, técnico de proceso o técnico de laboratorio en una estación de depuración (y en general, de tratamiento) de aguas.

Por ello se ha huido de presentar problemas de Química pura, ajuste de reacciones químicas, estequiometría, etc., que podrían encontrarse en cualquier manual de Química, y sí los relacionados con la dosificación de productos en planta, cálculos hidráulicos básicos en una estación de tratamiento, riqueza de reactivos y disoluciones, problemas de Química aplicada, coste real de reactivos en un tratamiento dado, así como generación de fangos ligados a tratamientos aplicados a un agua.

Como colofón a todo este tema el último problema reunirá todos los tipos de problemas anteriores en uno completo que abordará el diseño de una estación de tratamiento integral de aguas.

PROBLEMA 1

Se dispone de un sulfato de alúmina comercial de densidad 1,25 g/cc y riqueza 35% en producto puro. Calcular los mL de esta disolución comercial disponible necesarios para preparar 500 mL de otra disolución de 5 g/L en producto puro.

Solución: 5,7 mL por 500 mL de disolución.

Resolución Problema 1

En primer lugar habrá de calcularse la riqueza del sulfato comercial en producto puro.

Si la densidad es de 1,25 g/cc, esto implica que hay 1.250 gramos de (agua+sulfato) por cada litro, es decir, 1.250 g/L. Como la riqueza es del 35% en producto puro tendremos:

$$1.250 \text{ g/L} \cdot (35\%/100\%) = 437,5 \text{ g/L de sulfato como producto activo puro en el producto comercial líquido.}$$

Si se quieren preparar 500 mL de una disolución de 5 g/L, requeriremos un total de:

$$(500 \text{ mL}/1.000 \text{ mL}) \cdot 5 \text{ g/L} = 2,50 \text{ g de sulfato producto activo puro.}$$

La resolución final del problema puede hacerse por dos vías. La primera teniendo en cuenta el contenido en producto puro del producto comercial y la cantidad requerida de producto puro en el volumen dado. Así:

$$(2,50 \text{ g}/437,5 \text{ g/L}) = 0,0057 \text{ L, o lo que es igual, } 5,7 \text{ mL de producto puro a diluir a un total de 500 mL con agua destilada.}$$

La segunda vía será considerando que en la disolución comercial disponible tenemos 437,5 g/L, operando con el dato de la concentración final buscada, y ajustando finalmente al volumen requerido:

$$(5,00 \text{ g/L}/437,5 \text{ g/L}) \cdot 500 \text{ mL} = 5,7 \text{ mL por 500 mL de disolución.}$$

PROBLEMA 2

Se dispone de un policloruro de alúmina de densidad 1,15 g/cc y riqueza 20% en producto activo. Preparar 250 mL de disolución de 15 g/L.

Solución: 16,3 mL para 250 mL de disolución.

Resolución Problema 2

En primer lugar habrá de calcularse la riqueza del policloruro de alúmina comercial en producto puro.

Si la densidad es de 1,15 g/cc, esto implica que hay 1.150 gramos de (agua+policloruro) por cada litro, es decir, 1.150 g/L. Como la riqueza es del 20% en producto puro tendremos:

$$1.150 \text{ g/L} \cdot (20\%/100\%) = 230,0 \text{ g/L de policloruro como producto activo puro en el producto comercial líquido.}$$

Si se quieren preparar 250 mL de una disolución de 15 g/L, requeriremos un total de:

$$(250 \text{ mL}/1.000 \text{ mL}) \cdot 15 \text{ g/L} = 3,75 \text{ g de policloruro producto activo puro.}$$

Idénticas consideraciones podemos formular ahora que en el problema anterior.

De un lado, aplicando el dato de cantidad en peso de producto activo conocida del dato anterior:

$$(3,75 \text{ g}/230,0 \text{ g/L}) = 0,0163 \text{ L o lo que es igual } 16,3 \text{ mL de producto comercial diluyendo con agua destilada hasta un total de } 250 \text{ mL}.$$

Por otro lado, considerando que en la disolución comercial disponible tenemos 230,0 g por litro de producto puro, podremos ahora obtener la cantidad de esta disolución que necesitaremos para un total de 500 mL de disolución operando de otra forma:

$$(15,00 \text{ g/L}/230,0 \text{ g/L}) \cdot 250 \text{ mL} = 16,3 \text{ mL por } 250 \text{ mL de disolución}.$$

PROBLEMA 3

Se dispone de una disolución comercial de policloruro de aluminio con densidad 1,21 g/cc y riqueza en producto puro del 30%, con la cual se han realizado ensayos de jar-test con un agua bruta, obteniéndose una dosis óptima para tratamiento de 17 mg/L (p.p., producto puro).

1. Calcular la riqueza en producto puro del líquido comercial.
2. Calcular el caudal de líquido comercial necesario para tratar un caudal de agua bruta de 50 L/s.
3. Calcular el coste del tratamiento por día si el precio del producto es de 21 €/kg.

Soluciones:

1. 363,0 g/L (p.p.).
2. 2,3 mL/s de producto comercial.
3. 5.049,48 €/día.

Resolución Problema 3

1. Para calcular la riqueza del policloruro de alumina comercial en producto puro, operaremos como se indicó en cuestiones anteriores.

Si la densidad es de 1,21 g/cc, esto implica que hay 1.210 gramos de (agua+policloruro) por cada litro, es decir, 1.210 g/L. Como la riqueza es del 30% en producto puro tendremos:

$$1.210 \text{ g/L} \cdot (30\%/100\%) = 363,0 \text{ g/L de policloruro como producto activo puro en el producto comercial líquido que es el primer dato que se buscaba}.$$

2. Para responder a este apartado, debe en primer lugar conocerse la cantidad de producto puro que será necesaria:

Si cada litro de agua bruta necesita 17 mg, un total de 50 L necesitarán:

$$50 \text{ L} \cdot 17 \text{ mg/L} = 850 \text{ mg} \text{ o expresado de otra forma, } 0,850 \text{ g de producto puro.}$$

Obsérvese que esta cantidad será la requerida para tratar un total de 50 L de agua bruta por segundo, según se indica.

Considerando que en la disolución comercial disponible tenemos 363,0 g por litro de producto puro podremos ahora obtener la cantidad de esta disolución que contiene los 0,850 g que nos hacen falta:

$$(0,850 \text{ g}/363,0 \text{ g}) \cdot 1.000 \text{ mL (equivalente a 1 L)} = 2,3 \text{ mL a dosificar por segundo al caudal de 50 L/s.}$$

3. Como se nos pide una evaluación económica del coste por día, en primer lugar ha de conocerse la cantidad o el volumen de producto a adicionar en ese periodo.

Dado que ya sabemos que requerimos 2,3 mL por segundo, es fácil calcular la cantidad por día:

$$2,3 \text{ mL/s} \cdot 3.600 \text{ s/h} \times 24 \text{ h/día} = 198.720 \text{ mL, o expresado de otra forma, } 198,72 \text{ L por día.}$$

Del dato de la densidad conocemos que cada L de producto comercial pesa 1,21 kg. Aplicando este dato de densidad, obtendremos en primer lugar el peso comercial de producto que se gasta al día, y multiplicando esta cantidad por el precio de mercado que es de 21 €/kg se obtendrá por fin:

$$198,72 \text{ L} \cdot 1,21 \text{ kg/L} \cdot 21 \text{ €/kg} = 5.049,48 \text{ € al día.}$$

PROBLEMA 4

El aforo de un sulfato de alúmina con densidad igual a 1,335 g/cc y 49% de riqueza a los decantadores de una estación de tratamiento es de 0,33 L por minuto, siendo el caudal tratado de 950 m³/h. Calcular la dosis práctica aplicada en g/m³.

Solución: 13,6 g/m³.

Resolución Problema 4

Este problema es esencialmente opuesto a los vistos hasta ahora. Se trata de llevar a cabo los cálculos anteriores en sentido inverso. Partiendo de un aforo práctico de planta llegaremos a la dosis de laboratorio aplicada. Veamos cómo:

Por una parte, podemos calcular como ya sabemos, la riqueza del coagulante comercial empleado en producto puro:

Si la densidad es de 1,335 g/cc, esto implica que hay 1.335 gramos de (agua+sulfato) por cada litro, es decir, 1.335 g/L. Como la riqueza es del 49% en producto puro tendremos:

$$1.335 \text{ g/L} \cdot (49\%/100\%) = 654,2 \text{ g/L de sulfato como producto activo puro en el producto comercial líquido.}$$

Por otra parte, de los datos de aforo por minuto se deduce la cantidad aplicada por hora:

$$0,33 \text{ L/min} \cdot 60 \text{ min/h} = 19,80 \text{ L de coagulante por hora.}$$

Para resolver definitivamente el problema pueden seguirse dos caminos. Podemos, por ejemplo, calcular primero la dosis en L de coagulante comercial por m³ de agua bruta tratada. En este caso, operando, saldría:

$$(19,80 \text{ L/h})/(950 \text{ m}^3/\text{h}) = 0,0208 \text{ L por m}^3 \text{ de agua tratada.}$$

Como conocemos los gramos de sulfato puro que contiene un litro de disolución comercial (654,2 g/L), si operamos quedaría:

$$654,2 \text{ g/L} \cdot 0,0208 \text{ L} = 13,6 \text{ g por m}^3 \text{ de agua tratada, que es el dato pedido.}$$

También podríamos haber calculado previamente los gramos de producto puro por hora, y posteriormente haber dividido por el caudal:

$$(19,80 \text{ L/h} \cdot 654,2 \text{ g/L})/(950 \text{ m}^3/\text{h}) = 13,6 \text{ g por m}^3 \text{ de agua tratada, que coincide con el dato anterior, y por ende, con la solución del problema.}$$

PROBLEMA 5

El aforo de un policloruro de aluminio de densidad igual a 1,22 g/cc y 33% de riqueza, empleado en decantadores de una planta es de 0,25 L por minuto y el caudal tratado de 850 m³/h.

Calcular la dosis aplicada en g/m^3 .

Solución: 7,1 g/m^3 .

Resolución Problema 5

Este problema es formalmente similar al anterior, y solo varía el producto considerado. La resolución es por tanto similar a la del problema 4. Iniciamos calculando la riqueza del coagulante comercial empleado en producto puro.

Si la densidad es de 1,220 g/cc , esto implica que hay 1.220 gramos de (agua+policloruro) por cada litro, es decir, 1.220 g/L . Como la riqueza es del 33% en producto puro tendremos:

$$1.220 \text{ g/L} \cdot (33\%/100\%) = 402,6 \text{ g/L de policloruro como producto activo puro en el producto comercial líquido.}$$

Por otra parte, de los datos de aforo por minuto se deduce la cantidad aplicada por hora:

$$0,25 \text{ L/min} \cdot 60 \text{ min/h} = 15,00 \text{ L de coagulante por hora.}$$

Como ya se explicó más arriba, la resolución definitiva del problema admite dos caminos. Calculemos primero la dosis en L de coagulante comercial por m^3 de agua bruta tratada. En este caso, operando, saldría:

$$(15,00 \text{ L/h})/(850 \text{ m}^3/\text{h}) = 0,0176 \text{ L por m}^3 \text{ de agua tratada.}$$

Como conocemos los gramos de policloruro puro que contiene un litro de disolución comercial (402,6 g/L), si operamos quedaría:

$$402,6 \text{ g/L} \cdot 0,0176 \text{ L} = 7,1 \text{ g por m}^3 \text{ de agua tratada, que es el dato pedido.}$$

Llevando a cabo la segunda posibilidad, podríamos haber calculado previamente los gramos de producto puro por hora, y posteriormente haber dividido por el caudal:

$$15,00 \text{ L/h} \cdot 402,6 \text{ g/L} / 850 \text{ m}^3/\text{h} = 7,1 \text{ g por m}^3 \text{ de agua tratada, que coincide lógicamente con el dato anterior.}$$

PROBLEMA 6

El aforo de sulfato de alúmina medido para un decantador lamelar de un tratamiento terciario ha sido de 0,45 L/min , siendo el caudal tratado de 1.050 m^3/h . El

producto comercial tiene una densidad de 1,338 g/cc y una riqueza en producto puro del 48%.

1. Calcular la dosis aplicada en g/m^3 en producto puro.
2. Si el decantador es circular y opera con una velocidad ascensional de 6,3 m/h, calcular el radio del mismo.
3. Finalmente, si el decantador operase a 875 m^3/h , a qué velocidad ascensional estaríamos trabajando.
4. En tal caso, ¿qué consideración cualitativa sobre su operatividad podría hacerse?

Soluciones:

1. 16,5 g/m^3 .
2. 7,3 m.
3. 5,2 m/h.
4. Al trabajar a menor velocidad ascensional, el rendimiento de decantación sería en la práctica más alto.

Resolución Problema 6

1. Para el cálculo del aporte por hora de sulfato, operaremos como ya se ha indicado más arriba. Podemos en primer lugar obtener la cantidad de producto comercial dosificado por hora:

$$0,45 \text{ L/min} \cdot 60 \text{ min/L} = 27 \text{ L/h.}$$

A renglón seguido procederemos a la obtención de la riqueza del sulfato comercial en producto puro, considerando como ya sabemos los datos de densidad de producto (1.338 g/cc) y de porcentaje de riqueza.

De la densidad extraemos que hay 1.338 gramos de agua+sulfato por cada litro, es decir, 1,338 g/L. Como el porcentaje es del 48% en producto puro:

$$1.338 \text{ g/L} \cdot (48\%/100\%) = 642,2 \text{ g/L de sulfato en el producto comercial líquido.}$$

Finalmente, para calcular la dosis aplicada deberemos relacionar los litros a la hora aportados con la riqueza en producto comercial del coagulante:

$$27 \text{ L/h} \cdot 642,2 \text{ g/L} = 17.339,4 \text{ g/L, cantidad real aportada a la hora, y después dividir esta cantidad por el caudal tratado en 1 hora (1,050 m}^3\text{).}$$
$$17.339,4 \text{ g/L entre } 1.050 \text{ m}^3/\text{h} = 16,5 \text{ g de producto puro por m}^3 \text{ de agua tratada.}$$

2. Dado que se busca el radio de una superficie circular (la del decantador) lo primero será calcular aquella. Teniendo en cuenta que se define la velocidad ascensional como el cociente entre el caudal tratado y el área del decantador, si se expresa el caudal en (m^3/h) y el área en (m^2) las unidades de la velocidad ascensional serán las de (m/h). Así pues, para calcular la superficie despejamos de la relación anterior la incógnita, en este caso, el dato de superficie:

$$(1.050 \text{ m}^3/h)/(6,3 \text{ m/h}) = 166,7 \text{ m}^2 \text{ que será el dato buscado.}$$

Finalmente, despejando de la fórmula del círculo ($A=\pi \cdot r^2$) cuya superficie se conoce, el valor del radio, obtendremos:

$$\text{radio (m)} = (\text{Área}/\pi)^{1/2} = (166,7 \text{ m}^2/3,1416)^{1/2} = 7,3 \text{ m que es el dato buscado.}$$

3. Esta tercera cuestión se deduce de aplicar simplemente la definición de velocidad ascensional. Conocidos el nuevo caudal a tratar y la superficie de decantación, el cálculo es inmediato:

$$\begin{aligned} \text{Velocidad ascensional (m/h)} &= \text{Caudal (m}^3/h)/\text{Área decantador (m}^2). \\ \text{Velocidad ascensional (m/h)} &= 875 \text{ m}^3/h/166,7 \text{ m}^2 = 5,2 \text{ m/h.} \end{aligned}$$

4. Una *menor velocidad ascensional implica cualitativamente una mejor sedimentabilidad de los sólidos* (es decir, más tiempo para que estos decanten) y por tanto, un rendimiento más alto de decantación. Esto se basa en el hecho de que “al decantador (que geométricamente no varía, pues mantiene idéntica superficie de decantación–) acceden menos cantidad de sólidos por hora” al disminuir el caudal (5,2 m/h es un dato con un valor numérico inferior 7,3 m/h).

En principio esta afirmación iría en contradicción con el dato numérico indicado más arriba cuyo significado matemático sería el de que “se recorre menos distancia en el mismo tiempo por parte de los sólidos a sedimentar” (*definición de "velocidad"*). Por ello, esta consideración se realiza desde una óptica fundamentalmente conceptual y práctica.

PROBLEMA 7

Preparar 500 mL de una disolución de 0,5 g/L en cloro a partir de hipoclorito comercial de 100 g/L en riqueza en cloro activo.

Solución: 2,5 mL por 500 mL de disolución.

Resolución Problema 7

Este tipo de problemas se plantea en la práctica muy habitualmente cuando se llevan a cabo ensayos de tratamiento de jar-test en el laboratorio de proceso o de planta. En primer lugar habrá de calcularse la cantidad de cloro que debe conseguirse en la disolución que se desea preparar:

$$(500 \text{ mL}/1.000 \text{ mL}) \cdot 0,5 \text{ g/L} = 0,25 \text{ g de cloro activo en } 500 \text{ mL}.$$

Finalmente, como sabemos que cada litro, o lo que es más operativo en la práctica, cada 1.000 mL del hipoclorito comercial contiene 100 g, operando tendríamos:

$$(0,25 \text{ g}/100 \text{ g}) \cdot 1.000 \text{ mL} = 2,5 \text{ mL a diluir en un total de } 500 \text{ mL, que es el dato buscado}.$$

Una alternativa práctica a esta resolución desarrollada es que siempre que se busque preparar una disolución diluida a partir de otra concentrada, se puede aplicar una fácil regla:

“Dividir la concentración buscada entre la concentración de partida y multiplicar por el volumen de la disolución a preparar”.

Lógicamente, deben aplicarse las cantidades con las unidades correspondientes.

Así en este problema, la concentración buscada es 0,5 g/L, la concentración de partida es 100 g/L, y el volumen a preparar es 500 mL. Operando:

$$(0,5 \text{ g/L}/100 \text{ g/L}) \cdot 500 \text{ mL} = 2,5 \text{ mL, que es el dato de interés}.$$

PROBLEMA 8

Calcular el caudal de NaClO (10% de riqueza en cloro activo) necesario para conseguir la cloración correcta (0,2 mg/L de cloro residual libre en el agua) de un caudal de agua de 10 L/s. Supóngase que la demanda de cloro del agua es de 1,8 mg/L.

Solución: 0,2 mL/s de hipoclorito del 10%.

Resolución Problema 8

En la resolución de este problema hemos de considerar varios pasos. En primer lugar ha de tenerse en cuenta que la expresión de la concentración en cloro activo de las disoluciones comerciales de hipoclorito sódico puede hacerse de dos formas habitualmente:

Bien en % de cloro activo, bien en g/L. Ambas formas están relacionadas de una manera simple: el % en cloro activo multiplicado por un factor de 10 dará los g/L de cloro. La explicación es inmediata y radica en el hecho de que el % indica los g de cloro existentes en una cantidad de 100 mL de disolución, por lo que los g de cloro en un litro (1.000 mL) corresponderán a diez veces más.

Dicho esto, la disolución de partida contendrá 100 g/L de cloro.

En una segunda fase ha de interpretarse el concepto de “cloración correcta de un agua”. Para ello debemos considerar que el agua debe contener una determinada cantidad de cloro libre, 0,2 mg/L en concreto según se indica en el enunciado de la cuestión. A esta cantidad de cloro que debe mantener el agua tras su tratamiento habrá que sumarle la cantidad derivada de la demanda propia del agua (en realidad de los compuestos químicos y flora microbiana existente en la misma) que es una cantidad “consumida” por el agua y que hay que aportar a la misma (1,80 mg/L).

La dosis total para efectuar el “tratamiento correcto” vendrá de la suma de las dos cantidades anteriores:

$$0,2 \text{ mg/L} + 1,80 \text{ mg/L} = 2,0 \text{ mg/L}.$$

Como conocemos la dosis y el caudal a tratar, podremos deducir la cantidad concreta de cloro a añadir al agua por segundo:

$$2,0 \text{ mg/L} \cdot 10 \text{ L/s} = 20 \text{ mg de cloro por segundo}.$$

Finalmente, del dato de riqueza del hipoclorito comercial, recuérdese, 100 g/L o lo que es más operativo en la práctica ahora, 100 mg/mL, se deducirá fácilmente el caudal de producto buscado:

$$(20 \text{ mg}/100 \text{ mg/mL}) = 0,2 \text{ mL de hipoclorito comercial del 10\% de riqueza en cloro activo por segundo}.$$

PROBLEMA 9

1. Calcular el caudal de lechada de cal [es decir, de una suspensión de $\text{Ca}(\text{OH})_2$] de 100 g/L de riqueza que debe adicionarse a un caudal de 20 L/s de agua para conseguir su ablandamiento, teniendo en cuenta que los ensayos de laboratorio indican un buen resultado empleando dosis de 50 mg/L de $\text{Ca}(\text{OH})_2$.
2. Si se dispone de una bomba regulable de 1,00 L/min, calcular el % de trabajo de dicha bomba.

Soluciones:

1. 10 mL/s o 600 mL/min de lechada de cal.
2. La bomba trabajará al 60%.

Resolución Problema 9

1. Deberemos partir de los datos disponibles de dosis a emplear (50 mg/L de hidróxido cálcico puro) y de caudal a tratar (20 L/s) puesto que con ellos obtendremos la cantidad concreta a dosificar. Operando, quedaría pues:

$$50 \text{ mg/L} \cdot 20 \text{ L/s} = 1.000 \text{ mg/s de hidróxido cálcico puro, o sea, del 100\%}.$$

Dado que la cantidad anterior correspondería a añadir un producto puro, y que la dosificación práctica en planta se realiza con una disolución (en realidad, una “suspensión”) de lechada de cal que contiene una riqueza de producto activo dada (100 g/L, o lo que es igual, 100 mg/mL) con estos datos procederemos a obtener el caudal de lechada requerido,

$$1.000 \text{ mg/s} / 100 \text{ mg/mL} = 10 \text{ mL de lechada por segundo, cantidad que bien se puede expresar por minuto al multiplicar por 60 (segundos que tiene un minuto), con lo que el dato pedido en el problema pasaría a poder expresarse como 600 mL/min.}$$

2. El % de trabajo de la bomba disponible es fácil de obtener correlacionando el caudal máximo de la bomba (1,00 L/min o 1.000 mL/min) con el requerido (600 mL/min), y expresándolo en tanto por cien. De este modo:

$$(600 \text{ mL/min} / 1.000 \text{ mL/min}) \cdot 100\% = 60\% \text{ de regulación de la bomba.}$$

PROBLEMA 10

Para el riego de una parcela de una superficie de 4.000 m² con una dotación de 200 L/m² y día se dispone de un agua depurada tras tratamiento terciario, que sometida a un ensayo de demanda de cloro, realizado con dosificación de disolución de NaClO del 4%, ha arrojado el siguiente resultado:

mL de NaClO dosificados	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
mg/L de cloro libre medidos	<0,1	0,2	1,0	1,5	>2,0

El agua se tratará mediante una cloración llevada a cabo adicionando una dosis cloro activo que genere un cloro residual libre de 1,5 mg/L.

1. Calcular el caudal de abastecimiento para el riego en L/s.
2. Calcular la demanda de cloro del agua depurada (para residual de 0,2 mg/L de cloro libre.

3. Calcular el caudal de NaClO de 150 g/L necesario para conseguir la cloración del agua depurada (mL/min).

Soluciones:

1. 9,3 L/s de agua.
2. 24 mg/L de cloro.
3. 119,0 mL/min de NaClO .

Resolución Problema 10

1. La primera pregunta se responde con un cálculo hidráulico básico. Ha de conocerse en primer lugar el total del agua necesaria para el riego de la parcela, multiplicando simplemente la demanda por metro cuadrado (200 L/m^2) por la superficie total (4.000 m^2). Operando se tiene:

$$200 \text{ L/m}^2\text{-día} \cdot 4.000 \text{ m}^2 = 800.000 \text{ L de agua al día.}$$

Por último, el total de agua se fraccionará en el tiempo que interese, en este caso, expresada en segundos, tendríamos:

$$800.000 \text{ L-día}/86.400 \text{ s-día} = 9,3 \text{ L por segundo, que es la respuesta buscada.}$$

2. Para conocer la demanda de cloro del agua a clorar debemos considerar la información extraída del ensayo de jar-test. De la tabla adjuntada al problema se deduce que la cantidad a dosificar al agua para conseguir un residual idóneo (es decir, de $0,2 \text{ mg/L}$) es de $0,6 \text{ mL}$ de hipoclorito comercial por litro de agua a tratar.

Ahora se trataría de expresar este dato de volumen añadido como dosis en mg de cloro. Para ello usaríamos el valor de la riqueza del producto comercial, que ya sabemos es del 4%, o lo que es lo mismo, de 40 g/L, o incluso de 40 mg/mL. El cálculo final indicaría que:

$$0,6 \text{ mL/L} \cdot 40 \text{ mg/mL} = 24 \text{ mg de cloro activo por litro de agua bruta.}$$

3. Para responder al tercer interrogante hay que obtener en primer lugar el caudal de agua tratado por minuto usando el dato ya conocido de 9,3 L/s:

$$9,3 \text{ L/s} \cdot 60 \text{ s/min} = 558 \text{ L de agua procesada por minuto.}$$

Del ensayo de tratamiento disponible, se deduce que la cloración buscada implicará la adición de $0,8 \text{ mL}$ de hipoclorito del 4% (40 g/L o 40 mg/mL), con lo que se consigue un residual de $1,5 \text{ mg/L}$ de cloro libre. Expresado este dato en mg de cloro activo necesarios, tendremos:

$$0,8 \text{ mL} \cdot 40 \text{ mg/L} = 32 \text{ mg de cloro activo por litro de agua a tratar.}$$

Finalmente, conocidos los *mg* de cloro activo por litro, los litros de agua a tratar por minuto, y la riqueza del hipoclorito comercial (150 *mg/mL*) obtendríamos el caudal de producto comercial por minuto:

$$(32 \text{ mg/L} \cdot 558 \text{ L/min}) / 150 \text{ mg/mL} = 119,0 \text{ mL de hipoclorito comercial al minuto.}$$

PROBLEMA 11

El riego de un campo de golf se consigue mediante el aporte de un caudal de agua depurada de 20 *L/s* cuya demanda de cloro es de 2,3 *mg/L*. Supuesto que a lo largo de la red se produce una pérdida de 0,6 *mg/L* de cloro y que se considera una cloración correcta cuando el agua sale de la estación de tratamiento con 0,5 *mg/L* de cloro. Se supone que la demanda de cloro se pierde totalmente en el proceso de tratamiento.

1. Calcular el caudal de NaClO del 12% necesario para tratar el agua.
2. Si se dispone de una bomba dosificadora de pistón de 5 *L/h* calcular el % de regulación de la misma.
3. Si el NaClO comercial tiene una densidad de 1,23 *g/cc* y cuesta 5,0 €/kg, calcular el gasto invertido en la cloración del agua a lo largo de un día.

Soluciones:

1. 0,57 *mL/s*.
2. 41% de regulación.
3. 302,6 €/día.

Resolución Problema 11

1. La solución a esta primera pregunta debe abordarse en varios pasos. En primer lugar han de considerarse las varias aportaciones de cloro para el tratamiento: de una parte la demanda de desinfectante, 2,3 *mg/L* (que implica un residual de cloro libre de 0,2 *mg/L*); de otra parte la pérdida en la red de distribución que se cifra en 0,6 *mg/L*; finalmente, el apartado de que la cloración se considera correcta cuando el agua sale de la estación de tratamiento con 0,5 *mg/L*.

En total, pues, la adición de cloro libre será:

$$2,3 \text{ mg/L} + 0,6 \text{ mg/L} + 0,5 \text{ mg/L} = 3,4 \text{ mg/L.}$$

El segundo paso será obtener el aporte requerido de cloro activo aplicando el caudal que se va a tratar:

$$3,4 \text{ mg/L} \cdot 20 \text{ L/s} = 68 \text{ mg de cloro activo por segundo.}$$

Por último, pasaremos a expresar este contenido en cloro activo en función de la riqueza de la disolución de hipoclorito disponible (120 g/L, o 120 mg/L):

$$68 \text{ mg/s} / 120 \text{ mg/mL} = 0,57 \text{ mL de hipoclorito comercial al segundo.}$$

2. De las características disponibles de la bomba dosificadora, cuyo caudal viene expresado el L/h, se infiere que ha de conocerse el caudal de hipoclorito que debe aportarse también por hora. Operando:

$$0,57 \text{ mL/s} \cdot 3.600 \text{ s/h} = 2.052 \text{ mL/h, lo que expresado por simplicidad práctica en litros, sería 2,05 litros por hora.}$$

Finalmente, expresando en % la relación entre volumen requerido de producto y máximo aporte de la bomba (es decir, el 100% de regulación corresponderá a 5,00 L/h):

$$(2,05 \text{ L/h} / 5,00 \text{ L/h}) \cdot 100 = 41\%, \text{ que es el dato buscado.}$$

3. Ahora se trata de efectuar un cálculo de coste económico al día, conociendo el volumen aportado de producto comercial por hora y, su precio por kg. Dado que la facturación al suministrador se realiza por peso, no por volumen, habrá de calcularse este dato de la densidad del producto. Como “*densidad = masa / volumen*”, despejando la masa como incógnita se tendría que “*masa = densidad x volumen*”.

Obsérvese que la expresión de densidad como “g/cc” se puede expresar como “g/L”, lo cual es más operativo en el orden práctico a la hora de no sufrir errores en las unidades de medida. Así, se tendría:

$$\begin{aligned} (2,05 \text{ L/h} \cdot 24 \text{ h/día}) &= 49,2 \text{ L de hipoclorito al día.} \\ (1.230 \text{ g/L}) \cdot (49,2 \text{ L/día}) &= 60.516 \text{ g/día, que expresado en kg serían 60,52 kg/día.} \end{aligned}$$

Finalmente:

$$60,52 \text{ kg/día} \cdot 5,00 \text{ €/kg} = 302,6 \text{ euros de coste al día.}$$

PROBLEMA 12

Un agua depurada sometida a ozonización ha presentado una demanda de 0,4 mg/L, con lo que se ha logrado un residual de 0,05 mg/L al cabo de 5 minutos. Se dispone de un sistema industrial de ozonización con capacidad para producción de

aire ozonizado con una riqueza de 40 g/Nm^3 de ozono y con un rendimiento del 7% respecto a la alimentación original de aire.

1. Calcular para un caudal de agua de $20.000 \text{ m}^3/\text{día}$ los kg necesarios de ozono por día para efectuar el tratamiento del agua.
2. Calcular los Nm^3 de aire puro necesarios al día para la correcta ozonización del agua.
3. Si se disponen de soplantes de suministro de aire de caudal nominal $100 \text{ Nm}^3/\text{h}$ ¿cuántos como mínimo serían necesarios?

Soluciones:

1. $8 \text{ kg/día de ozono puro.}$
2. $2.857 \text{ Nm}^3 \text{ de aire al día.}$
3. 2 unidades.

Resolución Problema 12

1. La única consideración que debe tenerse en cuenta en este apartado será el operar de forma correcta con las unidades. Por una parte, se cuenta con la dosis de ozono que se aplica al agua (mg/L , o lo que es igual, g/m^3) y por otra con el caudal de agua a tratar. Si operamos:

$$0,4 \text{ g/m}^3 \cdot 20.000 \text{ m}^3/\text{día} = 8.000 \text{ g o lo que es igual, } 8 \text{ kg de ozono puro al día.}$$

2. Para simplificar cálculos vamos a seguir operando por día. Así, debemos primero calcular el volumen de aire ozonizado necesario, sabiendo que su riqueza en ozono es de 40 g por Nm^3 de aire:

$$8.000 \text{ g/día} / 40 \text{ g/Nm}^3 = 200 \text{ Nm}^3 \text{ de aire ozonizado por día.}$$

El aire de aporte a ozonización experimenta una tasa de generación de ozono del 7%. Aplicando este dato tendremos,

$$(200 \text{ Nm}^3/\text{día}) \cdot (100\%/7\%) = 2.857 \text{ Nm}^3 \text{ de aire puro al día.}$$

3. Finalmente, como el dato de caudal de los soplantes de aire está expresado por hora, y deseamos saber cuántos son requeridos, deberemos operar para este tiempo desde el dato diario anterior, y finalmente dividir el total entre el aporte unitario de cada unidad ($500 \text{ Nm}^3/\text{h}$):

$$(2.857 \text{ Nm}^3/\text{día} / 24 \text{ h/día}) / (100 \text{ Nm}^3/\text{h y unidad}) = 1,2 \text{ unidades, lo que indica que harían falta dos soplantes.}$$

PROBLEMA 13

Se dispone de un hidróxido sódico comercial de densidad 1,05 g/cc y riqueza 22% en producto activo.

Preparar 500 mL de disolución de 2,5 g/L.

Solución: 3,4 mL por 500 mL de disolución.

Resolución Problema 13

Ya se ha resuelto algún problema similar a este de preparación de diluciones, algo muy corriente en rutina práctica de laboratorios de aguas. Así, como se estableció anteriormente, procedamos a calcular la riqueza efectiva en producto puro del producto comercial disponible operando con los datos de densidad y riqueza.

Del dato de densidad (1,050 g/cc) deducimos que cada litro de producto comercial contiene 1.050 g de mezcla (agua+hidróxido). Del dato de riqueza en producto activo deducimos la cantidad de producto por litro de disolución comercial:

$$(1.050 \text{ g/L} \cdot 35\%) / 100\% = 367,5 \text{ g de hidróxido puro por litro.}$$

Una vez obtenido este valor, podemos aplicar dos caminos. Uno el práctico y sencillo que consiste en aplicar la regla de:

“Dividir la concentración buscada entre la concentración de partida y multiplicar por el volumen de la disolución a preparar”.

Con ello tenemos:

$$(2,5 \text{ g/L} / 367,5 \text{ g/L}) \cdot 500 \text{ mL} = 3,4 \text{ mL, que es el dato de interés.}$$

La resolución más elaborada pasaría primero por calcular la cantidad de producto puro que se pide en la disolución final y después, calcular en qué volumen de disolución comercial se encontraría aquel, para finalmente poner este volumen en un total de 500 mL de disolución:

$$(2,5 \text{ g/L} \cdot 500 \text{ mL}) / 1.000 \text{ mL/L} = 1,25 \text{ g de hidróxido puro en 500 mL de disolución final.}$$

$$(1,25 \text{ g} \cdot 1.000 \text{ mL/L}) / 367,5 \text{ g/L} = 3,4 \text{ mL a diluir en 500 mL.}$$

PROBLEMA 14

Se dispone de una disolución comercial de hidróxido sódico con densidad 1,53 g/cc y riqueza en producto puro del 50%, con la que se han realizado ensayos de ajuste de pH con un agua previamente sometida a coagulación-floculación, obteniéndose una dosis óptima de 9 mg/L como producto puro.

1. Calcular la riqueza en producto puro del líquido comercial.
2. Calcular el caudal de líquido comercial necesario para tratar un caudal de agua de 1.250 m³/h.
3. Calcular el coste del tratamiento por día si el precio del producto es de 35 €/kg.

Soluciones:

1. 765 g/L.
2. 14,7 L/h de producto comercial.
3. 18.893 €/día.

Resolución Problema 14

1. La resolución de esta cuestión ya debe ser bastante simple.

Del dato de densidad obtenemos que cada litro de producto comercial contiene 1.530 g de mezcla (agua+hidróxido). Aplicando después el dato de riqueza (50%), tendríamos:

$$(1.530 \text{ g/L} \cdot 50\%)/100 \% = 765 \text{ g/L que es el dato buscado.}$$

2. Para resolver este apartado y como se ha hecho en otras ocasiones, ahora habrá que comenzar por conocer la cantidad requerida de producto puro de acuerdo a la dosis necesaria (mg/L, recuérdese es lo mismo que g/m³) y al caudal de tratamiento establecido. Operando:

$$1.250 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 9 \text{ g/m}^3 = 11.250 \text{ g de producto puro a la hora.}$$

Como cada litro sabemos la cantidad de gramos de producto puro que contiene, de aquí sacaríamos el volumen requerido en la práctica:

$$11.250 \text{ g/h}/765 \text{ g/L} = 14,7 \text{ L de producto comercial a la hora.}$$

3. Para el tercer apartado, debe convertirse el volumen de producto comercial a su peso (que es lo facturado comercialmente) empleando el dato de densidad, y expresar estas cantidades para cada día de tratamiento, como se pide. Operando:

$$14,7 \text{ L/h} \cdot 1,53 \text{ g/L} \cdot 24 \text{ h/día} = 539,8 \text{ kg al día.}$$

Finalmente, solo quedaría multiplicar los *kg* por el precio de cada *kg*:

$$539,8 \text{ kg/día} \cdot 35 \text{ €/kg} = 18.893 \text{ euros al día.}$$

PROBLEMA 15

El aforo de hidróxido sódico de densidad $d=1,28 \text{ g/cc}$ y con un 25% de riqueza, aplicado en una planta de tratamiento a un agua bruta es de $0,15 \text{ L}$ por minuto, siendo el caudal tratado de $1.150 \text{ m}^3/\text{h}$.

1. Calcular la dosis aplicada de producto puro en g/m^3 .
2. Caso de contar con una disolución de hidróxido sódico de 40 g/L de riqueza, calcular el caudal de producto comercial a dosificar al minuto.

Soluciones:

1. $2,5 \text{ g/m}^3$.
2. $1,20 \text{ L/min}$.

Resolución Problema 15

1. Este problema responde a la *tipología* del anterior. En este sentido, y operando como ya conocemos, del dato de densidad obtenemos que cada litro de producto comercial contiene 1.280 g de mezcla (agua+hidróxido). Aplicando después el dato de riqueza (25%), tendríamos:

$$(1.280 \text{ g/L} \cdot 25\%)/100\% = 320 \text{ g de producto puro por litro de producto comercial.}$$

Ahora tendríamos que continuar calculando el aporte de producto comercial al agua. Considerando que conocemos la dosificación por minuto, habremos de calcular el aporte por hora, y aplicando el dato de caudal de agua tratado a la hora, pasar a calcular la dosificación por metro cúbico. Operando:

$$(0,15 \text{ L/min} \cdot 60 \text{ min/h})/1.150 \text{ m}^3/\text{h} = 0,0078 \text{ L/m}^3, \text{ lo que expresado en mL sería, } 7,8 \text{ mL/m}^3.$$

Como ya sabemos que cada litro de producto comercial contiene 320 g de producto puro, o lo que es igual, que cada *mL* contiene $0,320 \text{ g}$ de hidróxido puro, finalmente podríamos llegar a:

$$(7,8 \text{ mL/m}^3 \cdot 0,32 \text{ g/mL}) = 2,5 \text{ g/m}^3, \text{ que es el dato buscado.}$$

2. Considerando ahora que dispondremos de una disolución comercial “*con menor contenido en producto puro*” (40 g/L, frente a la primera de 320 g/L) esto deberá alertarnos de que *deberá aportarse más cantidad de producto comercial que con respecto a la situación de partida*.

Por otro lado, como se pide el dato de aporte por minuto y sabemos el aporte inicial (0,15 L/min) como dato de partida, solo bastará correlacionar este dato con la relación de concentraciones entre las dos soluciones de hidróxido sódico consideradas: el cociente de la más concentrada entre la más diluida nos dará el número de veces que se incrementará el dato de aporte inicial. Así, operando tendríamos:

$$0,15 \text{ L/min} \cdot (320 \text{ g/L} / 40 \text{ g/L}) = 1,20 \text{ L/min, solución final buscada.}$$

PROBLEMA 16

En la fase de pretratamiento de una EDAR municipal, se dispone de un desarenador rectangular con una longitud de 12 m, una anchura de 5 m y una profundidad de 5,5 m. Si el caudal de agua procedente del tamizado y que llega al desarenador es de 800 m³/h, calcular:

1. la velocidad ascensional del equipo, y,
2. ¿qué caudal podría tratar si su longitud fuese de 14 m, manteniendo el resto de parámetros invariantes?

Soluciones:

1. 13,3 m/h.
2. 931 m³/h.

Resolución Problema 16

1. Recordando el concepto de velocidad ascensional, que como cualquier *velocidad* establece una relación entre *espacio recorrido por unidad de tiempo*, y que en el caso de cálculos hidráulicos usualmente viene expresado en unidades de m/h, unidad que procede de operar con el cociente entre un caudal de tratamiento (m³/h) y una superficie de desarenado (m²), es decir,

$$V_{\text{ascensional}} = \text{Caudal}_{\text{tratado}} / \text{Superficie}_{\text{decantación}}$$

lo primero a calcular para resolver este problema será la superficie del desarenador en cuestión (se trata de una superficie rectangular)¹.

¹ Recuérdese que el dato de profundidad no afecta formalmente al problema puesto que el desarenado es un tipo de decantación o sedimentación y solo viene regido por superficie, no por profundidad del equipo.

Respecto a la superficie del equipo:

$$12 \text{ m} \cdot 5 \text{ m} = 60 \text{ m}^2.$$

Una vez calculada esta, se aplicará la expresión de la velocidad antes referida y se obtendrá el parámetro pedido. Operando:

$$(800 \text{ m}^3/\text{h}/60 \text{ m}^2) = 13,3 \text{ m/h que es la solución de la cuestión planteada.}$$

2. La respuesta a la segunda parte de este problema es simple considerando que si la superficie de desarenado se incrementa, también lo hará de forma proporcional el caudal de tratamiento, supuesto que se mantenga la misma velocidad ascensional. La nueva superficie de desarenado disponible sería ahora:

$$14 \text{ m} \cdot 5 \text{ m} = 70 \text{ m}^2.$$

Despejando de la expresión de la velocidad ascensional el término que no se conoce, que en este caso es el caudal, tendríamos:

$$13,3 \text{ m/h} \cdot 70 \text{ m}^2 = 931 \text{ m}^3/\text{h, que es el nuevo caudal de tratamiento buscado.}$$

PROBLEMA 17

Calcular:

1. La superficie que tendría un desarenador rectangular capaz de tratar $900 \text{ m}^3/\text{h}$ de agua, operando a una velocidad ascensional de 12 m/h .
2. Si su anchura es de 4 m , calcular su longitud.

Soluciones:

1. 75 m^2 .
2. $18,75 \text{ m}$.

Resolución Problema 17

1. Se trata de otra variación del concepto de velocidad ascensional en que hay que calcular la superficie de tratamiento, conocidos caudal tratada y velocidad ascensional. De esta forma, operando tendríamos:

$$900 \text{ m}^3/\text{h}/12 \text{ m/h} = 75 \text{ m}^2, \text{ solución a este apartado.}$$

2. El segundo apartado es inmediato. Conocida la superficie total de desarenado, la geometría del equipo (rectangular) y el dato de su anchura, bastaría con despejar la longitud de la fórmula del área del rectángulo:

$$75 \text{ m}^2 / 4 \text{ m} = 18,75 \text{ m de longitud.}$$

PROBLEMA 18

Se dispone de un decantador primario circular con un diámetro de 25 m y una profundidad de 6 m. Si el caudal de agua procedente de desarenado y desengrasado y que llega al decantador es de $1.500 \text{ m}^3/\text{h}$, calcular:

1. La velocidad ascensional del equipo.
2. ¿Qué caudal podría tratar si su diámetro fuese de 30 m?
3. Si se supone que la decantación separa un 0,5% del caudal entrante como fangos primarios, determinense los L de fangos (agua+fango) que habría que retirar del equipo cada 5 minutos.

Soluciones:

1. $3,06 \text{ m/h}$.
2. $2.163 \text{ m}^3/\text{h}$.
3. 625 L .

Resolución Problema 18

1. La única variación con relación al problema anterior, sería en este caso la geometría del aparato, puesto que el tratamiento de la decantación y del desarenado son formalmente idénticos.

Así pues, trataríamos primero de conocer la superficie de decantación disponible, para posteriormente aplicar la fórmula de la velocidad ascensional. Operando:

$$3,1416 \cdot (25 \text{ m}/2)^2 = 491 \text{ m}^2, \text{ sería la superficie del decantador.}$$

Aplicando, ahora la expresión de velocidad ascensional saldría:

$$1.500 \text{ m}^3/\text{h} / 491 \text{ m}^2 = 3,06 \text{ m/h que es la solución buscada.}$$

2. Recordemos nuevamente que al aumentar la superficie incrementaremos el caudal de tratamiento a igualdad de velocidad ascensional. En este caso, deberemos

multiplicar la velocidad ascensional por la nueva superficie, con lo que tendríamos que:

$$3,06 \text{ m/h} \cdot [(3,1416 \cdot (30/2)^2)] = 2.163 \text{ m}^3/\text{h}, \text{ que sería el caudal buscado.}$$

3. El tercer apartado requiere un tratamiento totalmente distinto a los anteriores. Dado que como dato de partida conocemos que la eliminación de sólidos en forma de fangos primarios (sólidos más agua) es una cantidad conocida, solo habría que operar, obteniendo primero la producción de fangos por hora, y finalmente, la producción de estos en el periodo de tiempo pedido, cinco minutos en concreto.

Operando con los datos conocidos, tendremos:

$$1.500 \text{ m}^3/\text{h} \cdot (0,5\%/100\%) = 7,5 \text{ m}^3 \text{ a la hora, es decir, } 7.500 \text{ L/h.}$$

$$7.500 \text{ L/h} \cdot (5 \text{ min}/60 \text{ min}) = 625 \text{ L cada 5 minutos.}$$

PROBLEMA 19

Calcular:

1. El radio de un decantador circular que es capaz de tratar $2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ de agua, operando a una velocidad ascensional de 6 m/h .
2. ¿Variaría la respuesta si la profundidad del equipo fuese de $7,5 \text{ m}$ en lugar de 6 m ?
3. Si el equipo retira un $0,7\%$ de fangos primarios respecto a caudal tratado, ¿cuántas bombas de succión de fangos con capacidad de 200 L/min harían falta, si estas descargasen periódicamente cada seis minutos?

Soluciones:

1. $10,3 \text{ m}$.
2. *No*.
3. *Dos bombas*.

Resolución Problema 19

1. Aplicando la expresión de velocidad ascensional, en la que conocemos caudal de tratamiento y el valor de la propia velocidad, podríamos obtener el dato pedido de superficie de decantación, y desde aquí, el del radio del decantador supuesto este circular. Efectuando operaciones:

$$2.000 \text{ m}^3/\text{h}/6 \text{ m/h} = 333,3 \text{ m}^2, \text{ que es la superficie de decantación.}$$

Operando ahora con la fórmula del círculo:

$$(333,3 \text{ m}^2/3,1416)^{1/2} = 10,3 \text{ m, que es el valor del radio del decantador.}$$

2. Insístase nuevamente en que la *respuesta del equipo no variaría* apreciablemente al aumentar la profundidad de decantación.
3. El tercer apartado es similar al del anterior problema. Conocida la generación de fangos en %, pasaríamos a calcular primero el volumen de fangos que efectivamente se retiraría cada seis minutos:

$$2.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot (0,7\%/100\%) = 14 \text{ m}^3/\text{h, o lo que es igual, 14.000 L de fangos por hora.}$$

$$14.000 \text{ L/h} \cdot (6 \text{ min}/60 \text{ min/h}) = 1.400 \text{ L cada seis minutos.}$$

Para resolver definitivamente el problema, debe calcularse la descarga en el tiempo pedido (6 minutos) de las bombas disponibles. Como nos indican que las bombas son de 200 L por minuto, en seis minutos descargarán:

$$200 \text{ L/min} \cdot 6 \text{ min} = 1.200 \text{ L.}$$

Como tenemos que retirar un total de 1.400 L de fangos cada seis minutos, al menos *necesitaremos instalar dos bombas*.

A este respecto y como información complementaria lo más razonable sería que cada bomba descargara la mitad del caudal total a evacuar.

PROBLEMA 20

Se dispone de un decantador rectangular para tratamiento terciario de un agua depurada destinada a riego agrícola posteriormente, capaz para tratar $1.200 \text{ m}^3/\text{h}$. Si su superficie es de 200 m^2 , calcular:

1. La velocidad ascensional del equipo. Si se operase a $850 \text{ m}^3/\text{h}$ habitualmente.
2. ¿Qué velocidad ascensional resultaría entonces?
3. Finalmente, si el equipo funciona habitualmente con un sistema de retirada de fangos que descarga 120 L al minuto, cuando se tratan $1.200 \text{ m}^3/\text{h}$, calcular el % de fangos que estos datos suponen.

Soluciones:

1. $6,0 \text{ m/h}$.
2. $4,25 \text{ m}^3/\text{h}$.
3. $0,6\%$.

Resolución Problema 20

1. Problema muy similar al anterior con lo que aplicando la expresión de velocidad ascensional, en la que conocemos caudal de tratamiento y superficie de decantación, podremos llegar a conocer el valor de la velocidad pedida. Efectuando operaciones tendremos:

$$1.200 \text{ m}^3/\text{h}/200^2 = 6,0 \text{ m/h, que es el dato buscado.}$$

2. El segundo apartado se reduce a aplicar nuevamente la expresión de velocidad ascensional variando con respecto al apartado (1) el caudal de tratamiento:

$$850 \text{ m}^3/\text{h}/200 \text{ m}^2 = 4,25 \text{ m/h.}$$

3. Este apartado es en realidad el inverso en su resolución del último apartado del problema anterior. Conocida la descarga por minuto, habremos de calcular la descarga a la hora, y de aquí extraer el tanto por cien con respecto a caudal tratado por el equipo. Operando:

$$120 \text{ L/min} \cdot 60 \text{ min/h} = 7.200 \text{ L/h, o lo que es igual, } 7,20 \text{ m}^3/\text{h de fangos retirados.}$$

$$(7,20 \text{ m}^3/\text{h}/1.200 \text{ m}^3/\text{h}) \cdot 100\% = 0,6\% \text{ que será la respuesta al apartado.}$$

PROBLEMA 21

Se dispone de un decantador lamelar rectangular para tratamiento terciario de un agua depurada, equipado con un sistema de lamelas que ha permitido incrementar el caudal tratado desde $1.000 \text{ m}^3/\text{h}$ de caudal de diseño hasta $1.400 \text{ m}^3/\text{h}$. Si en principio la superficie de decantación era de 200 m^2 , calcular:

1. La velocidad ascensional antes y después de la instalación de las lamelas, y,
2. La superficie de decantación equivalente tras la instalación de aquellas.

Soluciones:

1. $5,0 \text{ m/h}$ antes y $7,0 \text{ m/h}$ después.
2. 280 m^2 .

Resolución Problema 21

1. Como ya sabemos de problemas anteriores, el cálculo de la velocidad ascensional es simple, aplicando la expresión:

$$V_{\text{ascensional}} = \text{Caudal}_{\text{tratado}} / \text{Superficie}_{\text{decantación}}$$

Luego operando:

$$1.000 \text{ m}^3/\text{h}/200 \text{ m}^2 = 5,0 \text{ m/h, que es el dato buscado.}$$

Para la resolución de la segunda parte de esta cuestión, solo habremos de aplicar el dato del nuevo caudal a la expresión de la velocidad ascensional, manteniéndose lógicamente la superficie de decantación. Operando,

$$1.400 \text{ m}^3/\text{h}/200 \text{ m}^2 = 7,00 \text{ m/h.}$$

2. Para encontrar el dato teórico de la nueva superficie de decantación, habrá de tenerse en cuenta por una parte el nuevo caudal de tratamiento una vez efectuada la instalación del sistema de lamelas ($1.400 \text{ m}^3/\text{h}$) y, por otra, la velocidad ascensional de partida del equipo. Realizando operaciones, saldría:

$$1.400 \text{ m}^3/\text{h}/5,00 \text{ m/h} = 280 \text{ m}^2, \text{ que sería la superficie equivalente de decantación.}$$

Obsérvese que este dato es teórico y sirve para la comprensión formal del proceso, puesto que es *distinto, evidentemente, de la superficie práctica del decantador que sigue siendo en realidad de 200 m²*.

PROBLEMA 22

Se quiere proceder a la filtración de un caudal de $2.500 \text{ m}^3/\text{h}$ de agua depurada a través de filtros rápidos de arena como fase previa a su desinfección:

1. Calcular la velocidad de filtración si se dispone de 12 filtros rápidos de arena de 25 m^2 de superficie unitaria.
2. ¿Cuántos filtros más necesitaríamos para que la velocidad de filtración se redujese a menos de $4,4 \text{ m/h}$?

Soluciones:

1. $8,3 \text{ m/h}$.
2. 23.

Resolución Problema 22

1. También vale aplicar aquí la conocida expresión de velocidad ascensional:

$$V_{\text{ascensional}} = \text{Caudal}_{\text{tratado}} / \text{Superficie}_{\text{filtración}}$$

Por otro lado y como dato previo, habrá de calcularse la superficie total de filtración disponible partiendo del dato de número de filtros existentes y superficie unitaria de cada unidad de filtración. Operando pues, tendríamos:

$$2.500 \text{ m}^3/\text{h} / (12 \text{ filtros} \cdot 25 \text{ m}^2/\text{filtro}) = 8,3 \text{ m/h, que es el dato buscado.}$$

2. Para resolver la segunda cuestión, debemos invertir la expresión anterior, obteniendo a partir de caudal de filtración y valor propuesto de velocidad ascensional la superficie total de filtración. Finalmente, dividiremos superficie total entre superficie unitaria por filtro para hallar el número de unidades de filtración necesarios.

$$2.500 \text{ m}^3/\text{h} / 4,4 \text{ m/h} = 568 \text{ m}^2, \text{ que sería la superficie total de filtración.}$$

$$568 \text{ m}^2 / 25 \text{ m}^2 = 22,7 \text{ filtros, o en términos prácticos, 23 unidades.}$$

Otra forma más simple de abordar la resolución del problema consistiría en hacer una relación entre los valores de las velocidades de filtración y multiplicar el cociente de las mismas por el número inicial de filtros. Para entender este aspecto, ha de tenerse clara la idea de que “una más baja velocidad de filtración implicaría siempre una más alta superficie de filtración –o sea, se requiere más tiempo de contacto entre el agua y el filtro– ” y viceversa, “una más alta velocidad de filtración supondría una más baja superficie de filtración necesaria”. En este caso, operando, tendríamos:

$$(8,3 \text{ m/h} / 4,4 \text{ m/h}) \cdot 12 \text{ filtros} = 22,6, \text{ es decir, 23 filtros}$$

lo que es coincidente con el resultado anteriormente encontrado.

PROBLEMA 23

Se plantea aplicar un proceso de filtración lenta para depurar el agua residual una población rural pequeña y emplearla en riego hortofrutícola. Si la capacidad de filtración se proyecta para un valor de $10 \text{ m}^3/\text{día}$ por m^2 :

1. ¿Qué superficie necesitaríamos para depurar el caudal vertido por la población, que sería de $400 \text{ m}^3/\text{día}$, si el filtro se lavase mensualmente?
2. ¿Cómo afectaría al dimensionamiento si se optase lavar el filtro quincenalmente?

Soluciones:

1. 40 m^2 .
2. la superficie necesaria sería aproximadamente de la mitad.

Resolución Problema 23

1. La primera parte del problema deberá considerar el dato de caudal diario a filtrar, y capacidad de filtración. Del cociente entre ambos valores saldrá la superficie requerida. Realizando la operación:

$$400 \text{ m}^3/\text{día}/10 \text{ m}^3/\text{día}\cdot\text{m}^2 = 40 \text{ m}^2, \text{ que es el dato buscado.}$$

2. Esta segunda cuestión puede responderse cualitativamente. Si el lavado se plantea para una frecuencia doble que la de partida, un mes frente a quince días, en realidad lo que estamos planteando es incrementar al doble el tiempo de filtración o velocidad de filtración,

por lo cual podría concluirse que *la superficie a requerir sería aproximadamente de la mitad.*

Como idea complementaria, en realidad y desde el punto de vista técnico, la velocidad de filtración no variaría al mantenerse caudal de filtración y superficie. La cuestión sería aplicar el dato de admitir una menor capacidad de atascamiento del filtro al proceder a un lavado más frecuente con lo cual el *estrés filtrante* se reduciría formalmente a la mitad.

PROBLEMA 24

Un decantador secundario opera habitualmente con una tasa de recirculación de fangos del 80%. Si el equipo genera en continuo un 1% de fangos secundarios crudos sobre capacidad de tratamiento ($1.000 \text{ m}^3/\text{h}$):

1. ¿Qué cantidad de fango en m^3 habría que retirar diariamente?
2. Si se dispone de un sistema de purga de fangos con dos válvulas de evacuación y que entra en funcionamiento cuatro veces a la hora, ¿cuánto evacuaría cada válvula en cada descarga?
3. Finalmente, si el agua decantada quiere clorarse con una dosis de $1,5 \text{ g}/\text{m}^3$, ¿qué cantidad de disolución de hipoclorito sódico del 13% habría que añadirse al agua por cada turno de trabajo de 8 horas en la EDAR?

Soluciones:

1. 48 m^3 .
2. 250 L por descarga y válvula.
3. $92,3 \text{ L}$ de hipoclorito comercial.

Resolución Problema 24

1. Conociendo que se genera un determinado porcentaje de fangos en el equipo sobre caudal de tratamiento, lo primero será efectuar el cálculo de la generación diaria de fangos, que sería:

$$(1.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d}) \cdot (1\% / 100\%) = 240 \text{ m}^3 \text{ de fango total al día.}$$

Ahora hay que fijarse en el dato de la tasa de recirculación. Si esta es del 80%, lógicamente, la descarga real de fangos será del 20% puesto que el resto se aprovecha en recirculación. Entendido este aspecto, solo quedaría aplicar el dato del 20% a la producción total diaria de fangos, con lo que se tendría que:

$$240 \text{ m}^3/\text{día} \cdot (20\% / 100\%) = 48 \text{ m}^3 \text{ de fango a retirar diariamente.}$$

2. Para la segunda cuestión, obtendremos primero el fango a retirar por hora.

$$48 \text{ m}^3/\text{día} / 24 \text{ h/día} = 2 \text{ m}^3 \text{ por hora, o lo que es más operativo, 2.000 litros.}$$

Por último, el volumen total habrá de repartirse paritariamente entre las dos válvulas de descarga existentes y entre cuatro, como número de descargas por hora para responder a la cuestión. Así pues:

$$\begin{aligned} 2.000 \text{ L/h} / 2 \text{ válvulas} &= 1.000 \text{ litros a la hora y por válvula.} \\ 1.000 \text{ L/h} / 4 \text{ descargas-válvula/h} &= 250 \text{ litros por descarga de cada válvula.} \end{aligned}$$

3. A fin de contestar a la tercera cuestión, debemos primero conocer la cantidad total de cloro requerida de los datos de caudal de agua y dosis, y después aplicar a la disolución de hipoclorito de riqueza conocida, para calcular el volumen de líquido comercial necesario.

$$\begin{aligned} 1.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 8 \text{ h/turno} &= 8.000 \text{ m}^3 \text{ por turno.} \\ 8.000 \text{ m}^3/\text{día} \cdot 1,5 \text{ g/m}^3 &= 12.000 \text{ gramos de cloro por turno de ocho horas.} \end{aligned}$$

Como conocemos que la riqueza del hipoclorito comercial es del 13%, es decir, que cada litro contiene 130 gramos de cloro libre, operando:

$$(12.000 \text{ g} / 130 \text{ g/L}) = 92,3 \text{ litros de producto comercial por turno.}$$

PROBLEMA 25

El fango secundario crudo evacuado de un decantador secundario tiene una sequedad del 2,5%. El decantador está equipado con cuatro válvulas de descarga que evacúan 25 L por descarga, y son accionadas cada 20 minutos.

1. Calcular el volumen de fangos evacuados por turno de trabajo (8 horas) desde el decantador.
2. Si al final del proceso se consigue un biosólido con un 22% de sequedad, ¿qué cantidad en T (toneladas) de biosólidos se puede estimar que se producirían mensualmente, suponiendo que 1 L de fango fresco equivaliese a 1 Kg de biosólido?

Soluciones:

1. 2.400 L.
2. 24,5 T.

Resolución Problema 25

1. A fin de resolver el primer apartado no debemos más que calcular el número total de descargas por hora y multiplicar por el valor de cada una, extrapolando este resultado al tiempo pedido (8 horas). Realizando operaciones tendríamos:

$$(60 \text{ min/h} / 20 \text{ min/h-descarga}) \cdot 8 \text{ h} \cdot 25 \text{ L/descarga} \cdot 4 \text{ válvulas} = 2.400 \text{ litros de purgas de fangos cada ocho horas.}$$

2. Para la segunda cuestión, debemos partir del dato obtenido en el apartado (a) y con ello calcular en primer lugar la cantidad de fango crudo descargado al mes. Empleando la cantidad descargada cada ocho horas:

$$2.400 \text{ L} \cdot (24 \text{ h/día} / 8 \text{ h}) \cdot 30 \text{ día/mes} = 216.000 \text{ litros de fango descargados al mes.}$$

Dado que este fango tiene una sequedad del 2,5%, habremos de calcular la cantidad de fango equivalente con un 22% de humedad, que lógicamente será más baja, tanto más baja como la relación expresada por el cociente (2,5%/22%). Operando:

$$216.000 \text{ L} \cdot (2,5\% / 22\%) = 24.545 \text{ litros de fango.}$$

Finalmente, suponiendo que 1 litro equivale a 1 kg, los 24.545 litros equivaldrían a 24.545 kg, o lo que es igual, 24,5 T, que es el dato buscado.

PROBLEMA 26

Se pretende el desendurecimiento de un agua depurada para posterior reutilización. Si se emplea hidróxido sódico de densidad 1,15 g/cc y riqueza del 24%, y el análisis del agua indica contenidos de 200 mg/L de bicarbonato cálcico y 120 mg/L de bicarbonato magnésico como sales mayoritarias:

1. ¿Qué cantidad de NaOH como producto puro se requeriría por L de agua²?
2. ¿Qué volumen de NaOH comercial por día se requeriría para desendurecer un caudal de agua depurada a tratar de 150 m³/h?

Pesos moleculares: Ca(HCO₃)₂ (160); Mg(HCO₃)₂ (144); NaOH (40), CaCO₃ (100); MgCO₃ (84).

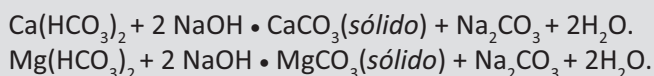
Soluciones:

1. 166,7 mg/L.
2. 2.174,3 L/día.

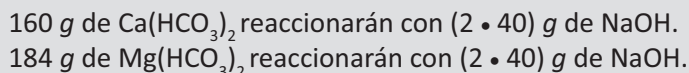
Resolución Problema 26

1. Este tipo de problemas son típicos de Química básica, cuyos fundamentos han de ser conocidos a fin de ser resueltos de forma adecuada. Téngase en cuenta que el ajuste en planta de muchos procesos de tratamiento físicoquímico de aguas se basan en la resolución de equilibrios químicos más o menos elementales.

Hecho este preámbulo la siguiente cuestión será establecer claramente los equilibrios químicos de precipitación involucrados en el desendurecimiento de un agua, considerando la eliminación del calcio y del magnesio presentes en forma de bicarbonatos. Las reacciones químicas a aplicar son las siguientes:



Considerando el primer equilibrio, se infiere que 1 mol de bicarbonato cálcico reaccionará con 2 moles de hidróxido sódico para generar 1 mol de carbonato cálcico (producto insoluble), 1 mol de carbonato sódico (que permanecerá disuelto en el medio) y 2 moles de agua. Aplicando los pesos moleculares de cada especie química involucrada en la reacción tendremos que:



Aplicando ahora una correlación matemática teniendo en cuenta las cantidades reales de bicarbonatos presentes en el agua (recuérdese, 200 mg/L de bicarbonato cálcico y 120 mg/L de bicarbonato magnésico), obtendremos la cantidad

² Supóngase que el producto soluble producido en el caso del magnesio fuese el carbonato magnésico y que los procesos químicos se completan ambos en su totalidad.

de hidróxido sódico necesarias para la precipitación de los carbonatos insolubles cuya generación se persigue:

$(200 \text{ mg/L} / 160 \text{ mg/L}) \cdot (2 \cdot 40 \text{ mg/L}) = 100 \text{ mg/L de NaOH para precipitar el } \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \text{ presente.}$

$(120 \text{ mg/L} / 144 \text{ mg/L}) \cdot (2 \cdot 40 \text{ mg/L}) = 66,7 \text{ mg/L de NaOH para precipitar el } \text{Mg}(\text{HCO}_3)_2 \text{ presente.}$

Sumando ahora las dos cantidades anteriores de hidróxido sódico, tendríamos un total de $166,7 \text{ mg/L}$, que sería la respuesta buscada.

2. La resolución a la segunda cuestión pasará en un principio por calcular la cantidad de hidróxido sódico en producto puro necesaria para tratar todos los bicarbonatos cálcicos y magnésicos presentes en el caudal de agua procesada al día.

Partiendo del caudal establecido de $150 \text{ m}^3/\text{h}$, pasaremos a operar considerando que $166,7 \text{ mg/L}$ de hidróxido sódico equivalen a $166,7 \text{ g/m}^3$:

$166,7 \text{ g/m}^3 \cdot 150 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/día} = 600.120 \text{ gramos de hidróxido puro al día.}$

Por otro lado, ahora habremos de calcular el contenido en producto puro del hidróxido comercial, como ya sabemos de otros problemas anteriores:

$1.150 \text{ g/L} \cdot (24\% / 100\%) = 276 \text{ g de producto puro por litro de producto comercial.}$

Finalmente, conocidos los datos de cantidad por día de producto puro, y de riqueza del líquido comercial hallaríamos el volumen de hidróxido comercial buscado:

$600.120 \text{ g/día} / 276 \text{ g/L} = 2.174,3 \text{ litros al día de NaOH líquido comercial.}$

PROBLEMA 27

Se quiere eliminar el hierro de un agua mediante precipitación como fosfato férrico, FePO_3 . Si el análisis del agua indica que presenta un contenido en hierro trivalente de $0,65 \text{ mg/L}$:

1. ¿Qué cantidad de ácido fosfórico como producto puro se requeriría por L de agua?
2. Por otro lado, ¿qué volumen de ácido comercial del 85% en riqueza y densidad $1,70 \text{ g/cc}$ se requeriría a la semana para eliminar el hierro presente si el caudal de agua a tratar es de $12 \text{ m}^3/\text{h}$?

Pesos moleculares: H_3PO_4 (98); Fe (56)

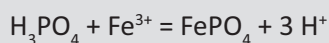
Supóngase que el proceso químico se completa en su totalidad.

Soluciones:

1. *1,14 mg/L.*
2. *1,59 L/semana.*

Resolución Problema 27

1. Establezcamos en primer lugar la reacción química por la que se rige el proceso de desferrización con ácido fosfórico de un agua:



En realidad la reacción química es más compleja, puesto que el hierro estará en alguna forma química (oxihidróxido, sulfuro, bicarbonato...) y esto habría que formularlo. No obstante, para la resolución del problema podemos aplicar la ecuación simplificada recogida más arriba.

El equilibrio químico nos indica que 1 mol de Fe trivalente, es decir, 56 g, reaccionarían con 1 mol de ácido fosfórico, es decir, 98 g del ácido. Aplicando a nuestro caso concreto y operando en “mg”, que formalmente sería lo mismo que en “g” o “kg”, se tendría que:

$$(98 \text{ g/mol}/56 \text{ g/mol}) \cdot 0,65 \text{ mg/L} = 1,14 \text{ mg de ácido fosfórico puro por litro de agua.}$$

2. Para el segundo apartado, operaremos por partes. Primero, por ejemplo, debemos conocer el caudal de agua que se tratará a la semana:

$$12 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/día} \cdot 7 \text{ día/semana} = 2.016 \text{ m}^3 \text{ a la semana.}$$

Conocido este dato procederemos a calcular la cantidad de ácido fosfórico como producto puro que habrá que usar a la semana, del dato de fosfórico por litro de agua (1,14 mg/L, recuérdese que equivalen a 1,14 g/m³):

$$2.016 \text{ m}^3/\text{semana} \cdot 1,14 \text{ g/m}^3 = 2.298,2 \text{ g de ácido puro a emplear por semana.}$$

Por otro lado, del dato de densidad y riqueza en producto puro del producto comercial tendremos los gramos de ácido por litro de producto comercial:

$$1.700 \text{ g/L} \cdot (85\%/100\%) = 1.445 \text{ g de ácido puro por litro de comercial.}$$

Finalmente, habrá que referir el producto ácido puro al volumen en el que está contenido:

$$2.298,2 \text{ g/semana} / 1.445 \text{ g/L} = 1,59 \text{ litros de producto comercial a la semana.}$$

PROBLEMA 28

El agua depurada de una EDAR urbana, se somete posteriormente a un tratamiento terciario para su empleo en riego de campos de golf. Dado que su contenido salino es elevado (300 mg/L de bicarbonato cálcico y 175 mg/L de bicarbonato magnésico) se lleva a cabo un desendurecimiento con suspensión de hidróxido cálcico.

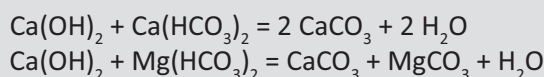
1. Calcular la cantidad diaria de Ca(OH)_2 como producto comercial que habría que adicionar para tratar un caudal de $550 \text{ m}^3/\text{h}$ siendo la riqueza de la cal del 97,5%.
Pesos moleculares: $\text{Ca(HCO}_3)_2$ (160); $\text{Mg(HCO}_3)_2$ (146); Ca(OH)_2 (74); CaCO_3 (100); MgCO_3 (84).
1. Si la lechada de cal se prepara al 9% de riqueza en producto comercial, ¿qué aporte de agua de dilución se requeriría a la hora?
2. Si se dispone de una bomba centrífuga para dilución de $30 \text{ m}^3/\text{min}$, calcular el % de funcionamiento de aquella.
3. Por último, calcular la producción horaria de fangos considerando que se forma carbonato cálcico y carbonato magnésico, cumpliéndose al 93% la estequiometría del proceso.

Soluciones:

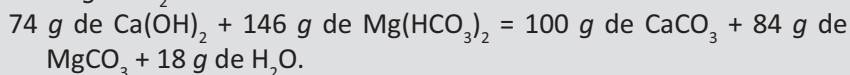
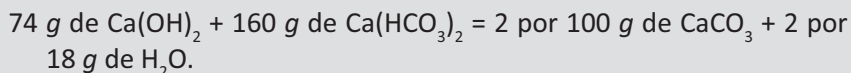
1. 3.080 kg de producto comercial al día.
2. 1.426 m^3/h .
3. 79,2%.
4. 304,6 kg/h.

Resolución Problema 28

1. De un problema anterior ya conocemos que lo primero que debemos llevar a cabo es el establecimiento de las reacciones químicas implicadas en el proceso químico de decarbonatación (o desendurecimiento) con hidróxido cálcico:



Aplicando los pesos moleculares de cada especie química involucrada en cada reacción química tendremos que:



Calculemos la cantidad de Cal en producto puro necesaria para precipitar el bicarbonato cálcico:

$$(74 \text{ g/mol}/160 \text{ g/mol}) \cdot 300 \text{ g/L (concentración de Ca(HCO}_3)_2 \text{ del agua)} = 138,8 \text{ g/L}.$$

Ahora, calculemos la cantidad de también en producto puro Cal para precipitar el bicarbonato magnésico:

$$(74 \text{ g/mol}/146 \text{ g/mol}) \cdot 175 \text{ g/L (concentración de Mg (HCO}_3)_2 \text{ del agua)} = 88,7 \text{ g/L}.$$

El total de cal por litro, sería la suma de las cantidades anteriores, es decir:

$$(138,8+88,7) = 227,5 \text{ g/L, o lo que es lo mismo, } 227,5 \text{ kg/m}^3.$$

Como se tratan $550 \text{ m}^3/\text{h}$, al día serán:

$$550 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/día} = 13.200 \text{ m}^3/\text{día}.$$

Multiplicando el total de cal por metro cúbico, por los metros cúbicos tratados al día, y considerando que al ser la riqueza de la cal del 97,5%, tendríamos que aportar más producto que el calculado en un factor de $(100/97,5)$ para conseguir un rendimiento del 100%:

$$13.200 \text{ m}^3 \cdot 227,5 \text{ kg/m}^3 \cdot (100\%/97,5\%) = 3.080 \text{ kg/día, que es el dato buscado}.$$

2. Para responder a esta cuestión, lo primero es calcular el aporte de cal a la hora, dividiendo los kg/día por 24, con lo que se tiene $128,3 \text{ kg/h}$ de cal como producto puro.

Si la lechada adicionada tiene una riqueza del 9%, esto significa que en el agua total aportada sería el equivalente al 100% de la cantidad de producto puro, o sea:

$$(128,3 \text{ kg/h}) \cdot (100\%/9\%) = 1.426 \text{ m}^3 \text{ de agua de dilución por hora.}$$

3. Siguiendo con la resolución del problema, para este tercer apartado habremos de conocer previamente el caudal de agua por minuto, que sería de:

$$1.426 \text{ m}^3/\text{h}/60 \text{ min/h} = 23,8 \text{ m}^3 \text{ de lechada por minuto.}$$

Como se dispone de una bomba que al 100% aporta $30 \text{ m}^3/\text{min}$, el porcentaje de funcionamiento será:

$$(23,8 \text{ m}^3/\text{min}/30 \text{ m}^3/\text{min}) \cdot 100\% = 79,2\%.$$

4. Por último, para conocer la producción de fangos en función de la concentración de bicarbonatos cálcico y magnésico del agua bruta, volveremos a tener en cuenta las ecuaciones recogidas en (1).

Cada 160 g de bicarbonato cálcico generan 200 g de carbonato cálcico, luego tendremos para el agua concreta:

$$[(200 \text{ g/mol}/160 \text{ g/mol}) \cdot 300 \text{ g/m}^3] = 375 \text{ g/m}^3 \text{ de carbonato cálcico.}$$

Cada 146 g de bicarbonato magnésico dan 100 g de carbonato cálcico y 84 g de carbonato magnésico, luego para el agua concreta:

$$[(100 \text{ g}/146 \text{ g}) \cdot 175 \text{ g/m}^3] = 119,9 \text{ g/m}^3 \text{ de carbonato cálcico,}$$

más

$$[(84 \text{ g}/146 \text{ g}) \cdot 175 \text{ g/m}^3] = 100,7 \text{ g/m}^3 \text{ de carbonato magnésico.}$$

Multiplicando las cantidades anteriores por el caudal horario, y considerando una efectividad del proceso químico del 93%, tendríamos fangos de carbonato cálcico procedentes del $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$:

$$(375 \text{ g/m}^3 \cdot 550 \text{ m}^3/\text{h}) \cdot (93\%/100\%) = 191,8 \text{ kg/h.}$$

Fangos de carbonato cálcico y carbonato magnésico procedentes del $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$:

$$(119,9 \text{ g/m}^3 \cdot 550 \text{ m}^3/\text{h}) \cdot (93\%/100\%) = 61,3 \text{ kg/h.}$$

$$(100,7 \text{ g/m}^3 \cdot 550 \text{ m}^3/\text{h}) \cdot (93\%/100\%) = 51,5 \text{ kg/h.}$$

Sumando las tres cantidades anteriores resulta la producción horaria de fangos, del sistema que sería de $304,6 \text{ kg/h}$.

PROBLEMA 29

Para el tratamiento final de un agua depurada en una EDAR industrial se dispone de un sistema de cloración mediante cloro gas. Se quieren minimizar los contenidos en hierro, manganeso y amonio del efluente, reduciéndolos en el agua finalmente tratada a unos máximos de $0,200 \text{ mg/L}$ de hierro, $0,100 \text{ mg/L}$ de manganeso y $0,050 \text{ mg/L}$ de amonio.

El análisis del agua depurada indica una concentración de $0,565 \text{ mg/L}$ de hierro, $0,345 \text{ mg/L}$ de manganeso y $1,000 \text{ mg/L}$ de amonio. El caudal generado por la EDAR industrial es de $10 \text{ m}^3/\text{h}$.

Si los rendimientos de cloración son del 90% para eliminación de hierro, del 75% para eliminación de manganeso y del 85% para reducción de amonio:

1. Calcular la cantidad de cloro en kg/día que habrá que invertir en el proceso (*supóngase que las reacciones químicas desarrolladas no interaccionan entre sí*).
2. Si el coste del cloro es de 0,77 euros por kg , calcular el coste de reactivo que requerirá el tratamiento del agua al cabo del mes para la eliminación de cada contaminante por separado.
3. ¿Qué cantidad de tricloruro de nitrógeno por hora se generaría teóricamente en el proceso si este discurriese al 100%?

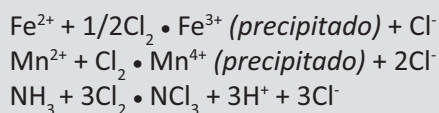
Pesos moleculares: Cl_2 (71); Fe (56); Mn (55); NH_3 (17); NCl_3 (121).

Soluciones:

1. $3,5 \text{ kg}$ de cloro al día.
2. $1,4 \text{ €/mes}$ para Fe; $2,3 \text{ €/mes}$ para Mn; $77,6 \text{ €/mes}$ para amonio.
3. $71,2 \text{ g}$ por hora.

Resolución Problema 29

1. Como primer paso debemos de establecer las reacciones químicas implicadas en el proceso químico de oxidación con cloro de las tres especies químicas que presenta el agua a tratar:



Recordemos que los equilibrios químicos ajustados nos darán los moles de cada reaccionante que interaccionan, así como los moles de productos generados.

Del primer equilibrio deducimos que 56 g de hierro reaccionarán con $(71/2) = 35,5$ g de cloro; del segundo, que 55 g de manganeso reaccionarán con 71 g de cloro; por último del tercer equilibrio se infiere que 17 g de amonio reaccionarán con 213 g de cloro, generando posteriormente 121 g de tricloruro de nitrógeno.

Como segundo paso pasemos a calcular las cantidades de hierro, manganeso y amonio que deberemos eliminar, aplicando simplemente la diferencia entre concentraciones iniciales y finales de sustancias químicas. Así pues:

Fe a eliminar: $0,565 \text{ mg/L} - 0,200 \text{ mg/L} = 0,365 \text{ mg/L}$, o lo que es igual, $0,365 \text{ g/m}^3$.

Mn a eliminar: $0,345 \text{ mg/L} - 0,100 \text{ mg/L} = 0,245 \text{ mg/L}$, o lo que es igual, $0,245 \text{ g/m}^3$.

NH_3 a eliminar: $1,050 \text{ mg/L} - 0,050 \text{ mg/L} = 0,950 \text{ mg/L}$, o lo que es igual, $0,950 \text{ g/m}^3$.

Como se trata de calcular la cantidad de cloro requerida al día, y ya sabemos las cantidades que hemos de eliminar por metro cúbico, establezcamos el caudal total a clorar al día:

$$10 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/día} = 240 \text{ m}^3 \text{ al día.}$$

Con este dato ya podemos conocer los gramos de cada especie química a eliminar al cabo de un día:

Fe a eliminar: $0,365 \text{ g/m}^3 \cdot 240 \text{ m}^3/\text{día} = 87,6 \text{ g/día}$.

Mn a eliminar: $0,245 \text{ g/m}^3 \cdot 240 \text{ m}^3/\text{día} = 58,8 \text{ g/día}$.

NH_3 a eliminar: $0,950 \text{ g/m}^3 \cdot 240 \text{ m}^3/\text{día} = 228 \text{ g/día}$.

Ahora no quedaría más que aplicar las reacciones químicas involucradas en la cloración para cada especie, pero aplicando un factor correctivo a cada cantidad individual en función de los rendimientos de cloración indicados en el enunciado. Operando:

$[(87,6 \text{ g/día}/56 \text{ g/mol}) \cdot 35,5 \text{ g/mol}] \cdot [100\%/90\%] = 61,7 \text{ g de cloro al día para eliminación de hierro.}$

$[(58,8 \text{ g/día}/55 \text{ g/mol}) \cdot 71 \text{ g/mol}] \cdot [100\%/75\%] = 101,2 \text{ g de cloro al día para eliminación de manganeso.}$

$[(228 \text{ g/día}/17 \text{ g/mol}) \cdot 213 \text{ g/mol}] \cdot [100\%/85\%] = 3.360,8 \text{ g de cloro al día para eliminación de amonio.}$

Finalmente, la cantidad total de cloro al día saldría de la suma de las cantidades parciales de arriba:

$61,7 \text{ g} + 101,2 \text{ g} + 3.360,8 \text{ g} = 3.523,7 \text{ g/día}$ o lo que es igual, $3,5 \text{ kg/día}$ que es la respuesta buscada.

2. Con los datos anteriores no es complicado responder a lo planteado en este apartado. Así, conocido el gasto de cloro al día para eliminación de cada contaminante, no habremos más que expresar el gasto por mes (30 días) y multiplicar por el precio del cloro. Resolviendo, pues:

Para eliminación de hierro:

$61,7 \text{ g/día} \cdot (1 \text{ kg}/1.000 \text{ g/kg}) \cdot 30 \text{ días/mes} \cdot 0,77 \text{ €/kg} = 1,4 \text{ € al mes}$ para eliminación de hierro.

Para eliminación de manganeso:

$101,2 \text{ g/día} \cdot (1 \text{ kg}/1.000 \text{ g/kg}) \cdot 30 \text{ días/mes} \cdot 0,77 \text{ €/kg} = 2,3 \text{ € al mes}$ para eliminación de manganeso.

Para eliminación de amonio:

$3.360,8 \text{ g/día} \cdot (1 \text{ kg}/1.000 \text{ g/kg}) \cdot 30 \text{ días/mes} \cdot 0,77 \text{ €/kg} = 77,6 \text{ € al mes}$ para eliminación de amonio.

3. Que cada 17 g de amonio reaccionan, como ya sabemos, con 213 g de cloro, generando posteriormente 121 g de tricloruro de nitrógeno.

Considerando que efectivamente el proceso discurre con una efectividad del 100%, que la concentración inicial de amonio es de $1,000 \text{ mg/L}$ (o lo que es igual, 1 g/m^3) y que el caudal por hora es de 10 m^3 , no quedaría más que efectuar operaciones:

$[1 \text{ g/m}^3 / (121 \text{ g/mol} / 17 \text{ g/mol})] \cdot 10 \text{ m}^3/\text{h} = 14,1 \text{ g de tricloruro de nitrógeno cada hora.}$

PROBLEMA 30

El agua procedente de una EDAR industrial presenta una concentración residual muy elevada de sales de bario que limita sus usos industriales posteriores. A fin de proceder a la reducción del alto contenido en este metal ($12,50 \text{ mg/L}$ como Ba^{2+}) se dispone de un proceso de precipitación mediante adición de sulfato. Se trata de rebajar el contenido inicial hasta $2,00 \text{ mg/L}$.

1. Si se dispone de sulfato de sodio sólido, calcular la cantidad de producto comercial del 95% de riqueza, necesario para efectuar el tratamiento de un caudal de $25 \text{ m}^3/\text{h}$ de agua.

2. Si se aplicase el sulfato sódico como disolución con una riqueza en sólido de 60 g/L, calcular el aporte de agua de dilución diario requerido para el tratamiento si este se produce en continuo.
3. Finalmente, calcular la producción de sulfato de bario sólido generado en el proceso al cabo de una semana suponiendo que el proceso discurre al 100% (el contenido en bario se considera que se reduce desde 12,5 mg/L hasta 2,00 mg/L). Pesos moleculares: Na_2SO_4 (142); BaSO_4 (233); Ba^{2+} (137)

Soluciones:

1. 2.308,0 g de sulfato sódico del 95% de riqueza a la hora.
2. 0,877 m³ de agua al día.
3. 75 kg de sólido a la semana.

Resolución Problema 30

1. Lo primero en este tipo de problemas, será el establecer el equilibrio químico que rige el proceso de reducción de bario vía precipitación como sulfato. Este equilibrio es el siguiente:



Esta reacción química nos indica que cada mol (137 g) de bario reaccionará con 1 mol de sulfato sódico (142 g), generando a su vez otro mol de sulfato bórico (233 g) y 2 moles de sodio ($2 \cdot 23 = 46$ g).

Aplicando el proceso anterior a la cantidad concreta de bario a eliminar, es decir, a la diferencia entre contenido inicial y final del metal (12,50 mg/L - 2,00 mg/L = 10,5 mg/L, o lo que es igual, 10,5 g/m³) tendremos:

$$(25 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 10,5 \text{ g/m}^3) \cdot (142 \text{ g/mol}/137 \text{ g/mol}) = 2.192,6 \text{ g/h de sulfato sódico puro.}$$

pero dado que el producto comercial es del 95% de riqueza, tendríamos finalmente:

$$2.192,6 \text{ g/h} \cdot (100\%/95\%) = 2.308,0 \text{ gramos de sulfato sódico del 95\% por hora.}$$

2. Para resolver este apartado, partamos del dato ya conocido del apartado anterior de que hemos de aplicar 2.192,6 g de sulfato sódico puro por hora, con lo que extrapolando a un día tendremos:

$$2.192,6 \text{ g/h} \cdot 24 \text{ h/d} = 52.622,4 \text{ g de sulfato sódico puro al día.}$$

Por otro lado, partiendo de una disolución de sulfato sódico con 60 g/L de riqueza podemos calcular los litros de esta disolución necesarios. Operando:

$$52.622,4 \text{ g} / 60 \text{ g/L} = 877,0 \text{ litros de disolución.}$$

Suponiendo que esta disolución tiene una densidad de 1 g/cc, lo cual es perfectamente admisible,

la respuesta a este apartado sería precisamente de 877 litros de agua al día, es decir, 0,877 m³.

3. Recurriendo nuevamente a la ecuación química del principio, deducimos de ella que cada 137 g de bario generan (100% de efectividad) 233 g de sulfato de bario sólido. Empleando ahora el dato de que hemos de precipitar 10,5 mg/L de bario, de que el caudal tratado es de 25 m³/h, y operando para un periodo de una semana, saldría:

$$25 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/día} \cdot 7 \text{ día/semana} \cdot 10,5 \text{ g/m}^3 = 44.100 \text{ g de bario a eliminar en 1 semana.}$$

Finalmente:

$$44.100 \text{ g/semana} \cdot (233 \text{ g/mol} / 137 \text{ g/mol}) = 75.002,2 \text{ g, es decir, } 75,00 \text{ kg de sulfato de bario precipitado a la semana.}$$

PROBLEMA 31

Supongamos un agua residual industrial depurada que posteriormente es sometida a ósmosis inversa. Para su reutilización en procesos industriales se mezcla parte del caudal de agua osmotizada con otra parte de agua depurada no osmotizada a fin de limitar su alta agresividad carbónica frente a equipos e instalaciones. La mezcla resultante presenta las siguientes características químicas:

Temperatura (t) = 15,5 °C; pH_m = 7,05; Conductividad = 380 μS/cm;
[Ca²⁺] = 42 mg/L; [HCO₃⁻] = 171 mg/L.

Se quiere conocer:

1. su pH de equilibrio;
2. el valor de su índice de Langelier;
3. el valor de su índice de Ryznar;

4. su comportamiento incrustante o agresivo de acuerdo a los índices de Langelier y Ryznar.

Pesos moleculares: Ca^{2+} (40); CaO (56); HCO_3^- (61)

Soluciones:

1. 7,72 (*método de Langelier*), y 7,83 (*método de Langelier simplificado*).
2. $i_L = -0,67$ (20°C), $-0,78$ ($18,5^\circ\text{C}$).
3. $i_R = 8,4$ (20°C), $8,6$ ($18,5^\circ\text{C}$).
4. Agua agresiva, según el índice de Langelier; y de moderada a altamente corrosiva, según el índice de Ryznar; con lo que se puede esperar que actúe disolviendo carbonato de los elementos y materiales en contacto con ella.

Resolución Problema 31

1. La resolución a las primeras cuestiones pasa por emplear las fórmulas correspondientes de Langelier y de Langelier simplificada. Operemos con la fórmula de Langelier simplificada que es más simple:

$$\text{pH}_e = C - (\log \text{Alc} + \log \text{Ca}^{2+})$$

siendo “C” una constante que varía con la temperatura del agua, “Alc” la alcalinidad total del agua expresada en mg/L de CaO (óxido cálcico), y “ Ca^{2+} ” la concentración analítica de calcio del agua, también expresada en mg/L de CaO .

Comencemos calculando el valor de “C”, aplicando a su vez la correspondiente expresión, que es válida para rangos de temperatura “t” entre 0 y 25°C ,

$$C = 11,89 - 2,45 \cdot [t/100]^{0,98}$$

con lo que:

$$C = 11,89 - 2,45 \cdot [15,5/100]^{0,98} = 11,89 - 2,45 \cdot 0,161 = 11,50.$$

Seguidamente debemos calcular el valor de alcalinidad total y de calcio, ambos expresados como mg/L de CaO . Para el calcio, teniendo en cuenta que en cada molécula de CaO existe un átomo de calcio, y considerando que el peso atómico del ión calcio divalente es 40, y que el del óxido cálcico es 56, esto implica que cada unidad de óxido cálcico equivale a $(56/40)$ unidades de calcio. A este factor se lo denomina “factor gravimétrico” y sirve para interconvertir concentraciones de especies químicas diversas.

En el caso del calcio, operando resultaría $(56/40) = 1,4$, que multiplicado por la concentración analítica de calcio daría el valor buscado:

$$1,4 \cdot 42 \text{ mg/L} = 58,80 \text{ mg/L de Ca expresado como CaO.}$$

Para conocer la concentración de alcalinidad también expresada como mg/L de óxido cálcico, habremos ahora de tener en cuenta que en cada molécula de bicarbonato cálcico, $Ca(HCO_3)_2$, existen dos grupos –iones– bicarbonato, HCO_3^- , y un solo átomo de calcio y que también existe un solo átomo de calcio en cada molécula de óxido cálcico CaO .

Aplicando entonces sus pesos atómicos y moleculares, cada dos unidades de bicarbonato HCO_3^- ($2 \cdot 61 \text{ mg/L}$) equivaldrán a una unidad de óxido cálcico CaO (56 mg/L).

Operando se deduciría que en este caso el factor gravimétrico por el que se debe multiplicar la concentración analítica de bicarbonato total sería $[56/(2 \cdot 61)] = 0,46$, con lo que considerando la concentración de bicarbonatos saldría:

$$0,46 \cdot 171 \text{ mg/L} = 78,66 \text{ mg/L de } HCO_3^-, \text{ expresado como } CaO.$$

Finalmente, aplicando todas las cantidades obtenidas a la fórmula de Langelier simplificada tendríamos:

$$pH_e = 11,50 - (\log 78,66 + \log 58,80), \text{ lo que indica que el pH de equilibrio del agua sería igual a } 7,83 \text{ (fórmula de Langelier simplificada).}$$

Para el cálculo del pH de equilibrio según la fórmula de Langelier recuperemos su expresión:

$$pH_e = -\log \{ (10^{-10,3} \cdot [Ca^{2+}] \gamma_{Ca} \cdot [HCO_3^-] \cdot \gamma_{HCO_3}) / 10^{-8,3} \} \text{ (resultado a } 20^\circ C)$$

siendo $[Ca^{2+}]$ y $[HCO_3^-]$ las concentraciones de calcio y bicarbonato del agua expresadas en este caso en mol/L , y “ γ_{Ca} ” y “ γ_{HCO_3} ” los coeficientes de actividad correspondientes.

Para expresar en mol/L las concentraciones de calcio y bicarbonato, solo habría que operar con los pesos atómico y molecular de cada especie química, que son respectivamente, 40 g por mol de átomos y 61 g por mol de iones. De tal forma:

$$\begin{aligned} mol/L \text{ de } Ca &= (42 \text{ mg/L} / 40.000 \text{ mg/mol}) = 1,05 \times 10^{-3}, \text{ y} \\ mol/L \text{ de } HCO_3^- &= (171 \text{ mg/L} / 61.000 \text{ mg/mol}) = 2,81 \times 10^{-3}. \end{aligned}$$

El cálculo de los coeficientes de actividad no es simple y responde a las ecuaciones:

$$\begin{aligned} \log \gamma_{Ca} &= -0,5 \cdot \{ (z_{Ca})^2 \cdot I^{1/2} / (1 + I^{1/2}) \} \\ \log \gamma_{HCO_3} &= -0,5 \cdot \{ (z_{HCO_3})^2 \cdot I^{1/2} / (1 + I^{1/2}) \} \end{aligned}$$

donde “ z_{Ca} ” y “ z_{HCO_3} ”, son respectivamente las cargas en valor absoluto de los iones Ca^{2+} (es decir, 2) y HCO_3^- (es decir, 1) e “ I ” es la fuerza iónica total del sistema.

Para conocer el valor de la fuerza iónica del sistema, consideraremos que para disoluciones diluidas o poco concentradas (cuál es nuestro caso) podremos aplicar la expresión siguiente:

$$I \approx 1,6 \cdot 10^{-5} \cdot \text{Conductividad en } \mu S/cm$$

con lo que resulta que el valor de la *fuerza iónica total del sistema será igual a*

$$(1,6 \times 10^{-5} \cdot 380 \mu S/cm) = 6,08 \cdot 10^{-3}.$$

Aplicando después las correspondientes expresiones vistas más arriba calcularemos los *logaritmos* de los factores de actividad de calcio y bicarbonato, que serían:

$$\log \gamma_{Ca} = -0,5 \cdot \{(2)^2 \cdot (6,08 \cdot 10^{-3})^{1/2} / (1 + (6,08 \cdot 10^{-3})^{1/2})\} = -0,5 \cdot \{4 \cdot 0,078 / (1 + 0,078)\} = -0,5 \cdot \{0,312 / 1,078\} = -0,145, \text{ para el } Ca^{2+}.$$

$$\log \gamma_{HCO_3} = -0,5 \cdot \{(1)^2 \cdot (6,08 \cdot 10^{-3})^{1/2} / (1 + (6,08 \cdot 10^{-3})^{1/2})\} = -0,5 \cdot \{1 \cdot 0,078 / (1 + 0,078)\} = -0,5 \cdot \{0,078 / 1,078\} = -0,036, \text{ para el } HCO_3^-.$$

Finalmente, aplicando *antilogaritmos*:

$$\text{anti} \log (-0,145) = 0,716, \text{ que es el coeficiente de actividad para el } Ca^{2+}.$$

$$\text{anti} \log (-0,036) = 0,920, \text{ que es el coeficiente de actividad para el } HCO_3^-.$$

Aplicando finalmente la fórmula de Langelier obtendríamos:

$$pH_e = -\log \{(10^{-10,3} \cdot [1,05 \cdot 10^{-3}] \cdot 0,716 \cdot [2,81 \cdot 10^{-3}] \cdot 0,920) / 10^{-8,3}\}$$

y siguiendo la operación:

$$pH_e = -\log \{5,01 \cdot 10^{-11} \cdot 7,52 \cdot 10^{-4} \cdot 2,59 \cdot 10^{-3} / 5,01 \cdot 10^{-9}\} = -\log 1,9 \cdot 10^{-8} = 7,72, \text{ que sería el valor del pH de equilibrio buscado.}$$

Obsérvese que ambos resultados son muy similares, siendo el cálculo mediante la fórmula de Langelier mucho más laborioso y a la temperatura estándar de 20°C, no a la real de un agua concreta.

2. Con los valores anteriores, la obtención del valor del índice de Langelier es muy simple:

$$i_L = \text{pH}_m - \text{pH}_e$$

con lo que aplicando los valores del pH de equilibrio obtenido en el apartado anterior tendríamos que el *índice de Langelier* sería de:

$$(7,05 - 7,72) = -0,67 \text{ (20}^\circ\text{C)} \text{ o de } (7,05 - 7,83) = -0,78 \text{ (18,5}^\circ\text{C)}.$$

3. Por otro lado, el cálculo para el *índice de Ryznar* también sería simple,

$$I_R = 2 \cdot \text{pH}_e - \text{pH}_m$$

con lo que aplicando nuevamente los valores del pH de equilibrio ya conocidos, tendríamos que el *índice de Ryznar* sería de:

$$(2 \cdot 7,72 - 7,05) = 8,4 \text{ (20}^\circ\text{C)} \text{ o de } (2 \cdot 7,83 - 7,05) = 8,6 \text{ (18,5 }^\circ\text{C)}.$$

4. Con respecto al comportamiento frente al equilibrio carbónico del agua estudiada,

cabe decir que *el agua sería agresiva, frente al índice de Langelier*.

Esto coincide con la valoración empleando el *índice de Ryznar puesto que los valores obtenidos califican al agua como de moderada* ($6,8 < i_R < 8,5$) *a altamente corrosiva* ($i_R > 8,5$), con lo que se puede esperar que actúe disolviendo carbonato en los elementos y materiales en contacto con ella, potenciando además otros procesos corrosivos asociados.

PROBLEMA 32

Un agua residual depurada, se ha sometido a nanofiltración para su posterior reutilización. El efluente tratado ha presentado las siguientes características analíticas:

Temperatura (t)=18,5 °C; $\text{pH}_m=6,90$; Conductividad=210 $\mu\text{S/cm}$;
 $[\text{Ca}^{2+}]=25 \text{ mg/L}$; $[\text{HCO}_3^-]=90 \text{ mg/L}$.

Se quiere conocer:

1. Su pH de equilibrio, aplicando la fórmula de Langelier simplificada;
2. El valor de su índice de Langelier y su comportamiento incrustante o agresivo.
3. Se ha realizado finalmente un cálculo químico teórico a fin de aproximarnos a conocer la cantidad de hidróxido sódico comercial del 25% de riqueza y 1,27

g/cc de densidad que habría que dosificar al agua al objeto de ajustar su pH al de equilibrio. El cálculo ha indicado que para incrementar una unidad el pH de un litro de agua hay que añadir 15 mg de NaOH como producto puro.

Calcular la cantidad de disolución comercial de NaOH que sería necesaria para el tratamiento de un caudal de 1.500 m³/h.

Pesos moleculares: Ca²⁺ (40); CaO (56); HCO₃⁻ (61)

Soluciones:

1. 8,26.
2. $i_L = -1,36$ (18,5°C). Se tratará de un agua altamente agresiva que actuará disolviendo carbonato.
3. 96,4 L/h de NaOH comercial.

Resolución Problema 32

1. La primera cuestión se resuelve aplicando la correspondiente fórmula de Langelier simplificada, que ya se vio en el problema anterior. Así pues:

$$\text{pH}_e = C - (\log \text{Alc} + \log \text{Ca}^{2+})$$

siendo “C” una constante que varía con la temperatura del agua, “Alc” la alcalinidad total del agua expresada en mg/L de CaO (óxido cálcico), y “Ca²⁺” la concentración analítica de calcio del agua, también expresada en mg/L de CaO.

Calculemos el valor de “C”, usando a su vez la correspondiente expresión que ya conocemos:

$$C = 11,89 - 2,45 \cdot [t/100]^{0,98}$$

con lo que:

$$C = 11,89 - 2,45 \cdot [18,5/100]^{0,98} = 11,89 - 2,45 \times 0,191 = 11,42.$$

Siguiendo la rutina del problema anterior, obtengamos ahora el valor de alcalinidad total y de calcio, ambos expresados como mg/L de CaO. Conocido que en cada molécula de CaO existe un átomo de calcio, y considerando que el peso atómico del ión calcio divalente es 40, y que el del óxido cálcico es 56, ya sabemos que cada unidad de óxido cálcico equivale a (56/40) unidades de calcio.

Así pues:

$$1,4 \cdot 25 \text{ mg/L} = 35,0 \text{ mg/L de Ca expresado como CaO.}$$

En cuanto a la concentración de la alcalinidad también expresada como mg/L de óxido cálcico, recordemos que existe un solo átomo de calcio en cada molécula de

óxido cálcico CaO , con lo que aplicando pesos atómicos y moleculares, cada dos unidades de bicarbonato HCO_3^- ($2 \cdot 61 \text{ mg/L}$) equivaldrán a una unidad de óxido cálcico CaO (56 mg/L). Operando con sus pesos moleculares se deduciría que,

$$0,46 \cdot 90 \text{ mg/L} = 41,4 \text{ mg/L de } \text{HCO}_3^-, \text{ expresado como } \text{CaO}.$$

Finalmente, aplicando todas las cantidades obtenidas a la fórmula de Langelier simplificada tendríamos:

$$\text{pH}_e = 11,42 - (\log 41,4 + \log 35,0)$$

lo que indica que *el pH de equilibrio del agua sería igual a 8,26 (fórmula de Langelier simplificada).*

2. Conocido el valor del pH de equilibrio, es muy inmediato conocer el valor del índice de Langelier, mediante la correspondiente expresión,

$$i_L = \text{pH}_m - \text{pH}_e$$

Así pues, operando se tendría que el *índice de Langelier* sería de:

$$(6,90 - 8,26) = -1,36 \text{ (18,5°C)}.$$

La respuesta a la cuestión de la agresividad carbónica o poder incrustante de este agua, obtenido un valor del índice de Langelier tan negativo, sería que es previsible una elevada capacidad agresiva de este agua tratada.

3. La resolución del último apartado es una cuestión que se plantea teniendo en cuenta los probables problemas de agresividad generados en el empleo del agua. Lo primero pasaría por conocer la cantidad de neutralizante (en este caso hidróxido sódico) puro que requeriríamos para equilibrar el agua. Tomando el dato de que para incrementar una unidad de pH en 1 litro de agua se requiere la dosificación de 15 mg de NaOH como producto puro y de que necesitamos incrementar el pH del agua 1,36 unidades de pH, obtendríamos que:

$$1,36 \cdot 15 \text{ mg/L} = 20,4 \text{ mg/L de NaOH expresado como producto puro}.$$

Como de lo que se dispone habitualmente no es de producto puro (sólido) sino de una disolución comercial de una determinada riqueza y concentración en producto activo, apliquemos la rutina ya empleada en problemas anteriores.

En este sentido, conocido que la densidad es de $1,27 \text{ g/cc}$, este dato nos informa de que, en principio, cada litro de producto comercial contiene 1.270 g de (producto químico+agua).

Además, el dato de riqueza en producto químico, que es el 25%, nos informa que de cada 100 g de mezcla (producto químico+agua) contiene 25 g de NaOH puro. Operando para 1 litro de producto comercial saldría que:

$$1.270 \text{ g} \cdot (25\%/100\%) = 317,5 \text{ g}.$$

es decir, *cada litro de disolución comercial contendrá 317,5 g de NaOH.*

Fijémonos ahora en que para el equilibrado al pH de equilibrio del agua en cuestión, requerimos 20,4 mg por cada litro. Como el dato buscado es el de cantidad de producto a dosificar para una caudal de $1.500 \text{ m}^3/\text{h}$, deberemos multiplicar dosis por caudal (respetando que las unidades sean homogéneas).

Así pues, tendríamos:

$$20,4 \text{ mg/L} = 20,4 \text{ g/m}^3.$$

$$20,4 \text{ g/m}^3 \cdot 1.500 \text{ m}^3/\text{h} = 30.600 \text{ g de NaOH puro a dosificar cada hora}.$$

Finalmente, como sabemos que cada litro de disolución comercial de NaOH contiene 317,5 g de producto puro, y necesitamos una determinada cantidad a la hora, tendríamos que:

$$30.600 \text{ g}/317,5 \text{ g/L} = 96,4 \text{ litros de producto comercial por hora, que es la cantidad buscada}.$$

PROBLEMA 33

Debido a un desajuste en la mezcla final de caudales de agua depurada sometida después a desendurecimiento con carbonato sódico, con más agua depurada sin tratamiento, el producto puntualmente resultante ha presentado las siguientes características analíticas:

Temperatura (t) = 20°C ; $\text{pH}_m = 7,75$; Conductividad = $1.240 \mu\text{S/cm}$;
 $[\text{Ca}^{2+}] = 300 \text{ mg/L}$; $[\text{HCO}_3^-] = 590 \text{ mg/L}$.

Se quiere conocer:

1. su pH de equilibrio, aplicando la fórmula de Langelier;
2. el valor de su índice de Ryznar y su potencial agresividad o incrustabilidad.
3. Por último se ha sometido el agua a un ensayo de jar-test para conocer el requerimiento de HCl comercial concentrado del 37% de riqueza y $1,19 \text{ g/cc}$ de densidad que habría que añadir a fin ajustar su pH al de equilibrio. El resultado ha indicado que para rebajar 1 unidad el pH del agua a tratar se necesitan $1,3 \text{ mL}$ de disolución de HCl comercial.

Calcular la cantidad de disolución comercial de HCl del 20% de riqueza y $1,11 \text{ g/cc}$ de densidad que sería necesaria para el tratamiento de un caudal total de agua de $870 \text{ m}^3/\text{h}$.

Pesos moleculares: Ca^{2+} (40); CaO (56); HCO_3^- (61)

Soluciones:

1. 6,48.
2. $i_R = 5,2$. Agua con elevado poder incrustante y alto potencial de deposición de carbonatos.
3. 2.871 L/h de HCl comercial.

Resolución Problema 33

1. Como ya se operó en problemas anteriores, para calcular el pH de equilibrio según la fórmula de Langelier apliquemos la conocida expresión:

$$\text{pH}_e = -\log \{ (10^{-10,3} \cdot [\text{Ca}^{2+}] \cdot \gamma_{\text{Ca}} \cdot [\text{HCO}_3^-] \cdot \gamma_{\text{HCO}_3^-}) / 10^{-8,3} \}$$

(resultado a 20 °C)

en la que ya sabemos que $[\text{Ca}^{2+}]$ y $[\text{HCO}_3^-]$ son las concentraciones de calcio y bicarbonato del agua expresadas en mol/L, mientras “ γ_{Ca} ” y “ $\gamma_{\text{HCO}_3^-}$ ” corresponden a los coeficientes de actividad iónica respectivos.

Convirtamos en mol/L las concentraciones analíticas de calcio y bicarbonato, operando con los pesos atómico y molecular de cada especie química (respectivamente, 40 g por mol de átomos –en el caso del Ca^{2+} – y 61 g por mol de iones –en el caso del HCO_3^-). De tal forma:

$$\begin{aligned} \text{mol/L de Ca} &= (300 \text{ mg/L} / 40.000 \text{ mg/mol}) = 7,05 \cdot 10^{-3}, \text{ y} \\ \text{mol/L de HCO}_3^- &= (590 \text{ mg/L} / 61.000 \text{ mg/mol}) = 9,67 \cdot 10^{-3}. \end{aligned}$$

El cálculo de los coeficientes de actividad pasa ahora por aplicar sus formulaciones correspondientes:

$$\begin{aligned} \log \gamma_{\text{Ca}} &= -0,5 \cdot \{ (z_{\text{Ca}})^2 \cdot I^{1/2} / (1 + I^{1/2}) \} \\ \log \gamma_{\text{HCO}_3^-} &= -0,5 \cdot \{ (z_{\text{HCO}_3^-})^2 \cdot I^{1/2} / (1 + I^{1/2}) \} \end{aligned}$$

donde, recuérdese, “ z_{Ca} ” y “ $z_{\text{HCO}_3^-}$ ”, son respectivamente las cargas en valor absoluto de los iones Ca^{2+} (es decir, 2) y HCO_3^- (es decir, 1) e “I” es la fuerza iónica total del sistema.

Dado asimismo que el agua tiene una conductividad que indica tratarse de una disolución suficientemente diluida, el valor de la fuerza iónica del sistema responde a la conocida expresión:

$$I \approx 1,6 \cdot 10^{-5} \cdot \text{Conductividad en } \mu\text{/cm}$$

resultando un valor de la fuerza iónica total del sistema igual a:

$$(1,6 \cdot 10^{-5} \cdot 1.240 \mu S/cm) = 1,98 \cdot 10^{-2}.$$

Aplicando después las correspondientes expresiones vistas más arriba calcularemos los *logaritmos* de los factores de actividad de calcio y bicarbonato, que serían:

$$\log \gamma_{Ca} = -0,5 \cdot \{(2)^2 \cdot (1,98 \cdot 10^{-2})^{1/2} / (1 + (1,98 \cdot 10^{-2})^{1/2})\} = -0,5 \cdot \{4 \cdot 0,141 / (1 + 0,141)\} = -0,5 \cdot \{0,564 / 1,141\} = -0,247, \text{ para el } Ca^{2+}.$$

$$\log \gamma_{HCO_3} = -0,5 \cdot \{(1)^2 \cdot (1,98 \cdot 10^{-2})^{1/2} / (1 + (1,98 \cdot 10^{-2})^{1/2})\} = -0,5 \cdot \{1 \cdot 0,141 / (1 + 0,141)\} = -0,5 \cdot \{0,141 / 1,141\} = -0,062, \text{ para el } HCO_3^-.$$

Finalmente, aplicando antilogaritmos:

$$\text{antilog} (-0,247) = 0,566, \text{ que es el valor del coeficiente de actividad para el } Ca^{2+}.$$

$$\text{antilog} (-0,062) = 0,867, \text{ que es el valor del coeficiente de actividad para el } HCO_3^-.$$

Aplicando finalmente la fórmula de Langelier obtendríamos:

$$pH_e = -\log \{(10^{-10,3} \cdot [7,05 \cdot 10^{-3}] \cdot 0,566 \cdot [9,67 \cdot 10^{-3}] \cdot 0,867) / 10^{-8,3}\}$$

y siguiendo la operación:

$$pH_e = -\log \{5,01 \cdot 10^{-11} \cdot 3,99 \cdot 10^{-3} \cdot 8,38 \cdot 10^{-3} / 5,01 \cdot 10^{-9}\} = -\log 3,34 \cdot 10^{-7} = 6,48, \text{ que sería el valor del pH de equilibrio buscado.}$$

2. Para el cálculo del índice de Ryznar, se aplicaría la correspondiente y conocida expresión:

$$I_R = 2 \cdot pH_e - pH_m$$

que resolviendo daría el valor buscado,

$$I_R = (2 \cdot 6,48) - 7,75 = 5,2.$$

Con relación a la segunda parte de este apartado cabe decir que el valor del índice de Ryznar inferior a 5,5 califica al agua como de altamente incrustante,

evaluación que coincide con el valor sensiblemente más elevado del pH del agua (7,75) frente al pH de equilibrio obtenido mediante el método de Langelier (6,48) lo que indica su alta tendencia a la deposición de carbonato y generación de incrustaciones calcáreas.

3. Para la resolución de este apartado debemos proceder de forma similar al problema anterior. Obsérvese que en este caso se trata de reducir el pH del agua, mientras en el otro caso se trataba de incrementarlo.

Procedamos a calcular la cantidad de ácido clorhídrico comercial diluido que requeriríamos para equilibrar el agua. Tomando el dato obtenido en el jar-test de que cada unidad de pH requiere la dosificación de 1,3 mL de HCL del 37% de riqueza y 1,19 g/cc de densidad por litro de agua problema, y sabido que necesitamos rebajar el pH del agua desde 7,75 hasta 6,48, es decir, 1,27 unidades de pH, obtendríamos que:

$$1,27 \cdot 1,3 \text{ mg/L} = 1,65 \text{ mL de HCl concentrado por litro de agua.}$$

Transformemos ahora los mL del ácido concentrado usado en el jar-test a mL de ácido comercial diluido del que realmente dosificaremos en estación de tratamiento al agua a tratar. Para ello calculemos la concentración de producto ácido puro en la disolución concentrada aplicando la rutina ya conocida, teniendo en cuenta que cada litro de producto contiene (producto+agua) y la riqueza de la disolución en producto activo:

$$1.190 \text{ g/L} \cdot (37\%/100\%) = 440,3 \text{ g de ácido puro en cada litro de disolución concentrada}$$

con lo que multiplicando los mL empleados de producto comercial (1,65 mL) por el contenido real de ácido en la disolución (440,3 g/L, o 0,44 g/mL) llegaremos a 0,73 g de producto puro para equilibrar 1 litro de agua.

Ahora deberemos calcular el volumen de ácido diluido que contiene los g de producto puro requeridos. Para ello, como habitualmente, calcúlese el contenido de producto puro existente en el producto comercial, recuérdese, HCL del 20% de riqueza y densidad 1,11 g/cc. Operando:

$$1.110 \text{ g/L} \cdot (20\%/100\%) = 222 \text{ g de ácido puro por litro.}$$

Ya que cada litro contiene 222 g de ácido puro, 0,73 g estarán contenidos en, $0,73 \text{ g}/222 \text{ g/L} = 0,0033 \text{ L}$ o 3,3 mL de producto comercial diluido, que habrá que dosificar a cada litro de agua a tratar.

Como finalmente, requerimos tratar 870 m³ de agua a la hora, el producto de caudal a la hora por dosis a aplicar (en litros por metro cúbico) nos dará la cantidad buscada, 0,0033 L de ácido comercial por litro, equivaldrán a (0,0033 L • 1.000 L/

m^3) = 3,3 L por metro cúbico de agua, y considerando el total de agua que se ha de equilibrar:

$$3,3 \text{ L/m}^3 \cdot 870 \text{ m}^3/\text{h} = 2.871 \text{ litros de HCl del 20\% y densidad 1,11 g/cc a la hora, que es el dato buscado.}$$

PROBLEMA 34

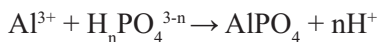
Para finalizar esta colección de problemas tipo, vamos a plantear el último cuya resolución (que esperamos mantenga vivo el interés del lector hasta el final) va a tener en cuenta la mayoría de los aspectos de los recogidos previamente.

A tal fin supóngase una EDAR con tratamiento completo (biológico+físico-químico avanzado) que lleva a cabo la depuración integrada de un agua mixta entre urbana e industrial (15% y 85%, respectivamente sobre caudal total) y que consta de los siguientes procesos básicos:

- Tamizado.
- Desengrasado-desarenado.
- Decantación primaria con adición de reactivos químicos.
- Tratamiento biológico aerobio.
- Decantación secundaria.
- Filtración a través de arena.
- Osmotización del 25% del caudal de agua filtrada.
- Ajuste del pH de la mezcla del agua osmotizada y no osmotizada.
- Desinfección final para reutilización.

Para el proceso de decantación primaria con adición de reactivos químicos, se procede a ensayos de jar-test que indican dosis operativas de 52 mg/L (producto puro) de un policloruro de aluminio comercial de densidad 1,21 g/cc y 33% de riqueza en producto puro y 9,7% en Al_2O_3 . Se dispone de dos decantadores que tratan un caudal total de 1.200 m^3/h :

1. Calcular la cantidad de coagulante necesaria para el tratamiento diario del caudal procesado. Si cada decantador primario cuenta con cuatro sistemas de purgas que operan mediante seis descargas a la hora de 850 L/descarga y purga,
2. Estimar la descarga de fangos horaria y el % que esta representa sobre el caudal nominal tratado.
3. Durante la decantación primaria fisicoquímica se elimina paralelamente fósforo del agua. Si la concentración inicial de P del agua es de 45 mg/L, ¿Cuánto % del P inicial se eliminará considerando que el proceso químico estequiométrico se completa en un 92%? Aplíquese la reacción química siguiente:



Pesos atómicos y moleculares: Al (27); P (31), Al_2O_3 (102).

4. Si para la aireación llevada a cabo en el tratamiento biológico se requiere una dosis de oxígeno puro de 3 g por m^3 de agua a tratar, estímesese la cantidad de aire (a condiciones normales de presión y temperatura) a dosificar a la hora para la aireación del caudal de agua procedente de decantación primaria, considerando el detrimento de caudal producido por las purgas de fangos llevadas a cabo (no hay recirculación de fangos).
5. Para la decantación secundaria, la planta de tratamiento cuenta con dos decantadores de 25 m de diámetro. ¿Cuál será la velocidad ascensional del agua en decantación secundaria?
6. Los decantadores secundarios cuentan con sistemas de purgas periódicas que retiran un 12% con respecto al caudal de agua de entrada en ellos, si bien se recircula un 75% del fango activo purgado. Calcular el caudal que llegaría al sistema de filtración sobre arena.
7. La planta cuenta con cuatro filtros rectangulares abiertos de arena, en los que se equirreparte el caudal procedente de decantación secundaria. Los filtros operan con una velocidad ascensional de 6,7 m/h. Con este parámetro calcúlese la superficie de filtración de cada unidad.
8. Supuesto una profundidad de lecho filtrante de 75 cm, estímesese ahora la cantidad de arena silíceas que contiene cada filtro si la densidad aparente de la misma es de 2,5 g/cc. Las pérdidas de agua provocadas por el lavado periódico de los cuatro filtros existentes son del 3% sobre caudal total de entrada a filtración.

Del total del agua filtrada un 25% se destina a osmotización, y tras la mezcla de este caudal (existe un 10% de agua osmotizada que se pierde como agua de lavado de las membranas de ósmosis) con el 75% de agua filtrada restante, el agua ha presentado estas características analíticas:

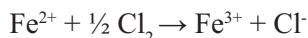
Temperatura (t) = 20 °C; $\text{pH}_m = 7,25$; Conductividad = 410 $\mu\text{S}/\text{cm}$;
 $[\text{Ca}^{2+}] = 56 \text{ mg/L}$; $[\text{HCO}_3^-] = 103 \text{ mg/L}$

Se requiere conocer:

9. Su pH de equilibrio, aplicando la fórmula de Langelier simplificada y sus características agresivas o incrustantes.
10. La cantidad de disolución de NaOH del 20% de riqueza y 1,22 g/cc de densidad necesaria para equilibrar carbónicamente el agua con vistas a su reutilización. Previamente se ha llevado a cabo un ensayo de jar-test que ha indicado que para incrementar el pH del agua en 0,5 unidades se requerían 11 mg de NaOH como producto puro.
11. Para la fase final del tratamiento llevado a cabo, se ha sometido la mezcla resultante de agua tras su ajuste de pH a un ensayo de test-cloro para conocer su requerimiento de cloro con vistas a su desinfección final. El ensayo indica un break-point a una dosis de 2,9 mg/L de cloro. Si se desea producir agua

con un valor de cloro residual libre de 0,9 mg/L, y se dispone de disolución comercial de hipoclorito sódico del 12% de riqueza en cloro activo, calcúlese la cantidad de NaClO que se gastará a la semana en la estación de tratamiento.

12. Por otro lado, si el precio comercial del hipoclorito es de 11,35 € por contenedor de 30 kg, calcúlese el gasto al mes generado por la desinfección del agua depurada.
13. Durante el proceso oxidativo con NaClO se promueve la oxidación de pequeñas cantidades de Fe^{2+} presentes en el agua. Si la cantidad inicial de metal es de 0,375 mg/L y el proceso químico responde a la ecuación:



Pesos atómicos: Fe (56); Cl (35,5)

y se completa en un 67%, ¿qué concentración final de Fe^{2+} quedará en el agua? Justifíquese previamente que el cloro añadido al agua sería suficiente para la oxidación total del metal: ¿qué cantidad de cloro se requeriría para la desferrización del agua?

14. Finalmente, ante la posibilidad de tener que proceder a la total decloración del agua para reutilizarla como aporte a un sistema hídrico natural de 5.000 m³ de capacidad, calcúlese la cantidad de sulfito sódico que sería necesaria y,
15. Las cantidades de cloruros y de sulfatos vertidas al cauce por el proceso de decloración. Supóngase el proceso químico siguiente que se completa al 90%:



Pesos moleculares: Na_2SO_3 (126); Na_2SO_4 (142); Cl_2 (71); HCl (36,5)

Soluciones:

1. 3.753 L/d.
2. 40.800 L/h de descarga de fangos, lo que supone el 3,4% sobre caudal nominal.
3. 6,3% del contenido inicial de P.
4. 11,56 Nm³ de aire.
5. 1,18 m/h de velocidad ascensional.
6. 1.124 m³/h.
7. 41,94 m² de superficie por filtro.
8. 12.582 kg de arena silíceo por filtro.
9. $pH_e = 7,81$; $i_L = -0,56$; agua agresiva frente al carbónico.
10. 50,5 mL de NaOH de densidad 1,22 g/cc y 20% de riqueza por litro de agua a tratar.
11. 4.524 L de NaClO de densidad 1,25 g/cc y 12% de riqueza a la semana.
12. 9.169 € al mes.
13. 0,094 mg/L de Fe^{2+} quedaría en el agua clorada; se requerirían 0,24 g de cloro para oxidar totalmente el Fe^{2+} presente.

14. 8 kg de sulfito sódico.
15. 8.114 g de sulfato sódico y 4.057 g de cloruros vertidos al medio.

Resolución Problema 34

1. Podemos iniciar la resolución de este primer apartado calculando el contenido en producto activo del policloruro comercial. Del dato de densidad (1,21 g/cc) y del de riqueza en producto puro (33%) extraeremos el contenido en producto activo de cada litro de producto comercial. Operando:

1,21 g/cc $\rightarrow$ cada litro contiene 1.210 g de (producto puro+agua). Como de cada 100 g, 33 corresponden al producto puro,
 $1.210 \text{ g/L} \cdot (33\%/100\%) = 399 \text{ g de policloruro activo por litro de disolución comercial.}$

Por otro lado, calculemos ahora el gasto en producto puro al día, empleando el dato de dosis óptima del jar-test (52 mg por litro de agua a tratar, es decir, 52 g por m^3) y el caudal tratado a la hora,

$$52 \text{ g/m}^3 \cdot 1.200 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/día} = 1.497.600 \text{ g al día.}$$

Finalmente, como cada litro de policloruro comercial contiene 399 g de producto puro:

$$(1.497.600 \text{ g/d})/(399 \text{ g/L}) = 3.753 \text{ L de policloruro comercial del 33\% de riqueza y 1,21 g/cc de densidad al día, que es el dato buscado.}$$

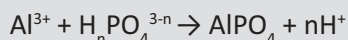
2. Cada decantador de los dos existentes dispone de cuatro sistemas de purga, cada uno de los cuáles realiza seis descargas a la hora, con un volumen de extracción de fangos de 850 L por descarga y sistema de purga. Solo queda aplicar estos datos al cálculo:

$$850 \text{ L/descarga-sistema de purga} \cdot 6 \text{ descargas/h} \cdot 4 \text{ sistemas purga} \cdot 2 \text{ decantadores} = 40.800 \text{ L/h de extracción de fangos en total.}$$

Expresando en m^3/h los fangos extraídos a fin de operar con unidades homogéneas con respecto al caudal, y calculando el % que esta cantidad supondría, tendremos,

$$(40,8 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 100 \text{ \%})/1.200 \text{ m}^3/\text{h} = 3,4\% \text{ de fangos (en realidad, agua más lodos) sobre caudal nominal.}$$

3. Para abordar esta cuestión consideremos primero la estequiometría del proceso químico implicado:



De acuerdo a este proceso, y aplicando los pesos atómicos puede concluirse que cada átomo de aluminio, es decir, cada 27 g o mg de Al, reaccionarán con una molécula de $\text{H}_n\text{PO}_4^{3-n}$, en la cual existe un solo átomo de P. Con lo cual, cada 27 mg de Al reaccionarán con 31 mg de de P. Al mismo tiempo, debemos considerar que el proceso se completa no al 100%, sino al 92%. Ahora podemos aplicar toda esta información:

$$(31 \text{ g de P} / 27 \text{ g de Al}) \cdot (100\% / 92\%) = 1,06 \text{ g de P que reaccionarán por cada g de Al aportado al sistema}^3.$$

Para conocer el aporte práctico de Al hecho al sistema, partamos del dato de la dosis aplicada y de la riqueza en Al del producto comercial. Como la dosis aplicada ha sido de 52 mg/L (o g/m³, es igual) de producto puro, el cual contiene una riqueza del 9,7% en Al_2O_3 , en realidad habremos aplicado,

$$52 \text{ mg/L} \cdot (9,7\% / 100\%) = 5,04 \text{ mg/L de Al}_2\text{O}_3.$$

Como cada molécula de Al_2O_3 contiene dos átomos de Al, lo que indica que cada 102 mg (o gramos, recuérdese) de alúmina contienen 54 mg de Al, en 5,04 mg/L de alúmina existirán,

$$5,04 \text{ mg/L} \cdot (54 \text{ mg Al} / 102 \text{ mg de Al}_2\text{O}_3) = 2,67 \text{ mg de Al real.}$$

Por otro lado, ya dedujimos más arriba que cada mg de Al reaccionaba con 1,06 mg de P, con lo que:

$$2,67 \text{ mg Al} \cdot 1,06 \text{ mg de P} = 2,83 \text{ mg de P precipitados con el coagulante aplicado (este dato se expresa como mg, o bien como mg/L, sería equivalente).}$$

Finalmente, como la concentración inicial de P en el agua residual era de 45 mg/L y hemos eliminado 2,83 mg/L, el porcentaje eliminado habría sido:

$$(2,83 \text{ mg/L} \cdot 100\%) / 45 \text{ mg/L} = 6,3\% \text{ del P inicial.}$$

4. En primer lugar téngase presente que el caudal que entra en el biológico para aireación no es el total de entrada a planta, sino el que sale de la decantación

³ Matemáticamente, en planteamientos de este tipo podemos hablar de g, mg, g/m³ o de mg/L.

primaria. Por tanto, hay que detraer el caudal total eliminado en purgas pues no existe recirculación.

Así pues, operando:

$$1.200 \text{ m}^3/\text{h} (\text{nominal entrada}) - 40,8 \text{ m}^3/\text{h} (\text{purgas}) = 1.159 \text{ m}^3/\text{h} \text{ de agua a someter a aireación.}$$

Como la dosis es de 3 g de oxígeno por metro cúbico de agua, el total de oxígeno necesario será:

$$1.159 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 3 \text{ g/m}^3 = 3.477 \text{ g de oxígeno a la hora.}$$

Para la resolución completa de este apartado, habrá que conocer el volumen de aire que contiene el oxígeno precisado. En primer lugar, se puede considerar que el contenido en oxígeno del aire, en volumen, es del 21%. Así pues, cada m^3 de aire contendrá 210 litros de oxígeno.

Por otro lado, repárese de que se habla de *condiciones normales de presión y temperatura*. Considerando, pues, al oxígeno como un gas perfecto a 1 atm de presión y 25°C de temperatura, sería aplicable la información de que 1 mol de gas perfecto en condiciones normales ocuparía un volumen de 22,4 L (sin considerar otras cuestiones). Esta información se extrae de la conocida *ecuación de los gases perfectos*:

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T$$

siendo “P” presión en atmósferas, “V” volumen en litros, “n” número de moles, “R” la constante de los gases perfectos (0,082 atm • L/K • mol⁻¹) y “T” temperatura expresada en grados absolutos.

Ahora estamos en disposición de calcular los gramos de oxígeno por metro cúbico de aire: en 1.000 L de aire hay 210 L de oxígeno. Como cada mol de oxígeno (32 g) ocupa 22,4 L, convirtamos este dato en peso de oxígeno por metro cúbico de aire:

$$210 \text{ L de oxígeno} / 22,4 \text{ L por mol} = 9,4 \text{ moles de oxígeno por Nm}^3 \text{ de aire, lo que multiplicado por peso molecular (32 g) nos daría el contenido de oxígeno, que sería de } 300,8 \text{ g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ de aire.}$$

Por último, dividiendo el total de oxígeno en peso requerido por la cantidad de gas en el aire, llegaríamos al resultado pedido:

$$(3.477 \text{ g/h de O}_2) / (300,8 \text{ g/Nm}^3) = 11,56 \text{ Nm}^3 \text{ de aire a suministrar por hora de tratamiento.}$$

5. Este apartado es eminentemente de carácter hidráulico pues se trata de calcular la velocidad ascensional de equipos de tratamiento, en este caso, de los decantadores secundarios. Recordemos que la velocidad ascensional es un parámetro que considera la relación existente entre caudal tratado y superficie de tratamiento, es decir, a efectos prácticos, m^3/h dividido entre m^2 de superficie, o lo que es igual m/h .

Dicho esto, lo primero será tener en cuenta que el caudal procedente de aireación se reparte entre los dos decantadores. Así pues, cada decantador recibirá $(1.159 \text{ m}^3/h/2) = 580 \text{ m}^3/h$.

Del dato de diámetro de cada decantador será inmediato deducir la superficie de decantación:

Área decantador = $3,1416 \cdot \text{radio}^2 = 3,1416 \cdot (25/2)^2$, lo que finalmente conduce a 491 m^2 de superficie por decantador.

Finalmente, dividiendo caudal entre superficie,

$(580 \text{ m}^3/h)/(491 \text{ m}^2) = 1,18 \text{ m/h}$ que es el dato buscado.

6. La resolución de este apartado es fácil, puesto que se trata de reducir del caudal nominal que llega a decantación secundaria (ya conocido) el volumen extraído de purgas (12% sobre caudal nominal), pero adicionando a su vez el caudal de fangos que se recircula y vuelve al sistema (75% de las purgas realizadas).

Así pues:

$1.159 \text{ m}^3/h - (12\% \cdot 1.159 \text{ m}^3/h/100\%) = 1.159 \text{ m}^3/h - 139 \text{ m}^3/h$, que es el volumen retirado por purgas = $1.020 \text{ m}^3/h$.

El caudal aportado vía recirculación será:

$139 \text{ m}^3/h \cdot (75\%/100\%) = 104 \text{ m}^3/h$.

Operando con todos los datos:

$1.020 \text{ m}^3/h + 104 \text{ m}^3/h = 1.124 \text{ m}^3/h$, que irán a filtración.

7. Seguimos con más cuestiones hidráulicas de nuestra estación de tratamiento, en este caso relacionadas con el proceso de filtración. Ya conocemos del apartado anterior que el concepto de velocidad ascensional " V_{asc} " se refiere al cociente entre caudal y superficie. Puesto que conocemos la velocidad ascensional de los filtros y el caudal a filtrar, no quedaría más que despejar en la correspondiente expresión matemática.

Así, operando:

$$V_{asc} \text{ (en m/h)} = \text{caudal (en m}^3\text{/h)} / \text{superficie (en m}^2\text{)},$$

con lo que despejando la incógnita de superficie nos quedaría:

$$\text{superficie (m}^2\text{)} = \text{caudal (m}^3\text{/h)} / v_{as} \text{ (m/h)}$$

y aplicando los datos numéricos, donde el caudal total que va a filtración debe dividirse entre el número de filtros disponibles (cuatro) quedaría finalmente:

$$\text{superficie (m}^2\text{)} = (1.124/4) \text{ (m}^3\text{/h)} / 6,7 \text{ (m/h)} = 41,94 \text{ m}^2 \text{ que sería el dato de interés.}$$

8. Dado que se trata de unidades de filtración rectangulares, y conocida el área de cada una y su profundidad de relleno, el producto de ambas variables nos daría el volumen del lecho de arena ocupado:

$$41,94 \text{ m}^2 \cdot 0,75 \text{ m} = 31,455 \text{ m}^3.$$

El dato de la densidad aparente de la arena silíceas (2,5 g/cc) nos indica que cada cc de volumen pesa 2,5 g, o lo que es igual, que cada L de arena pesa 2,5 kg. Con este dato solo queda despejar en la expresión de densidad la variable desconocida, en este caso la masa, que se obtendría de dividir volumen entre densidad, manteniendo lógicamente la homogeneidad de las unidades usadas.

Así pues:

$$\text{masa de arena (kg)} = \text{volumen (L)} / \text{densidad (kg/L)}$$

y aplicando los datos conocidos:

$$(31,455 \text{ m}^3 \cdot 1.000 \text{ L/m}^3) / 2,5 \text{ kg/L} = 12.582 \text{ kg de arena que es el dato buscado.}$$

9. Para el cálculo del pH de equilibrio y comportamiento carbónico de la mezcla de agua osmotizada y no osmotizada, aplicaremos el procedimiento que ya conocemos de los últimos problemas resueltos. Recordemos los datos analíticos del agua de los que disponemos:

$$\begin{aligned} \text{Temperatura (t)} &= 20 \text{ }^\circ\text{C}; \text{pH}_m = 7,25; \text{Conductividad} = 410 \text{ }\mu\text{S/cm}; [\text{Ca}^{2+}] \\ &= 56 \text{ mg/L}; [\text{HCO}_3^-] = 103 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

Apliquemos ahora la rutina requerida a fin de calcular el pH de equilibrio según la fórmula de Langelier simplificada:

$$\text{pH}_e = C - (\log \text{Alc} + \log \text{Ca}^{2+})$$

donde “C” es una constante que varía con la temperatura del agua, “Alc” la alcalinidad total del agua y “Ca²⁺” la concentración analítica de calcio del agua, ambas expresadas en mg/L de CaO.

Para calcular el valor de “C”, usemos su ya conocida expresión:

$$C = 11,89 - 2,45 \cdot [t/100]^{0,98}$$

con lo que:

$$C = 11,89 - 2,45 \cdot [20,0/100]^{0,98} = 11,89 - 2,45 \cdot 0,207 = 11,38.$$

Para conseguir el valor de alcalinidad total y de calcio, ambos expresados como mg/L de CaO, ya conocemos que como en cada molécula de CaO existe un átomo de calcio, y considerando que el peso atómico del ión calcio divalente es 40, y que el del óxido cálcico es 56, cada unidad de óxido cálcico equivale a (56/40) unidades de calcio.

Así pues:

$$1,4 \cdot 56 \text{ mg/L} = 78,4 \text{ mg/L de Ca expresado como CaO.}$$

Para la concentración de la alcalinidad también expresada como mg/L de óxido cálcico, recordemos que hay un solo átomo de calcio en cada molécula de óxido cálcico CaO, con lo que aplicando pesos atómicos y moleculares, cada dos unidades de bicarbonato HCO₃⁻ (2 • 61 mg/L) equivaldrán a una unidad de óxido cálcico CaO (56 mg/L). Operando con sus pesos moleculares se deduciría que:

$$0,46 \cdot 103 \text{ mg/L} = 47,4 \text{ mg/L de HCO}_3^-, \text{ expresado como CaO.}$$

Y, finalmente tendríamos:

$$\text{pH}_e = 11,38 - (\log 47,4 + \log 78,4),$$

lo que indica que el pH de equilibrio del agua sería igual a 7,81.

Este valor de pH de equilibrio superior al del pH medido en el agua, que supondría un índice de Langelier negativo (recuérdese, $i_L = 7,25 - 7,81 = -0,56$) nos indicaría que el agua sería agresiva.

10. Para conocer la cantidad de disolución de hidróxido sódico que requeriríamos para equilibrar el agua, partamos del dato de hidróxido sódico puro extraído del jar-test.

Si para incrementar 0,5 unidades de pH en 1 litro de agua a tratar se requiere la dosificación de 11 mg de NaOH, como hemos de incrementar el pH desde 7,25 a 7,81, es decir, 0,56 unidades de pH necesitaríamos:

$$(0,56/0,50) \cdot 11 \text{ mg/L} = 12,32 \text{ mg/L de NaOH expresado como producto puro.}$$

Como de lo que disponemos no es de producto puro (sólido) sino de una disolución comercial de una determinada riqueza y concentración en producto activo, apliquemos la rutina ya empleada en problemas anteriores.

En este sentido, el que la densidad sea 1,22 g/cc, nos indica que cada litro de producto comercial contiene 1.220 g de (producto químico+agua).

Además, como la riqueza en producto químico es el 20%, deducimos que cada 100 g de mezcla (producto químico+agua) contienen 20 g de NaOH puro. Operando para un litro de producto comercial saldría que:

$$1.220 \text{ g} \cdot (20\%/100\%) = 244 \text{ g}$$

es decir, *cada litro de disolución comercial contendrá 244 g de NaOH.*

Como para ajustar el pH al de equilibrio del agua en cuestión, requerimos 12,32 mg por cada litro, no quedaría más que averiguar el volumen de disolución comercial que contiene la cantidad anterior.

Así pues, operando:

$$12,32 \text{ g}/244 \text{ g/L} = 0,0505 \text{ L, o lo que es igual, } 50,5 \text{ mL de producto comercial a dosificar por litro de agua problema.}$$

11. Para resolver este apartado debemos considerar varios aspectos: en primer lugar el consumo de desinfectante derivado de los ensayos de test-cloro, en segundo lugar el caudal de agua tras su ajuste de pH que se va a tratar y finalmente la relación entre producto comercial (NaClO) y cloro que este contiene.

Con respecto al consumo de desinfectante, si el break-point se produce a una demanda de cloro de 2,9 mg/L, en esta situación no existirá en el agua cloro libre. Es decir, la dosis que se aplicará para mantener una desinfección eficaz del agua será este valor más el residual que se quiera mantener en el agua tras conseguir el break-point. Por lo tanto:

$$2,9 \text{ mg/L} + 0,9 \text{ mg/L} = 3,8 \text{ mg de cloro por litro de agua a tratar, o lo que es igual, } 3,8 \text{ g de cloro por metro cúbico.}$$

Vayamos ahora a los caudales efectivos que debemos considerar. Recuerdese que el caudal de agua procedente de decantación secundaria y que llegaba a filtración –apartado (6)– era de $1.124 \text{ m}^3/\text{h}$. ¿Cuál es el caudal que sale del sistema de filtración? Evidentemente se tratará del que llega menos el descartado como agua de lavado de filtros acción que se lleva a cabo con la propia agua ya filtrada, es decir, el 3%. Operando,

$$1.124 \text{ m}^3/\text{h} - 1.124 \text{ m}^3/\text{h} \cdot (3\%/100\%) = 1.124 \text{ m}^3/\text{h} - 34 \text{ m}^3/\text{h} = 1.090 \text{ m}^3/\text{h}$$

de agua que abandona el sistema de filtración.

Por otro lado, el caudal que sale de filtros se divide en dos: un 25% que se osmotiza y un 75% que no se osmotiza. Además, del 25% que se somete a ósmosis se pierde un 10% de agua osmotizada que se emplea para el lavado de membranas de ósmosis. Con estos datos podemos calcular el caudal de agua mezcla entre osmotizada y no osmotizada a la que, primero se le ajusta el pH para su equilibrado carbónico, y posteriormente se trata con hipoclorito sódico.

Agua que no se osmotiza:

$$1.090 \text{ m}^3/\text{h} \cdot (75\%/100\%) = 818 \text{ m}^3/\text{h}.$$

Agua que sale del sistema de ósmosis:

$$1.090 \text{ m}^3/\text{h} \cdot (25\%/100\%) = 272 \text{ m}^3/\text{h}$$

que es lo que llega al sistema, menos las pérdidas por lavado del mismo, que ya sabemos son del 10%. Luego:

$$272 \text{ m}^3/\text{h} - [272 \text{ m}^3/\text{h} \cdot (10\%/100\%)] = 245 \text{ m}^3/\text{h}.$$

Así pues, el caudal a desinfectar sería la suma de las dos cantidades, es decir:

$$818 \text{ m}^3/\text{h} + 245 \text{ m}^3/\text{h} = 1.063 \text{ m}^3/\text{h}.$$

Multiplicando el caudal por dosis de cloro obtendremos el cloro puro que habrá que aplicar a la semana:

$$1.063 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/día} \cdot 7 \text{ días/semana} \cdot 3,8 \text{ g/m}^3 = 678.619 \text{ g de cloro a la semana.}$$

Ahora debemos finalmente convertir el cloro puro en cantidad de hipoclorito comercial, que recuerdese tiene una riqueza del 12% en cloro y una densidad

de 1,25 g/cc. La respuesta al contenido en cloro puro del producto comercial sería:

$$1.250 \text{ g/L (producto puro+agua)} \cdot (12\%/100\%) = 150 \text{ g de cloro activo por litro de disolución comercial de NaClO.}$$

Dividiendo los g de cloro necesarios a la semana para el tratamiento entre el contenido de cloro por litro de NaClO obtendremos los litros que gastaremos:

$$678.619 \text{ g de cloro a la semana} / 150 \text{ g de cloro por L de NaClO} = 4.524 \text{ litros de hipoclorito comercial a la semana.}$$

12. Para resolver el dato del coste invertido al mes en hipoclorito sódico partamos del dato anterior del gasto en litros a la semana. De aquí sacaremos los litros gastados al mes:

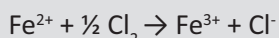
$$(4.524 \text{ L/semana} / 7 \text{ d/semana}) \cdot 30 \text{ día/mes} = 19.389 \text{ L/mes.}$$

Ahora no queda más que transformar los litros en kg, empleando la densidad (1,25 g/cc, o lo que es igual, 1,25 L/kg), y multiplicar por el precio del producto por kg, sabiendo que cada contenedor de 30 kg cuesta 11,35 €.

Así operando:

$$19.389 \text{ L/mes} \cdot 1,25 \text{ kg/L} \cdot (11,35 \text{ €/30 kg}) = 9.169 \text{ € de gasto en desinfección al mes.}$$

13. Efectivamente la cloración del agua puede provocar la oxidación de especies metálicas en bajo estado de oxidación, como es el caso del Fe^{2+} . Consideremos entonces la reacción química involucrada en el proceso:



Lo primero a tener en cuenta, es que la oxidación del Fe^{2+} deberá llevarse a cabo con parte del aporte de cloro que se ha hecho al agua para alcanzar el break-point, puesto el aporte final de cloro tras el break-point no se consume al transformarse en cloro libre en el agua tratada. Comprobemos si esto cierto.

Dada la concentración inicial de Fe^{2+} del agua $-0,375 \text{ mg/L}-$ veamos cuánto cloro necesitaríamos para su oxidación aplicando el proceso químico anterior, y los pesos atómicos de las especies reaccionantes.

Cada 56 g de Fe^{2+} reaccionarían con media molécula de cloro, es decir, con un átomo de cloro, 35,5 g. Esto supone que cada gramo de cloro oxidaría teóricamente a 1,58 g de Fe^{2+} , o dicho a la inversa, que *cada g de Fe^{2+} sería*

oxidado por 0,63 g de cloro. Multiplicando la concentración inicial de Fe^{2+} por el dato anterior, resultaría la cantidad de cloro requerida en la oxidación:

$$0,375 \text{ mg/L de Fe} \cdot 0,63 \text{ g de cloro por gramo de Fe}^{2+} = 0,24 \text{ g de cloro.}$$

Este valor justifica nuestra afirmación anterior de que parte del cloro gastado en el break-point correspondería al invertido en la oxidación del Fe^{2+} presente.

Para responder a la pregunta planteada de cuánto Fe^{2+} quedaría en el agua, reparemos en que como existe un importante exceso de cloro dosificado ($2,9 \text{ g/m}^3$ frente a $0,24 \text{ g/m}^3$ necesarios para la desferrización) podemos suponer que todo el Fe^{2+} se oxidaría, en principio.

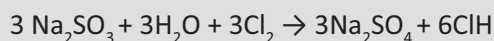
No obstante, dado que el proceso se completa parcialmente, en concreto en un 67%, este factor de reducción habrá que ser aplicado a nuestro cálculo. Así pues:

$$0,375 \text{ mg/L de Fe}^{2+} \cdot (67\%/100\%) = 0,251 \text{ mg/L de Fe}^{2+} \text{ efectivamente oxidados.}$$

Para conocer el metal que quedaría sin oxidar en el agua, basta restar concentración inicial de la oxidada:

$$0,375 \text{ mg/L} - 0,251 \text{ mg/L} = 0,094 \text{ mg/L de Fe}^{2+} \text{ que es el dato buscado.}$$

14. La resolución de los dos apartados finales del problema es una aplicación directa de la ecuación de óxido-reducción desarrollada entre el cloro y el sulfito sódico. Planteemos el proceso:



Aplicando pesos moleculares, deducimos que $(3 \cdot 126) \text{ g}$ de sulfito sódico, reaccionarían con $(3 \cdot 71) \text{ g}$ de cloro, generando $(3 \cdot 142 \text{ g})$ de sulfato sódico y $(6 \cdot 36,5) \text{ g}$ de ácido clorhídrico.

Considerando que el contenido en cloro del agua es de $0,9 \text{ mg/L}$, procederíamos a operar:

$$[(3 \cdot 126 \text{ g de Na}_2\text{SO}_3) / (3 \cdot 71 \text{ g Cl}_2)] \cdot (0,9 \text{ g/m}^3 \text{ Cl}_2 \text{ del agua}) = 1,6 \text{ g/m}^3 \text{ de sulfito sódico necesarios.}$$

Multiplicando por el caudal a tratar,

$$1,6 \text{ g/m}^3 \text{ de Na}_2\text{SO}_3 \cdot 5.000 \text{ m}^3 = 8.000 \text{ g o } 8 \text{ kg de Na}_2\text{SO}_3.$$

15. Este último apartado requiere nuevamente la consideración del equilibrio químico del principio, en que cada ($3 \cdot 126 \text{ g de Na}_2\text{SO}_3$) generarían ($3 \cdot 142 \text{ g de Na}_2\text{SO}_4$) y ($6 \cdot 36,5$) g de ácido clorhídrico.

Operando:

$$[(3 \cdot 142 \text{ g de Na}_2\text{SO}_4)/(3 \cdot 126 \text{ g de Na}_2\text{SO}_3)] \cdot 8.000 \text{ g de Na}_2\text{SO}_3 \text{ dosificados} = 9.016 \text{ g de sulfato sódico.}$$

Pero como el proceso se completa en un 90%:

$$9.016 \text{ g de sulfato sódico} \cdot (90\%/100\%) = 8.114 \text{ g de sulfato sódico vertido al medio.}$$

Finalmente, operando para la generación de cloruros, tendríamos:

$$[(6 \cdot 35,5 \text{ g de Cl}^-)/(3 \cdot 126 \text{ g de Na}_2\text{SO}_3)] \cdot 8.000 \text{ g de Na}_2\text{SO}_3 \text{ dosificados} = 4.508 \text{ g de cloruros}^4.$$

Pero como el proceso ya dijimos que se completa en un 90%,

$$4.508 \text{ g de sulfato sódico} \cdot (90\%/100\%) = 4.057 \text{ g de cloruros vertidos al medio.}$$

Con esto damos por finalizado este extenso problema que ha intentado plantear una visión global de lo que puede ser una depuración integral completa de un agua residual considerando incluso su reutilización, y la información que le puede ser requerida o bien de utilidad en su trabajo cotidiano al gestor práctico del proceso en planta.

⁴ Nótese que en la expresión anterior no hemos empleado el peso molecular del ácido clorhídrico (36,5) sino el equivalente del cloruro contenido en cada molécula de HCl (35,5), situación que es formalmente correcta.

INTRODUCCIÓN

Se ha intentado recoger a continuación un listado (si bien no exhaustivo) de aquellos libros y manuales que considera el autor deben ser imprescindibles cuando se aborda el estudio tanto a nivel teórico, como práctico, no sólo del tratamiento físico-químico o químico de aguas residuales, sino de todo el ciclo del agua, incluyendo aquí asimismo las obras relevantes en control de calidad de aguas negras y blancas.

Dicho lo anterior, se han estructurado las referencias bibliográficas citadas en cinco grandes apartados (*Fisicoquímica y Química del Agua, Microbiología, Biología y Limnología, Tratamiento-Depuración de Aguas Residuales, y Aguas en general y Tratamiento de Aguas, Instrumentación e Hidráulica* –incluyendo aquí libros de Hidrología de contrastado interés–) pero con el convencimiento de que habrá obras que pudieran encuadrarse en más de uno de ellos.

Finalmente, también se han referido aquí aquellas revistas técnicas que por su actualidad se consideran asimismo insustituibles para todos aquellos técnicos e investigadores interesados en estar al día sobre los procesos técnicos prácticos de tratamiento y control de aguas que se desarrollan, se implantan y están operativos o en curso de su aplicación industrial, tanto en nuestro país como fuera de nuestras fronteras.

A este respecto, téngase en cuenta que los artículos técnicos publicados en estas revistas (algunas *on line*) representan el *state of art* más al día que se puede encontrar sobre los temas de aguas y su tratamiento y depuración.

FISICOQUÍMICA Y QUÍMICA DEL AGUA

- Adamson AW. *Química física*, Vol. I y II. Barcelona, Ed. Reverté, 1979.
- Atkins PW. *Fisicoquímica*, 3ª ed. Wilmington, Ed. Addison-Wesley Iberoamericana, 1986.
- Catalán Lafuente, J. *Química del agua*. Madrid, Ed. Alonso, 1981.
- Dojlido JR, Best GA. *Chemistry of water and water pollution*. New York. Ed. E. Horwood, 1993.
- Doménech X. *Química ambiental*. 2ª ed. Madrid, Ed. Miraguano, 1994.
- Doménech X. *Química de la hidrosfera*. Madrid, Ed. Miraguano, 1995.
- Glasstone S. *Tratado de química física*. 4ª ed. Madrid, Ed. Aguilar, 1979.
- Harrison RM, De Mora SJ, Rapsomanikis S, Johnston WR. *Introductory chemistry for the environmental sciences*. Cambridge, Ed. Cambridge University Press, 1991.

- Hemm JD. *Chemical factors that influence the availability of iron and manganese in aqueous systems*. Washington Ed. Geolog. Soc. of Amer. Inc., 1972.
- Ibar Aznárez J. *Problemas de química general*. Barcelona, Ed. Marín, 1981.
- Jenkins D, Snoeyink VL, Ferguson JF, Leckie J. *Química del agua. Manual de laboratorio*. México, Ed. Limusa, 1983.
- Leed DHK. *Metallic contaminants and human health*. New York, Ed. Academic Press, 1972.
- Levine IN. *Físico Química*. 3ª ed, Madrid, Ed. Macgraw-Hill/ Interamericana de España, 1991.
- Lion LW. *The handbook of environmental chemistry*. Berlín, Ed. Springer-Verlag, 1984.
- Manahan SE. *Environmental chemistry*, 4th ed. Boston, Ed. Library of Congress, 1991.
- Marín Galvín R. *Química, microbiología, tratamiento y control analítico de aguas: una introducción al tema* Córdoba, Servicio de Publicaciones, Universidad de Córdoba, 1996.
- Marín Galvín R. *Físicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas*. Madrid, Ed. Díaz de Santos 2003.
- McAnally JS. *Química*. Madrid, Ed. Labor, 1972.
- Metz CR. *Físicoquímica*, 2ª edición. Bogotá, Ed. McGraw-Hill. 1991.
- Morel FM, Hering, JG. *Principles and applications of aquatic chemistry*. New York, Ed. Wiley and Sons., 1993.
- Pino Pérez F, Valcárcel Casés M. *Equilibrios en disolución. Análisis volumétrico*. Sevilla, Ed. Universidad de Sevilla, 1975.
- Raiswell RW, Brimblecombe P, Don't D, Liss, PS. *Química ambiental*. Barcelona, Ed. Omega, 1983.
- Rodríguez Mellado JM. *Problemas resueltos de química del agua*. Córdoba, Servicio Publicaciones Universidad Córdoba, 2003.
- Rodríguez Mellado JM. *Química del agua. Ejercicios y problemas resueltos*. Córdoba, Ed. Autor, 2009.
- Rodríguez Mellado J, Marín Galvín R. *Físicoquímica de aguas*. Madrid, Ed. Díaz de Santos, 1999.
- Sawyer CN, Mccarty PL. *Chemistry for environmental engineering*, 3th ed. New York, Ed. McGraw-Hill, 1978.
- Schwartz SE. *Environmental sciences*. New York, Ed. The New York Academy of Sciences, 1987.
- Snoeyink VL, Jenkins D. *Química del agua*. México, Ed. Limusa, 1999.
- Stumm W. *Chemistry of the solid-water interface*. New York, Ed. John Wiley & Sons, 1992.
- Stumm W, Morgan JJ. *Aquatic chemistry*. New York, Ed. Wiley Interscience, 1980.
- Tolyessy J. *Chemistry and biology of water, air and soil. Environmental aspects*. Essex, Ed. Elsevier, 1993.
- Wentworth WE, Ladner SJ. *Fundamentos de química física*, Barcelona, Ed. Reverté, 1975.

- Willis CJ. *Resolución de problemas de química general*. Barcelona, Ed. Reverté, 1993.

MICROBIOLOGÍA DEL AGUA. BIOLOGÍA Y LIMNOLOGÍA

- Atlas RM, Bartha R. *Microbial ecology. fundamentals and applications* Reading (Mass.). Ed. Addison-Wesley, 1981.
- Block JC, Schwartzbrod L. *Viruses in water systems*. New York, Ed. VCH Pub., 1989.
- Bordner RH, Winter JA, Scarpino PV. *Microbiological methods for monitoring the environment, water and wastes*. Cincinnati, Ohio, EPA Lab, 1978.
- Buchanan RE, Gibbons NE. *Bergey's manual of determinative bacteriology*, 8th ed. Baltimore, Ed. Williams and Wilkins, 1974.
- Gerhards P. *Manual of methods for general bacteriology*. Washington, Ed. Am. Soc. Microb, 1981.
- Golterman HL. *Physiological limnology. An approach to the physiology of lake ecosystems*. Amsterdam, Ed. Elsevier, 1975.
- Margalef R. *Limnología*. Barcelona, Ed. Omega, 1983.
- Ministerio de Sanidad y Consumo. *Microbiología alimentaria: detección de bacterias con significado higiénico-sanitario*. Madrid, Ed. MSC, 1989.
- Nelson WH. *Instrumental methods for rapid microbiological analysis*. Florida, Ed. Deerfield Beach, VCH Pub., 1985.
- Norris JR, Ribbons DW, Booth C, Bergan T. *Methods in microbiology*, vol. 1 a 13. New York, Ed. Academic Press, 1969-1979.
- Odum EP. *Fundamentals of ecology*, 3th ed. Nueva York, Ed. Saunders Co., 1971.
- Ramade F. *Elementos de ecología aplicada*. Madrid, Ed. Mundi Prensa, 1977.
- Rheinheimer G. *Microbiología de las aguas*, 4^a ed. Zaragoza, Ed. Acribia, 1987.
- Sneath HA, Mair NS, Sharpe ME, Holt JG. *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, vol 2. Baltimore, Ed. Williams and Wilkins, 1986.
- Stainer RY, Adelberg EA, Ingraham JL. *Microbiología*. Barcelona, Ed. Reverté, 1986.
- Villentyne, J.R. *Introducción a la limnología*. Barcelona, Ed. Omega, 1978.
- Wetzel RG. *Limnología*. Barcelona, Ed. Omega, 1981.

TRATAMIENTO-DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

- AEAS. Aguas residuales industriales. Origen, caracterización y efectos sobre las instalaciones públicas de saneamiento y depuración. Ed. AEAS, 2002.
- Arundel J. *Tratamiento de aguas negras y efluentes industriales*. Zaragoza, Ed. Acribia, 2002.
- AWWA. *Tratamiento del agua por procesos de membrana. Principios, procesos y aplicaciones*. Madrid, Ed. McGraw-Hill, 1999.

- Beltrán de Heredia A, Torregrosa Antón J, González Montero T, Domínguez Vargas JR. *Análisis químico de aguas residuales*. Badajoz, Publicaciones de la Universidad de Extremadura, 2004.
- Catalán Lafuente J. *Depuradoras. Bases Científicas*. Madrid, Ed. Be-lisco, 1997.
- Collie MJ. *Industrial water treatment. Chemicals and processes*. New Jersey, Ed. Noyes Data Co., 1983.
- Díaz Lázaro-Carrasco JA. *Depuración de aguas residuales*. Madrid, Centro Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas, 1988.
- Han HH, Klute R. *Chemical water and wastewater treatment*. Darmstad, Ed. Springer-Verlag, 1990.
- Hernández Muñoz A. *Depuración de aguas residuales*. Madrid, Ed. Esc. Ing. Caminos, 1992.
- Metcalf & Eddy Inco. *Ingeniería Sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. Madrid, Ed. Labor, 1984.
- Metcalf & Eddy Inco. *Wastewater engineering. Treatment and reuse*. New York, Ed. McGraw-Hill, 2003.
- Nemerow NL. *Aguas residuales industriales. Teorías, aplicaciones y tratamiento*. Barcelona, Ed. Blume, 1977.
- Nemerow NL, Dasgupta A. *Tratamiento de vertidos industriales peligrosos*. Madrid, Ed. Díaz de Santos, 1998.
- Ronzano E, Dapena JL. *Tratamiento biológico de las aguas residuales*. Madrid, Ed. Díaz de Santos, 1995.
- Schroeder ED. *Water and wastewater treatment*. New York, Ed. McGraw-Hill, 1977.
- Seoáñez Calvo M. *Manual de tratamiento, reciclado, aprovechamiento y gestión de las aguas residuales de las industrias alimentarias*. Madrid, Ed. Mundi-Prensa, 2002.
- Suess MJ. *Examination of water for pollution control - A reference handbook*. Oxford, Ed. Pergamon Press, 1982.
- Winkler MA. *Tratamiento biológico de las aguas de desecho*. México, Ed. Limusa, 1993.

AGUAS EN GENERAL Y TRATAMIENTOS DE AGUAS. INSTRUMENTACIÓN E HIDRÁULICA

- Alción. *Manual de instrumentación y control de procesos*. Madrid, Ed. Alción, 1998.
- Aparicio Mijares FJ. *Fundamentos de hidrología de superficie*. México, Ed. Limusa, 1997.
- AWWA. *Control de calidad y tratamiento del agua*. Madrid, Ed. Instituto de Estudios de Administración Local, (1975).

- AWWA. *Standard methods for the examination of water and wastewaters*, 17th ed., Washington, 1989. (Esta edición está disponible en Español. Ediciones Díaz de Santos. Madrid).
- AWWA. *Standard methods for the examination of water and wastewaters*, 21^a ed., Washington, 2005.
- AWWA. *Water treatment plant design*, 3^a ed., New York, Ed. MacGraw-Hill, 1998.
- Aznar Carrasco J. *Técnica de aguas: problemática y tratamiento*. Ed. Alción, 1992.
- Catalán Lafuente J. *Diccionario técnico del agua*. Madrid, Ed. Autor, 1977.
- Catalán Lafuente J, Catalán Alonso JM. *Ríos: Caracterización y calidad de sus aguas*. Zamora, Ed. Dihidro, 1987.
- Custodio E, Llamas MR. *Hidrología subterránea*. Barcelona Ed. Omega, 1976.
- Degremont. *Manual técnico del agua*, 4^a ed., Bilbao, 1979.
- Desjardins R. *Le traitement des eaux*. Montréal, Ed. École Polyt. de Montréal, 1988.
- García Garrido J. *El agua en la producción*. Barcelona, Ed. Prensa XXI, 1986.
- Glyn J, Heinke G. *Environmental science and engineering*. New Jersey, Ed. Prentice Hall, 1989.
- Gomella-Guerrée. *Tratamiento de las aguas para abastecimiento público*. Barcelona, ETA, 1977.
- Kemmer FN. *Manual de l'eau*. París, Nalco. Ed. Tec. & Doc. Lavoisier, 1984.
- Lopez Baldovin F, Sanchez Maestre M. *Aguas potables: toxicología y análisis*. Córdoba, Serv. Publicaciones Univ. 1993.
- Marín Galván R. *Análisis de aguas y ensayos de tratamiento: Principios y aplicaciones*. Barcelona, Ed. GPE, 1995 (pedidos al autor).
- Marín Galván R, Rodríguez Mellado JM, Mayén Riego M, Rodríguez Amaro R. *Ciclo integral del agua*. Córdoba. Servicio Publicaciones Universidad de Córdoba, 2008.
- Masschelein WJ. *L'ozonation des eaux. Manuel pratique*. París, Ed. Technique et Documentation, 1980.
- Mateos de Vicente M. *Válvulas reductoras de presión. Clasificación, descripción, errores y soluciones*. Madrid, Ed. Bellisco, 2000.
- Mateos Rodríguez F. *Medida y control con instrumentación industrial*. Madrid, Ed. Autor, 1999.
- Novotny V. *Water quality*, 2nd ed., New York. Ed. Wiley, 2003.
- Pérez López JA, Espigares García M. *Estudio sanitario del agua*. Granada. Ed. Universidad de Granada. 1995.
- Pesson P. *La contaminación de las aguas continentales*. Madrid, Ed. Mundi-Prensa, 1979.
- Pettyjohn WA. *Water quality in a stressed environment*. Minnesota. Ed. Burgess Pub, 1972.
- Rodier J. *Análisis de aguas*. Barcelona, Ed. Omega, 1989.
- Simon AL. *Hidráulica básica*. México, Ed. Limusa, 1983.

- Tchobanoglous G, Schroeder ED. *Water Quality*. Mass. Ed. Adisson-Wes-ley, 1985.
- Tebbutt THY. *Fundamentos de control de calidad del agua*. Ed. Limusa. 1999.
- Tolyessy J. *Chemistry and biology of water, air and soil. Environmental aspects*. Essex, Ed. Elsevier, 1993.
- Viejo Zubicaray M. *Bombas. Teoría, diseño y aplicaciones*, 2ª ed. México, Ed. Noriega-Limusa, 1990.

REVISTAS TÉCNICAS MÁS IMPORTANTES DEL SECTOR

- AmbiantaTM.
- CleanTM.
- Equipamiento y Servicios MunicipalesTM.
- European Water ManagementTM.
- InfoenviroTM.
- Ingeniería del AguaTM.
- Ingeniería QuímicaTM.
- Ingeniería MunicipalTM.
- J. Water Srt-AquaTM.
- Revista Técnica de Medio AmbienteTM.
- TecnoambienteTM.
- Tecnología Del AguaTM.
- VirtualproTM (*Edición Digital Vía Internet*).
- Water, Air and Soil PollutionTM.
- Water SaTM.
- World WaterTM.

