

Regeneració i reutilització d'aigües residuals. Tecnologia, control i risc

Esther Huertas Hidalgo

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tdx.cat) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tdx.cat) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tdx.cat) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.



UNIVERSITAT DE BARCELONA



UNIVERSITAT DE BARCELONA
Departament d'Enginyeria Química i Metal·lúrgia

TESI DOCTORAL

REGENERACIÓ I REUTILITZACIÓ D'AIGÜES RESIDUALS. TECNOLOGIA, CONTROL I RISC

ESTHER HUERTAS HIDALGO

Barcelona, 2009



UNIVERSITAT DE BARCELONA



Universitat de Barcelona
Departament d'Enginyeria Química i Metal·lúrgia
Programa de Doctorat en Enginyeria del Medi Ambient i del Producte
Bienni 2000-2001

TESI DOCTORAL

REGENERACIÓ I REUTILITZACIÓ D'AIGÜES RESIDUALS. TECNOLOGIA, CONTROL I RISC

Memòria presentada per Esther Huertas Hidalgo per optar al grau de Doctora per la Universitat de Barcelona.

Director

Directora

Tutor

Dr. Miquel Salgot de Marçay
Professor titular
Departament de Productes
Naturals, Biologia Vegetal i
Edafologia
Facultat de Farmàcia

Dra. Montserrat Folch Sánchez
Professora agregada
Departament de Productes
Naturals, Biologia Vegetal i
Edafologia
Facultat de Farmàcia

Dr. Joan Mata Álvarez
Professor titular
Departament
d'Enginyeria Química
Facultat de Química

Doctoranda
Esther Huertas Hidalgo

Siempre acabamos llegando a donde nos esperan

José Saramago

Als meus pares, Antonio i Elisa

i

a César

Agraïments

Aquest treball el defineixo com a una marató personal on he caminat metre a metre pel món de la recerca. Segons diu la història, Filípides (soldat grec) va recórrer més de 40 km a peu des de Marató a Atenes per anunciar la victòria de l'exèrcit persa. Al igual que la llegenda, no he defallit i he aconseguit arribar a la meta amb esforç, constància i tenacitat, característiques d'un bon corredor de fons. Però, això no hagués estat possible sense la col·laboració d'un munt de persones que han fet factible que aquest projecte es pogués portar a terme.

Primerament, haig d'agrair al Dr. Miquel Salgot i la Dra. Montserrat Folch totes les aportacions realitzades en aquest treball, tots els consells rebuts durant aquests anys de laboratori, i per haver-me acceptat al Grup d'Hidrologia. La veritat és que ha estat un plaer compartir tots aquests anys amb vosaltres.

També haig de donar les gràcies a les administracions (Agència Catalana de l'Aigua, Consorci de la Costa Brava, Diputació de Barcelona), a les diverses empreses que han cedit pilots o reactius químics de treball (CIRSEE – ONDEO-Suez/Lyonnaise des Eaux, Trojan, Kemira, FMC-FORET, Regaber), així com a les organitzacions que han posat a la meva disposició les seves instal·lacions (SEARSA, EMSSA, Acciona Agua, AGBAR). Voldria destacar molt especialment al Ricard (EDAR dels Hostalets de Pierola) i al Joan Acosta (Parc fluvial del Besòs) per tot l'ajut que sempre m'han donat, pel seu somriure i per la seva amabilitat. També donar les gràcies al Dr. Menachem Elimelech per haver-me acollit com un membre més del seu grup de recerca a la Universitat de Yale i al Dr. Gideon Oron que també em va ensenyar molta ciència durant aquesta estada (aquesta experiència ha estat més que inoblidable).

Tampoc puc oblidar-me del Dr. François Brissaud, un mestre per a mi, que sempre va demostrar una amabilitat exquisida. Ha estat un luxe haver pogut compartir les excursions i aprendre *in situ* un munt de coses sobre la infiltració-percolació modificada.

D'altra banda, vull recollir que aquest estudi ha estat finançat parcialment pels següents projectes europeus: *Enhancement of Integrated Water Management Strategies with Water Reuse at Catchment Scale (CATCHWATER)* ENV4-CT98-0790 i *Integrated concepts for reuse of upgraded wastewater (AQUAREC)* EVK1-CT-2002-00130.

Menció especial tenen tots els companys que formen i han format part del Grup d'Hidrologia (Antonina, Jose, Laura, Neus, Jihad, Xavi, Aleix). Podria omplir fulls i més fulls sobre les nostres històries al laboratori, però podeu estar segurs que mai oblidaré els moments tant i tant divertits que hem viscut durant tots aquests anys de treball. Però m'heu de permetre que li dediqui unes línies més especials a l'Antonina... quantes coses hem viscut... hem rigut i hem plorat per arreu del món, però sempre hem acabat superant tots els obstacles amb un gran somriure.

També haig de donar les gràcies a la resta de membres de la Unitat d'Edafologia de la Facultat de Farmàcia (Mari, Robert, Jordi, Esther, Amparo, Joan), tots heu estat presents en algun moment del meu treball. Vull agrair a l'Andreu i al Màrius el seu suport, i molt especialment al meu "Angelet" que sempre ha estat alegre a primera hora del matí.

Com a totes les curses de fons, és imprescindible disposar d'un bon avituallament per tal de garantir les forces al llarg de la carrera. Aquest rol ha estat assumit pels meus amics i amigues,

vull destacar a Eli, Lore, Elena, Marc i Carlos. Formeu una part molt important de mi, moltes gràcies per estar sempre al meu costat. Miquel, estic molt contenta que els nostres camins s'hagin creuat en un altre món de la qualitat, gràcies de tot cor per tots els consells que m'has donat durant aquest temps.

A més a més, vull agrair al Marcos i Belinda pel suport tècnic i recolzament constant, al Raúl i Anna per "barallar-se" amb el disseny de la portada de la tesis, i a la Pura i Antonio pels seus ànims.

I no per ser els darrers són menys importants... aquest espai el dedico als meus pares i al César que han viscut aquest projecte gairebé tan a prop com jo. Papá y mamá, me habéis enseñado tantas cosas, y una de ellas ha sido la "cultura del esfuerzo", y eso ha hecho que ahora pueda cruzar esta meta. Muchas gracias por haber sido tan comprensivos conmigo y haberme apoyado siempre, bajo cualquier circunstancia, y en todas mis decisiones. Y qué decirte a ti César... cariño, respeto, comprensión y paciencia (mucho paciencia) para que este proyecto llegara a su fin con éxito. Ya sé que a veces no te lo he puesto fácil, pero la carrera ha acabado y ahora sólo queda recoger los frutos de la misma: yo lo llamo satisfacción.

Sumari

1. Justificació	1
2. Objectius i pla de treball	5
3. Introducció	11
3.1. Determinació dels usos acceptables de l'aigua residual.....	13
3.1.1. Reutilització en reg.....	15
3.1.2. Reutilització en recàrrega d'aqüífers.....	17
3.1.3. Reutilització urbana.....	19
3.1.4. Altres tipus de reutilització	20
3.2. Tecnologies per a la regeneració d'aigües residuals.....	22
3.3. Legislació.....	25
3.3.1. Europa.....	25
3.3.2. EUA	27
3.3.3. Israel.....	28
3.3.4. Austràlia	28
3.3.5. Les recomanacions de l'OMS sobre reciclatge i reutilització.....	29
3.3.6. Visió del conjunt de normatives de reutilització	31
3.4. Risc associat a la reutilització d'aigües regenerades.....	33
3.4.1. Identificació del perill.....	35
3.4.2. Dosi-resposta	40
3.4.3. Estimació de l'exposició.....	45
3.4.4. Caracterització del risc.....	46
3.4.5. DALY	47
3.4.6. Estimació qualitativa del risc.....	48
3.4.7. Mesures preventives en la reutilització d'aigües regenerades	49
3.4.8. Anàlisi de perills i punts de control crítics	50
3.5. Bibliografia.....	54
4. Material i mètodes	59
4.1. Tecnologies per a la regeneració d'aigües residuals.....	61
4.1.1. EDAR de Vall-llobrega/Palamós	61
4.1.2. EDAR dels Hostalets de Pierola	74
4.1.3. Llera del riu Besòs.....	76

4.1.4. Estudi a escala de laboratori.....	78
4.2. Risc associat a la reutilització d'aigües regenerades.....	79
4.3. Bibliografia.....	81
5. Articles publicats	83
5.1. Article A	85
5.2. Article B	92
5.3. Article C	98
5.4. Article D	105
5.5. Article E	114
5.6. Article F	121
5.7. Article G.....	129
5.8. Article H.....	137
5.9. Article I.....	150
6. Resultats i discussió.....	163
6.1. Sistemes de pretractament previs a les tecnologies de desinfecció.....	165
6.1.1. Sòlids en suspensió	166
6.1.2. Matèria orgànica (DQO i DBO ₅).....	167
6.1.3. Terbolesa	168
6.1.4. Formes nitrogenades	168
6.1.5. Biologia.....	169
6.1.6. Comparació dels sistemes de pretractament estudiats	171
6.2. Sistemes convencionals per a la regeneració d'aigües	172
6.2.1. Coliformes fecals.....	173
6.2.2. Colífags somàtics.....	176
6.2.3. Bacteriòfags ARN F-específics	179
6.2.4. Protozous	181
6.2.5. Comparació dels sistemes de desinfecció estudiats	182
6.3. Sistemes no convencionals per a la regeneració d'aigües.....	183
6.3.1. Rendiments de treball de les tecnologies no convencionals: comparació entre tecnologies	183
6.3.2. Coliformes fecals.....	185
6.4. Processos d'operació i manteniment sobre els rendiments de depuració en la infiltració-percolació modificada.....	190
6.5. Influència de la formació de biopel·lícules en tecnologies de membrana (nanofiltració i osmosi inversa) sobre l'eliminació de bor	194

6.6. Línies de tractament de regeneració d'aigües utilitzables a partir de les qualitats especificades en el RD 1620/2007.....	196
6.7. Risc associat a la reutilització d'aigües regenerades i eines de gestió del risc.....	209
6.7.1. Microorganismes indicadors i normatives de reutilització.....	209
6.7.2. Avaluació quantitativa del risc microbiològic.....	215
6.7.3. DALY	217
6.7.4. Avaluació qualitativa del risc microbiològic.....	219
6.7.5. Aplicació dels principis de l'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC) en línies de regeneració d'aigües residuals	221
6.8. Bibliografia	228
7. Conclusions	235
8. Annexes.....	241
8.1. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas	243
8.2. Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal, AEAS (2005)	250
8.3. Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal, CEDEX (1999)	253

Capítol 1

Justificació

1. Justificació

Les aigües regenerades són un recurs important d'aigua especialment en les regions àrides i semiàrides. Aquest recurs no convencional pot cobrir part de la demanda d'aigua que no cal que sigui potable (p. ex. reg de zones verdes i conreus, reg de camps de golf, aigua de refrigeració en indústries, etc.) i fins i tot potable, tal i com succeeix a Namíbia.

El coneixement de l'origen del recurs i dels problemes específics per a la salut pública que pot generar usar-lo ha fet que hi hagi debats, cada cop més aferrissats, sobre el desenvolupament de les polítiques de les administracions pel que fa a la reutilització de l'aigua residual. Les dificultats analítiques, la incapacitat de desenvolupar criteris específics de gestió i el control limitat de la qualitat de l'aigua contribueixen a la desconfiança de la societat envers l'aigua regenerada.

En aquest sentit, el govern espanyol publica el Reial Decret 1620 l'any 2007 amb l'objectiu d'establir un marc normatiu que reguli la reutilització d'aigües regenerades al nostre país. Aquesta normativa està dissenyada des d'un punt vista proteccionista de la salut pública i, en termes generals, s'associa a una producció d'aigua regenerada de cost elevat.

La necessitat d'obtenir una aigua amb una qualitat mínima per a cada ús i de garantir unes condicions sanitàries satisfactòries obliga, en la majoria dels casos, a sotmetre els efluent depurats a tractaments terciaris específics. Entre aquests cal destacar les tecnologies intensives (sistemes de membrana, radiació ultraviolada, ozó, etc.) i les extensives (infiltració-percolació modificada, zones humides construïdes, llacunatge, etc.) que han de plantejar-se en la reutilització planificada.

La reutilització d'aigües regenerades pot suposar un cert perill sanitari tant per a la salut humana com per als ecosistemes, ja que es genera una exposició a microorganismes patògens i substàncies tòxiques que no es dona en aigües potables (acostuma a canviar la via i quantitat d'aigua relacionades amb l'exposició). Per reduir el perill associat al risc, és aconsellable establir un codi de bones pràctiques i un sistema d'anàlisi de riscos i punts de control crítics. Aquest últim és un sistema preventiu de control de producte que té la finalitat de garantir que no hi ha cap perill biològic, químic o físic per al consumidor.

Tot i els nombrosos beneficis derivats de la reutilització de l'aigua regenerada, és important indicar-ne dos aspectes fonamentals: el cost i l'acceptació social. La reutilització de l'aigua regenerada requereix un tractament eficaç i unes mesures de protecció de la salut pública i el medi ambient a un cost acceptable i competitiu.

Capítol 2

Objectius i pla de treball

2. Objectius i pla de treball

L'objectiu principal d'aquest treball és la recerca aplicada sobre tecnologies existents per a la regeneració d'aigües residuals. Per tal d'assolir aquest objectiu general es fa necessari fixar una sèrie d'objectius i treballs particulars:

- Aconseguir definir el sistema de pretractament més adient previ a les tecnologies de desinfecció.
- Estudiar els sistemes convencionals i no convencionals per a la desinfecció d'aigües.
- Determinar la influència dels processos d'operació i manteniment sobre els rendiments de depuració en la infiltració-percolació modificada.
- Establir la influència de la formació de biopel·lícules en tecnologies de membrana (nanofiltració i osmosi inversa) sobre l'eliminació de bor.
- Fixar línies de tractament de regeneració d'aigües, utilitzables a partir de les qualitats especificades en el RD 1620/2007.
- Analitzar el risc associat a la reutilització d'aigües regenerades i implementar eines de gestió de risc.

Per assolir els objectius establerts en aquest estudi, el treball s'ha abordat des de dues vessants diferenciades: estudi teòric i treball de camp. La recerca ha comptat amb diferents tecnologies, a escala pilot i escala real, situades a les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) de Vall-llobrega/Palamós i els Hostalets de Pierola; sistemes construïts en una llera de riu (Besòs); i estudis de laboratori. Totes aquestes experiències han ajudat a respondre els objectius fixats en aquesta memòria, tal com es presenta en la figura 3.1.

És important indicar que durant l'elaboració d'aquesta tesi s'han tingut en compte diferents documents de referència corresponents al marc legislatiu de la reutilització d'aigües a Espanya (CEDEX, 1999; AEAS, 2005; RD 1620/2007), atesa l'actualització realitzada per l'administració en aquests darrers anys (vegeu l'annex 1).

Objectiu principal. Recerca aplicada sobre tecnologies existents per a la regeneració d'aigües residuals

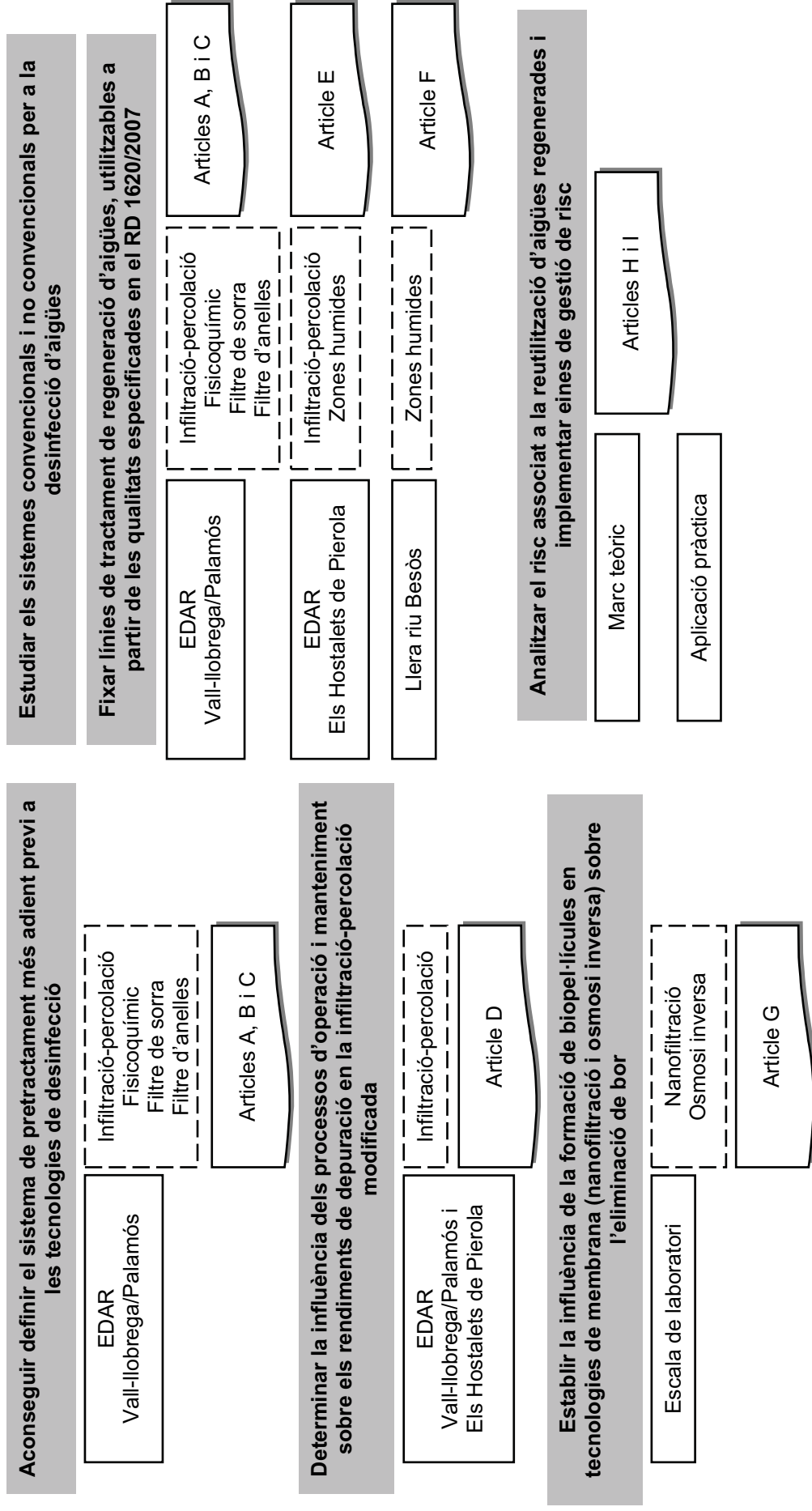


Figura 3.1. Esquema del pla de treball portat a terme per assolir els objectius fixats, relació dels casos d'estudi i articles publicats en el marc d'aquest treball

La recerca realitzada a l'EDAR de Vall-llobrega/Palamós (tecnologies convencionals i no convencionals per a la regeneració d'aigües) ha donat lloc a una sèrie d'articles que responen a un o més objectius particulars. D'aquesta manera, els articles A, B i C:

Article A: M. Salgot, M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(3): 213-218.

Article B: M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud (2003). Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(3): 161-165.

Article C: L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 149-154.

Responen als objectius següents:

- Aconseguir definir el sistema de pretractament més adient previ a les tecnologies de desinfecció.
- Estudiar els sistemes convencionals i no convencionals per a la desinfecció d'aigües.
- Fixar línies de tractament de regeneració d'aigües, utilitzables a partir de les qualitats especificades en el RD 1620/2007.

Mentre que l'article D:

Article D: F. Brissaud, M. Salgot, M. Folch, M. Auset, E. Huertas i A. Torrens (2007). Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection. Thirteen years experience in Spain. *Water Science and Technology*, 55(7): 227-234.

Fa referència a l'objectiu:

- Determinar la influència dels processos d'operació i manteniment sobre els rendiments de depuració en la infiltració-percolació modificada.

Una vegada finalitzada la recerca portada a terme a l'EDAR de Vall-llobrega/Palamós, es decideix iniciar un nou estudi a l'EDAR dels Hostalets de Pierola (tecnologies no convencionals), per obtenir informació addicional que ajudi a donar llum sobre diferents objectius. Els resultats derivats d'aquest cas d'estudi han donat lloc a dues publicacions. La primera de les quals, l'article E:

Article E: E. Huertas, M. Folch i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 143-148.

Cal relacionar-la amb els objectius particulars següents:

- Estudiar els sistemes convencionals i no convencionals per a la desinfecció d'aigües.
- Fixar línies de tractament de regeneració d'aigües, utilitzables a partir de les qualitats especificades en el RD 1620/2007.

L'experiència derivada d'aquest estudi ha format part de l'article D, ja esmentat anteriorment, i que s'ha de relacionar amb el mateix objectiu particular (determinar la influència dels processos d'operació i manteniment sobre els rendiments de depuració en la infiltració-percolació modificada).

De manera paral·lela es treballa amb els sistemes de regeneració d'aigües instal·lats a la llera del riu Besòs (zones humides construïdes). Aquesta recerca dona lloc a l'article F:

Article F: E. Huertas, M. Folch, M. Salgot, I. Gonzalvo i C. Passarell (2006). Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain). *Desalination*, 188(1-3): 141-147.

I aporta informació complementària dels objectius que s'indiquen a continuació:

- Estudiar els sistemes convencionals i no convencionals per a la desinfecció d'aigües.
- Fixar línies de tractament de regeneració d'aigües, utilitzables a partir de les qualitats especificades en el RD 1620/2007.

Adicionalment, es va veure la necessitat d'iniciar un estudi que aportés dades relacionades amb l'objectiu relatiu a l'establiment de la influència de la formació de biopel·lícules en tecnologies de membrana (nanofiltració i osmosi inversa) sobre l'eliminació de bor. En aquest cas, es treballa a escala de laboratori amb tecnologies de regeneració que no s'havien provat amb anterioritat (tecnologies de membrana). Aquesta recerca ha donat lloc a l'article G:

Article G: E. Huertas, M. Herzberg, G. Oron i M. Elimelech (2008). Influence of biofouling on boron removal by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 318(1-2): 264-270.

Finalment, l'estudi teòric se centra en l'anàlisi del risc associat a la reutilització d'aigües regenerades. En primer lloc, se'n decideix publicar el marc teòric, atesa la novetat de la temàtica en el seu moment (articles H i I).

Article H: M. Salgot, E. Huertas, S. Weber, W. Dott i J. Hollender (2006). Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*, 187(1-3): 29-40.

Article I: E. Huertas, M. Salgot, J. Hollender, S. Weber, W. Dott, S. Khan, A. Schäfer, R. Messalem, B. Bis, A. Aharoni i H. Chikurel (2008). Key objectives for water reuse concepts. *Desalination*, 218(1-3): 120-131.

I a partir d'aquí, es planteja l'aplicació de l'estudi del risc i la implementació d'eines de gestió de risc a algunes línies de tractament estudiades a l'EDAR de Vall-llobrega/Palamós.

Capítol 3

Introducció

3. Introducció

El RD 1620/2007 defineix la reutilització d'aigües com «l'aplicació, abans de la seva devolució al domini públic hidràulic i al marítim terrestre, per a un nou ús privatiu de les aigües que, havent estat utilitzades per qui les va derivar, s'ha sotmès al procés o processos de depuració establert en la corresponent autorització d'abocament i als necessaris per assolir la qualitat requerida en funció dels usos als quals es van a destinar».

Atès el gran nombre d'aspectes que s'han de tenir en compte a l'hora de reutilitzar les aigües regenerades, es fa necessari fer una breu descripció dels elements següents: usos de les aigües regenerades, tecnologies per a la regeneració, normativa relacionada amb la reutilització d'aigües i perill associat a la reutilització.

3.1. Determinació dels usos acceptables de l'aigua residual

Les aigües residuals poden emprar-se en tants usos com les aigües naturals «de primera mà»; encara que la legislació en prohibeix de determinats (per exemple, a Espanya no està permès l'ús de les aigües regenerades per a usos potables excepte en casos d'emergència). Cal indicar que es fa difícil d'establir una recopilació d'usos reals de l'aigua regenerada, encara que sigui a partir de la literatura (la taula 3.1. en recull la majoria).

Entre els usos indicats, n'hi ha molts que són perfectament acceptables per l'autoritat més exigent, mentre que d'altres ensopeguen amb dificultats gairebé insalvables des del punt de vista administratiu, o simplement estan prohibits.

Taula 3.1. Tipus de reutilització de l'aigua residual municipal i problemes/limitacions potencials (modificat de Salgot i Angelakis, 2001)

Categories de reutilització	Problemes/limitacions
<p>Reg d'agricultura i paisatge Cultius, vivers comercials, parcs, patis d'escola, mitjanes d'autopista, camps de golf, cementiris, zones verdes, zones residencials, paravents, cinturons verds</p>	<p>(1) Contaminació d'aigües superficials i subterrànies si no hi ha una bona gestió (2) Acceptació pública i venda de cultius (3) Efectes de la qualitat de l'aigua, en especial de les sals, en terres i cultius (4) Problemes de salut pública relacionats amb els patògens (bacteris, virus i paràsits) (5) Ús per a control de la zona de reutilització, incloent-hi una àrea amortidora (6) Pot haver-hi costos molt alts</p>
<p>Reciclat i reutilització industrial Aigua de refrigeració, alimentació de calderes, aigua de procés, obres públiques, transport de materials</p>	<p>(1) Constituents de l'aigua regenerada que poden causar incrustació, corrosió, creixement biològic i <i>fouling</i> (2) Problemes de salut pública, especialment transmissió d'aerosols mitjançant l'aigua de refrigeració (<i>Legionella</i>)</p>
<p>Recàrrega d'aigües subterrànies Ompliment d'aqüífers, control d'intrusió d'aigua salina, control de subsidència, emmagatzematge de recursos, transport de l'aigua</p>	<p>(1) Compostos químics en l'aigua regenerada i efectes tòxics associats (2) Sòlids totals dissolts, nitrats i patògens en l'aigua regenerada</p>
<p>Usos ambientals/esbarjo Llacs i estanyes, aigua per a maresmes i zones humides, augment de cabals de corrents i altres masses d'aigua, «fabricació» de neu, basses de reserva d'aigua (incendis forestals), recuperació de sistemes naturals</p>	<p>(1) Problemes sanitaris derivats de bacteris i virus (2) Eutrofització deguda al nitrogen (N) i fòsfor (P) en l'aigua receptora (3) Problemes per a fauna i flora salvatges (4) Relació amb els aqüífers</p>
<p>Generació d'organismes vius Aqüicultura, ramaderia convencional, biomassa/fusta/farratge, material de suport per a compostatge, cultius d'aigües, producció de biofuel</p>	<p>(1) Toxicitat per a la vida aquàtica, animals o vegetals conreats (2) Toxicitat a organismes consumidors (3) Límits d'espai (4) Concentració d'organismes</p>
<p>Usos urbans Lluita contra incendis, aire condicionat, neteja de vàters, neteja de vehicles, neteja d'embarcacions, reg de parcs i jardins urbans, aigua en ciutats</p>	<p>(1) <i>Legionella</i> en aparells d'aire condicionat (2) Aerosols (3) Toxicitat i problemes sanitaris en peixos (4) Contacte amb treballadors i usuaris</p>
<p>Reutilització potable Barreja amb l'aigua convencional, subministrament canonada a canonada</p>	<p>(1) Components de l'aigua regenerada, especialment compostos orgànics traça i els seus efectes tòxics (2) Estètica i acceptació pública (3) Problemes sanitaris de transmissió de patògens, especialment virus</p>
<p>Usos diversos Control de pols en obres, control de pols en camins, construcció</p>	<p>(1) Aerosolització (2) Olores (3) Escorrenia no controlada</p>

NOTA: alguns usos poden descriure's en diversos apartats, per la qual cosa apareixen certes repeticions a la taula

3.1.1. Reutilització en reg

La reutilització en reg agrícola és la més habitual. Com a conseqüència d'aquest fet, ha estat molt estudiada, discutida i regulada; fins al punt que la majoria de normatives de reutilització sol ser exclusivament per a reg.

Cal indicar l'existència de diversos condicionants de la reutilització en reg, entre els quals es pot citar (Brady i Weil, 1999; OMS, 2006):

- el tipus de reg,
- la qualitat de l'aigua emprada,
- el sòl,
- el cultiu,
- l'acceptació dels usuaris i consumidors.

3.1.1.1. Tipus de reg

Hi ha tecnologies molt variades per regar, i d'això depèn la qualitat de l'aigua que es pugui emprar i la quantitat necessària (Brady i Weil, 1999). Les més emprades són:

- Reg a manta: l'aigua s'aplica a l'extrem superior d'un camp i es deixa fluir per gravetat, de manera que es distribueix ella mateixa. Una part de l'aigua es perd per evaporació i sol haver-hi àrees de reg.
- Reg per aspersió: l'aigua es distribueix per l'aire en el camp, simulant pluja. D'aquesta manera, tota la superfície del sòl i de les fulles (si n'hi ha) s'humiteja. Es perd del 5 al 20 % de l'aigua per evaporació o com a boirina arrossegada pel vent, ja que les petites gotes o aerosols flueixen per l'aire.
- Microirrigació: amb aquest sistema únicament s'humiteja una petita part del sòl. El sistema més estès és el reg gota a gota, en el qual petits emissors units a una canonada de plàstic apliquen aigua a la superfície del sòl al llarg d'una línia de plantes individuals. Actualment també es poden regar conreus continus, per exemple alfals. En alguns casos, els tubs i emissors estan enterrats de 20 a 50 cm de la superfície, de manera que l'aigua s'aplica directament a la zona de les arrels. En qualsevol cas, l'aigua s'aplica amb cabals reduïts però amb una freqüència alta, amb l'objectiu de mantenir una disponibilitat òptima de l'aigua a la zona immediata a les arrels, encara que es deixi assecar la major part del volum de sòl. Hi ha altres formes de microirrigació que estan especialment adaptades a regar arbres un per un i que inclouen microaspersors i borbotejadors (petites columnes d'alimentació verticals).

Durant molt temps s'ha considerat que les millores tecnològiques implicaven un estalvi d'aigua de reg, la qual cosa és absolutament certa gairebé sempre; no obstant això, no sempre l'estalvi d'aigua en reg és bo *per se*, ja que hi ha molts condicionants que limiten aquesta afirmació, com ara la salinització (Asano et al., 2006; OMS, 2006).

3.1.1.2. Impacte ambiental del reg

En principi, s'han de fer diverses acotacions respecte a l'impacte ambiental del reg en general (Brady i Weil, 1999; Asano et al., 2006; OMS, 2006):

- Atès que l'evapotranspiració principalment elimina aigua del sistema sòl-planta, la major part de les sals dissoltes de l'aigua romanen al sòl. La forma d'eliminar aquestes sals de la zona radicular, on dificulten molts processos, és per rentatge, ja sigui amb aigua de pluja o per excés d'aigua aplicada (fracció de rentatge).
- El rentatge arrossega les sals perfil avall. Si la capa de sals és relativament superficial i no hi ha fluxos laterals, les sals s'acumulen en el sistema i se salinitza el sòl.
- La presència d'aigua en un sistema sòl-planta-aquífer-continu (SPAC) causa l'evapotranspiració. Aquest fenomen fa que es modifiquin les temperatures de la zona; ja que l'aigua requereix una certa quantitat d'energia per evaporar-se.
- La disponibilitat d'aigua de forma contínua (artificialitzada) pot provocar canvis en el tipus de vegetació present en un sistema determinat.
- Amb l'extracció de cultius (collita) es treu aigua del sistema. En alguns casos, el volum d'aigua extret pot ser important.
- El reg amb aigua residual pot ser una forma ambientalment adequada de retornar l'aigua depurada al cicle natural de l'aigua.

La qualitat de l'aigua de reg, procedeixi de recursos convencionals (aigües superficials i subterrànies) o no convencionals (p. ex. aigua regenerada, d'escorrentia, etc.), pot ocasionar problemes sanitaris i ambientals segons la seva composició química (sals o tòxics) o qualitat biològica (patògens) (Chang et al., 1995; Asano i Levine, 1998; OMS, 2006).

No es pot afirmar taxativament que l'ús d'aigua regenerada en el reg causi un major nombre de problemes que els que genera l'aigua convencional. Segons indiquen nombrosos autors (p. ex. OMS, 1989; Benito i Puig, 1999; Benito, 2008) la qualitat de l'aigua dels rius pel que respecta a indicadors de patògens i la seva composició química no és perfecta, i sovint és pitjor que l'aigua regenerada en condicions correctes.

En qualsevol cas, els tractaments de regeneració poden produir una aigua pràcticament de la qualitat que es vulgui. A banda, hi ha altres aspectes per considerar com el cost energètic i econòmic del tractament.

Per al cas específic de reg amb aigües residuals hauríem d'indicar que (Asano et al., 2006; OMS, 2006):

- Se n'ha de conèixer el contingut de sals; tant en el cas d'excés com de defecte.
- El sistema de reg influeix en els perills derivats de la reutilització, ja que fa augmentar o disminuir el risc associat a la pràctica.
- El reg no és una pràctica natural, per la qual cosa té un impacte inherent sobre els sistemes, que no s'ha d'atribuir en exclusiva a l'ús de les aigües regenerades.
- El reg pot recarregar els aquífers subjacents.

S'han considerat diferents tipus de reg en la reutilització; entre els més habituals hi ha els purament agrícoles (farratges, cereals, fruiters, etc.), encara que també s'han estimat els forestals (producció de fusta o boscos ornamentals); zones de paisatge o verdes (parcs, cinturons verds al voltant d'àrees habitades, paravents, etc.), separacions urbanes (parterres, mitjanes de vies de comunicació, etc.); altres instal·lacions urbanes (cementiris, etc.); jardins, i parcs públics i privats; vivers, etc. (Salgot i Angelakis, 2001; Asano et al., 2006; OMS, 2006).

3.1.2. Reutilització en recàrrega d'aqüífers

La reutilització en recàrrega d'aqüífers és, possiblement, un dels usos més complexos de l'aigua regenerada. En els casos en què la recàrrega no es fa directament a l'aqüífer no pot parlar-se amb propietat de reutilització directa. Això és així perquè l'aigua regenerada s'aplica a un medi (el sòl) i d'aquí arriba a l'aqüífer, de manera que hi ha una aplicació indirecta (Custodio i Llamas, 1996).

Pot parlar-se de *recàrrega natural* si l'aigua regenerada s'associa a l'existent en un corrent d'aigua que recarregui un aqüífer; encara que aquesta definició sigui discutible quant al terme *natural*. També es tractaria d'una recàrrega indirecta (Salgot, 2008).

La definició de *recàrrega artificial* és com segueix: «les tècniques o operacions que tenen l'objectiu principal de permetre una millor gestió de l'aqüífer mitjançant l'increment dels recursos d'aigua i la creació de reserves, a través d'una intervenció directa o indirecta en el cicle natural de l'aigua» (Custodio i Llamas, 1996).

Algun dels objectius principals de la recàrrega estan relacionats amb l'aigua regenerada, com per exemple (Custodio i Llamas, 1996):

- Complementar els recursos d'aigua subterrània disponibles.
- Reduir o eliminar la baixada de nivells de l'aigua subterrània (fins i tot fer-los pujar).
- Compensar la pèrdua de recàrrega causada per les activitats humanes.
- Millorar la situació dels aqüífers costaners.
- Utilitzar els aqüífers com a mitjà d'emmagatzematge d'aigües, en comptes de sistemes d'emmagatzematge en superfície.
- Millorar els usos conjunts de les aigües superficials i subterrànies.
- Evitar el moviment dins l'aqüífer d'aigües de mala qualitat.
- Augmentar la disponibilitat d'aigües de bona qualitat, mitjançant processos de barreja.
- Augmentar el rentatge de sals i altres contaminants.
- Utilitzar el sistema sòl-aqüífer per al tractament d'aigua residual.
- Regenerar aigua residual, emmagatzemar-la, i completar el tractament emprant el sistema sòl-aqüífer.
- Reduir, mitigar o, fins i tot, eliminar la subsidència causada per la sobreexplotació de l'aqüífer.
- Compensar els efectes negatius de les obres civils i hidràuliques.

- Mantenir els cabals en corrents o els nivells en llacs en èpoques d'aigües baixes.
- Utilitzar l'aqüífer com a sistema de transport d'aigua.

Tal com es presenta a la taula 3.2. hi ha dos tipus d'aplicacions de l'aigua quan es fa recàrrega d'aigües regenerades en aquífers: superficial i en profunditat. Les instal·lacions que es poden fer servir per fer l'aplicació de l'aigua són diverses i també es presenten a la taula 3.2. (Custodio i Llamas, 1996).

Taula 3.2. Classificació de la recàrrega d'aigües generades i de les seves instal·lacions (Custodio i Llamas, 1996)

Tipus de recàrrega	Instal·lacions
Superficial (sobre el sòl)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Llacunes o estanys ▪ Canals, trinxeres o solcs ▪ Pous superficials ▪ Àrees d'infiltració en superfície ▪ Actuacions als llits dels rius
Injecció profunda (directa a l'aqüífer)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pous ▪ Pous d'absorció o difusió ▪ Drenatges o galeries en el fons dels pous ▪ Trinxeres farcides de grava que assoleixen el nivell freàtic ▪ Conductes naturals, torrents o fissures en àrees càrstiques

Els possibles problemes amb què es pot trobar la recàrrega d'aqüífers són els següents (Salgot, 2008):

- Reducció de la capacitat de recàrrega.
- Acceptació social.
- Contaminació d'aqüífers que s'empren per a subministrament d'aigua potable.
- Augment de perills/riscos.
- Abusos d'extracció.

La reducció progressiva de la permeabilitat de l'aqüífer (per rebliment) és deguda a la deposició de sòlids, a l'aparició de llots orgànics creats per microorganismes i a la incrustació química (Custodio i Llamas, 1996).

Quan l'aigua residual assoleix l'aqüífer, poden succeir diversos fenòmens:

- Reducció de la matèria orgànica de l'aigua aportada.
- Correcció d'olor i gust de l'aigua.
- Adsorció d'alguns compostos.

La recàrrega d'aigües subterrànies presenta diversos inconvenients (Custodio i Llamas, 1996):

- Es requereixen superfícies de recàrrega molt grans.
- Es necessita energia per a la injecció d'aigua regenerada.
- No tota l'aigua recarregada pot ser recuperada.
- No poden satisfer-se les demandes puntuals.

Malgrat els inconvenients, la reutilització en recàrrega sembla tenir un futur prometedor en el marc de la gestió integrada dels recursos hídrics en zones costaneres (Asano et al., 2006; OMS, 2006).

3.1.3. Reutilització urbana

L'aigua a les zones urbanes s'empra per a diversos propòsits, especialment per als usos domèstics, encara que també s'utilitza per a neteja de carrers, gestió de sistemes de clavegueram, paisatgisme, etc. Tot i això, cal assenyalar que part de les possibilitats d'usos urbans ja s'han definit en l'apartat d'aigua de reg.

En els sistemes urbans hi ha diferents classes d'aigua que coincideixen en el temps i l'espai: aigua d'abastament a les cases, aigua residual, sistemes d'abastament d'aigua de diverses qualitats o altres tipus d'aigua en conducció o superfície (aigües superficials i subterrànies, aigua de tempestes, vessaments, aigua de mar, etc.). Tots aquests tipus d'aigua han de ser gestionats de forma integrada, la qual cosa no sol ser fàcil a causa dels perills generats quan l'aigua de subministrament es barreja voluntàriament o accidentalment amb els altres tipus (NRMMC, 2006).

En qualsevol cas, els dos sistemes principals que hi ha en els ambients urbans són el subministrament urbà (en teoria absolutament segur per a la beguda) i el sistema d'aigües residuals (clavegueram). No obstant això, apareixen condicions que modifiquen els sistemes indicats, com per exemple la gestió de l'aigua de tempesta. Encara que la gestió d'aigües potables i residuals és una activitat molt important, no s'ha d'oblidar que té lloc en un context en el qual hi ha una multitud d'altres activitats humanes i processos naturals (NRMMC, 2006).

En resum, poden definir-se diversos usos urbans de l'aigua (vegeu la taula 3.3.). No tots els que s'esmenten requereixen aigua de qualitat excel·lent, i el desideràtum ha de ser l'ús d'aigües amb qualitat adaptada a cada ús; és a dir, utilitzar aigua amb la qualitat que l'ús requereix i no millor (Salgot, 2008).

Taula 3.3. Usos urbans de l'aigua (Salgot, 2008)

Tipus d'ús	Ús específic	Qualitat de l'aigua
Urbà domèstic «potable»	Beguda	Màxima
	Higiene	Màxima
	Cuina/relació amb aliments	Màxima
Urbà comercial	Beguda, restauració i higiene en hotels, restaurants i similars	Màxima
Fonts urbanes	Beguda	Màxima
Urbà «general» no per a beguda, encara que sí per a altres usos domèstics	Aire condicionat	Amb absència de <i>Legionella</i> Amb condicionament perquè no hi hagi incrustacions
	Dipòsit de vàter	Desinfectada
Urbà no domèstic	Lluita contra el foc	Desinfectada
	Reg d'espais públics	Desinfectada
	Reg d'espais privats	Desinfectada
	Fonts ornamentals	Desinfectada
	Neteja urbana (carrers, etc.) i de vehicles	Desinfectada
	Gestió de clavegueram	Amb tractament secundari

Part dels usos definits també poden incloure's en el terme *paisatgisme* o més generalment *reg d'espais públics i privats* que ja s'ha esmentat en l'apartat 3.1.1. relatiu a la reutilització en reg.

Normalment, l'aigua se subministra als sistemes urbans amb una única qualitat, la màxima; és a dir, potable. Això significa, des del punt de vista econòmic, un malbaratament teòric de recursos i diners. No obstant això, el subministrament amb diferents qualitats requeriria la instal·lació de diversos sistemes de distribució, la qual cosa també pot ser inviable des del punt de vista econòmic i social (Hernández et al., 2006; Jeffrey i Russell, 2006). És important indicar que el fet que la qualitat d'una aigua regenerada es consideri «potable» no significa que l'ús potable estigui autoritzat, sinó que és una manera de fer mínims els riscos en cas que una persona entri en contacte accidental (bàsicament via ingestió) amb aquest recurs.

3.1.4. Altres tipus de reutilització

Fins ara s'han comentat els usos més comuns de l'aigua regenerada (reg, recàrrega d'aqüífers i usos urbans), però n'hi ha molts d'altres que poden ser importants des del punt de vista local. Es tracta dels usos industrials, recreatius/ambientals, per a producció de biomassa i d'altres diversos. Alguns es troben inclosos en determinades legislacions, però d'altres encara estan en desenvolupament (Salgot i Angelakis, 2001).

3.1.4.1. Reciclatge i reutilització industrial

L'aigua en la indústria s'empra per a usos molt diversos, des d'aigua de procés o inclosa en el producte acabat, fins a aigua per a condicionament d'aire, refrigeració de materials o calderes.

El tipus d'ús de l'aigua en definirà la qualitat, encara que els usos en determinades indústries es poden considerar d'alt risc, com és el cas de la indústria agroalimentària en què sol prohibir-se o desaconsellar-se (Salgot i Angelakis, 2001; Asano et al., 2006). Tot i això, el RD 1620/2007 permet la reutilització en indústria alimentària (vegeu l'annex 1, que recull l'explicació d'aquest RD).

Entre els usos que destaquen pel volum d'aigua utilitzada podem esmentar els processos de refrigeració de materials mitjançant l'ús directe sobre el material (acereries) o la refrigeració «clàssica» en plantes productores d'energia. A Catalunya, cal indicar que la refrigeració en indústria química suposa una demanda de més de 100 Hm³/any (Salgot, 2009).

Respecte a la qualitat, com és habitual dependrà del tipus d'ús i dels perills implicats. Alguns dels problemes principals deriven de la composició química de l'aigua i de la possibilitat de generar incrustacions d'origen químic o del denominat *biofouling* o creixement d'algues i biopel·lícules en els sistemes de distribució (Morató, 2001).

3.1.4.2. Usos d'esbarjo/ambientals

Bàsicament, els usos d'esbarjo/ambientals es plantegen des del punt de vista d'augment de cabals d'aigua, no pel simple abocament, sinó per a la recuperació d'ecosistemes amb aigua. S'inclouen aigües corrents i estancades, i zones humides. Aquestes recuperacions es duen a terme tant pels valors estètics com pels ambientals (Salgot i Angelakis, 2001).

Altres possibilitats encara no emprades a Espanya inclouen la fabricació de neu o les basses de recàrrega per a la lluita contra incendis. També poden incloure's els regs per mantenir masses forestals o per recuperar zones ermes, per exemple en regeneració de pedreres. A més a més, s'engloben els usos en camps de golf, encara que en essència serien usos de reg. En aquest cas, l'aigua s'utilitza per regar gespa i vegetació acompanyant (arbres, arbustos, jardineria, etc.) amb unes limitacions associades al risc derivat del possible contacte de jugadors i acompanyants amb l'aigua residual (Salgot, 2008).

3.1.4.3. Generació de biomassa

Quant a la biomassa vegetal, es pot plantejar la generació *per se*; per obtenir fusta o material de compostatge, per exemple, o l'aprofitament de la biomassa obtinguda en els tractaments de regeneració (algues o canyís tallat). En algun cas es plantegen cultius d'algues per a l'obtenció de colorants, algues comestibles o alguna molècula determinada, o fins i tot cultius per obtenir posteriorment biofuel (Salgot i Angelakis, 2001).

Si considerem l'obtenció de biomassa en un sentit ampli, podem incloure aquí l'aqüicultura (peixos o mariscos). En algunes legislacions es prohibeix expressament el desenvolupament de mol·luscos filtradors en aquest tipus d'aigües, ja que és una via de concentració de patògens i contaminants químics (RD 1620/2007). També es podria discutir si s'inclou aquí

l'aigua per a ramaderia. Si l'aigua s'empra per a neteja, els riscos semblen reduïts; en canvi, si s'utilitza com a aigua per abeurar animals, s'han de tenir en compte condicionants sanitaris que semblen desaconsellar-ne aquest ús (OMS, 2006).

3.1.4.4. Usos diversos

Existeix un conjunt d'usos particulars que no s'emmarquen en els apartats anteriors. Com a exemples addicionals, es pot mencionar el control de pols en moviments de terra i l'ús de l'aigua per a la construcció, que poden ser usos comunament acceptats, especialment en èpoques de sequera. Hi ha altres alternatives gairebé anecdòtiques, com ara l'ús d'aigua regenerada per generar petroli a partir de carbó (Salgot, 2008).

3.2. Tecnologies per a la regeneració d'aigües residuals

El RD 1620/2007 defineix l'estació regeneradora d'aigües com el «conjunt d'instal·lacions on les aigües residuals depurades se sotmeten a processos de tractament addicional que poden ser necessaris per adequar la seva qualitat a l'ús previst».

Abans de definir les tecnologies específiques per a la regeneració d'aigües, es fa necessari classificar els tractaments d'aigües residuals en intensius (també anomenats *tractaments convencionals* o *durs*) i extensius (també coneguts com a *no convencionals*, *tous* o *naturals*). Les diferències bàsiques són el tipus d'energia emprada i la superfície necessària: en les tecnologies intensives l'energia és elèctrica i no es requereix gaire espai, mentre que les tecnologies toves utilitzen principalment energia natural (solar o eòlica) i comparativament ocupen molt d'espai (vegeu la taula 3.4).

Taula 3.4. Comparació de característiques relacionades amb les tecnologies intensives i extensives per al tractament d'aigües residuals (modificat de Folch et al., 2005)

Dures/intensives/convencionals	Toves/extensives/no convencionals
Energia elèctrica per a la barreja i addició de gasos als reactors (costos elevats)	Energia natural (solar i ocasionalment eòlica)
Les instal·lacions tenen ciment i tecnologies dures, mecàniques	La quantitat d'equips mecànics i de ciment és reduïda. Durant la construcció sol ser important el moviment de materials (terres, sorres, graves)
Superfície proporcionalment reduïda	Necessitats importants de superfície (comparativament)
Mà d'obra molt especialitzada (treballadors qualificats)	El cap de planta ha de conèixer els processos i ser capaç d'anticipar decisions
Els processos poden modificar-se ràpidament. Les intervencions són fàcils	Els mecanismes de tractament tenen molta inèrcia. Hi ha dificultats quan s'intenta modificar-ne el funcionament

Taula 3.4. Comparació de característiques relacionades amb les tecnologies intensives i extensives per al tractament d'aigües residuals (continuació)

Aspecte artificial <i>hi-tech</i>	És possible obtenir una gran integració amb el paisatge
Processos artificialitzats (ecosistemes molt accelerats)	Processos naturals a velocitats quasi «naturals» lleugerament millorats

En general, les tecnologies de tractament de les aigües residuals es basen en copiar o intentar millorar els processos que es donen en els sistemes naturals que inclouen aigua. Els sistemes de tractament es comparen entre si en termes d'eficiència, consum d'energia, superfície ocupada, estat de l'art tecnològic i altres característiques (vegeu la taula 3.5.).

Taula 3.5. Comparació qualitativa de diferents sistemes de tractament d'aigües residuals (modificat de CIRSEE, 2004 i OMS, 2006)

	criteri	Fangs actius	Fangs actius (airejació prolongada)	Llacuna airejada	Llacunatge	IPm	ZHc	OI/NF
Rendiments de l'EDAR	DBO ₅	++	++	+++	+++	+++	++	+++
	CF	+	++	+++	+++	+++	+++	+++
	SS	+++	+++	++	++	+++	++	+++
	Helmints	++	+	++	+++	+++	+++	+++
	Virus	++	+	+++	+++	+++	++	+++
Factors econòmics	Operació simple	+	+	+	+++	+++	+++	++
	Requeriments de superfície	+	+	++	+++	++	++	+
	Costos de construcció	++	++	++	+	+	+	+++
	Costos de manteniment	+++	+++	+++	+	+	+	+++
	Demanda energètica	+++	+++	+++	+	+	+	+++
Costos d'eliminació de fangs	+++	++	++	+	+	++	n.a.	

DBO₅: Demanda biològica d'oxigen; CF: Coliformes fecals; SS: Sòlids en suspensió

IPm: Infiltració-percolació modificada; ZHc: Zones humides construïdes; OI: Osmosi inversa; NF: Nanofiltració

+++ : Molt; ++ : Mitjà; + : Poc; n. a.: no aplicable

Els tipus de tecnologia són molt diversos, i com s'indica a la taula 3.6., es classifiquen en tractaments previs o pretractaments de regeneració i processos de desinfecció. A part, i per a casos concrets (p. ex. presència de color) es poden emprar altres tecnologies.

Taula 3.6. Classificació del tipus de tractaments de regeneració

Procés	Tipus	Observacions
Pretractament de regeneració (terciari, primera etapa)	Físics Físicoquímics Biològics Membranes	Preparen l'aigua per a la desinfecció
Desinfecció (terciari, segona etapa)	Físics Químics Biològics Membranes	Reducció/eliminació de patògens Per a determinats usos és important reduir el nombre total de microorganismes

Cada sistema de sanejament pot considerar-se únic i requereix un estudi específic. S'ha de tenir en compte que la majoria dels sistemes avançats o de regeneració solen incorporar-se *a posteriori* a la línia de tractament, amb algunes excepcions, especialment en instal·lacions d'una certa mida.

En tot cas, poden avançar-se algunes línies bàsiques (Salgot, 2008):

- Respecte a les depuradores
 - Normalment és aconsellable controlar l'aportació de salinitat, procedent de les indústries o de l'entrada d'aigües salabroses al sistema de clavegueram. A part de comprometre'n la possible reutilització com a aigua de reg poden causar problemes al mateix sistema de depuració secundari, i fer menys fiable el conjunt.
 - Hi ha abocaments que per definició són problemàtics; podem esmentar els d'hospitals o escorxadors. Ha de garantir-se un pretractament adequat o una depuració completa abans de l'abocament a la xarxa.
 - La fiabilitat ha de ser un objectiu primordial, especialment si es procedeix a la regeneració i reutilització posterior.
 - Determinats sistemes secundaris són capaços de generar aigües directament aptes per a la reutilització, per exemple llacunatges, sistemes d'infiltració-percolació o zones humides construïdes i entre els intensius els bioreactors de membrana (BRM).
 - El consum d'energia d'aquestes instal·lacions es pot definir com un dels grans problemes actuals de la depuració a Espanya.
 - No s'han potenciat a Espanya els sistemes extensius, fins i tot en els llocs en els quals *a priori* semblaven més adequats.
 - Nombroses instal·lacions han quedat mal dimensionades en poc temps, a causa del creixement immobiliari exponencial del país, i a l'augment no previst de població.

- Nombroses instal·lacions només funcionen a ple rendiment temporalment, a causa de l'estacionalitat de la població.
- Si s'exigeix l'eliminació de nutrients, els consums energètics solen disparar-se, per la qual cosa cal plantejar-se'n la sostenibilitat.
- Respecte als sistemes de regeneració
 - No se n'ha estudiat a fons la fiabilitat ni la capacitat de generar aigües aptes per a la reutilització, especialment en determinats usos.
 - Hi ha problemes per a la construcció adequada d'aquests sistemes quan es tracta de mètodes extensius.
 - No hi ha un mètode de desinfecció comunament acceptat, tenint en compte que la cloració (clor lliure) genera un excés de subproductes i el clor lliure pot ser tòxic per la vida aquàtica.
 - Els sistemes intensius clàssics solen consumir massa energia.
 - S'ha de trobar mètodes adequats per gestionar la salinitat de les aigües regenerades.
- Respecte al futur de la depuració i regeneració
 - Les tecnologies de membrana estan experimentant un desenvolupament molt important i s'estan convertint en un dels sistemes d'elecció en nombrosos casos.
 - Si el preu de l'energia és elevat s'ha de replantejar moltes instal·lacions, que deixen de ser sostenibles.

3.3. Legislació

La legislació sobre reutilització pretén bàsicament protegir el ciutadà o l'ambient davant de problemes de tipus sanitari. Cal comentar que la legislació dista d'haver estat consensuada, ja que, d'una banda, el concepte de risc acceptable és molt diferent en els diversos països que practiquen la reutilització; i, de l'altra, la globalització dels mercats dels aliments regats pot afavorir l'expansió de diversos patògens (Salgot i Angelakis, 2001).

Des del punt de vista legal, podem dir que la legislació es refereix a normatives que han estat aprovades pel legislatiu del país o estat respectiu i que, per tant, són de compliment obligat. D'altra banda, hi ha recomanacions que no són obligatòries com les de l'OMS, però que poden ser utilitzades en el desenvolupament dels programes de reutilització (Asano et al., 2006).

3.3.1. Europa

No hi ha legislació europea sobre reutilització i l'única referència legal d'àmbit europeu és l'article 12 de la Directiva sobre tractament d'aigües residuals (91/271/EEC), que indica que «l'aigua residual tractada serà reutilitzada quan sigui apropiat». Tanmateix, aquesta directiva no especifica què s'entén pel terme *apropiat*.

Diversos països disposen de legislació respecte a aquesta qüestió, com ara Espanya, que el mes de desembre de 2007 va aprovar el RD 1620/2007 on s'estableix el règim jurídic de la reutilització d'aigües depurades; i n'hi ha d'altres que no han arribat a una legislació d'àmbit nacional. A continuació, es resumeix l'estat de l'art en alguns països europeus.

Espanya

Des de finals dels anys 80, van aparèixer diferents esborranys de Reial Decret (els dos darrers: CEDEX, 1999; AEAS, 2005) fins a la publicació, el mes de desembre de 2007, del RD 1620/2007 en què es constitueix el règim jurídic de la reutilització d'aigües depurades (vegeu l'annex 1). Aquest reial decret fixa cinc categories d'ús d'aigua (usos urbans, usos agrícoles, usos industrials, usos recreatius i usos ambientals) i estableix, per a cada ús, el valor màxim admissible de nematodes intestinals, *E. coli*, sòlids en suspensió, terbolesa i altres criteris específics per a cada cas. A més a més, el RD 1620 estableix la freqüència mínima de mostreig i anàlisi de cada paràmetre, i obliga a complir el que s'anomena *criteris de conformitat* (el 90 % de les mostres no ha de superar el valor màxim admissible establert; les mostres que superin el valor màxim admissible no han de sobrepassar els límits de desviació màxima fixats; i s'ha d'assegurar el respecte de les Normes de qualitat ambiental en el punt de lliurament de les aigües regenerades).

Els criteris de qualitat per als diferents usos que estableix el RD 1620 (2007) disten de les recomanacions de l'OMS (2006) i dificulten la reutilització d'aigües regenerades en el nostre país, ja que es tracta d'una normativa que es pot qualificar de restrictiva (demana una qualitat excel·lent de les aigües regenerades, fet que suposa un increment en el cost de la reutilització). Les recomanacions de l'OMS (2006) es basen a aportar el mateix nivell de protecció per a la salut que el que es fixa a les recomanacions de l'OMS per a l'aigua potable (OMS, 2004). L'OMS introdueix el concepte de DALY (*Disability-Adjusted Life Year*), que mesura els anys de vida perduts a causa d'incapacitat o mort com a conseqüència directa de contraure una malaltia i el fixa en 10^6 DALY perduts per persona i per any (pppa) per als casos més restrictius (valor establert en l'aigua de beguda). L'apartat 3.3.5. aporta més detalls sobre la normativa proposada per l'OMS, mentre que la secció 3.4.5. presenta una descripció més particular del concepte DALY.

França

Les autoritats sanitàries del país (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France) van promulgar l'any 1991 les «recomanacions per a la reutilització, després de la depuració, d'aigua residual per al reg de cultius i espais verds». Aquestes recomanacions segueixen en essència les de l'OMS de 1989, i afegeixen algunes regles d'aplicació, com ara les distàncies mínimes entre els llocs regats i els hàbitats i carreteres. No obstant això, és obligatori que se sol·liciti a l'administració dels departaments una autorització particular per a cada projecte de reutilització. L'any 1996, l'Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux (AGHTM) va publicar una sèrie de recomanacions tècniques sobre els tractaments d'aigües residuals necessaris per tal de garantir el compliment de les normatives franceses (Angelakis et al., 2003). Ja fa alguns anys que s'estudia una modificació de la legislació (Salgot, 2008).

Itàlia

Un decret ministerial del 12 de juny de 2003 (DM 185/03) va establir nous estàndards per la reutilització. Segons indiquen Barbagallo et al. (2005), es tracta d'estàndards extremadament restrictius i, en molts casos, la qualitat exigida és igual que la de l'aigua potable. A més, hi ha un nombre molt elevat de paràmetres —54— que s'han d'analitzar amb una freqüència de mostreig important, cosa que dificulta i encareix qualsevol possibilitat de reutilització, i la fa inviable per a les petites instal·lacions. Els mateixos autors destaquen que no s'estableix cap distinció entre tipus de cultius per regar i tampoc els diferents tipus de reg en el moment d'establir els riscos sanitaris. Tampoc no s'inclouen normes per a virus ni nematodes (Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 2003; projecte INWATERMAN de la UE, 2007).

Bèlgica

El Govern ha iniciat les discussions sobre la introducció de normatives i permisos per a la reutilització d'aigües residuals. Aquafin, l'empresa responsable de les infraestructures de tractament d'aigües residuals a Flandes, ha presentat una primera proposta de normativa basada en les recomanacions de l'Environmental Protection Agency (EPA) australiana (Salgot, 2008).

Grècia

A Grècia, no s'han promulgat encara normatives o criteris per a la regeneració i reutilització d'aigües residuals a més dels d'abocament. Hi ha un estudi preliminar que s'està duent a terme sobre la necessitat d'establir aquests criteris (Angelakis et al., 2000). Els criteris que es proposen pretenen augmentar la protecció de la salut humana i el medi ambient (EUREAU, 2009).

Portugal

A Portugal, especialment al sud, hi ha una mancança d'aigua que pot considerar-se crònica o estructural. El gran desenvolupament turístic del sud del país (l'Algarve) basat en el turisme de golf requereix quantitats importants d'aigua de què no disposen. L'interès creixent en la reutilització d'aigües ha portat al govern portuguès a publicar, l'any 2007, una recomanació nacional sobre el subministrament d'aigües potables i serveis associats a les aigües residuals (Rec. IRAR n° 2/2007) que fa referència, entre d'altres aspectes, a la legislació i recomanacions aplicables a la reutilització d'aigües residuals. Concretament, inclou la legislació relativa als estàndards de qualitat per a reg (metalls, salinitat, paràmetres microbiològics; DL n° 236/98, annexes XVI i XVII) i un Estàndard Nacional per a la "Reutilització d'aigua regenerada per al reg" (NP 4434) (EUREAU, 2009).

3.3.2. EUA

Als EUA, la regeneració i reutilització de l'aigua residual està perfectament implantada, i ha de considerar-se que algun dels seus estats, especialment Califòrnia, ha estat pioner en la reutilització.

El setembre de 2004, es va publicar l'actualització del manual editat per l'Environmental Protection Agency (EPA) sobre reutilització d'aigües residuals. No hi ha pròpiament una

legislació nacional sobre la reutilització als EUA, sinó que cada estat pot establir les seves pròpies limitacions, i de fet les estableix. El manual de l'EPA recull les peculiaritats de cada estat i molt específicament les de Califòrnia. Cal considerar que la llei d'aquest estat va ser durant molts anys l'única referència legal vàlida en regeneració i reutilització (US EPA, 2004).

Tant a Califòrnia com en molts altres estats de la Unió, es pot considerar que la legislació o les recomanacions són extremadament restrictives. D'altra banda, les normes per a reutilització en agricultura es basen gairebé sempre en els continguts de coliformes totals i en algun estat en els virus o *E. coli*. No es fa referència a ous de nematode en cap cas, i últimament es plantegen estudis sobre els continguts de *Giardia* i *Cryptosporidium* (US EPA, 2004).

En aquest sentit, els criteris de Califòrnia (California Code Regulations, Title 22, Division 4 Dept. of Health Services, 1978) estipulen un tractament biològic convencional amb tractament terciari posterior de filtració i desinfecció per clor, per generar un efluent que sigui adient per al reg. L'any 2000 aquests criteris es van revisar i es van establir quatre qualitats bàsiques per a la reutilització d'aigües (State of California, 2000).

3.3.3 Israel

A Israel hi ha hagut diverses normes des que el 1948 va aparèixer la primera legislació sobre el tema. Salgot (2008) indica que les normes aprovades l'any 2005 segueixen l'escola californiana, molt restrictiva en comparació amb l'OMS. Les primeres normes seguien el mètode de diferents qualitats per a diferents tipus de cultiu, mentre que les noves adopten l'enfocament d'una única qualitat, elevada, per al reg sense restriccions i una protecció ambiental sostenible. En l'actualitat, s'estan iniciant nous estudis en aquest sentit (Salgot, 2009).

3.3.4 Austràlia

Els diversos estats, per exemple Nova Gal·les del Sud, han pres la iniciativa pel que fa a actuacions en el camp de la reutilització i l'aparició de legislació. L'Environmental Protection and Heritage Council, el Natural Resource Management Ministerial Council i l'Australian Health Ministers' Conference van preparar un esborrany per consulta que incloïa el marc per a la gestió del risc i una guia específica per gestionar els riscos sanitaris i ambientals associats amb l'ús de l'aigua regenerada (NRMMC, 2006).

L'esborrany es va centrar inicialment en (NRMMC, 2006):

- Aigua residual i aigua grisa molt ben depurades i que poden utilitzar-se per a:
 - Reg de jardins privats, rentatge de vehicles, aigua per a cisterna del vàter i rentatge de roba.
 - Reg de zones d'esbarjo urbanes i d'espais oberts, agricultura i horticultura.
 - Sistemes de protecció i lluita contra incendis.
 - Usos industrials, incloent-hi l'aigua de refrigeració.
- Aigua grisa tractada *in situ* (incloent-hi blocs grans de vivendes i oficines) per a ús en reg de jardins, rentatge de vehicles, aigua per a cisternes de vàter i rentatge de roba.

En una segona fase les tres institucions esmentades van publicar un esborrany de normativa sobre l'ús de l'aigua regenerada com a font per augmentar els recursos d'aigua potable. El document pretenia aportar una base científica a la presa de decisions en aquest marc de la manera més segura i sostenible possible (NRMMC, 2007). L'any 2008 es publicaren definitivament les normes per a la reutilització d'aigua regenerada a Austràlia amb l'objectiu d'aportar els principis i el marc per a realitzar una implementació segura dels esquemes de regeneració d'aigües (NRMMC, 2008).

3.3.5. Les recomanacions de l'OMS sobre reciclatge i reutilització

Les organitzacions internacionals com l'OMS i el Banc Mundial han emès des de fa anys diverses recomanacions i han cridat l'atenció sobre la necessitat de portar a terme estudis epidemiològics per justificar els estàndards de qualitat d'aigua.

La tercera edició de les seves *Recomanacions per a l'ús de l'aigua residual en agricultura (WHO Guidelines for the use of wastewater in agriculture)* data de l'any 2006 (OMS, 2006) i, a diferència de les anteriors, i com a novetat inclou l'anàlisi del risc com a base de la reutilització. Aquesta normativa es basa a aportar el mateix nivell de protecció sanitària que es va adoptar en les *Recomanacions per a la qualitat de l'aigua de beguda (WHO Guidelines for drinking-water quality)* (OMS, 2004).

El criteri bàsic utilitzat per a la protecció de la salut de la persona que treballa en camps regats amb aigües residuals i/o que consumeix productes cultivats que han estat regats amb aigua residual (incloent-hi el consum en cru) és el fet que no hauria de suposar una càrrega addicional de malaltia més gran de 10^{-6} DALY (*Disability-Adjusted Life Year*) (vegeu l'apartat 3.4.5.).

La figura 3.1. mostra les diferents combinacions de mesures de protecció de la salut (opcions A, B, C, D, E, F, G i H) que poden ser utilitzades per assolir 10^{-6} DALY (OMS, 2006).

L'opció A mostra que la reducció de patògens requerida s'assoleix per la combinació de: tractament de l'aigua residual, que aporta una reducció de 4 ulog del patogen; extinció (mort) del patogen entre el darrer reg i el consum (reducció de 2 ulog); i rentatge de cultius abans del consum (reducció d'1 ulog).

L'opció B assoleix una eliminació de patògens corresponent a 3 ulog a través del tractament de les aigües i es combina amb dues mesures de protecció de la salut de posttractament: reducció de 2 ulog, atès el fenomen d'extinció de patògens, i 1 ulog addicional, atès el rentatge dels productes previ al consum.

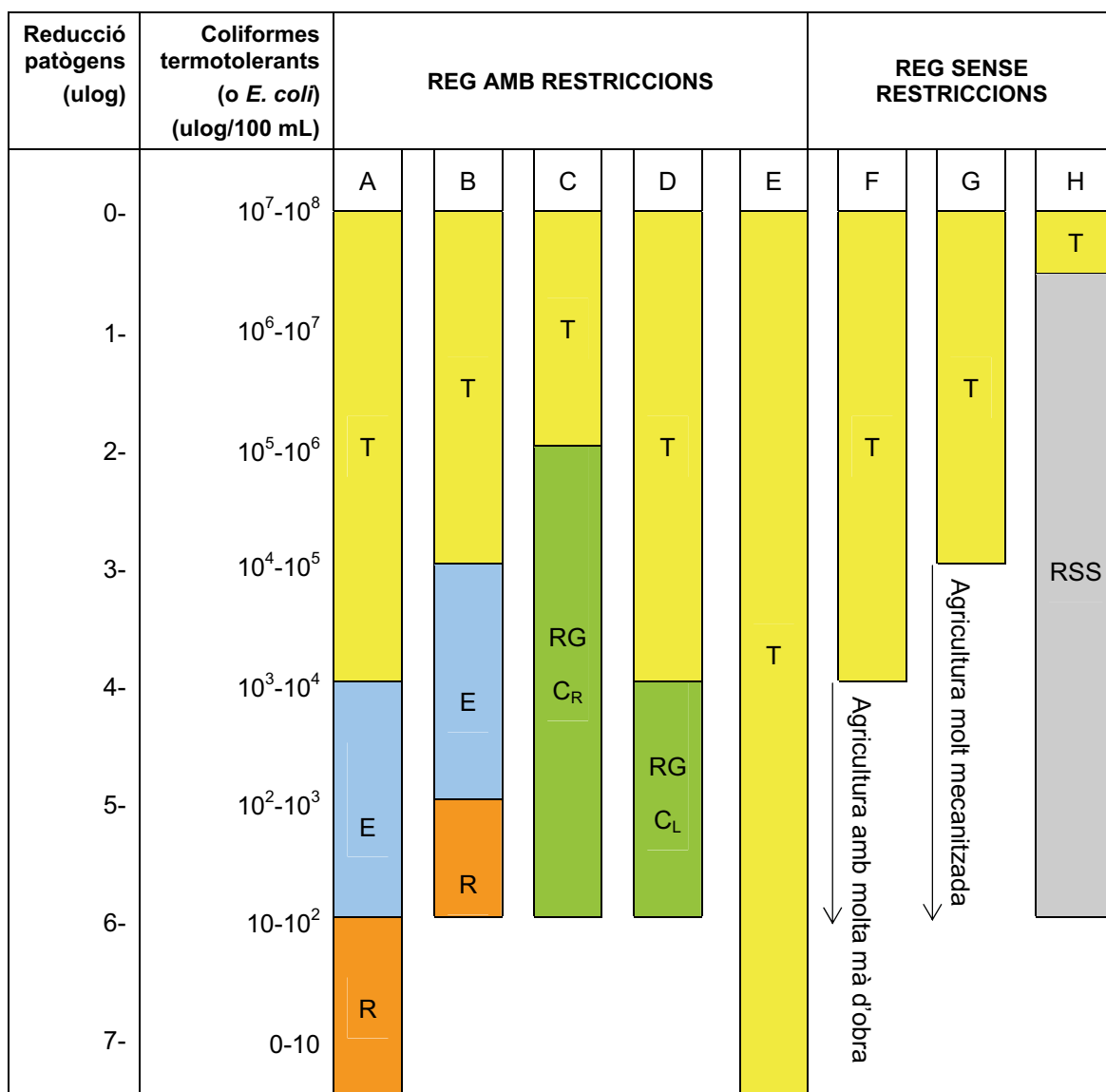
L'opció C presenta el nivell menys efectiu de tractament de l'aigua residual (a excepció de l'opció H), ja que únicament redueix 2 ulog la concentració de patògens. Aquesta possibilitat es complementa amb el reg per degoteig de cultius (no tubercles) de creixement ràpid (reducció de 4 ulog).

L'opció D incorpora el reg per degoteig de cultius (no tubercles) de creixement lent (reducció de 2 ulog), així que es requereix aportar un tractament que assoleixi una reducció de 4 ulog de patògens.

L'opció E únicament depèn del procés de tractament de les aigües residuals per arribar a una reducció d'entre 6 i 7 ulog. Una seqüència típica per arribar a aquest nivell podria comprendre el tractament convencional d'aigües residuals (p. ex. sedimentació primària, fangs activats, incloent-hi la sedimentació secundària), seguit per una coagulació química, floculació, sedimentació i desinfecció (cloració o radiació ultraviolada).

Les opcions F, G i H il·lustren un tractament mínim amb fosa sèptica (reducció de 0,5 ulog) seguit per un reg subsuperficial a través del sistema d'absorció del sòl. En aquest cas no hi ha cap contacte entre el cultiu i els patògens.

L'OMS (2006) també estableix el nivell de reducció de rotavirus i d'ous d'helminths que assegurin un risc sanitari inferior a 10^{-6} DALY per diferents escenaris de reutilització en agricultura: reg amb i sense restriccions i reg localitzat (vegeu la taula 3.7.).



T: Tractament; R: Rentatge del producte; E: Mort natural; RG: Reg localitzat per degoteig (C_L: cultius de creixement lent; C_R: cultius de creixement ràpid); RSS: Reg subsuperficial

Figura 3.1. Mesures de protecció de la salut en reutilització (OMS, 2006)

Taula 3.7. Reutilització d'aigua regenerada en agricultura per assegurar un risc sanitari $\leq 10^{-6}$ DALY (OMS, 2006)

Escenari d'exposició	DALY (pppa)	Reducció de patògens necessària (Log_{10})	Nre. d'ous helmint/L
Reg sense restriccions	$\leq 10^{-6a}$		
Enciam		6	$\leq 1^{b,c}$
Ceba		7	$\leq 1^{b,c}$
Reg amb restriccions	$\leq 10^{-6a}$		
Producció molt mecanitzada		3	$\leq 1^{b,c}$
Molta mà d'obra		4	$\leq 1^{b,c}$
Reg localitzat (gota a gota)	$\leq 10^{-6a}$		
Cultius de creixement ràpid		2	Sense recomanacions ^d
Cultius de creixement lent		4	$\leq 1^c$

^a Reducció de rotavirus

^b S'han d'utilitzar mesures de protecció addicional quan hi estan exposats nens de <15 anys

^c La mitjana aritmètica s'ha de determinar al llarg de l'estació de reg. El valor mitjà de ≤ 1 ou per litre s'ha d'obtenir almenys en el 90 % de les mostres

^d No es poden recollir peces de conreu del sòl

3.3.6. Visió del conjunt de normatives de reutilització

La legislació de reutilització ha estat un punt de frec entre diferents científics, administració ambiental, administració sanitària i d'altres actors. No es pot parlar d'una evolució consensuada sinó de divergències en el temps. Les diferents característiques socials, ambientals i econòmiques, així com les higièniques no han afavorit gens el consens. D'altra banda, la globalització dels mercats han creat tensions paral·leles, un cert proteccionisme i la necessitat d'assolir acords (als que no s'ha arribat). La taula 3.8. mostra diversos punts conflictius en la legislació sobre reutilització.

Taula 3.8. Punts conflictius / d'estudi en la legislació sobre reutilització (modificat de Salgot, 2008)

Tema	Paràmetres	Comentari/s	Suggeriments
Objecte de la legislació	Sanitaris	Grau d'exigència; difereix segons el concepte de risc i l'acceptació del recurs	Pot arribar-se a acords regionals Pot influir la llibertat de comerç, així doncs els controls han de ser en el lloc de producció
	Agronòmics	Discussió sobre si han d'incloure's o no en la legislació	Han d'estar relacionats amb els sòls i les plantes
	D'altres tipus (exemples)	Enginyeria/fiabilitat de les instal·lacions de regeneració	Els paràmetres existents i utilitzats són pel control de qualitat de l'aigua; no pel control de funcionament de sistemes de depuració. Han de trobar-se paràmetres adients
		Afectació d'aigües subterrànies (p. ex. salinitat)	Pot limitar-se el contingut de sals de l'aigua per reg o recàrrega d'aqüífers
Paràmetres de control bacterià	Coliformes totals (CT); coliformes fecals (CF); coliformes termotolerants, <i>E. coli</i>	Diferents versions del mateix paràmetre. A més especificitat, millor informació. Només donen informació de la contaminació per bacteris. Molt acceptats	Aconseguir un control a temps real d'aquest paràmetre. Els CT haurien de descartar-se, ja que poden incloure molts «falsos positius» de contaminació fecal
	<i>Salmonella</i> , <i>Clostridium</i> , etc.	Cars i poques dades disponibles	Poden ser útils si s'aconsegueix reduir-ne el preu i obtenir resultats a temps real
Paràmetres de control parasitològic	Ous d'elmint (bàsicament <i>Ascaris</i> , <i>Trichuris</i> , <i>Ancylostoma</i>)	Molt discutits, especialment on hi ha molts resultats negatius. Als EUA no s'utilitzen. No hi ha un bon indicador. No es busca la viabilitat, només la presència	Aconseguir un control a temps real d'aquest paràmetre. Millorar la recuperació Determinar viabilitat
	Ous de tènies	No solen incloure's en les normes. Són útils quan l'aigua s'utilitza per a reg de pastures	Aconseguir un control a temps real d'aquest paràmetre Millorar la recuperació
	<i>Giardia</i> (quistes) i <i>Cryptosporidium</i> (ooquistes)	Discussions sobre la utilitat. Se sol determinar la presència i no la viabilitat	Algunes tècniques són cares i hi ha molts falsos positius. Discussió sobre si les tècniques de PCR són adients
Paràmetres de control víric	Virus entèrics, bacteriòfags com a indicadors	La determinació de virus entèrics és lenta i cara. Els bacteriòfags somàtics poden determinar-se en temps real i la determinació és barata	S'han seleccionat com a indicador bàsic els bacteriòfags somàtics. El control ha d'implantar-se de manera generalitzada per disposar de dades de comparació
Paràmetres indirectes	Terbolesa	Sembla que s'associa a la contaminació per paràsits i microorganismes en general	Es requereixen més estudis per trobar correspondències exactes
Paràmetres toxicològics / ecotoxicològics	Microcontaminants orgànics, substàncies prioritàries	El seu efecte és normalment a llarg termini. Determinació molt cara	Es necessiten «indicadors» adients o determinacions indirectes. La respirometria pot ser útil

Taula 3.8. Punts conflictius / d'estudi en legislació sobre reutilització (continuació)

Definició del tipus de tractament (s'ha d'incloure o no a les normes?)	Secundari o equivalent per depuració clàssica	Els secundaris intensius requereixen quasi sempre reactius addicionals Els extensius poden generar directament aigua reutilitzable	S'ha d'estudiar les combinacions intensiu/extensiu i extensiu/intensiu, especialment si hi ha llacunatges
	Fisicoquímic o equivalent, més desinfecció	Afegeix molt reactiu i genera fang S'acostuma a donar com a tractament de referència	S'ha de desenvolupar l'ús de polielectròlits específics o recuperar reactius clàssics, com la calç
	Desinfecció	Encara que no sigui molt apropiada per a aigües residuals, se segueix proposant la cloració Altres tecnologies: ozó, diòxid de clor, etc.	Als EUA es requereix descloració en nombrosos casos L'ozó a més de desinfectar ataca la matèria orgànica difícilment degradable
	Sistemes naturals o extensius	Amb resultats equivalents permeten no emprar reactius. Solen tenir el problema de l'espai. Poden desinfectar correctament	Recuperació de tecnologies «clàssiques» com el llacunatge. Implantació de tecnologies emergents (zones humides construïdes, infiltració-percolació, etc.)
Incorporació d'eines addicionals o supletòries a la normativa	Bones pràctiques de reutilització	En combinacions amb els estàndards permeten reduir el risc	Requereixen molt estudi i un desenvolupament específic
	Anàlisi del risc	En discussió eines per utilitzar en relació amb la reutilització i els estàndards. Implantat per l'OMS i autoritats australianes	Aplicació de l'APPCC (HACCP) a la reutilització Altres mètodes o sistemes (DALY, barreres, etc.) en estudi
Anàlisi i mostreig	Periodicitat de l'anàlisi. Mètodes de mostreig representatius Grau de compliment Qualificació dels laboratoris d'anàlisi	Els mètodes actuals de mostreig i anàlisi generen informació puntual Es requereixen acreditacions i similars	Es pot discutir la necessitat de les acreditacions en alguns casos, especialment en laboratoris en planta
Eines de comunicació	Política/principi de comunicació de la UE	S'ha d'informar els interessats i/o afectats	És precís desenvolupar eines adients per a la comunicació i per no crear alarma social
Principi de cautela o precaució	S'ha d'actuar amb el millor coneixement científic disponible	L'Administració no sol aplicar aquesta política	És imprescindible la comunicació entre científics/Administració/usuaris de la tecnologia

3.4. Risc associat a la reutilització d'aigües regenerades

El perill/risc són conceptes que es fan servir en moltes disciplines, com ara les finances, subministrament de primeres matèries, selecció d'emplaçaments per a grans obres, etc., així com en les actuacions relacionades amb l'ambient.

La determinació del risc, en altres paraules, és un mètode sistemàtic i analític que es fa servir per determinar la probabilitat d'efectes adversos. Una aplicació habitual dels mètodes de determinació del risc és l'avaluació dels perills que amenacen la salut humana i els impactes ecològics de substàncies químiques o patògens a l'ambient. La informació recollida mitjançant el control o la modelització ambiental s'incorpora als models d'exposició i activitat humana, i es formulen conclusions sobre la probabilitat dels efectes adversos. D'aquesta manera, la determinació del risc és una eina important per prendre decisions amb conseqüències ambientals (Salgot, 2002).

El perill és el potencial que una substància o un organisme causi un perjudici o creï impactes adversos en persones o en l'ambient. La magnitud del perill (risc) reflecteix les conseqüències adverses potencials, incloent-hi la mortalitat, l'esperança de vida reduïda, el deteriorament de les funcions corporals, la sensibilització als agents químics en l'ambient o la disminució de la capacitat reproductora. L'exposició denota la magnitud i durada de temps que l'organisme està en contacte amb un contaminat ambiental, incloent-hi els contaminants químics, biològics i la radiació (Haas et al., 1999).

Hi ha diferents definicions de risc (Salgot, 2002); per exemple:

- Probabilitat de ser afectat, emmalaltir en condicions determinades.
- Probabilitat que un resultat advers es doni en un individu o grup que està exposat a una dosi o concentració específica d'un agent perillós.

L'anàlisi o determinació del risc consisteix en l'ús d'una base real per definir els efectes potencials sobre la salut, atesa l'exposició d'individus, poblacions o ecosistemes a materials i situacions de risc. Presenta les etapes següents (Rowe i Abdel-Magid, 1995; NRMMC, 2006):

- Identificació del perill: determinació qualitativa del perill existent sobre la salut humana o el medi ambient. S'identifiquen generalment les classes i espècies de patògens o productes químics que poden causar infecció o malaltia.
- Estimació de la dosi-resposta: anàlisi de quin és el grau de dany resultant depenent de la «dosi» de risc (durada de l'exposició i intensitat). Es pot establir la relació entre la dosi administrada de l'agent microbiològic o químic i l'exposició de la població.
- Estimació de l'exposició: estima la intensitat, freqüència i durada de l'exposició de la persona a un agent microbiològic o químic. Descriu la magnitud, durada, programa, incertesa i rutes d'exposició de la població humana.
- Caracterització del risc: intenta descriure la magnitud del risc, com el risc es podria relacionar amb altres anàlisis i una descripció qualitativa de la incertesa associada amb l'estimació del risc.

La gestió del risc suposa la identificació i gestió dels riscos de manera proactiva, en comptes de reaccionar una vegada ha aparegut un problema. Quan s'aplica aquest enfocament a la reutilització d'aigües, el primer pas és l'anàlisi sistemàtica dels perills associats a l'aigua regenerada que poden afectar potencialment la salut humana o el medi ambient. Quan s'han identificat els perills, s'ha de valorar el risc provinent de cada perill mitjançant l'estimació de la probabilitat que l'esdeveniment pugui tenir lloc i les conseqüències que se'n puguin derivar si succeeix. D'aquesta manera s'identifiquen els perills que representen un risc significatiu. El pas següent consisteix a determinar les mesures preventives de control i establir programes de monitoratge per garantir que les mesures operen amb efectivitat. Finalment, s'ha de verificar que la gestió del sistema proporciona aigua regenerada de manera fiable per a l'ús final escollit (NRMMC, 2006).

Els sistemes de gestió del risc es veuen com la manera més efectiva d'assegurar la qualitat més apropiada per a les aigües regenerades. La indústria alimentària ha incorporat aquest

sistema de gestió des de fa molts anys, a través de l'aplicació de l'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC), que ha estat determinada de manera internacional com la millor pràctica per assegurar la seguretat alimentària (FAO/OMS, 1998).

3.4.1. Identificació del perill

Tots els perills potencials procedents de les aigües residuals haurien de ser inclosos en l'avaluació, tant si el component està sota el control del gestor com si no ho està. L'avaluació hauria d'incloure (NRMMC, 2006):

- Punt d'origen dels perills (p. ex. punt de vessat d'aigua industrial).
- Fonts difuses dels perills (p. ex. els que es deriven de les activitats agrícoles i agropecuàries).
- Models de contaminació contínua, intermitent o estacional.
- Esdeveniments extrems i infreqüents (p. ex. inundacions i abocaments accidentals o il·legals d'aigües industrials).

3.4.1.1. Qualitat biològica

L'aigua residual conté una gran varietat de microorganismes patògens, incloent-hi els que es presenten a la taula 3.9. No és fàcil conèixer el grau d'afectació d'aquests microorganismes, ja que es necessita informació relativa a la seva concentració en les aigües, relació dosi-resposta i importància de la malaltia (informació que no sempre està disponible).

Taula 3.9. Patògens potencialment presents a l'aigua residual i la seva malaltia associada (Rowe i Abdel-Magid, 1995; Yates i Gerba, 1998; Haas et al., 1999; Salgot, 2002; Tchobanoglous et al., 2003)

	Patogen	Malaltia associada
Bacteris	<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifoidea
	<i>Salmonella paratyphi</i>	Febre paratifoidea
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonel·losi
	<i>Shigella</i> spp.	Shigel·losi (disenteria bacil·lar)
	<i>Vibrio cholera</i>	Còlera
	<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	Gastroenteritis per consum de marisc
	<i>Campilobacter jejuni</i>	Gastroenteritis
	<i>Escherichia coli</i> patogen	Gastroenteritis
	<i>Enterobacter aerogenes</i>	Gastroenteritis
	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Pneumònia
	<i>Proteus mirabilis</i>	Infeccions del tracte urinari
	<i>Serratia marcescens</i>	Infeccions oportunistes
	<i>Haemophilus influenzae</i>	Meningitis, altres malalties pediàtriques
	<i>Coxiella burnetii</i>	Febre Q
	<i>Chlamydia psittaci</i>	Psitacosi
	<i>Mycoplasma pneumoniae</i>	Pneumònia primària, atípica
	<i>Staphylococcus aureus</i>	Intoxicacions alimentàries, infeccions de la pell
	<i>Streptococcus pyogenes</i>	Faringitis, infeccions de la pell
	<i>Enterococcus faecalis</i>	Infeccions oportunistes
	<i>Bacillus anthracis</i>	Àntrax
	<i>Clostridium botulinum</i>	Botulisme, intoxicacions alimentàries
	<i>Clostridium perfringens</i>	Gangrena gasosa, intoxicacions alimentàries
	<i>Clostridium difficile</i>	Gastroenteritis, colitis
	<i>Listeria monocytogenes</i>	Meningitis
	<i>Corynebacterium diphtheria</i>	Diftèria
	<i>Actinomyces israelii</i>	Actinomicosi
	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Tuberculosi
	<i>Mycobacterium avium</i>	Malalties pulmonars, malalties disseminades en immunodeprimits
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Infeccions de ferides, cremades i tracte urinari
	<i>Brucella abortus</i>	Brucel·losi
	<i>Brucella melitensis</i>	Brucel·losi
	<i>Brucella suis</i>	Brucel·losi
	<i>Bordetella pertussis</i>	Tosferina
<i>Francisella tularensis</i>	Tularèmia	
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersinioosi (diarrea i septicèmia)	
<i>Legionella pneumophila</i>	Legionel·losi	
<i>Leptospira</i> spp.	Leptospirosi	
Virus	Poliovirus	Poliomielitis
	Picornavirus (virus animals)	Paràlisi, refredat comú, miocarditis
	Togavirus (virus animals)	Encefalitis, febre groga
	Paramixovirus, rabdovirus (virus animals)	Xarampió, galteres, ràbia
	Ortomixovirus, arenavirus (virus animals)	Grip, febre hemorràgica
	Hepatitis A	Hepatitis infecciosa
	Hepatitis E	Hepatitis
	Rotavirus	Gastroenteritis
	Retrovirus (virus animals)	Leucèmia, tumors, sida
	Adenovirus	Malalties respiratòries
	Herpesvirus (virus animals)	Herpes oral i genital, varicel·la, herpes, mononucleosi
	Poxvirus (virus animals)	Verola, virus de la vacuna
	Papovavirus (virus animals)	Berrugues
	Parvovirus (virus animals)	Rosa en nens, agreuja l'anèmia de les cèl·lules falciformes
	Reovirus	Gastroenteritis
	Astrovirus	Gastroenteritis
	Calicivirus	Gastroenteritis
	Norovirus	Gastroenteritis
	Coronavirus	Gastroenteritis
	Coxsackievirus A	Meningitis, febre, malalties respiratòries, herpangina
	Coxsackievirus B	Miocarditis, erupcions, meningitis, febre, malalties respiratòries, pleurodània
	Enterovirus 68-71	Meningitis, encefalitis, malalties respiratòries, erupcions, diarrea, febre
Echovirus	Meningitis, encefalitis, malalties respiratòries, erupcions, diarrea, febre	

Taula 3.9. Patògens potencialment presents a l'aigua residual i la seva malaltia associada (continuació)

Protozous	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasi (disenteria amebiana)
	<i>Naegleria fowleri</i>	Meningoencefalitis primària
	<i>Acanthamoeba</i> spp.	Meningoencefalitis, lesions als ulls, respiratòries i de la pell
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardiosi (diarrea)
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Criptosporidiosi (diarrea)
	<i>Isospora</i> spp.	Diarrea
	<i>Balantidium coli</i>	Balantidiosi (diarrea, disenteria)
	<i>Cyclospora</i> spp.	Malalties intestinals
	<i>Toxoplasma</i> spp.	Toxoplasmosi
	<i>Enterocytozoon bieneusi</i>	Diarrea
	<i>Encephalitozoon councili</i>	Malalties disseminades a pulmons i fetge
	<i>Encephalitozoon intestinalis</i>	Malalties disseminades a pulmons i fetge
	Filum <i>Microspora</i>	Microsporidiosi (malalties intestinals i nervioses)
Helmints	<i>Ascaris lumbricoides</i> (N)	Ascariasi
	<i>Ancylostoma duodenale</i> (N)	Anèmia, malalties intestinals
	<i>Necator americanus</i> (N)	Anèmia, malalties intestinals
	<i>Clonorchis</i> spp. (T)	Clonorquiosi
	<i>Taenia</i> spp. (C)	Teniosi
	<i>Enterobius vermicularis</i> (N)	Enterobiosi
	<i>Hymenolepis nana</i> (C)	Himenolepiosi
	<i>Trichuris trichiura</i> (N)	Tricuriosi
	<i>Schistosoma</i> spp. (T)	Esquistosomosi (bilharziosi)
	<i>Schistosoma haematobium</i> (T)	Esquistosomosi (bilharziosi)
	<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistosomosi (bilharziosi)
	<i>Schistosoma japonicum</i>	Esquistosomosi (bilharziosi)
	<i>Strongyloides stercoralis</i> (N)	Diarrea, dolor abdominal, nàusees
	<i>Toxocara canis</i> (N)	Febre, dolor abdominal
	<i>Toxocara cati</i> (N)	Febre, dolor abdominal

N: Nematodes, T: Trematodes, C: Cestodes

A banda de conèixer els organismes patògens que es poden trobar a les aigües residuals, és important saber la concentració d'aquests en les aigües. La taula 3.10. presenta els rangs de concentració per diferents organismes excretats que es poden trobar a les aigües residuals.

Taula 3.10. Concentració dels organismes excretats a l'aigua residual (OMS, 2006)

Organisme	Concentració en aigua residual (per litre)
Bacteris	
Coliformes termotolerants	$10^8 - 10^{10}$
<i>Campylobacter jejuni</i>	$10 - 10^4$
<i>Salmonella</i> spp.	$1 - 10^5$
<i>Shigella</i> spp.	$10 - 10^4$
<i>Vibrio cholerae</i>	$10^2 - 10^5$
Helmints	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$1 - 10^3$
<i>Ancylostoma duodenale</i> / <i>Necator americanus</i>	$1 - 10^3$
<i>Trichuris trichiura</i>	$1 - 10^2$
Protozous	
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$1 - 10^4$
<i>Entamoeba histolytica</i>	$1 - 10^2$
<i>Giardia intestinalis</i>	$10^2 - 10^5$
Virus	
Virus entèrics	$10^5 - 10^6$
Rotavirus	$10^2 - 10^5$

Cal assenyalar l'absència d'organismes indicadors ideals en el marc de l'aigua residual, especialment per a patògens bacterians no fecals, helmints, virus i protozous. La taula 3.11. presenta exemples d'indicadors que han estat utilitzats per estimar el risc associat amb l'ús de l'aigua residual en agricultura. No obstant això, molts d'aquests indicadors s'han utilitzat en estudis de recerca i no són aplicables en les rutines de monitoratge, atès el seu alt cost i la necessitat de disposar d'equipaments adients. El grup corresponent a *E. coli* / coliformes termotolerants és el que es troba més habitualment en les normatives relacionades amb la matriu aigua, ja que són els que normalment es controlen com a indicadors de contaminació fecal.

Taula 3.11. Organismes indicadors de patògens humans en les aigües residuals (OMS, 2006)

Patogen humà	Organismes indicadors	Observacions
Bacteris		
<i>Shigella</i> , <i>E. coli</i> enterotoxigènica, <i>Campylobacter</i> , <i>Vibrio cholerae</i>	<i>E. coli</i> , coliformes termotolerants, enterococs intestinals	El grup de bacteris <i>E. coli</i> / coliformes termotolerants s'ha utilitzat durant més de 100 anys com a model per als bacteris patogènics
Virus		
Adenovirus, rotavirus, enterovirus, virus de l'hepatitis A, norovirus	Bacteriòfags: colífags somàtics o colífags RNA-F	Els bacteriòfags són virus que infecten els bacteris, no són patogènics per a les persones i poden ser fàcilment cultivats i enumerats en el laboratori. Normalment, es troben a les femtes d'animals de sang calenta, però algunes soques poden ser específiques dels humans
Protozous		
Ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> , quists de <i>Giardia</i>	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Clostridium perfringens</i> és un bacteri que forma espores molt resistents a les condicions del medi. S'ha demostrat que poden ser un model útil de <i>Cryptosporidium</i> i <i>Giardia</i> . Les espores de <i>Bacillus</i> també es poden utilitzar, però poden aportar dades errònies. Els protozous són més grans que les espores de <i>Clostridium</i> , conseqüentment aquests seran eliminats per diferents vies durant el procés de tractament de l'aigua residual. Un test de validació podria portar-se a terme amb protozous quists/ooquistes o partícules de mida similar
Helmints		
<i>Ascaris lumbricoides</i> , <i>Trichuris trichiura</i>	Ous d'ascàrides	Els ous d'ascàrides i altres ous d'helmints (p. ex. <i>Trichuris</i> , <i>Taenia</i>) es poden mesurar directament. La viabilitat dels ous es pot determinar

3.4.1.2. Qualitat química

L'aigua residual municipal és una possible font de contaminants químics que poden afectar la salut humana. Hi ha molts productes químics que es fan servir rutinàriament en producció química i en la vida diària sense controlar-ne la toxicitat. Una part dels productes químics

troben inadvertidament el seu camí cap als sistemes municipals de recollida de les aigües residuals. Pel fet que entren en el clavegueram des de diverses fonts difuses, la majoria és present a l'aigua residual municipal durant un temps teòricament limitat i sovint en concentracions força variables (OMS, 2006).

Els sistemes convencionals de tractament d'aigües residuals no estan dissenyats específicament per eliminar components químics potencialment tòxics. Fins i tot els efluent processats amb les tecnologies més avançades de depuració contenen contaminants traça (US EPA, 2004).

El risc a curt termini s'estableix normalment en relació amb la qualitat microbiològica i parasitològica de l'aigua regenerada, però és important considerar que normalment els riscos a llarg termini estan associats amb el contingut de substàncies químiques carcinogèniques i mutagèniques (vegeu la taula 3.12.).

Taula 3.12. Agents químics perjudicials en l'aigua residual municipal (modificat de Rowe i Abdel-Magid, 1995; Tchobanoglous et al., 2003)

Grup de compostos químics	Agent químic	Efecte/observacions
Compostos químics fàcilment biodegradables	Proteïnes, carbohidrats	Falta d'oxigen en els ecosistemes aquàtics (condicions anòxiques) Generació de gasos: sulfhídric i metà
Compostos orgànics difícilment biodegradables	Greixos, fenols, cel·lulosa, lignina i similars	DQO residual, disminució de l'oxigen disponible
Compostos xenobiòtics	Diverses formulacions de compostos sintètics	Bioacumulació, toxicitat
Conductivitat elèctrica	Sals dissoltes	Pot malmetre la capacitat productiva dels sòls
Nutrients (macro)	Nitrogen, fòsfor, potassi	Eutrofització, toxicitat
Nutrients (micro)	S, Fe, Mn, Cu, Zn, CO, B...	Toxicitat per a les plantes
Metalls	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Fe, Mn, Zn...	Efectes tòxics per bioacumulació
Sòlids dissolts	Clorurs, sulfurs, nitrats...	Efectes en els usos agrícoles, risc per a la salut humana (nitrats)
Altres compostos químics (orgànics i inorgànics)	Plaguicides, productes farmacèutics, compostos orgànics halogenats, clor, residus/subproductes de desinfecció	Carcinogènics, teratogènics i/o efectes mutagènics, disruptors endocrins

Els disruptors endocrins (*Endocrine disruptor compounds* – EDC) poden influir en el balanç hormonal de les persones o dels animals i/o dels seus descendents. Hi ha una gran varietat d'origens d'aquests compostos, des d'hormones esteroïdals naturals i sintètiques, fins als compostos no esteroïdals (nonilfenol i bisfenol) (US EPA, 2004).

Entre els estrògens més importants que es troben en les aigües residuals municipals s'identifica l'estrogen sintètic 17- α -etinil estradiol (EE2) utilitzat com a anticonceptiu oral (més persistent en el medi ambient que el seu corresponent estrogen natural) (Ternes et al., 1999).

Els principis actius farmacèutics són importants en el medi aquàtic, ja que no totes les EDARs són capaces d'eliminar-los completament. Alguns principis actius poden arribar al subsòl i després contaminar els aqüífers (Halling et al., 1998).

Darrerament també s'ha inclòs el terme PPCP («Pharmaceuticals and Personal Care Products»). Els productes de bellesa són un grup divers d'agents bioactius que inclouen fragàncies i agents de protecció solar. Aquestes substàncies i els seus metabòlits poden introduir-se en el medi aquàtic a través de moltes rutes. El triclosan s'utilitza habitualment com a bactericida en multitud de productes com la pasta de dents, detergents i roba esportiva, entre d'altres. Aquesta substància s'ha trobat en línies de tractament d'aigües i en aigües superficials, fins i tot s'ha detectat en llet humana, així com en el medi ambient i provoca efectes adversos sobre diversos organismes (Bester, 2003).

Els efluent industrials inclouen sovint microcontaminants polars persistents com els àcids orgànics, amines i nitrocompostos. Atesa la seva solubilitat en l'aigua, aquestes substàncies són molt mòbils i s'han identificat en aqüífers, i conseqüentment poden ser problemàtiques per a la producció d'aigua potable (Knepper, 2002).

Recentment, la Comunitat Europea ha aprovat la Directiva Europea 2008/105/CE sobre substàncies prioritàries. Aquesta Directiva marca uns requeriments específics respecte a determinades substàncies o compostos (compostos orgànics del tipus plaguicides, fitosanitaris, dissolvents orgànics, etc.), alguns dels quals són especialment refractaris al procés de depuració portat a terme en moltes EDARs, amb els consegüents problemes, tant d'explotació, com d'incompliments de normatives vigents sobre abocaments d'aigües depurades a la llera pública (Ripollés et al., 2009).

3.4.2. Dosi-resposta

L'estimació de la dosi-resposta és la segona etapa en l'anàlisi del risc. La informació que relaciona les dosis d'organismes o productes químics, i la incidència o probabilitat d'emmalaltir s'obté normalment a partir d'investigacions de brots epidemiològics, o bé amb estudis experimentals (Rose i Gerba, 1991; Haas et al., 1999; Messner et al., 2001; Teunis et al., 2004; OMS, 2006).

3.4.2.1. Origen biològic

Les dosis de microorganismes associades amb infeccions són generalment inferiors per virus i protozous que per bacteris. La ingestió d'1 a 10 virus patògens o quists de protozous pot ser associada amb una alta probabilitat d'infecció. D'altra banda, la infecció per bacteris requereix la ingestió d'una mitjana d'uns 100 organismes (depenent del tipus de bacteri patògen). No obstant això, existeixen casos de bacteris (*Shigella*, *Salmonella tifoidea*, *E. coli*

enteropatogènica) on pocs organismes poden causar una malaltia (Haas et al., 1999; Teunis et al., 2004; OMS, 2006).

La dosi-resposta pot estar influïda per factors relacionats amb l'hoste, com ara l'estat immune, les condicions de salut i higiene i la nutrició. Aquelles persones que presenten una vulnerabilitat incrementada, com són les persones immunodeprimides, normalment reben consells d'especialistes per tal de prevenir les infeccions d'origen hídric (Haas et al., 1999; OMS, 2006).

S'han desenvolupat models de dosi-resposta a partir de les dades obtingudes d'estudis amb humans en els que es va monitoritzar la seva resposta en forma d'infecció o de malaltia. També s'han obtingut models que expliquen la probabilitat d'infecció a partir de determinats microorganismes. La taula 3.13. relaciona els organismes i els models matemàtics que s'hi ajusten millor; així la majoria dels bacteris i virus s'acomoden a un model Beta-Poisson (Ward et al., 1986; Regli et al., 1991; Asano et al., 2006), mentre que els protozous com *Giardia* i *Cryptosporidium* s'adapten a un model exponencial (Regli et al., 1991).

Taula 3.13. Models de dosi-resposta que expliquen la probabilitat d'infecció de determinats microorganismes

Organisme	Model		Referència
	Exponencial r	Beta-Poisson α β	
Virus			
Echovirus 12		0,374 186,69	Regli et al. (1991)
Rotavirus		0,253 0,422	Ward et al. (1986)
Poliovirus 1	0,009102	0,1097 1524	Regli et al. (1991)
Poliovirus 3		0,409 0,788	Regli et al. (1991)
Bacteris			
<i>Salmonella</i>	0,00752		Regli et al. (1991)
		0,33 139,9	Asano et al. (2006)
<i>Shigella flexneri</i>		0,2 2000	Asano et al. (2006)
<i>Escherichia coli</i> O157:H7		0,1705 1,61 x 10 ⁶	Regli et al. (1991)
<i>Campylobacter jejuni</i>		0,039 55	Asano et al. (2006)
<i>Vibrio cholerae</i>		0,097 13020	Asano et al. (2006)
Protozous			
<i>Cryptosporidium parvum</i>	0,00467		Regli et al. (1991)
<i>Giardia lamblia</i>	0,00198		Regli et al. (1991)
Model beta-Poisson	$P_i = 1 - (1 + N/\beta)^{-\alpha}$		
Model exponencial	$P_i = 1 - \exp(-rN)$		

P_i = Probabilitat d'infecció (habilitat de l'organisme per reproduir-se en el tracte intestinal)

N = Exposició, expressada en nombre de microorganismes ingerits (unitats formadores de colònies, unitats formadores de placa, quists, ooquists)

α , β , r = Constants per a organismes específics, que descriuen el model dosi-resposta

D'altra banda, els models de dosi-resposta es completen amb el risc anual d'infecció, que es mesura seguint la fórmula següent (OMS, 2006):

$$P_{1(A)}(d) = 1 - [1 - P_1(d)]^n$$

On $P_{1(A)}(d)$ és el risc anual d'infecció d'un individu amb n exposicions per any a una única dosi (d) d'un únic patogen.

3.4.2.2. Origen químic

Els productes químics no presenten tots la mateixa capacitat per causar efectes adversos, així que es necessiten dades toxicològiques per determinar aquesta capacitat. Algunes d'aquestes dades deriven d'estudis clínics, epidemiològics i ocupacionals, tot i que la majoria de les dades toxicològiques provenen de l'experimentació animal. Generalment, es normalitza la dosi com a mil·ligram de substància ingerida, inhalada o absorbida a través de la pell per quilogram de pes per dia (mg/kg·dia). Les respostes dels efectes poden variar àmpliament: efectes que no s'observen, efectes temporals o efectes reversibles, danys permanents a òrgans, discapacitat funcional crònica o mort (Gerba, 2004).

Els factors que es consideren en el desenvolupament de les relacions dosi-resposta inclouen la intensitat de l'exposició, edat, tipus d'exposició i, possiblement, altres variables també poden afectar la resposta com ara el gènere i l'estil de vida (Asano et al., 2006).

Els compostos químics poden causar toxicitat crònica per ingestió o inhalació. La toxicitat d'aquestes substàncies per a un organisme es defineix, normalment, en termes de la relació dosi-resposta. La toxicitat crònica inclou efectes teratogènics, mutagènics i carcinogènics.

Els conceptes més destacats en relació amb l'avaluació de la toxicitat són els següents (Lu, 1996):

- En dosis elevades, tots els agents químics tenen efectes tòxics.
- Si se'n redueix la dosi, la severitat dels efectes així com de les respostes també disminueix.
- Hi ha unes dosis lliandar per a la majoria dels agents químics per sota de les quals no es fan evidents efectes adversos.

En relació amb les substàncies carcinogèniques, es considera que no presenten lliandar; això és, el supòsit conservatiu que l'exposició a qualsevol quantitat de carcinogen crea alguna probabilitat de càncer. Això significa que l'única quantitat de carcinogen «segura» és zero (Gerba, 2004).

Hi ha gran quantitat de models matemàtics per tal de determinar els efectes de les substàncies que no presenten lliandar: *one-hit*, *multistage*, *multihit* i *pròbit*; les característiques dels quals es presenten en la taula 3.14.

Taula 3.14. Descripció dels models utilitzats per a l'estimació dels efectes sense lliandar (modificat de Cockerham i Shane, 1994; Asano *et al.*, 2006)

Model	Observacions
<i>One-hit</i>	Suposa una única etapa de càncer i alteració maligna induïda per una molècula o per radiació. Una única exposició pot suposar el desenvolupament d'un tumor Molt conservatiu
<i>Multistage</i>	Suposa múltiples etapes de desenvolupament d'un càncer. La formació d'un tumor és el resultat d'una seqüència d'esdeveniments Encaixa la corba a les dades experimentals
<i>Multihit</i>	Es necessiten moltes interaccions perquè la cèl·lula es transformi. Model menys conservatiu
<i>Pròbit</i>	Suposa una distribució pròbit (log-normal) per les toleràncies en les poblacions exposades Adequat per a toxicitat aguda; qüestionable per al càncer

El supòsit utilitzat per a les respostes de les substàncies químiques no carcinogèniques és que hi ha un lliandar per sota del qual no es dona cap resposta tòxica. En altres paraules, quantitat de substància o dosi per sota de la qual no s'observa cap efecte advers, coneguda per NOAEL (*Non Observed Adverse Effect Level*). La mínima dosi administrada que dona lloc a una resposta és el que es coneix per LOEL (*Lowest Observed Effect Level*). Els metalls pesants són exemples de substàncies que presenten lindars. Aquests lindars es representen per la dosi de referència d'una substància (DRf) —consum o dosi de substància per unitat de pes i dia (mg/kg-dia) que no ha de suposar un risc apreciable per a la població, incloent-hi els grups més sensibles (p. ex. els nens).

La DRf s'obté dividint el NOAEL pel factor d'incertesa corresponent (algunes vegades anomenat *factor de seguretat*). A més a més, es té en compte un factor d'incertesa d'ordre 10 per als individus més sensibles de la població humana exposada (dones embarassades, nens petits i persones de la tercera edat). Un factor addicional de 10 s'afegeix quan el NOAEL es basa en dades animals que s'extrapolen a l'home. I s'inclou un factor 10 quan les dades que es disposen són poc fiables o no es tenen suficients dades d'origen animal (Gerba, 2004). La taula 3.15. presenta alguns exemples de dosis de referència relatives a substàncies químiques amb efectes crònics o carcinogènics.

$$DRf \text{ (mg / persona} \cdot \text{ dia)} = \frac{NOAEL}{\text{Factor seguretat (incertesa)}}$$

Taula 3.15. Dosis de referència (DRf) de substàncies químiques amb efectes crònics no carcinogènics (<http://epa.gov/iris>)

Compost químic	DRf (mg/kg·dia)
Acetona	0,1
Cadmi	0,0005
Cloroform	0,01
Clorur de metilè	0,06
Fenol	0,04
Bifenil policlorat	0,0001
Toluè	0,3
Xilè	2,0

La DRf pot ser utilitzada com una estimació del risc quantitatiu entre el factor potencial, que és el pendent de la corba de la dosi-resposta (vegeu la taula 3.16.), i la ingestió diària crònica. La DRf presenta la relació següent (Gerba, 2004):

$$Risc = FP (IDC - DRf)$$

On:

FP: Factor potencial (pendent de la corba de la dosi-resposta)

IDC: Ingestió diària crònica

$$IDC = \frac{\text{Dosi diària mitjana (mg/dia)}}{\text{Pes (kg)}}$$

Taula 3.16. Factors potencials (FP) emprats per a estimar quantitativament el risc carcinogènic en una exposició oral (<http://epa.gov/iris>)

Compost químic	Via oral (mg/kg·dia)
Arsènic (inorgànic)	1,5
Benzè	d'1,5 x 10 ⁻² a 5,5 x 10 ⁻²
Bromat	7 x 10 ⁻¹
Dieldrin	1,6 x 10 ¹
N-Nitrosodietilamina	2,8
N-Nitrosodimetilamina	2,2 x 10 ¹
Clorur de vinil	d'1,5 a 7,2 x 10 ⁻¹

En la majoria dels casos, la DRf es pren com un indicador simple del risc potencial, és a dir, la ingestió diària crònica (IDC) es compara simplement amb la DRf; així si la IDC està per sota de la DRf, se suposa que el risc és negligible per a la majoria dels membres de la població exposada.

3.4.3. Estimació de l'exposició

Els perills per a la salut humana originats per la reutilització d'aigües regenerades depenen dels processos de regeneració i l'exposició de l'home als contaminants un cop l'aigua regenerada és utilitzada. Les persones poden entrar en contacte amb les substàncies contaminants via ingestió, inhalació o a través de la pell (directa o indirectament). La ingestió generalment representa el major risc d'origen biològic i químic (Haas et al., 1999; OMS, 2006; NRMMC, 2006). La taula 3.17. mostra una estimació (conservadora) dels volums d'aigua regenerada que poden entrar en contacte amb l'home segons la ruta d'exposició. A més a més, i per a cada escenari, es presenta la freqüència amb la qual una persona pot estar en contacte amb l'aigua regenerada (NRMMC, 2006).

Taula 3.17. Usos i exposicions de l'aigua regenerada (Shuval et al., 1997; OMS, 2004; NRMMC, 2006)

Activitat	Ruta exposició	Volum (mL)	Freqüència / persona / any	Observacions
Reg de jardins	Ingestió d'aerosols	0,1	90	S'estima que el reg de jardins és cada dos dies durant 6 mesos. L'exposició a aerosols té lloc durant el reg
Reg de jardins	Ingestió d'aigua rutinària	1	90	L'exposició rutinària resulta de la ingestió indirecta a través del contacte amb plantes, gespa, etc.
	Ingestió d'aigua accidental	100	1	Esdeveniment infreqüent
Reg municipal	Ingestió d'aerosols	1	50	Freqüències moderades, ja que la majoria de les persones utilitzen les zones municipals en poques ocasions (estimació d'1 a 3/setmana) Les persones tenen una baixa probabilitat d'estar exposades directament a grans quantitats d'aerosols i, per tant, l'exposició prové de la ingestió indirecta a través del contacte amb la gespa, etc. Tot i això, l'exposició pot ser superior quan es reguen instal·lacions com camps d'esports (estimació 1/setmana)
Consum de cultius alimentaris (producció pròpia)	Ingestió d'aigua	5 (enciam)	7	Un plat d'enciam (40 g) pot tenir 5 mL d'aigua regenerada i altres productes poden tenir fins a 1 mL per plat
		1 (altres productes)	50	
Consum de cultius alimentaris (comercial)	Ingestió d'aigua	5 (enciam)	70	Un plat d'enciam (40 g) pot tenir 5 mL d'aigua regenerada i altres productes poden tenir fins a 1 mL per plat
		1 (altres productes)	140	
Descàrrega de cisternes	Ingestió d'aerosols	0,01	1100	La freqüència es basa en tres usos de la cisterna de casa per persona i dia Els volums d'aerosols són inferiors als produïts en el reg de jardins
Ús en rentadores	Ingestió d'aerosols	0,01	100	S'assumeix que un membre de la família hi està exposat Els volums d'aerosols són inferiors als produïts en el reg de jardins (les màquines normalment estan tancades durant el seu funcionament)
Lluita contra incendis	Ingestió d'aigua i d'aerosols	20	50	La ingestió mitjana estimada per als bombers és de 20 mL per foc, amb un màxim nombre de focs utilitzant aigua regenerada de 50 per any
Creuament dels sistemes duals (potable + regenerada)	Ingestió d'aigua	1000/dia	1/1000 cases	S'assumeix que el consum total és de 2 L/dia, dels quals 1 litre es consumeix fred. Els individus afectats poden consumir l'aigua 365 dies/any

3.4.3.1. Origen biològic

La principal ruta d'exposició als organismes procedents de les aigües regenerades és la ingestió, incloent-hi la ingestió d'aerosols produïts per aspersió (encara que els volums que es descriuen en aquestes ocasions són petits). Alguns microorganismes que es troben en les aigües regenerades poden donar lloc a malalties respiratòries (p. ex. certs tipus d'adenovirus i enterovirus, vegeu la taula 3.9.). No hi ha suficient informació per caracteritzar el risc associat amb la inhalació d'organismes patògens, i l'enfocament general que es fa se centra a minimitzar el risc mitjançant la reducció de la producció d'aerosols i l'exposició a aquests. Aquest és el cas de la *Legionella* que entra en contacte amb l'organisme a través de la inhalació d'aerosols i que pot donar lloc a la legionel·losi. D'altra banda, l'exposició dèrmica també és possible, però es considera poc probable que causi nivells significatius d'infecció o malaltia en una població normal (NRMMC, 2006).

3.4.3.2. Origen químic

A la pràctica, les vies d'exposició als contaminants que afecten a la salut humana s'especifiquen a la taula 3.18. en el cas del reg amb aigua regenerada. Per a casos individuals, seria necessari fer un judici inicial relatiu al significat de cada ruta d'exposició identificada (Salgot i Huertas, 2006).

Taula 3.18. Possibles vies d'exposició als contaminants que afecten la salut humana mitjançant l'ús de l'aigua regenerada per reg (Salgot i Huertas, 2006)

Via	Escenari
Reg amb aigua regenerada → sòl → planta → producció alimentària → home	Ingestió de plantes cultivades en sòls regats amb aigua regenerada
Reg amb aigua regenerada → sòl → planta → animal → home	Ingestió de carn o derivats d'animals de pastura en sòls regats amb aigua regenerada
Reg amb aigua regenerada → sòl → zona no saturada → aigües subterrànies → home	Ingestió d'aigua de beguda produïda a partir d'aigua subterrània contaminada per aigua regenerada
Reg amb aigua regenerada → atmosfera → home	Exposició fortuïta a aerosols generats pel reg per aspersió
Reg amb aigua regenerada → home	Contaminació creuada residencial: proximitat a zones regades amb aigua regenerada (nens) Contacte directe amb aigua de reg
Reg amb aigua regenerada → sòl → home	Pica: ingestió de sòl regat amb aigua regenerada (nens)

3.4.4. Caracterització del risc

El darrer pas en l'avaluació del risc és la integració de la informació procedent de la identificació dels perills, valoració de la resposta i exposició i determinació de la magnitud del

risc. En tots els casos, les variables per determinar la magnitud del risc són principalment la concentració dels organismes o compostos químics i l'exposició.

La magnitud del risc hauria de valorar-se en dos nivells:

- Risc màxim (risc en absència de mesures preventives).
- Risc residual (risc que roman després de considerar mesures preventives).

La identificació de mesures preventives, la determinació de l'acompliment d'objectius i la preparació de possibles emergències haurien de minimitzar les conseqüències dels errors del sistema. El risc residual aporta una indicació de la seguretat i la sostenibilitat de la reutilització, o la necessitat d'afegir mesures preventives addicionals. Després de considerar les mesures preventives, el risc residual hauria de ser inferior a 10^{-6} DALY (vegeu l'apartat 3.4.5.) (NRMMC, 2006).

L'avaluació de les incerteses associades als perills pot ajudar en la comprensió de les limitacions existents en la identificació dels perills i estimació del risc, i pot il·lustrar com aquestes incerteses poden ser reduïdes. Les incerteses poden ser ordenades segons la seva variabilitat i el tipus de coneixement que se'n té (NRMMC, 2006).

La variabilitat representa les diferències que poden donar-se en valors específics de paràmetres que contribueixen al risc, com per exemple els canvis en les concentracions dels contaminants durant el temps i l'espai, flux i nombre de persones exposades (NRMMC, 2006).

La incertesa associada al coneixement representa l'estat inexacte del coneixement sobre els valors dels paràmetres mesurats. Per exemple, algun mètode de determinació del nombre d'ooquistes de *Cryptosporidium* no assegura que les partícules que es recompten són realment ooquistes de *Cryptosporidium*, o si els ooquistes són viables o no, i en el cas que siguin viables si són infectius o no (NRMMC, 2006).

3.4.5. DALY

L'enfocament tradicional per identificar el risc tolerable ha estat definit considerant un nivell màxim d'infecció o malaltia d'1 cas per 10.000 persones per any (Macler i Regli, 1993). No obstant això, aquesta aproximació no aconsegueix avaluar la variabilitat de la gravetat dels resultats associats amb els diferents perills; per exemple, les diferències entre gastroenteritis, meningitis, pneumònia, càncer, etc. Aquest fet pot ser resolt mitjançant la mesura de la gravetat en termes de DALY (*Disability-Adjusted Life Year*).

Els DALY són un indicador epidemiològic que mesura la salut d'una població o la seva càrrega de malaltia en relació amb una determinada afecció o un factor de risc. Aquest indicador té el suport de l'OMS. Es mesura en anys de vida perduts a causa d'incapacitat o mort, conseqüències directes de contraure la malaltia que s'estigui avaluant. D'altra banda, els DALY també ens indiquen les millores en termes de salut atribuïbles a accions específiques i la seva viabilitat econòmica (OMS, 2006).

Així doncs, els DALY poden ser utilitzats en tres àrees interrelacionades (OMS, 2006):

- Desenvolupament d'una vigilància epidemiològica de la càrrega total de malaltia (nombre de DALY).
- Avaluació de la correlació entre costos i efectivitat de les intervencions realitzades en pro de la salut (cost d'un DALY guanyat, és a dir, d'un any de vida guanyat).
- Presa de decisions sobre què s'ha d'incloure en els serveis mínims d'assistència sanitària d'un país (cost d'un DALY guanyat). Se suggereix que a l'hora de pressupostar es doni prioritat a les mesures que siguin òptimes tenint-ne en compte el cost i l'efectivitat.

L'OMS (2006) ha adoptat una càrrega de malaltia d'origen hídric (per ingestió d'aigua i per consum en cru de verdures) de $\leq 10^{-6}$ DALY per persona i per any (pppa). És a dir, una persona d'entre un milió estarà malalta un any sencer com a conseqüència d'ingerir aigua que contingui algun agent perjudicial per a la salut humana.

Els DALY resulten de la suma dels anys de vida perduts (AVP) a causa d'una mort prematura i els anys de vida viscuts amb discapacitat (AVD). Els AVP es calculen a partir de l'edat que fixa l'índex de mortalitat i l'esperança de vida d'una població determinada, mentre que els AVD es calculen a partir del nombre de casos multiplicat per la duració mitjana de la malaltia i la severitat del factor —valors que se situen entre 1 (mort) i 0 (salut perfecta), segons la malaltia (Prüss i Havelaar, 2001).

Els DALY són una eina útil per comparar el resultat de malalties, ja que no només mesuren els efectes aguts sobre la salut, sinó que també inclouen els efectes retardats i crònics, incloent-hi la morbiditat i la mortalitat (Bartram et al., 2001). D'aquesta manera, quan el risc es descriu en forma de DALY, el resultat de diferents malalties pot ser comparat i les decisions relacionades amb la gestió de risc poden ser prioritzades (p. ex. càncer vs. giardiosi). No obstant això, cal indicar que el mètode basat en els DALY no està exempt de crítiques, ja que el seu càlcul sol ser complex i no es disposa sempre de totes les dades epidemiològiques necessàries per calcular-lo.

3.4.6. Estimació qualitativa del risc

El nivell de risc per cada perill pot ser estimat mitjançant la identificació de la probabilitat que succeeixi i la severitat de les seves conseqüències, tal com es mostra en la taula 3.19. Les taules 3.20. i 3.21. descriuen les escales de les conseqüències i la probabilitat que apareixen en la matriu qualitativa de l'avaluació del risc. L'objectiu ha de ser la reducció de tots els riscos fins a un nivell improbable.

Taula 3.19. Matriu qualitativa de l'avaluació del risc (Marter et al., 2003)

Matriu qualitativa d'avaluació de risc		Conseqüències: Avaluació				
		Insignificants	Petites	Moderades	Importants	Catastròfiques
Probabilitat	Amb molta certesa	5	10	15	20	25
	Probable	4	8	12	16	20
	Moderada	3	6	9	12	15
	No gaire probable	2	4	6	8	10
	Improbable	1	2	3	4	5

Taula 3.20. Descripció de l'escala de les conseqüències de la matriu qualitativa de l'avaluació de risc (modificat de NRMMC, 2006)

Escala de conseqüències	Descripció
Insignificants	Impacte menyspreable o no es detecta
Petites	Salut: Impacte lleu a petites poblacions Medi ambient: Potencialment perjudicial sobre l'ecosistema local
Moderades	Salut: Impacte lleu a grans poblacions Medi ambient: Potencialment perjudicial sobre ecosistemes regionals
Importants	Salut: Impacte considerable a petites poblacions Medi ambient: Potencialment letal sobre ecosistemes locals
Catastròfiques	Salut: Impacte considerable a grans poblacions Medi ambient: Potencialment letal sobre ecosistemes regionals o espècies en perill d'extinció

Taula 3.21. Descripció de l'escala de probabilitats de la matriu qualitativa de l'avaluació del risc (NRMMC, 2006)

Escala de probabilitat	Descripció
Amb molta certesa	S'espera que succeeixi amb una probabilitat de múltiples esdeveniments en un any
Probable	Succeirà probablement en un període d'1 a 5 anys
Moderada	Pot succeir o s'espera que succeeixi en períodes de 5 a 10 anys
No gaire probable	Pot succeir cada 20 anys o sota circumstàncies inusuals
Improbable	Pot succeir únicament sota circumstàncies excepcionals. Pot succeir una vegada cada 100 anys

3.4.7. Mesures preventives en la reutilització d'aigües regenerades

Les mesures preventives són les accions, activitats i processos per evitar els perills més significatius associats amb l'aigua regenerada o ajuden a reduir els perills fins a nivells acceptables.

La identificació i planificació de mesures preventives hauria de basar-se en la detecció del perill d'un sistema i l'avaluació del risc. Una vegada s'han identificat les mesures preventives, es convenient considerar els aspectes següents (NRMMC, 2006):

- Visió global del sistema de regeneració de l'aigua residual, incloent-hi l'origen de l'aigua, les seves característiques i els usos finals proposats.
- Mesures preventives existents, des de l'origen de l'aigua fins a l'ús de l'aigua regenerada, per a cada perill significatiu.
- Increment del risc ateses les accions involuntàries o no autoritzades.
- Característiques de la zona (s'ha de considerar quan s'identifiquen mesures preventives per a riscos mediambientals).
- Àrees on l'ús o vessat de l'aigua regenerada no és apropiat atesa, per exemple, la sensibilitat del medi ambient o el tipus de sòl.

El concepte de *barrera múltiple*, utilitzat en la gestió de la qualitat de l'aigua potable, també s'adopta en la gestió de l'aigua regenerada. Aquest concepte es basa en el principi d'establir una sèrie de barreres per evitar el pas de patògens i contaminants orgànics i inorgànics en el sistema d'aigua. Per a la reutilització d'aigua, les barreres podrien descriure's de la manera següent (Asano et al., 2006):

- Programes de control dissenyats per prevenir l'entrada a l'EDAR de substàncies perilloses que podrien inhibir-ne el tractament o excloure'n la reutilització.
- Combinació de processos de tractament, on cadascun aporta un nivell específic de reducció d'un contaminant.
- Amortidors ambientals (p. ex. llacunes de retenció o emmagatzematge, dilució amb aigua natural, tractament sòl-aquífer).

Els principals avantatges associats al concepte de barrera múltiple són (Asano et al., 2006):

- El públic i el medi ambient disposen d'un cert nivell de protecció, fins i tot en el cas que una de les barreres fallés.
- La probabilitat que el procés múltiple fallés simultàniament es redueix significativament.
- S'aporta una robustesa davant possibles contratemps dels processos, ja que s'utilitza un major nombre de barreres.

3.4.8. Anàlisi de perills i punts de control crítics

L'eina que pot garantir la gestió segura de les aigües regenerades és l'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC), conegut en anglès com a *Hazard Analysis and Critical Control Points* (HACCP). Aquest concepte va néixer en el programa espacial de la NASA i actualment es troba plenament integrat en les estratègies de control de qualitat de la indústria alimentària.

El *Codex Alimentarius* (FAO/OMS, 1998) estableix set principis d'APPCC (vegeu la taula 3.22.) que s'han de seguir de manera ordenada i sistemàtica per obtenir els resultats desitjats. Cal indicar que abans d'aplicar aquests principis és necessària una preparació i una planificació adequades.

Taula 3.22. Principis bàsics per a l'aplicació de l'APPCC (FAO/OMS, 1998)

1. Anàlisi de perills

Identificació dels perills (biològics, físics i químics en cada fase del procés de regeneració i reutilització), així com determinació del risc (probabilitat de presentació) i identificació de les accions preventives per al control.

2. Determinació dels punts de control crítics (PCC)

Procés o fase en la qual es pot aplicar un control i que és essencial per prevenir o eliminar el perill o per reduir-lo a un nivell acceptable.

3. Procés de fixació dels límits crítics

L'objectiu és assegurar el control dels PCC, per la qual cosa cal conèixer el límit a partir del qual la situació no es controla.

4. Sistema de vigilància o monitoratge

L'objectiu és assegurar el control dels PCC mitjançant proves o observacions programades. A partir dels resultats de vigilància s'establirà el procediment per ajustar el procés i mantenir el control.

5. Establiment d'accions correctores

Descripció de les accions necessàries per tornar a controlar el procés i de les accions que cal fer amb l'aigua regenerada mentre el procés ha estat fora de control.

6. Procediments per a la verificació

Aplicació dels punts anteriors, incloent-hi proves suplementàries per confirmar que el sistema d'APPCC està funcionant amb eficàcia.

7. Establiment de la documentació pertinent per a tots els procediments

Guardar registres per demostrar que l'APPCC funciona sota control i que s'han fet les accions correctores adequades quan hi ha hagut una desviació dels límits crítics. Això demostra fefaentment la producció d'aigua regenerada segura.

L'aplicació pràctica del sistema d'APPCC consta de les operacions següents:

- Formació d'un equip d'APPCC.
- Descripció del producte.
- Determinació de l'ús al qual serà destinat.
- Elaboració d'un diagrama de flux de «fabricació i distribució».
- Confirmació *in situ* del diagrama de flux.
- Enumeració dels possibles riscos de cada fase (anàlisi de perills i estudi de les mesures per controlar-los).
- Determinació dels punts de control crítics (PCC).
- Establiment dels límits crítics.
- Establiment d'un sistema de vigilància per a cada PCC.
- Establiment de procediments de comprovació.

- Establiment d'un sistema de documentació i registre.

La implementació d'un sistema d'APPCC presenta diferents beneficis perquè és un sistema preventiu i dinàmic. La seva implantació a la cadena de regeneració d'aigües té com a principal benefici l'increment de la seguretat d'aquest tipus d'aigua. Addicionalment, l'APPCC aporta altres beneficis en comparació amb els sistemes tradicionals de qualitat i controls d'inspecció, ja que centra l'interès en aquells factors que influeixen directament sobre la qualitat i la innocuïtat del producte final. Cal destacar-ne els beneficis següents (Salgot et al., 2006):

- Reducció del nombre d'inspeccions i anàlisis del producte final (el cost econòmic es redueix).
- Aigua residual tractada amb millor qualitat.
- El sistema permet fer controls en línia i obtenir informació a temps real. Així, quan apareixen perills s'apliquen accions correctores immediatament.
- Eina útil no únicament en l'assoliment d'una qualitat higiènica, sinó també per a l'obtenció de productes de qualitat.
- Ús per avaluar els processos de tractament d'aigües residuals.

La identificació dels PCC és una de les etapes més importants en el marc de l'APPCC, ja que els esforços més importants es dirigeixen a aquesta etapa. Un PCC es defineix com una activitat, operació o procediment on es pot intervenir sobre un o més factors per eliminar, evitar o minimitzar un risc (FAO/OMS, 1998; NRMMC, 2006).

La identificació de PCC és un sistema específic que es basa en el coneixement de perills potencials i els riscos associats, així com les mesures preventives. Sempre que sigui possible, cada perill identificat ha de tenir un PCC associat. Més d'un PCC pot estar associat amb un únic perill i un PCC pot prevenir o reduir més d'un perill. Els PCC han d'estar seleccionats apropiadament, perquè seran l'objectiu de les operacions de control. La identificació de molts PCC pot fer que el sistema sigui poc manejable; per contra, la determinació de massa pocs PCC no assegura que la qualitat de l'aigua regenerada sigui l'adequada (NRMMC, 2006).

Si s'identifica un perill en una etapa de la regeneració o reutilització en què el control és necessari per a la seguretat i no hi ha mesures preventives en aquesta etapa o en una altra, el procés s'hauria de modificar en algun punt per tal de permetre l'aplicació de mesures preventives (NRMMC, 2006).

La determinació dels PCC es pot portar a terme mitjançant un arbre de decisió (vegeu la figura 3.2.) amb una aproximació lògica (FAO/OMS, 1998). Cal dir, però, que la determinació dels PCC no és suficient, ja que s'ha de fer una comprovació *in situ* per part de l'equip d'APPCC per verificar que els perills estan realment controlats mitjançant l'aplicació dels programes de prerequisits (NRMMC, 2006).

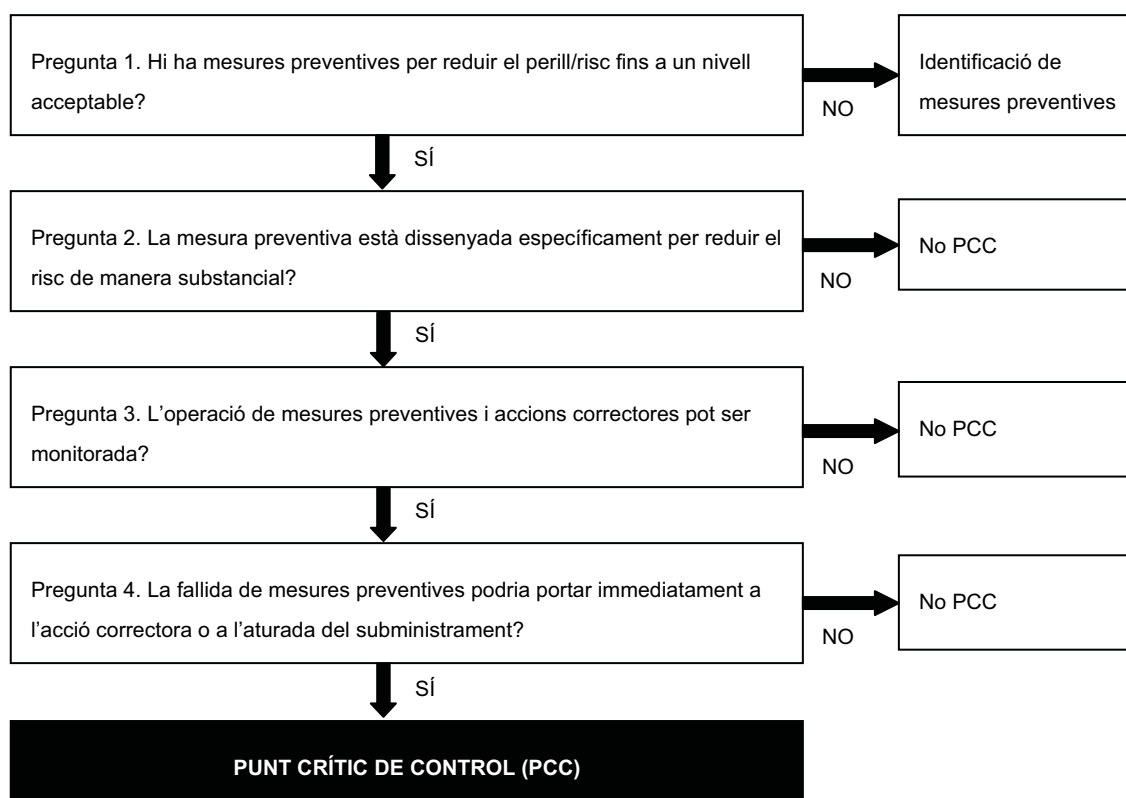


Figura 3.2. Arbre de decisió dels punts de control crítics (FAO/OMS, 1998)

Els PCC necessiten (NRMMC, 2006):

- Paràmetres operacionals que puguin ser mesurats, i per als quals puguin ser fixats els límits crítics per definir-ne l'efectivitat (p. ex. clor residual en la desinfecció).
- Paràmetres operacionals que puguin ser monitorats amb suficient freqüència o regularitat per mostrar fallades ocasionals (p. ex. monitoratge en línia i continu de processos de tractament clau).
- Procediments per a accions correctives que puguin ser aplicades en resposta a desviacions dels límits crítics.

Els PCC ha de ser avaluats a través del control del grau de compliment dels límits crítics, és a dir, amb els criteris que separen el funcionament acceptable del no acceptable. Cal indicar que la selecció de criteris ha d'estar inclosa en la validació de cada PCC. Per exemple, la validació de la desinfecció podria basar-se en la demostració que hi hagut una inactivació de 2 ulog de virus entèrics, a partir de la constant C_t (producte de la concentració de desinfectant residual multiplicat pel temps de contacte). En aquest cas, la C_t és un límit crític validat (NRMMC, 2007).

Els límits crítics normalment inclouen valors numèrics i fan una referència al temps (p. ex. la fallada causada per una dosi mínima de desinfectant durant un cert nombre de minuts). La desviació d'un límit crític representa la pèrdua de control d'un procés i indica que pot haver-hi un risc inacceptable per a la salut pública o per al medi ambient. Aquestes desviacions han de portar immediatament a les mesures correctores per tal de reprendre el control del procés.

També pot donar-se el cas que s'hagi d'informar la institució reguladora sanitària o mediambiental (NRMMC, 2007). La taula 3.23. mostra una llista d'exemples de PCC i paràmetres que poden ser utilitzats per controlar l'eficiència de diferents sistemes.

Taula 3.23. Exemples de PCC potencials i paràmetres de control (modificat de NRMMC, 2006)

PCC potencial	Perill(s)	Límit crític potencial
Filtració d'aigua regenerada	Bacteris entèrics, virus, protozous i helmints	Terbolesa de l'aigua filtrada ≤ 2 UNT 95 % del temps Terbolesa màxima 5 UNT (criteri límit: 1,5 UNT)
Retenció d'aigua regenerada en llacunatge	Bacteris entèrics, virus i protozous Helmints	Temps de retenció mínim de 50 dies (criteri límit: 45 dies) Temps de retenció mínim de 25 dies (criteri límit: 30 dies)
Desinfecció primària i emmagatzematge	Bacteris entèrics, virus i <i>Giardia</i>	Clor residual total > 2 mg/L; retenció $> x$ minuts (per establir un mínim de C_t)
Dessalació	Fitotoxicitat del clor i del sodi	175 mg/L de Cl i 115 mg/L de Na per a la protecció de vegetació sensible on l'aigua residual s'aplica mitjançant aspersió (p. ex. contacte foliar amb l'aigua regenerada)

UNT: Unitat nefelomètrica de terbolesa

C_t : Producte de la concentració de desinfectant residual multiplicat pel temps de contacte

Nota: Els PCC han de ser validats de manera individual

Les empreses gestores d'EDARs normalment estableixen uns criteris per assolir (rendiments per aconseguir) amb l'objectiu de disposar d'avisos ràpids que anunciïn que s'està a prop del límit crític. Aquests criteris objectiu són més restrictius que els límits crítics, per tal d'assegurar que les mesures correctores poden ser implementades abans que es doni un risc inacceptable per a la salut pública o el medi ambient. Les mesures correctores s'han de poder establir immediatament per tal de mantenir la conformitat amb els límits crítics (NRMMC, 2007).

3.5. Bibliografia

AEAS (2005). Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal. No publicat.

Angelakis A. N., Tsagarakis K. P., Kotselidou O. N. i Vardakou E. (2000). *The Necessity for Establishment of Greek Regulations on Wastewater Reclamation and Reuse*. Report for the Ministry of Public Works and Environmental and Hellenic Union of Municipal Enterprises for Water Supply and Sewage. Larissa, Greece (en Greek).

Angelakis A. N., Bontoux L. i Lazarova V. (2003). Main challenges and perspectives for water recycling and reuse in EU countries. *Wat. Sci. Technol.: Wat. Supp.*, 3(4): 59-68.

- Asano T., Burton F. L., Leverenz H. L., Tsuchihashi R. i Tchnobanoglous G. (2006). *Water reuse. Issues, technologies, and applications*. McGraw Hill. USA.
- Asano T. i Levine A. (1998). *Wastewater reclamation, recycling and reuse: an introduction*. A: Asano, T. (editor). Wastewater reclamation and reuse. Technomic Publishing. Lancaster, PA.
- Barbagallo S., Cirelli G. L. i Nurizzo C. (2005). La reutilització d'aigües residuals a Itàlia. Treball no publicat, comunicació dels autors.
- Bartram J., Fewtrell L. i Strenström T. A. (2001). *Harmonised assessment of risk and risk management for water-related infectious disease: an overview*. A: Fewtrell L. i Bartram J. (editors). Water Quality: Guidelines, Standards for Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-related Infectious Disease. Cap. 1. IWA Publishing. Londres, UK.
- Benito G. (2008). Paper dels macroinvertebrats bentònics com a bioindicadors en la xarxa de control de la qualitat ecològica de les conques internes de Catalunya. Influència del règim hídic sobre l'estructura de la població. Tesi Doctoral Universitat de Barcelona.
- Benito G. i Puig M. A. (1999). BMWPC un índice biológico para la calidad de las aguas adaptado a las características de los ríos catalanes. *Tecno. Agua*, 191: 43-56.
- Bester K. (2003). Triclosan in a sewage treatment process - balances and monitoring data. *Water Res.*, 37(16): 3891-3896.
- Boletín Oficial del Estado (1985). BOE núm. 189, de 8 de agosto de 1985. Ley 29/1985 de aguas.
- Brady N. C. i Weil R. R. (1996). *The nature and properties of soils*. Prentice Hall. Upper Saddle River, USA.
- CEDEX (1999). Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal. No publicat.
- Chang A. C., Page A. L. i Asano T. (1995). *Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture*. World Health Organization. Ginebra, Suïssa.
- CSHPF (1991). Recommandations sanitaires concernant l'utilisation, après épuration, des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation des cultures et des espaces verts. Circulaire DGS/SD1.D./91/N° 51. París, Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France.
- CIRSEE (2004). Handbook of irrigation with recycled water. Methods to minimize water quality impacts on public health, crops and environment. No publicat.
- Cockerham L. G. i Shane B. S. (1994). *Basic environmental toxicology*. CRC Lewis. Boca Raton, Florida, USA.
- Custodio E. i Llamas M. R. (1996). *Hidrología subterránea*. Tomo I. Omega. Barcelona, Espanya.
- Directiva 91/271/CEE (1991). Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo del 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Diario Oficial de la Comunidad Europea, No L 135/40-52.

Directiva 2008/105/CE (2008). Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo del 16 de diciembre de 2008 sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 200/60/CE. Diario Oficial de la Unión Europea, No L 348/84.

EUREAU (2009). Water reuse status in Europe: With emphasis on criteria used (esborrany). No publicat.

FAO/OMS (1998). Codex Alimentarius. Requisitos generales (Higiene de los Alimentos). FAO/OMS. Roma, Itàlia.

Folch M., Huertas E. i Salgot M. (2005). *Zonas húmedas construidas como sistema de tratamiento de aguas residuales y secado de fangos*. A: Fernández L. i Moura D. (editors). Humedales de Iberoamérica. Experiencias de estudios y gestión. CYTED. La Habana, Cuba.

Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana (2003). Serie generale n.169. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152.

Gerba C. P. 2004. *Risk assessment and environmental regulations*. A: Artiola J., Pepper, I. L. i Brusseau, M. (editors). Environmental Monitoring and Remediation. Academic Press, San Diego, California, USA.

Haas C. N., Rose J. B. i Gerba C. (1999). *Quantitative microbiological risk assessment*. John Wiley & Sons. Inc. New Jersey, USA.

Halling-Sorenen B., Nors S., Lanzk PF, Ingerslev F., Hotten H. C. i Jorgensen S. E. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment - a review. *Chemosphere*, 36(2): 357-393.

Hernández F., Urkiaga A., Fuentes L., Bis B., Bodo B. i Wintgens T. (2006). Feasibility studies for water reuse projects: an economical approach. *Desalination*, 187-188(1-3): 263-269.

INWATERMAN: Insular water management – UE (2007). La gestione sostenibile delle risorse idriche in ambienti aridi e semiaridi e uso delle acque reflue depurate. Interreg IIIA, Itàlia-Malta.

Jeffrey P. i Russell S. (2006). Participative planning for water reuse projects. A handbook of principles, tools and guidance. AQUAREC. A:

http://circa.europa.eu/Public/irc/rtd/eesdwatkeact/library?l=/publications/0368_bookletpdf/EN_1_0_&a=d.

Knepper T.P. (2002). Mass spectrometric strategies for the analysis of polar industrial chemicals and their by-products in wastewater and surface water. *J. Chrom.*, 974(1-2): 111-121.

Lu F. C. (1996). *Basic toxicology: fundamentals, target organs and risk assessment*, 3a edició. Taylor & Francis. Washington, D.C.

Macler B. A. i Regli S. (1993). Use of microbial risk assessment in setting US drinking water standards. *Int. J. Food Micro.*, 18(4): 245-256.

Marter K., Mullenger M., Stevens M. i Deere D. (2003). Application of HACCP for distribution system protection. AWWA. WQTC Conference. Philadelphia, USA.

Messner M. J., Chappell C. L. i Okhuysen P. C. (2001). Risk assessment for *Cryptosporidium*: a hierarchical Bayesian analysis of human response data. *Water Res.*, 35(16): 3934-3940.

Morató J. (2001). Formació de biofilms i risc sanitari en sistemes de distribució d'aigua. Tesi Doctoral Universitat Autònoma de Barcelona.

Natural Resource Management Ministerial Council (NRMMC), Environmental Protection and Heritage Council i Australian Health Ministers' Conference (2006). Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks (phase 1). Biotext Pty Ltd. Canberra, Austràlia.

Natural Resource Management Ministerial Council (NRMMC), Environmental Protection and Heritage Council i Australian Health Ministers' Conference (2007). Australian guidelines 21 for water recycling: managing health and environmental risks (phase 2). Augmentation of drinking water supplies. Draft for public comment. Biotext Pty Ltd. Canberra, Austràlia.

Natural Resource Management Ministerial Council (NRMMC), Environmental Protection and Heritage Council i Australian Health Ministers' Conference (2008). Australian guidelines 21 for water recycling: managing health and environmental risks (phase 2). Augmentation of drinking water supplies. Biotext Pty Ltd. Canberra, Austràlia.

Prüss A. i Havelaar A. (2001). *The global burden of disease study and applications in water, sanitation, and hygiene*. A: Fewtrell L. i Bartram J. (editors). Water quality - guidelines, standards for health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. IWA Publishing. Londres, UK.

RD 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE núm. 294 de 8 de diciembre.

Regli S., Rose J. B., Haas C. N. i Gerba C. P. (1991). Modelling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(11): 76-84.

Ripollés F., Marín R., Santateresa E., Lahora A. i González I. (2009). Presencia de contaminantes emergentes y aplicación del E-PRTR en saneamientos públicos. 29 Jornada AEAS, Gijón.

Rose J. B. i Gerba C. P. (1991). Use of risk assessment for development of microbial standards. *Wat. Sci. Technol.*, 24(2): 29-34.

Rowe D. R. i Abdel-Magid I. M. (1995). *Handbook of wastewater reclamation and reuse*. CRC Lewis. Boca Raton, Florida, USA.

Salgot M. (2002). Discurs d'ingrés a la Reial Acadèmia de Farmàcia de Catalunya com a acadèmic numerari *El risc relacionat amb la reutilització d'aigües residuals*.

Salgot M. (2008). Buenas prácticas para la reutilización de aguas regeneradas. No publicat.

Salgot M. (2009). Comunicació personal.

Salgot M. i Angelakis A. N. (2001). *Guidelines and regulations on wastewater reuse*. A: Lens P., Zeeman G. i Lettinga G. (editors). Decentralised sanitation and reuse. Concepts, systems and implementation. Integrated Envir. Techn. Series. IWA Publishing. London.

Salgot M. i Huertas E. (2006). *Guidelines for quality standards for water reuse in Europe*. SQUAREC. University of Barcelona.

Salgot M., Huertas E., Deocón M., Arreciado A., Pascual A. i Carbó J. (2006). *El risc associat a la reutilització. A: II Jornades tècniques de gestió d'estacions depuradores d'aigües residuals. Sistemes de sanejament i medi ambient, reutilització planificada de l'aigua.* Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona.

Shuval H., Lampert Y. i Fattal B. (1997). Development of a risk assessment approach for evaluating water reuse standards for agriculture. *Wat. Sci. Technol.*, 35(11-12): 15-20.

State of California (1978). California code of regulations, Title 22, Division 4. California, USA.

State of California (2000). California code of regulations, Title 22, Division 4, Chapter 3. Water recycling criteria. Sections 60301 et seq. California, USA.

Tchobanoglous G., Burton F. L., Stensel, H. D. i Metcalf & Eddy Inc. (2003). *Wastewater engineering. Treatment and reuse.* McGraw Hill. New York, USA.

Teunis P., Takumi K. i Shinagawa K. (2004). *Escherichia coli* 0157:H7 from outbreak data. *Risk anal.*, 24(2): 401-407.

Ternes T. A., Kreckel P. i Mueller J. (1999). Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants-II. Aerobic batch experiments with activated sludge. *Sci. Total Environ.*, 225(1-2): 91-9.

US EPA (2004). *Guidelines for water reuse.* EPA-625-R-04-108. Washington, DC.

Ward R. L., Bernstein C. E., Young C. E., Sherwood J. R., Knowlton D. R. i Schiff G. M. (1986). Human rotavirus studies in volunteers: Determination of infectious dose and serological response to infection. *J. Infect. Dis.*, 154(5): 871-880.

OMS (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*, (Technical Report Series). Ginebra, Suïssa.

OMS (2004). *Guidelines for drinking-water quality.* Volum 1, 3a edició. Ginebra, Suïssa.

OMS (2006). *WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.* Volum II, Wastewater use in agriculture. Ginebra, Suïssa.

Yates M. V. i Gerba C. P. (1998). *Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse.* A: Asano, T. (editor). Wastewater reclamation and reuse. Technomic Publishing. Lancaster, PA, USA.

Pàgines web consultades

www.epa.gov

<http://epa.gov/iris>

www.dwaf.gov.za

www.gencat.net/aca

Capítol 4

Material i mètodes

4. Material i mètodes

El capítol «Material i mètodes» està constituït per dos apartats, el primer dels quals desenvolupa els aspectes relatius a les tecnologies per a la regeneració d'aigües; mentre que el segon se centra en l'anàlisi del perill associat a la reutilització d'aigües regenerades.

4.1. Tecnologies per a la regeneració d'aigües residuals

Aquest treball s'ha portat a terme en diverses estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) de Catalunya, concretament a l'EDAR de Vall-llobrega/Palamós (Girona) i l'EDAR dels Hostalets de Pierola (Barcelona), i al sistema de tractament terciari localitzat a la llera del riu Besòs, a la sortida de la depuradora de Montcada i Reixac. Addicionalment, s'ha comptat amb un estudi realitzat a escala de laboratori al Departament d'Enginyeria Química de la Universitat de Yale (EUA).

4.1.1. EDAR de Vall-llobrega/Palamós

L'EDAR de Vall-llobrega/Palamós tracta les aigües residuals urbanes de les poblacions de Palamós, Vall-llobrega, Mont-ras, Calonge i Palafrugell. La construcció d'aquesta instal·lació va permetre reduir entre un 90 % i un 95 % la càrrega orgànica abocada pels emissaris submarins d'aquestes poblacions.

El tractament de les aigües residuals s'inicia amb el pretractament que inclou els processos de desbast, dessoratge i desgreixatge. A continuació, es fa un tractament primari amb decantadors, seguit d'un tractament biològic aerobi (fangs activats) seguit de decantadors secundaris.

L'aigua d'entrada a l'EDAR presenta els canvis propis de la població servida, que es poden classificar de setmanals (major cabal d'arribada els caps de setmana que de dilluns a divendres) i estacionals (més aportació d'aigua els períodes de vacances), i que es reflecteixen en la qualitat i quantitat d'efluent (cabals i càrrega orgànica).

A més a més, cal destacar la influència de la meteorologia en l'efluent a tractar, ja que a més de l'efecte de dilució de la pluja, atesa la proximitat del mar, els vents de llevant i gregal produeixen ocasionalment l'entrada d'aigua de mar en els punts de bombeig a cap de planta, fet que suposa un augment de la conductivitat de l'afluent.

Les tecnologies per a la regeneració d'aigües residuals que s'han estudiat en aquesta EDAR són les que s'enumeren a continuació: àcid peracètic (APA), ozó (O_3), diòxid de clor (ClO_2) i radiació ultraviolada (UV). Cal indicar que per garantir el bon funcionament d'aquests sistemes es fa necessari treballar amb un tractament de filtració terciari previ a la desinfecció, amb l'objectiu de condicionar l'influent (bàsicament eliminació de partícules en suspensió i matèria orgànica). Els sistemes de pretractament estudiats són els següents: filtre de sorra (FS), filtre d'anelles (FA), fisicoquímic (FQ) i infiltració-percolació modificada (IPm).

El desenvolupament metodològic s'ha publicat a les revistes *Water Science and Technology: Water Supply* i *Water Science and Technology* (vegeu el capítol 5). Els articles publicats han estat els següents:

- **Article A:** M. Salgot, M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(3): 213-218.
- **Article B:** M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud (2003). Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(3): 161-165.
- **Article C:** L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 149-154.

Cal indicar que la presa de mostres s'ha fet una vegada establert el règim continu en cada tipus de tecnologia i estabilitzat el sistema, amb l'objectiu de reproduir les condicions que es donen a gran escala. Addicionalment, abans de la posada en marxa de les tecnologies estudiades ha estat indispensable l'execució d'una sèrie de mesures o operacions amb la finalitat d'afermar la màxima fiabilitat en els resultats. La taula 4.1. recull els treballs previs per a cada tecnologia.

Taula 4.1. Mesures prèvies a l'operació associades a les línies de regeneració d'aigües

Tractament	Mesures
IPm	<ul style="list-style-type: none"> ▪ En règim una setmana abans d'iniciar cadascuna de les línies estudiades ▪ Buidatge de l'arqueta de sortida de l'IPm ▪ Revisió de l'estat de la superfície del filtre (tallar l'herba i sanejar la sorra superficial)
FS	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Obertura del filtre per comprovar-ne l'estat ▪ Comprovar si la qualitat de l'aigua varia substancialment entre el tanc i la sortida del filtre
FA	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Rentatge de les anelles amb hipoclorit o àcid sulfúric diluït, a l'inici de l'operació de cada línia
FQ	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Realització d'un test de floculació (<i>jar-test</i>) per determinar: l'agent floculant; la dosi; l'agitació (rpm); el temps de retenció ▪ Abans d'operar: <ul style="list-style-type: none"> — Rentatge dels filtres per assentar la sorra — Determinació de la dosi de floculant per assegurar la formació de flòculs — Calibratge de la bomba dosificadora
APA	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calibratge de la bomba dosificadora ▪ Neteja del reactor de mescla
O ₃	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Temps de contacte de 2 minuts (segons estudis previs del CIRSEE) ▪ Procediment de treball amb l'objectiu de millorar l'eficàcia de la desinfecció. Mesura de la concentració residual d'O₃ (comprovació que la dosi aplicada sigui la correcta); quan les concentracions d'O₃ residual són nul·les, s'augmenta la dosi i se selecciona una potència superior
ClO ₂	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calibratge de les bombes ▪ Neteja del reactor de mescla
UV	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Neteja prèvia de les làmpades

IPm: Infiltració-percolació modificada; FQ: Físicoquímic; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; ClO₂: Diòxid de clor; O₃: Ozó; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada

A fi i efecte de fer més entenedor aquest apartat, les taules 4.2., 4.3. i 4.4. presenten les característiques més destacades relatives a material i mètodes dels articles publicats.

Taula 4.2. Aspectes relacionats amb material i mètodes de l'article A

Article A: M. Salgot, M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(3): 213-218

Elements	Descripció																				
Tecnologies	Sistemes de filtració terciària: FS, FA i IPm Sistemes de desinfecció: APA, O ₃ , ClO ₂ i UV																				
Període d'estudi	1 mes per línia d'estudi ¹ (total: 12 línies de treball)																				
Punt de presa de mostres	Efluent secundari (influent sistemes de filtració terciària) Efluent sistemes de filtració terciària (influent tractaments de desinfecció) Efluent sistemes de desinfecció																				
Mostreig i paràmetres d'estudi	Els dilluns es fa la posada en marxa dels sistemes de tractament (a excepció de la IPm, que funciona en continu) Presca de mostres: dimarts, dijous i divendres Taula i. Paràmetres i mostreig per cada línia d'estudi ¹																				
	<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Paràmetres</th> <th colspan="2">Mostreig</th> </tr> <tr> <th>Periodicitat</th> <th>Nre. mostres / paràmetre</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>pH, C.E, SS, O₂ dissolt, DQO, DBO₅, terbolesa, N-NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻</td> <td>3/setmana</td> <td>12</td> </tr> <tr> <td>TOC</td> <td>1/setmana</td> <td>4</td> </tr> <tr> <td>Coliformes fecals</td> <td>3/setmana</td> <td>12</td> </tr> <tr> <td>Colífags somàtics², bacteriòfags ARN F-específics²</td> <td>2/línia¹</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td><i>Giardia lamblia</i>, <i>Cryptosporidium parvum</i></td> <td>2/línia¹</td> <td>2</td> </tr> </tbody> </table>	Paràmetres	Mostreig		Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre	pH, C.E, SS, O ₂ dissolt, DQO, DBO ₅ , terbolesa, N-NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻	3/setmana	12	TOC	1/setmana	4	Coliformes fecals	3/setmana	12	Colífags somàtics ² , bacteriòfags ARN F-específics ²	2/línia ¹	2	<i>Giardia lamblia</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i>	2/línia ¹	2
Paràmetres	Mostreig																				
	Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre																			
pH, C.E, SS, O ₂ dissolt, DQO, DBO ₅ , terbolesa, N-NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻	3/setmana	12																			
TOC	1/setmana	4																			
Coliformes fecals	3/setmana	12																			
Colífags somàtics ² , bacteriòfags ARN F-específics ²	2/línia ¹	2																			
<i>Giardia lamblia</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i>	2/línia ¹	2																			
Mètodes analítics	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (2005), per a tots els paràmetres a excepció de: Colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics: ISO 10705-2 (2000) i ISO 10705-1 (1995), respectivament <i>Giardia lamblia</i> i <i>Cryptosporidium parvum</i> : EPA 1623. C&G in water by filtration/IMS/FA (2001)																				

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; ClO₂: Diòxid de clor; O₃: Ozó; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada

¹ Línia d'estudi: Combinació d'un sistema de filtració terciària amb un tractament de desinfecció

² Posada en marxa de la tècnica

Taula 4.3. Aspectes relacionats amb material i mètodes de l'article B

Article B: M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud (2003). Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(3): 161-165

Elements	Descripció																				
Tecnologies	Sistema de filtració terciària: FQ Sistemes de desinfecció: O ₃ i ClO ₂																				
Període d'estudi	1 mes per línia d'estudi ¹ (total: 2 línies de treball)																				
Punt de presa de mostres	Efluent secundari (influent sistemes de filtració terciària) Efluent sistemes de filtració terciària (influent tractaments de desinfecció) Efluent sistemes de desinfecció																				
Mostreig i paràmetres d'estudi	Els dilluns es fa la posada en marxa dels sistemes de tractament Preses de mostres: dimarts, dijous i divendres Taula ii. Paràmetres i mostreig per cada línia d'estudi ¹																				
	<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Paràmetres</th> <th colspan="2">Mostreig</th> </tr> <tr> <th>Periodicitat</th> <th>Nre. mostres / paràmetre</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>pH, C.E., SS, O₂ dissolt, DQO, DBO₅, terbolesa</td> <td>3/setmana</td> <td>12</td> </tr> <tr> <td>TOC</td> <td>1/setmana</td> <td>4</td> </tr> <tr> <td>Coliformes fecals</td> <td>3/setmana</td> <td>12</td> </tr> <tr> <td>Colífags somàtics², bacteriòfags ARN F-específics²</td> <td>2/línia¹</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td><i>Giardia lamblia</i>, <i>Cryptosporidium parvum</i></td> <td>2/línia¹</td> <td>2</td> </tr> </tbody> </table>	Paràmetres	Mostreig		Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre	pH, C.E., SS, O ₂ dissolt, DQO, DBO ₅ , terbolesa	3/setmana	12	TOC	1/setmana	4	Coliformes fecals	3/setmana	12	Colífags somàtics ² , bacteriòfags ARN F-específics ²	2/línia ¹	2	<i>Giardia lamblia</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i>	2/línia ¹	2
Paràmetres	Mostreig																				
	Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre																			
pH, C.E., SS, O ₂ dissolt, DQO, DBO ₅ , terbolesa	3/setmana	12																			
TOC	1/setmana	4																			
Coliformes fecals	3/setmana	12																			
Colífags somàtics ² , bacteriòfags ARN F-específics ²	2/línia ¹	2																			
<i>Giardia lamblia</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i>	2/línia ¹	2																			
Mètodes analítics	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (2005), per a tots els paràmetres a excepció de: Colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics: ISO 10705-2 (2000) i ISO 10705-1 (1995), respectivament <i>Giardia lamblia</i> i <i>Cryptosporidium parvum</i> : EPA 1623. C&G in water by filtration/IMS/FA (2001)																				

FQ: Físicoquímic; O₃: Ozó; ClO₂: Diòxid de clor

¹ Línia d'estudi: Combinació d'un sistema de filtració terciària amb un tractament de desinfecció

² Posada en marxa de la tècnica

Taula 4.4. Aspectes relacionats amb material i mètodes de l'article C

Article C: L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 149-154

Elements	Descripció
Tecnologies	Sistemes de filtració terciària: FA i IPm Sistema de desinfecció: ClO ₂
Període d'estudi	2 mesos per línia d'estudi ¹
Punt de presa de mostres	Efluent secundari (influent sistemes de filtració terciària) Efluent sistemes de filtració terciària (influent tractaments de desinfecció) Efluent sistemes de desinfecció
Mostreig i paràmetres d'estudi	Els dilluns es fa la posada en marxa dels sistemes de tractament Preses de mostres: dimarts i dijous

Taula iii. Paràmetres i mostreig per cada línia d'estudi¹

Paràmetres	Mostreig	
	Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre
pH, C.E., SS, O ₂ dissolt, DQO, DBO ₅ , terbolesa, N-NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻	2/setmana	16
TOC	1/setmana	8
Coliformes fecals	2/setmana	16
Colífags somàtics ² , bacteriòfags ARN F-específics ²	2/línia ¹	2
<i>Giardia lamblia</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i>	2/línia ¹	2

Mètodes analítics *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005), per a tots els paràmetres a excepció de:
Colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics: ISO 10705-2 (2000) i ISO 10705-1 (1995), respectivament
Giardia lamblia i *Cryptosporidium parvum*: EPA 1623. C&G in water by filtration/IMS/FA (2001)

IPm: Infiltració-percolació modificada; FA: Filtre d'anelles; ClO₂: Diòxid de clor

¹ Línia d'estudi: Combinació d'un sistema de filtració terciària amb un tractament de desinfecció

² Posada en marxa de la tècnica

Els resultats corresponents a la línia fisicoquímica + àcid peracetic no s'inclouen en cap dels articles publicats, ja que va ser estudiada amb posterioritat. Tot i això, els resultats d'aquesta

línia de treball es presenten en l'apartat 6.2 («Resultats i discussió»). La metodologia desenvolupada és la mateixa que la que es descriu a l'article B (taula 4.3.).

Prèviament a l'inici de l'estudi de les diferents línies de tractament es va fer necessari realitzar una sèrie de proves preliminars per determinar:

- la dosi d'agent desinfectant a aplicar per obtenir la màxima efectivitat en la desinfecció, en base a la determinació de coliformes fecals, i la mínima concentració residual de desinfectant;
- la concentració de residus del desinfectant emprat amb la dosi de treball.

Les proves preliminars realitzades en els equips de desinfecció s'han establert en funció de la bibliografia consultada, les característiques fisicoquímiques dels efluentes a tractar i les limitacions dels equips emprats (cabal, temps de contacte, etc.).

Proves preliminars relatives al pilot d'àcid peracètic

Els resultats corresponents a les proves preliminars fetes amb el pilot d'àcid peracètic es presenten en la figura 4.1. Aquest gràfic representa la concentració de coliformes fecals en l'efluent segons la dosi de desinfectant fixant el temps de contacte (10 minuts per a l'efluent procedent de la infiltració-percolació modificada, filtres de sorra i filtre d'anelles; i 30 minuts per a l'aigua generada pel pilot fisicoquímic). Les proves preliminars van portar a establir les condicions de treball que es presenten en la taula 4.5.

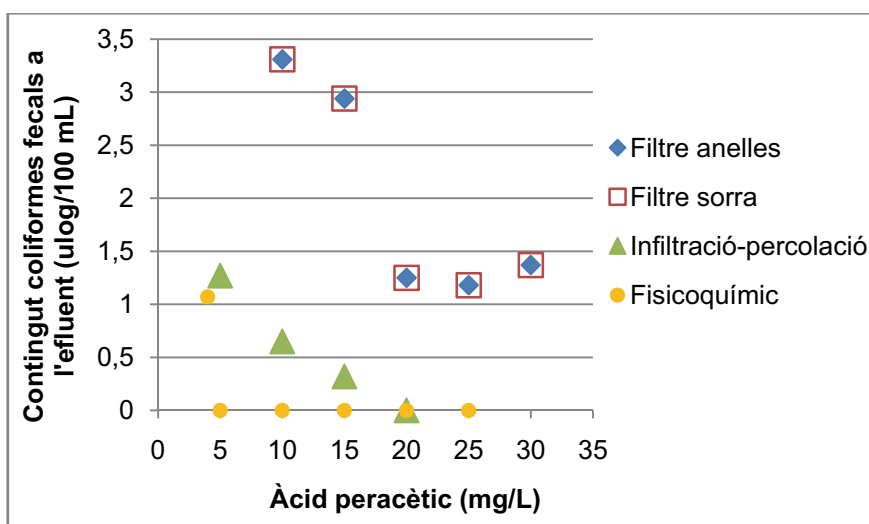


Figura 4.1. Proves preliminars fetes amb el pilot d'àcid peracètic on es mostra la concentració de coliformes fecals (en u log/100 mL) a l'efluent segons la dosi aplicada (en mg/L) i el pretractament

Taula 4.5. Condicions de treball fixades per a la línia de treball on el sistema de desinfecció és l'àcid peracètic (APA)

Sistema de filtració (previ a la desinfecció)			
Filtre de sorra	Filtre d'anelles	Infiltració-percolació	Fisicoquímic
C: 5,5 m ³ /h (91,7 L/min)	C: 5,5 m ³ /h (91,7 L/min)	C: 5,5 m ³ /h (91,7 L/min)	C: 5,5 m ³ /h (91,7 L/min)
T: 10 min	T: 10 min	T: 10 min	T: 30 min
D: 30 mg/L	D: 30 mg/L	D: 15 mg/L	D: 5 mg/L

C: Cabal; T: Temps de contacte; D: Dosi

Els resultats obtinguts en els estudis preliminars amb filtre d'anelles i filtre de sorra mostren que l'àcid peracètic no ha estat capaç d'eliminar totalment la concentració de coliformes fecals (condició establerta en un inici), tot i treballar a la màxima dosificació que permet el pilot (30 mg/L).

Una vegada s'han establert les condicions de treball de les línies de regeneració, cal conèixer la concentració d'àcid peracètic residual i aigua oxigenada residual, dades que es presenten en la taula 4.6. Els resultats mostren com en tots els casos s'assegura una concentració de desinfectant residual.

Taula 4.6. Concentració d'àcid peracètic residual i H₂O₂ residual (en mg/L) segons les condicions de treball en cada cas (entre parèntesis apareix el temps de contacte)

Paràmetre	Dosi àcid peracètic (mg/L)		
	5 (30 min)	15 (10 min)	30 (10 min)
APA residual ¹ (mg/L)	2,09	4,12	12,16
H ₂ O ₂ residual ² (mg/L)	0,93	3,75	7,31

¹ Sistema de medició mitjançant una sonda prèviament calibrada amb una dissolució d'àcid peracètic de 20 mg/L. La sonda subministra els valors de medició en temps real (instrument de regulació DULCOMETER D1C)

² Determinació fotomètrica de peròxids mitjançant l'oxidació catalítica d'un indicador per mitjà de peroxidasa. Test 8/71 per fotòmetre 300 D

En el marc de les proves preliminars, s'ha estudiat l'evolució de l'àcid peracètic residual al llarg del temps (vegeu la figura 4.2.). Cal indicar que aquesta recerca únicament s'ha fet amb els efluents procedents de la infiltració-percolació modificada i del filtre de sorra. Els resultats obtinguts mostren que aquest desinfectant es descompon ràpidament en un inici; i assoleix valors de 7,6 i 4,2 mg/L d'àcid peracètic i H₂O₂, respectivament, amb un temps de contacte corresponent a 10 minuts. Posteriorment, l'evolució esdevé més lenta i a les 47 hores els residuals se situen en 1,5 mg/L d'àcid peracètic i 3,1 mg/L de H₂O₂.

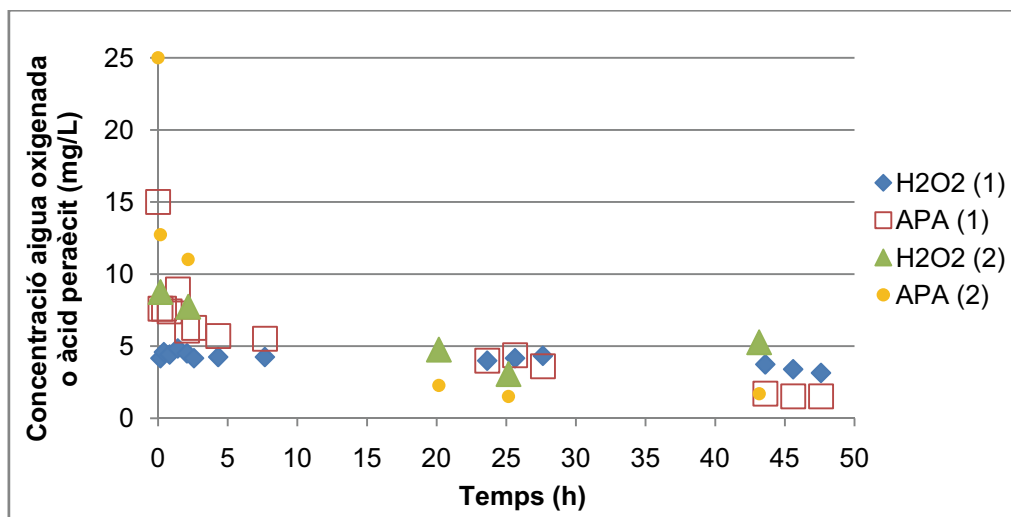


Figura 4.2. Evolució de l'àcid peracètic (en mg/L) i de l'H₂O₂ residuals (en mg/L) en les línies infiltració-percolació modificada + àcid peracètic (1) i filtre de sorra + àcid peracètic (2)

Proves preliminars relatives al pilot d'ozó

Les proves preliminars associades amb el pilot d'ozó es basen en la determinació de la dosi d'ozó transmesa (DOT) a l'aigua, ja que la dosi aplicada d'ozó varia segons la qualitat de l'aigua que s'ha de desinfectar (matèria orgànica, bromurs, etc.). Cal indicar que la determinació de l'ozó s'ha dut a terme a través de la tècnica del mètode índigo (colorimetric method, 4500-O₃ B de l'Standard Methods).

La figura 4.3. presenta els resultats corresponents a les proves preliminars amb el pilot d'ozó. El gràfic mostra la concentració de coliformes fecals en l'efluent segons la dosi d'ozó, fixant 2 minuts com a temps de contacte per a totes les línies estudiades. La taula 4.7. recull el resum de les condicions de treball escollides i utilitzades.

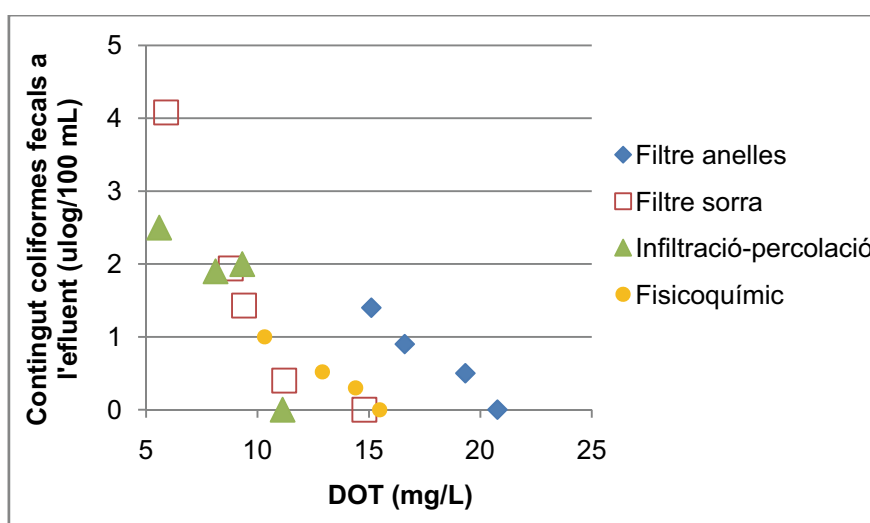


Figura 4.3. Proves preliminars fetes amb el pilot d'ozó on es mostra la concentració de coliformes fecals (en ulog/100 mL) a l'efluent segons la dosi aplicada (en mg/L) i el pretractament

Taula 4.7. Condicions de treball fixades per a la línia de treball on el sistema de desinfecció és l'ozó (O₃)

Sistema de filtració (previ a la desinfecció)			
Filtre de sorra	Filtre d'anelles	Infiltració-percolació	Fisicoquímico
C _a : 1,2 m ³ /h (20,0 L/min)	C _a : 1,2 m ³ /h (20,0 L/min)	C _a : 1,2 m ³ /h (20,0 L/min)	C _a : 1,2 m ³ /h (20,0 L/min)
C _o : 202-216 Ln/h	C _o : 213-215 Ln/h	C _o : 205-216 Ln/h	C _o : 216-217 Ln/h
T: 2 min	T: 2 min	T: 2 min	T: 2 min
D: 19,07-26,32 mg/L	D: 19,07-26,32 mg/L	D: 12,13-12,54 mg/L	D: 16,06-16,76 mg/L
Dt: 17,38-25,92 mg/L	Dt: 21,10-27,55 mg/L	Dt: 10,45-11,45 mg/L	Dt: 13,42-15,54 mg/L

C_a: Cabal d'aigua; C_o: Cabal d'oxigen; T: Temps de contacte; D: Dosi; Dt: Dosi de transferència

En aquest cas, l'estudi de l'evolució de l'ozó residual no s'ha dut a terme, atès que aquest desinfectant es caracteritza per presentar concentracions residuals molt baixes, ja que es tracta d'un agent químic que evoluciona molt ràpidament en el temps. Tot i això, la taula 4.8. presenta la concentració residual d'ozó a les dosis d'ozó escollides en cada cas.

Taula 4.8. Concentració d'ozó residual (en mg/L) segons les condicions de treball escollides en cada cas

Sistema de filtració (previ a la desinfecció)			
Filtre de sorra	Filtre d'anelles	Infiltració-percolació	Fisicoquímico
0,13 mg/L	0,88 mg/L	1,12 mg/L	1,28 mg/L

Proves preliminars relatives al pilot de diòxid de clor

Les proves preliminars corresponents al pilot de diòxid de clor es presenten en la figura 4.4. Aquest gràfic presenta la concentració de coliformes fecals en l'efluent segons la concentració de diòxid de clor aplicada en cada cas i per un temps de contacte de 55 minuts. La taula 4.9. presenta les condicions de treball escollides a partir dels resultats obtinguts en les proves preliminars.

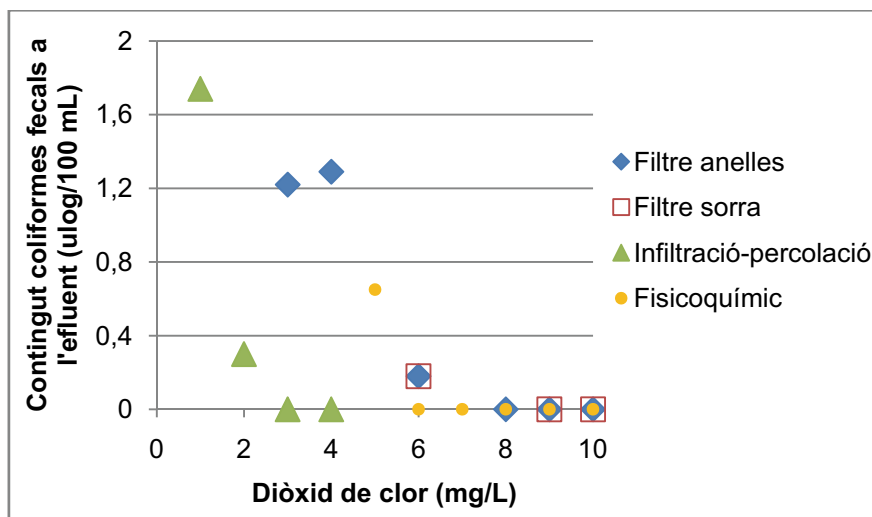


Figura 4.4. Proves preliminars fetes amb el pilot de diòxid de clor on es mostra la concentració de coliformes fecals (en ulog/100 mL) a l'efluent segons la dosi aplicada (en mg/L) i el pretractament

Taula 4.9. Condicions de treball fixades per a la línia de treball on el sistema de desinfecció és el diòxid de clor (ClO_2)

Sistema de filtració (previ a la desinfecció)			
Filtre de sorra	Filtre d'anelles	Infiltració-percolació	Físicoquímic
C: 1,0 m ³ /h (16,7 L/min)	C: 1,0 m ³ /h (16,7 L/min)	C: 1,0 m ³ /h (16,7 L/min)	C: 1,0 m ³ /h (16,7 L/min)
T: 55 min	T: 55 min	T: 55 min	T: 55 min
D: 9 mg/L	D: 8 mg/L	D: 3 mg/L	D: 6 mg/L

C: Cabal; T: Temps de contacte; D: Dosi de ClO_2

L'evolució de la concentració del romanent de diòxid de clor és un altre factor que s'ha tingut en compte a l'hora de triar les condicions de treball d'aquest pilot de desinfecció. La figura 4.5. mostra com el diòxid de clor experimenta una descomposició en el temps, de forma exponencial decreixent, en els casos estudiats (3, 6, 8 i 9 mg/L). Tot i aquesta ràpida descomposició sempre s'ha assegurat la presència de diòxid de clor residual en el temps de contacte de treball (55 minuts). Les concentracions residuals de ClO_2 es mostren en la taula 4.10. (a excepció de la dosi de diòxid de clor corresponent a 6 mg/L, ja que no es van fer aquestes determinacions). Addicionalment, aquesta taula indica la concentració present d'alguns subproductes derivats de la desinfecció amb diòxid de clor, com són les monocloramines, dicloramines i clorit sòdic.

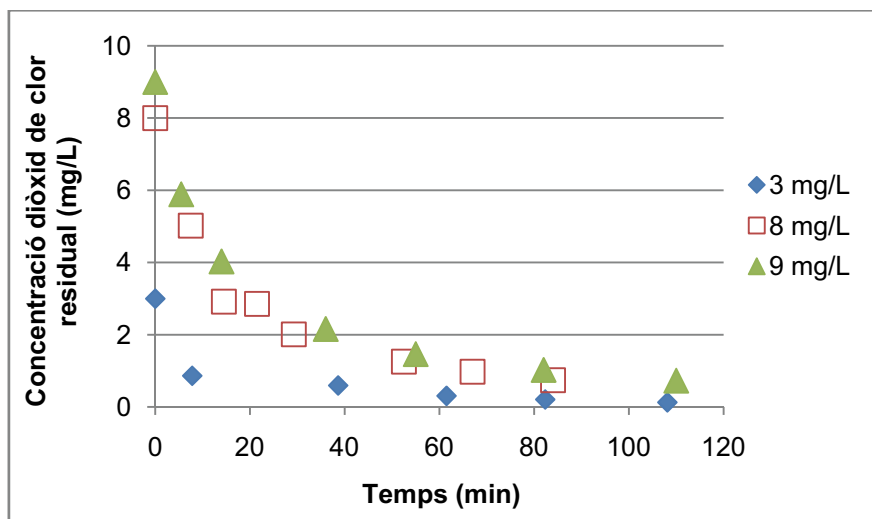


Figura 4.5. Evolució de la concentració del diòxid de clor residual (en mg/L) en el temps segons la dosi aplicada (3, 8 i 9 mg/L) i en les condicions experimentals (temps de contacte 55 minuts i dosis de 3, 8 i 9 mg/L)

Taula 4.10. Concentració de clor lliure i d'altres subproductes de la desinfecció derivats de l'ús del diòxid de clor segons les condicions de treball (temps de contacte 55 minuts i dosis de 3, 6, 8 i 9 mg/L)

Paràmetre	Dosi diòxid de clor (mg/L)		
	3	8	9
ClO ₂ residual ¹ (mg/L)	0,30	1,25	1,02
Clor lliure ¹ (mg/L)	5 x 10 ⁻⁴	s. l. d.	s. l. d.
Monocloramines ¹ i dicloramines ¹ (mg/L)	0,173	0,756	1,194
Clorit sòdic ¹ (mg/L)	0,0705	0,640	0,294

¹ Mètode analític: DPD Colorimetric Method for chlorine dioxide and byproducts. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005).

s. l. d.: Sota límit de detecció

Proves preliminars relatives al pilot de radiació ultraviolada

La dosi d'UV es defineix com la intensitat de radiació ultraviolada (mW/cm²) que un microorganisme rep multiplicada pel temps (s) a què està sotmès a aquesta radiació:

$$\text{Dosi UV (mW}\cdot\text{s/cm}^2\text{)} = \text{Intensitat} \times \text{temps}$$

El reactor emprat pertany a la marca comercial TROJAN Technologies Inc. Aquesta empresa ha indicat les condicions de treball per al pilot model UV1M250, una vegada s'ha caracteritzat

l'influent a tractar. La taula 4.11. presenta les condicions de treball fixades per a cada línia de treball.

Taula 4.11. Condicions de treball fixades per a la línia de treball on el sistema de desinfecció és la radiació ultraviolada (UV)

Sistema de filtració (previ a la desinfecció)			
Filtre de sorra	Filtre d'anelles	Infiltració-percolació	Fisicoquímic
C: 2 m ³ /h (33,3 L/min)	C: 2 m ³ /h (33,3 L/min)	C: 2 m ³ /h (33,3 L/min)	C: 2 m ³ /h (33,3 L/min)
D: 778,8 mWs/cm ²	D: 693,6 mWs/cm ²	D: 431,9 mWs/cm ²	D: 390,8 mWs/cm ²

C: Cabal; D: Dosi

El treball fet a l'EDAR de Vall-llobrega/Palamós també ha format part d'una publicació a la revista *Water Science and Technology* (vegeu el capítol 5):

- **Article D:** F. Brissaud, M. Salgot, M. Folch, M. Auset, E. Huertas i A. Torrens (2007). Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection. Thirteen years experience in Spain. *Water Science and Technology*, 55(7): 227-234.

Aquest article recull l'experiència en infiltració-percolació modificada després de tretze anys de funcionament a Espanya. Especificament, es basa en aspectes constructius (p. ex. material de rebliment) i d'operació (p. ex. gestió de la colmatació) d'aquesta tecnologia.

Aquesta publicació inclou l'experiència d'onze sistemes localitzats en diferents poblacions i que presenten diferents característiques. Cal indicar que la contribució a aquesta recerca ha estat el treball fet a l'EDAR de Vall-llobrega/Palamós i als Hostalets de Pierola (vegeu l'apartat 4.1.2.).

En relació amb els aspectes constructius, cal tenir en compte el tipus de material de rebliment escollit. Per tal de conèixer la granulometria d'aquest material se n'ha fet la textura (tamisatge en sec). S'ha determinat mitjançant tamisos de malla diferent, disposats en un cilindre vertical, de forma que cadascun ha retingut les partícules de diàmetre superior al de la malla i ha deixat passar la resta de la mostra (MAPA, 1994).

Amb l'objectiu de caracteritzar la sorra s'utilitzen les corbes de granulometria acumulativa que permeten determinar el coeficient d'uniformitat (U), el diàmetre eficaç (D10) i el diàmetre D60. El coeficient d'uniformitat és el quocient entre D60 i D10; el D10 és el diàmetre per sota del qual queda el 10 % del sòl, en pes; i el D60 és el diàmetre per sota del qual queda el 60 % del sòl, en pes.

Els resultats de l'anàlisi granulomètrica s'expressen en forma de corbes acumulatives que s'obtenen en representar sobre un eix cartesià, en abscisses a escala logarítmica, els diàmetres dels tamisos, generalment en valors decreixents des de l'origen, i en ordenades els percentatges en pes dels materials que no superen el diàmetre corresponent, respecte al pes total de la mostra.

D'altra banda, l'estudi de la colmatació dels biofiltres ha obligat a fer una sèrie de mostres de la sorra dels biofiltres a diferents profunditats (entre 0 i 5 cm; entre 10 i 20 cm; i entre 30 i

40 cm). Aquests mostreigs s'han fet amb eines manuals (pic i pala) i de manera puntual (casos excepcionals) s'han utilitzat eines més invasores, com ara la pala mecànica. En tots aquests casos l'anàlisi de visu ha constituït la principal font d'informació. Val a dir que els processos anaerobis que es produeixen en aquest tipus de sistemes són fàcilment observables, ja que la biopel·lícula es caracteritza per presentar un color negre o gris fosc.

4.1.2. EDAR dels Hostalets de Pierola

Les aigües generades per la població dels Hostalets de Pierola passen, primerament, per un pretractament per tal d'eliminar el material groller (sorra, grava i altres materials), mitjançant una cambra de sòlids i un cargol automàtic (Huber™). Després del pretractament, hi ha una sedimentació per eliminar la matèria en suspensió i els sòlids que no han estat eliminats anteriorment. El decantador és un fossa Imhoff millorada amb forma circular que constitueix la corona central d'una doble corona. La corona externa està dividida en dues parts: una meitat de la corona s'utilitza com a tanc d'acumulació de fangs i l'altra meitat s'utilitza com a bassa d'homogeneïtzació de les aigües residuals que hi arriben. El fang generat s'evacua del decantador mitjançant una vàlvula telescòpica. Tanmateix, el decantador té un escumador que serveix per recollir el material flotant. L'aigua decantada pot passar al tanc d'homogeneïtzació o pot anar directament a l'estació de bombament des d'on es distribueix l'aigua als dos biofiltres d'IPm. Una part de l'efluent generat per la IPm s'envia a les zones humides construïdes (ZHc), dissenyades a escala pilot, per estudiar la capacitat de millorar la qualitat de l'aigua.

L'EDAR ha de romandre amb els biofiltres operatius constantment, ja que s'ha de garantir el tractament de la totalitat de les aigües residuals procedents de la població. Per aquesta raó, s'opta per l'alternança de sectors en descans per controlar l'estat de la biopel·lícula, ja que és aquí on tenen lloc la majoria dels processos de depuració.

El treball està publicat a la revista *Water Science and Technology*, on es presenta la metodologia emprada i els resultats obtinguts en aquesta recerca (vegeu el capítol 5).

- **Article E:** E. Huertas, M. Folch i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 143-148.

Per fer més entenedor aquest apartat, s'ha elaborat una taula resum on apareixen els aspectes més rellevants associats a aquest article (vegeu la taula 4.12.).

Taula 4.12. Aspectes relacionats amb material i mètodes de l'article E

Article E: E. Huertas, M. Folch i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 143-148

Elements	Descripció											
Tecnologies	Tractament secundari: infiltració-percolació modificada Tractament terciari: zones humides construïdes											
Període d'estudi	1 any (2004)											
Punt de presa de mostres	Efluent primari (influent IPm), efluent IPm (influent ZHc) i efluent ZHc											
Mostreig i paràmetres d'estudi	Preses de mostres: dimecres Taula iv. Paràmetres i mostreig											
	<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Paràmetres</th> <th colspan="2">Mostreig</th> </tr> <tr> <th>Periodicitat</th> <th>Nre. mostres / paràmetre</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>pH, C.E., SS, DQO, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, PO₄³⁻</td> <td>1/setmana</td> <td>48</td> </tr> <tr> <td>Coliformes fecals</td> <td>1/setmana</td> <td>48</td> </tr> </tbody> </table>	Paràmetres	Mostreig		Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre	pH, C.E., SS, DQO, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻	1/setmana	48	Coliformes fecals	1/setmana	48
Paràmetres	Mostreig											
	Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre										
pH, C.E., SS, DQO, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻	1/setmana	48										
Coliformes fecals	1/setmana	48										
Mètodes analítics	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (2005), per a tots els paràmetres											

L'estudi amb tecnologies no convencionals, infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes, s'ha portat a terme una vegada les tecnologies estaven en règim; és a dir, no s'han aturat en un període inferior a 15 dies abans de fer el mostreig. Les mostres s'han pres en punts representatius dels diferents tractaments (vegeu la taula 4.12.) una vegada garantit l'estat estacionari, ja que d'aquesta manera s'assegura la fiabilitat dels resultats de l'estudi.

El manteniment dels tractaments no convencionals és un dels aspectes que no es pot oblidar quan es treballa amb aquests tipus de sistemes, tot i estar classificats com a tecnologies amb un baix manteniment (que en moltes ocasions es tradueix erròniament com a manteniment zero). La manca d'operacions de manteniment pot donar lloc a un mal funcionament del sistema i, conseqüentment, a la generació d'un efluent amb qualitats no esperades. La taula 4.13. presenta les mesures de manteniment i operació per a les tecnologies extensives estudiades (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes).

Taula 4.13. Mesures d'operació i manteniment dels tractaments no convencionals estudiats (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes)

Tecnologia	Superfície	Altres
IPm	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Descans de sectors ▪ Pas de rasclat (sectors en repòs) ▪ Eliminació de vegetació espontània 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Revisió del pivot de reg ▪ Revisió periòdica del sistema d'evacuació de l'aigua ▪ Control del sistema d'aeració passiu ▪ Control de la formació d'acúmul·s de matèria orgànica sota el sistema de distribució (si és soterrat) o gota a gota
ZHc	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Tallada de canyes (novembre-febrer) ▪ Soterrament de les puntes de les tiges en zones amb poca població de <i>Phragmites australis</i> ▪ Eliminació de vegetació espontània ▪ Control visual del nivell d'aigua en la parcel·la 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Revisió periòdica del sistema d'evacuació de l'aigua ▪ Control del sistema de bombament ▪ Control del nivell piezomètric ▪ Revisió dels goters (si escau) ▪ Control de la formació d'acúmul·s de matèria orgànica sota el sistema de distribució (si és soterrat) o gota a gota

IPm: Infiltració-percolació modificada; ZHc: Zones humides construïdes

Tal com s'ha comentat anteriorment, l'experiència portada a terme a la infiltració-percolació modificada dels Hostalets de Pierola també ha format part de l'article D:

- **Article D:** F. Brissaud, M. Salgot, M. Folch, M. Auset, E. Huertas i A. Torrens (2007). Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection. Thirteen years experience in Spain. *Water Science and Technology*, 55(7): 227-234.

Els detalls relacionats amb el material i els mètodes d'aquest cas d'estudi són els que es presenten en l'apartat 4.1.1.

4.1.3. Llera del riu Besòs

La llera del riu Besòs compta amb un conjunt de zones humides construïdes instal·lades a prop de la desembocadura del riu. Aquestes ZHc tracten teòricament una part de l'efluent secundari de l'EDAR de Montcada i Reixac (aproximadament el 20 % del total de les aigües depurades per aquesta EDAR). L'EDAR tracta les aigües residuals de Montcada i Reixac (el 90 % del terme municipal), així com de Sant Cugat del Vallès, Cerdanyola, Ripollet, Badia del Vallès i Barberà del Vallès.

L'EDAR de Montcada i Reixac té un cabal de disseny de 72.000 m³/dia i pot tractar una càrrega contaminant de 360.000 habitants equivalents. Pel que fa als tractaments, des de l'any 2003 la

càrrega contaminant de les aigües residuals s'elimina per mitjà de tractaments biològics (fangs actius).

L'estudi realitzat a la llera del riu Besòs i el seu desenvolupament metodològic estan publicats a la revista *Desalination* (vegeu el capítol 5).

- **Article F:** E. Huertas, M. Folch, M. Salgot, I. Gonzalvo i C. Passarell (2006). Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain). *Desalination*, 188(1-3): 141-147.

Amb l'objectiu de fer aquest apartat més intel·ligible s'ha cregut convenient elaborar una taula resum on es recullen els aspectes més rellevants (vegeu la taula 4.14.).

Taula 4.14. Aspectes relacionats amb material i mètodes de l'article F

Article F: E. Huertas, M. Folch, M. Salgot, I. Gonzalvo i C. Passarell. (2006). Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain). *Desalination*, 188(1-3): 141-147

Elements	Descripció											
Tecnologies	Zones humides construïdes											
Període d'estudi	3 anys (2001-2003)											
Punt de presa de mostres	Efluent secundari (influent ZHc) i efluent ZHc											
Mostreig i paràmetres d'estudi	Presa de mostres: dimarts Taula v. Paràmetres i mostreig											
	<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Paràmetres</th> <th colspan="2">Mostreig</th> </tr> <tr> <th>Periodicitat</th> <th>Nre. mostres / paràmetre</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>pH, C.E., SS, DQO, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P₂O₅</td> <td>1/mes</td> <td>36</td> </tr> <tr> <td>Coliformes fecals</td> <td>1/mes</td> <td>36</td> </tr> </tbody> </table>	Paràmetres	Mostreig		Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre	pH, C.E., SS, DQO, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , P ₂ O ₅	1/mes	36	Coliformes fecals	1/mes	36
Paràmetres	Mostreig											
	Periodicitat	Nre. mostres / paràmetre										
pH, C.E., SS, DQO, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , P ₂ O ₅	1/mes	36										
Coliformes fecals	1/mes	36										
Mètodes analítics	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (2005), per a tots els paràmetres											

ZHc: Zones humides construïdes

Tal com s'ha indicat anteriorment, l'estudi de les zones humides construïdes s'ha portat a terme una vegada les tecnologies estan en règim (no s'han aturat en un període inferior a quinze dies abans de fer el mostreig). Les mostres s'han pres en punts representatius dels diferents tractaments (vegeu la taula 4.14.) una vegada garantit l'estat estacionari, ja que d'aquesta manera s'assegura la fiabilitat dels resultats de l'estudi.

Les zones humides construïdes del riu Besòs no han funcionat al 100 % durant tot el període d'estudi, ateses les diverses obres que s'han fet en el riu (construcció de passarel·les i metro) i

els forts episodis de pluja. Aquest fet ha suposat l'aixecament total de parcel·les que han hagut de ser reconstruïdes de nou. En el cas de pluja, les primeres parcel·les són les que acumulen major quantitat de material arrossegat, principalment material sorrenc, grava i restes vegetals, entre d'altres. Si les pluges són suficientment importants per generar un cabal que cobreixi la totalitat de la llera del riu, això significa que les zones humides construïdes queden sota la làmina d'aigua, recordem que no es fa necessari tornar a replantar les parcel·les. En primer lloc, perquè la vegetació és molt flexible i es tomba al pas de l'aigua, i si no s'han acumulat materials en la superfície, la vegetació serà capaç d'alçar-se de nou. Si, al contrari, les plantes han quedat cobertes per sorres o graves podran rebrotar. Cada nòdul de la tija del *Phragmites australis* (tipus de vegetació utilitzada en aquest sistema) que es troba en contacte amb un medi de suport pot donar lloc a un nou brot de la planta.

El manteniment de les zones humides construïdes segueix el que s'ha comentat en l'apartat 4.1.2. (vegeu la taula 4.13.).

4.1.4. Estudi a escala de laboratori

Les tecnologies de membrana, com ara l'osmosi inversa i la nanofiltració, són tecnologies que també s'utilitzen en la regeneració d'aigües residuals. Un dels aspectes clau en aquests sistemes és el manteniment de les membranes per garantir-ne el funcionament correcte. Aquesta recerca s'ha centrat en l'estudi de la influència de la formació d'una biopel·lícula en membranes d'osmosi inversa i nanofiltració sobre els rendiments d'eliminació del bor.

Aquest estudi s'ha portat a terme al Departament d'Enginyeria Química de la Universitat de Yale (Connecticut, USA) i el seu desenvolupament metodològic s'ha publicat a la revista *Journal of Membrane Science* (vegeu el capítol 5).

- **Article G:** E. Huertas, M. Herzberg, G. Oron i M. Elimelech (2008). Influence of biofouling on boron removal by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 318(1-2): 264-270.

Per fer aquest estudi s'ha treballat amb una aigua sintètica que simula la qualitat d'un efluent secundari (es basa en les característiques dels efluent d'EDAR de Califòrnia), al qual s'afegeix H_3BO_3 . Les concentracions de bor escollides (1 i 5 mg B/L) es basen en la bibliografia consultada, la qual fixa que les aigües residuals rarament presenten concentracions superiors a 5 mg/L; i no s'han estudiat concentracions inferiors a 1 mg/L per assegurar-ne la determinació amb els mètodes analítics disponibles. La taula 4.15. presenta els aspectes més destacats relacionats amb el material i mètodes d'aquest estudi.

Taula 4.15. Aspectes relacionats amb material i mètodes de l'article G

Article G: E. Huertas, M. Herzberg, G. Oron i M. Elimelech (2008). Influence of biofouling on boron removal by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 318(1-2): 264-270

Elements	Descripció																				
Tecnologies	Nanofiltració i osmosi inversa																				
Període d'estudi	3 mesos																				
Punt de presa de mostres	Influent Permeat																				
Mostreig i paràmetres d'estudi	Preses de mostres: dilluns i dimecres Taula vi. Paràmetres i mostreig corresponents a l'article																				
	<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Paràmetres</th> <th colspan="2">Mostreig</th> </tr> <tr> <th>Periodicitat (per cada experiment)</th> <th>Nre. mostres / paràmetre</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>pH</td> <td>En continu</td> <td>n.a.</td> </tr> <tr> <td>Temperatura</td> <td>En continu</td> <td>n.a.</td> </tr> <tr> <td>Bor</td> <td>Inici i final</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td><i>P. aeruginosa</i> PAO1^a</td> <td>30-60 min després d'afegir el medi de cultiu i clorur d'amoni</td> <td>1</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Final</td> <td>1</td> </tr> </tbody> </table>	Paràmetres	Mostreig		Periodicitat (per cada experiment)	Nre. mostres / paràmetre	pH	En continu	n.a.	Temperatura	En continu	n.a.	Bor	Inici i final	2	<i>P. aeruginosa</i> PAO1 ^a	30-60 min després d'afegir el medi de cultiu i clorur d'amoni	1		Final	1
Paràmetres	Mostreig																				
	Periodicitat (per cada experiment)	Nre. mostres / paràmetre																			
pH	En continu	n.a.																			
Temperatura	En continu	n.a.																			
Bor	Inici i final	2																			
<i>P. aeruginosa</i> PAO1 ^a	30-60 min després d'afegir el medi de cultiu i clorur d'amoni	1																			
	Final	1																			
	^a Sembla dilucions 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} (mostra: influent); al final de l'experiment sembla dilucions 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} , 10^{-7} (mostra: influent i permeat)																				
Mètodes analítics	pH: pH metre (Accumet AR60, Fisher Scientific) B: ICP-AES. Perkin Elmer Optima 3000 <i>P. aeruginosa</i> PAO1: Recompte del nombre de colònies (medi de cultiu: LB i agar). Incubació a 37°C sense agitació durant 12 hores																				

n.a.: No aplicable

4.2. Risc associat a la reutilització d'aigües regenerades

El primer pas en l'estudi del risc associat a la reutilització d'aigües regenerades és l'establiment de la qualitat d'aquesta aigua. Tot seguit es fa necessari l'estudi del risc associat a la reutilització d'aquest recurs. Atesa la novetat de la temàtica en el moment del treball i la manca de bibliografia que reculli les diferents tendències existents, es va decidir publicar el marc teòric a la revista *Desalination*, en dues publicacions:

- **Article H:** M. Salgot, E. Huertas, S. Weber, W. Dott i J. Hollender (2006). Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*, 187(1-3): 29-40.
- **Article I:** E. Huertas, M. Salgot, J. Hollender, S. Weber, W. Dott, S. Khan, A. Schäfer, R. Messalem, B. Bis, A. Aharoni i H. Chikurel (2008). Key objectives for water reuse concepts. *Desalination*, 218(1-3): 120-131.

Ambdós articles s'han elaborat a partir d'una revisió bibliogràfica sobre el risc associat a la regeneració d'aigües residuals, però amb perspectives diferenciades. Cal indicar que la contribució a aquests articles s'ha centrat en els aspectes microbiològics i el seu risc associat (liderat pel grup d'Hydrologia de la Facultat de Farmàcia), mentre que la vessant química i fisicoquímica ha estat desenvolupada per altres grups de recerca internacionals, com ara l'Institute of Hygiene and Environmental Medicine d'Aachen (Alemanya).

L'**article H** se centra en l'anàlisi sobre els paràmetres microbiològics i químics de les normatives de reutilització i, en particular, pren com a referència la *Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal* (CEDEX, 1999) (vegeu l'annex 1).

Aquest treball ha simplificat el nombre de categories fixades en el document CEDEX (1999), i es passa de les 14 categories establertes a les 7 descrites en l'article H. Aquesta simplificació es realitza a partir de la qualitat microbiològica exigida en cada cas; és a dir, les categories fixades en el document CEDEX (1999) que presenten el mateix valor màxim admissible per al mateix microorganisme es fusionen. Atesa l'aprovació del RD 1620/2007, l'apartat 4.2. del capítol «Resultats i discussió» presenta una comparació entre les categories de qualitat microbiològica segons els usos finals de l'aigua regenerada definides en l'article H, inspirades en l'esborrany de normativa publicat pel CEDEX (1999), i unes categories noves que es basen en la normativa de reutilització actual.

Adicionalment, aquest article estableix el cost d'anàlisi dels diferents microorganismes que estableix el document del CEDEX (1999) i en fixa la importància en cada categoria de reutilització. Val a dir que el cost d'anàlisi es determina a partir de la informació obtinguda de laboratoris professionals acreditats.

Un altre aspecte important d'aquest treball és la revisió de les normatives de reutilització de països com ara Israel, Itàlia, Espanya i les que estableix l'Organització Mundial de la Salut (OMS). Aquesta informació ha permès construir una taula on s'assenyalen els límits dels microorganismes segons els usos concrets (categories 1-7).

Aquest article també inclou una vessant més crítica relacionada amb els paràmetres microbiològics fixats per les normatives de reutilització (microorganismes indicadors) i avaluació del risc. Respecte al primer punt, l'estudi inclou la descripció de la utilitat i les limitacions associades als microorganismes indicadors a partir de la bibliografia consultada, mentre que l'avaluació del risc s'enfoca sota el prisma dels gestors i reguladors que estaran al càrrec de la regeneració i reutilització d'aigües residuals.

La informació que es presenta en l'**article I** prové, tal com s'ha comentat anteriorment, de la bibliografia consultada i de l'experiència en la matèria. La informació que s'inclou en aquest

estudi presenta una descripció dels usos que utilitzen un major volum d'aigua regenerada a Europa, segons informació del projecte europeu AQUAREC (2005), que són: reg; usos residencials; usos urbans i recreatius; aigua de bany; aquicultura; aigua d'indústria; i producció d'aigua potable. Addicionalment, es relacionen els diferents usos amb el risc associat en cada cas i es presenten les mesures que cal implementar per reduir el risc.

Tot seguit es fa una anàlisi, de manera resumida, dels paràmetres microbiològics i químics que es relacionen més habitualment amb la reutilització d'aigües regenerades, se n'indiquen les limitacions i es relacionen amb el risc, entès com a càlcul probabilístic.

Finalment, l'article desenvolupa el tema de l'avaluació del risc des del punt de vista de gestors i reguladors, i s'apunten diferents formes de calcular i gestionar el risc. Respecte al càlcul del risc es descriuen els models més destacats per determinar la probabilitat d'infecció i el mètode d'avaluació que proposa l'OMS, anomenat DALY (*Disability-Adjusted Life Year*). D'altra banda, la gestió del risc associat a la reutilització de les aigües regenerades parteix del sistema d'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC) que s'aplica actualment a la indústria alimentària. D'aquesta manera, es presenten els diagrames de flux d'un esquema bàsic de regeneració d'aigües on s'apunten els punts de control crítics (PCC) segons si es classifiquen des del punt de vista sanitari, tecnològic o ecològic.

El capítol de resultats i discussió (vegeu la secció 6.7.) presenta l'aplicació d'algunes de les eines que es descriuen en l'article I sobre tres línies d'estudi corresponents al treball fet a Vall-llobrega/Palamós: infiltració-percolació modificada + diòxid de clor, filtre de sorra + diòxid de clor, i fisicoquímic + diòxid de clor.

Les eines que s'apliquen, i que queden recollides en l'article I, són l'avaluació quantitativa del risc microbiològic, ús de l'indicador epidemiològic DALY i implementació dels principis de l'APPCC a les línies de regeneració esmentades anteriorment. Addicionalment, es fa una aproximació del risc a través de l'avaluació qualitativa del risc microbiològic (vegeu l'apartat 6.7.).

4.3. Bibliografia

APHA, AWWA, WPCF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21 Edició. Washington, D.C.

AQUAREC (2005). Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater. EVK1-CT-2002-00130. www.aquarec.org.

CEDEX (1999). Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal. No publicat.

ISO (1995). *Water quality - detection and enumeration of bacteriophages*. Part 1: Enumeration of F-specific RNA bacteriophages. ISO 10705-1, International Organization for Standardization, Ginebra.

ISO (2000). *Water quality - detection and enumeration of bacteriophages*. Part 2: Enumeration of somatic coliphages. ISO 10705-2, International Organization for Standardization, Ginebra.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994). *Métodos oficiales de análisis*. MAPA, Dirección General de Política Alimentaria. Madrid.

RD 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE núm. 294, de 8 de diciembre.

US EPA (2001). *Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in water by filtration/IMS/FA*. EPA-821-R-01-025. Washington, DC.

Capítol 5

Articles publicats

5. Articles publicats

5.1. Article A

M. Salgot, M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem

Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation

Water Science and Technology: Water Supply. 2002; 2(3): 213-218

Resum

Aquest article presenta l'estudi de diferents línies de regeneració d'aigües a l'estació depuradora d'aigües residuals de Vall-llobrega/Palamós. Cada línia està constituïda per un tractament de filtració (infiltració-percolació modificada, tractament fisicoquímic, filtre de sorra i filtre d'anelles) i un sistema de desinfecció (diòxid de clor, ozó, àcid peracètic i radiació ultraviolada).

Cada línia ha estat estudiada i s'ha comparat amb la resta d'opcions, per tal de determinar quina és la millor combinació (tractament de filtració i sistema de desinfecció) per a la regeneració d'aigües. Cal indicar que el tractament de filtració permet la utilització de dosis de desinfectants menors, i d'aquesta manera es minimitzen els impactes negatius provocats per la quantitat de subproductes i es millora la fiabilitat de les instal·lacions de regeneració.

Les conclusions a què arriba aquest estudi estableixen que el tractament de filtració és necessari per eliminar els sòlids en suspensió abans del tractament de desinfecció. El pretractament que ha obtingut més bons rendiments de filtració és la infiltració-percolació modificada, ja que presenta uns percentatges d'eliminació de sòlids en suspensió, matèria orgànica i retenció de microorganismes elevats. A més a més, aquesta tecnologia oxida l'amoni (produint nitrats), consegüentment, es redueixen les necessitats d'oxigen. D'altra banda, també s'observa que el pilot fisicoquímic es mostra més eficient que el filtre de sorra i el filtre d'anelles; fet que s'explica atesa l'addició de floculants que millora l'eliminació de sòlids en suspensió, DBO₅ i terbolesa. No obstant l'indicat, cal dir que tan els filtres de sorra com els d'anelles són efectius amb el que s'espera d'ells segons el seu disseny; és a dir, compleixen els requisits de qualitat de l'efluent de disseny.

En relació amb els sistemes de desinfecció, les línies corresponents al diòxid de clor i ozó són les que es mostren més efectives a les condicions de treball de l'estudi. Finalment, cal indicar que hi ha altres paràmetres addicionals que condicionen el tipus de tractament per escollir, que són els requeriments legals, la fiabilitat de la tecnologia, les tecnologies disponibles en el país i la viabilitat econòmica.

Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation

M. Salgot*, M. Folch*, E. Huertas*, J. Tapias*, D. Avellaneda**, G. Girós**, F. Brissaud***, C. Vergés****, J. Molina** and J. Pigem***

* Laboratori d'Edafologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona. Joan XXIII s/n 08028 Barcelona, Spain

** Fundació AGBAR Barcelona, Spain

*** Hydrosiences, Université Montpellier II. 5-SEARSA, Barcelona, Spain

**** AGBAR, Direcció Sanejament, Barcelona, Spain

Abstract Several lines of reclamation have been tested in the Palamós/Vall-Llobrega (Girona, Spain) wastewater treatment plant. Each line consists of a filtration treatment (infiltration-percolation, sand filter, ring filter and physico-chemical treatment) plus a disinfection system (UV, peracetic acid, chlorine dioxide and ozonation). Every combination has been evaluated and compared with the other possibilities. This combination of filtration and disinfection allows the use of lower doses of disinfectants, thus minimising the negative impacts of the whole process and improving the reliability of the reclamation facilities.

Keywords Disinfection; filtration; reclamation; wastewater reuse

Introduction

There are two types of wastewater reclamation treatments: those which, basically, intend to improve secondary wastewater quality, but are not devoted specifically to disinfection, although some of them can improve microbiological quality of wastewater; and specific disinfection systems.

Nevertheless, the majority of wastewater treatment processes can modify water characteristics, removing undesirable particles, transforming organic matter and disinfecting in some proportion. Occasionally, a type of treatment can exert all effects: disinfection, organic matter removal and suspended solids removal, at least. The main problem is usually to define the reclamation line more adapted to specific circumstances.

For this last reason, in Palamós/Vall-Llobrega WWTP (Girona, Spain) a project called DRAC (Desinfección y Reutilización de Aguas Residuales en Cataluña, Wastewater disinfection and reuse in Catalonia) was developed. The project arose from the necessity to define reclamation treatments capable to guarantee an effluent with enough quality to be reused with a minimal microbiological risk.

The DRAC project studies the combination of filtration systems (tertiary treatments) and specific disinfection systems (advanced treatments). The employed technologies are:

- *Intensive technologies*: sand filter (SF), ring filter (RF), ultraviolet (UV), ozone (O₃), peracetic acid (PA), chlorine dioxide (ClO₂) and physical-chemical (PC).
- *An extensive technology*: infiltration-percolation (IP).

The basic aims of this project are:

- to establish the most appropriate technology for wastewater reclamation under a given set of characteristics of a specific site;
- to combine hard and soft technologies and to determine their performances;
- to define the employed equipment capacity to generate tertiary effluent with enough quality for being disinfected, and to disinfect wastewater up to a defined level;
- to quantify the by-products generation.

Material and methods

The Palamós activated sludge facility serves several municipalities in a summer tourist area, with 32,000 inhabitants in winter time and up to 60,000 during the summer season.

The secondary effluent coming from this plant was reclaimed by using different pretreatments before disinfection: infiltration–percolation, ring filter, sand filter and physical–chemical pilot. Those systems were combined with disinfection treatments (with the exception of PC which was tested only in combination with UV and O₃): ultraviolet, ozone, peracetic acid and chlorine dioxide. The main characteristics of the used technologies are as follows:

1. Filtration systems

- *Infiltration–percolation (IP)*. Filtrating surface: 554.7 m²; depth: 1.50 m of sand (granulometry: 98% below 1 mm), 10 cm of fine gravel, 30 cm of coarse gravel.
- *Ring filter (RF)*. Two modules of filtration: the first has two filters with a filtration degree of 50 µm K 10–15%; the second has three filters with a filtration degree of 25 µm K 10–15%; the maximum flow is 12–13 m³.
- *Sand filter (SF)*. Classical filter; diameter: 2 m; surface area: 3.14 m²; depth: 45–50 cm; filtration capacity: 8.12 m³/h m²; sand granulometry: 0.6–1.2 mm.
- *Physico–chemical (PC)*. Combination of filtration and coagulation (40 ppm); flow: 7 m³/h; contact time: 6 minutes.

2. Disinfection systems

- *Chlorine dioxide (ClO₂)*. The pilot has a reactor with a capacity of 1 m³, a homogenisation tank and a generator of chlorine dioxide.
- *Peracetic acid (PA)*. The pilot has a reactor with a capacity of 1 m³, a homogenisation tank and a pump that doses the PA.
- *Ultraviolet (UV)*. Closed cylinder; medium pressure and high intensity lamps; 14% of radiation is 253.7 nm.
- *Ozone (O₃)*. Gas source: air; temperature: 0–50°C; pressure: 4–20 mbar.

Physical–chemical and microbiological parameters were determined at the inlet and outlet of the different filtration and disinfection systems. The analytical methods were those indicated by *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1999), except for bacteriophage (ISO), *Giardia lamblia* (EPA) and *Cryptosporidium parvum* (EPA).

Results

Removal of “contaminants” depends on the filtration system, and obviously the different equipment and lines generated treated wastewater with different qualities. This fact influenced the dose and contact time of studied disinfection systems because “pre-treatments” generated such differences in effluent quality.

Results in relation with filtration systems

Physical–chemical and microbiological parameters variations are presented in Figures 1 to 8. The IP system is the most effective treatment in comparison with the rest of the employed filtration systems (RF, SF, and PC). Outlet water from IP has a removal of suspended solids of 64.19%, COD and TOC are reduced by 31.78 and 56.91%, respectively. On the other hand, BOD₅ is below the detected limit (<5 mg/L). In relation to microbiological parameters, IP improves the microbiological quality. Fecal coliforms are removed in 3.28 Ulog/100 mL, somatic coliphage are reduced in 2.52 Ulog/100 mL, while bacteriophage RNA F-specifics are removed in 1.62 Ulog/100 mL.

Sand and ring filter remove only suspended solids, and consequently organic matter content is reduced. These filtration systems are not effective for bacteria and virus removal.

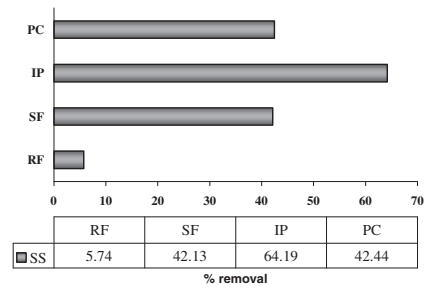


Figure 1 Suspended solids

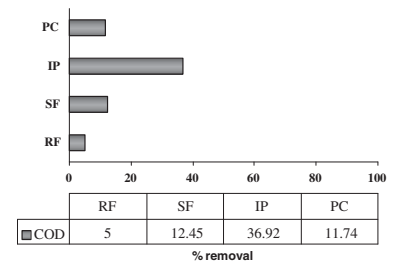


Figure 2 COD

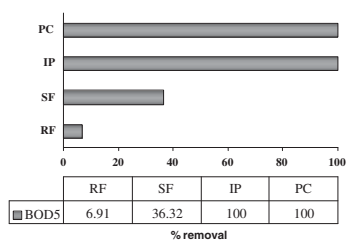


Figure 3 BOD₅

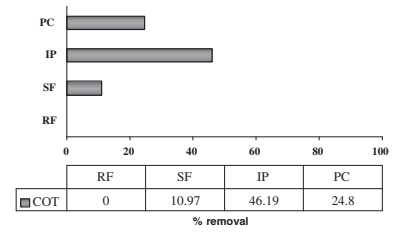


Figure 4 TOC

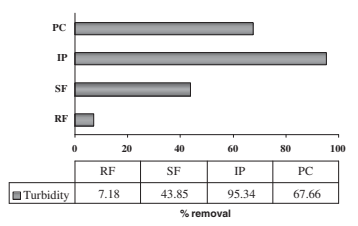


Figure 5 Turbidity

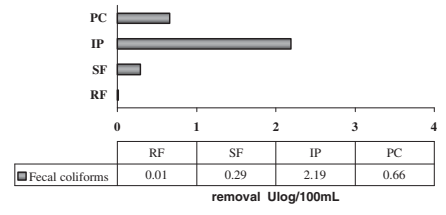


Figure 6 Fecal coliform

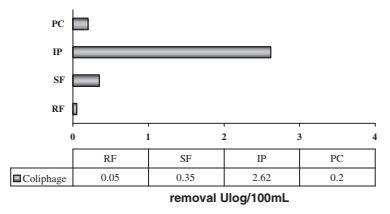


Figure 7 Coliphage

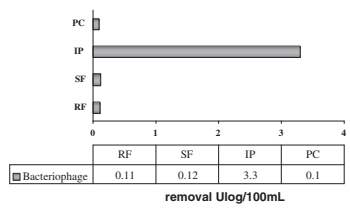


Figure 8 Bacteriophage

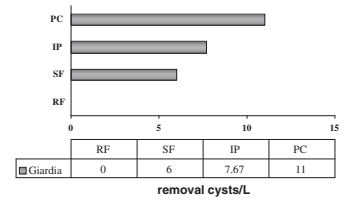


Figure 9 Giardia lamblia

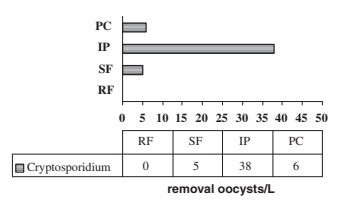


Figure 10 Cryptosporidium parvum

In relation to protozoa removal, SF obtained better results than RF; this fact can be explained due to the granulometry of the SF sand.

The physical–chemical system generates an effluent with better quality characteristics than SF, due to the previous addition of flocculants. The PC system achieves comparable reduction to IP in relation with suspended solids, BOD₅, and turbidity. This system is very effective in protozoa removal, although it has no effect on bacteria and viruses.

Results in relation with treatment lines

Working conditions varied in relation with the origin of the effluent (filtration systems) and are presented in Table 1.

Chlorine dioxide combinations. The applied doses of chlorine dioxide to wastewater generated in the filtration systems allow a total elimination of fecal coliforms in all treatment lines (see Table 2). Somatic coliphages reduction of 3 Ulog was achieved. Bacteriophage RNA *F*-specific were below detection limit ($< 0.1 \times 10^2$ ufp/100 mL) (see Table 2). Chlorine dioxide had the same removal for bacteria and viral indicators (see Table 2).

Table 1 Working conditions in each treatment line

Filtration system	UV	Working Conditions		
		O ₃	PA	ClO ₂
SF	Dose: 778.8 mW s/cm ² Flow: 2 m ³ /h	Water flow: 1.2 m ³ /h O ₂ flow: 202–216 Ln/h Contact time: 2 min. Dose: 19.07–26.32 mg/L Transferred dose: 17.38–25.92 mg/L	Flow: 5.5 m ³ /h Contact time: 10 min. Dose: 30 mg/L	Flow: 1.0 m ³ /h Contact time: 55 min. Dose: 9 mg/L
RF	Dose: 693.6 mW s/cm ²	Water flow: 1.2 m ³ /h Flow: 2 m ³ /h O ₂ flow: 213–215 Ln/h Contact time: 2 min. Dose: 21.10–27.55 mg/L Transferred dose: 15.54–21.77 mg/L	Flow: 5.5 m ³ /h Contact time: 10 min. Dose: 30 mg/L	Flow: 1.0 m ³ /h Contact time: 10 min. Dose: 8 mg/L
IP	Dose: 431.9 mW s/cm ² Flow: 5 m ³ /h	Water flow: 1.2 m ³ /h O ₂ flow: 205–216 Ln/h Contact time: 2 min. Dose: 12.13–12.54 mg/L Transferred dose: 10.45–11.45 mg/L	Flow: 5.5 m ³ /h Contact time: 10 min. Dose: 15 mg/L	Flow: 1.0 m ³ /h Contact time: 10 min. Dose: 3 mg/L
PC	Dose: 390.8 mW s/cm ² Flow: 6 m ³ /h	Water flow: 1.2 m ³ /h O ₂ flow: 216–217 Ln/h Contact time: 2 min. Dose: 16.06–16.76 mg/L Transferred dose: 13.42–15.54 mg/L	Further studies	Further studies

n.d = not detected; b.d.l = below detection limit; * = colony forming units

Table 2 Filtration systems combined with ClO₂

Parameter	IP + ClO ₂		RF + ClO ₂		SF + ClO ₂	
	IP outlet	ClO ₂ outlet	RF outlet	ClO ₂ outlet	SF outlet	ClO ₂ outlet
Fecal coliform (Ulog)	2.39	0.00*	4.84	0.00*	4.24	0.00*
Somatic coliphage (Ulog)	n.d	1.7	3.00	b.d.l.	3.08	b.d.l.
Bacteriophage RNA <i>F</i> -specific (Ulog)	n.d	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	n.d	n.d
<i>Giardia</i> (cysts/L)	n.d	<1	72	25	1	<1
<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/L)	n.d	<1	5	3	4	3

n.d = not detected; b.d.l = below detection limit; * = colony forming units

Peracetic acid combinations. PA disinfection generated an effluent with approximately 1 Ulog/100 mL of fecal coliforms in the studied lines. Treated water from IP required lower doses than the rest of the filtration systems (for equivalent flow and contact time) (see Table 3). Viral indicators removal varies from 1.7–2.0 Ulog/100 mL. PA as a disinfectant is more effective for bacteria than viruses (see Table 3).

Ultraviolet combinations. UV treatment removes from 2.5–3 Ulog/100 mL of fecal coliform content in all cases, except for RF. UV efficiency depends on suspended solids content and turbidity. The best disinfection results are obtained with the effluents from IP and PC (characterised by their low content in suspended solids and turbidity), where the applied dose was the lowest (see Table 4). The equipment used in this experimentation was characterised by a central lamp, with medium pressure and high intensity. This model is normally used for potable water, and does not adjust to treated wastewater characteristics. Equipment with more lamps is more adequate.

Ozone combinations. Ozone treatment has reduced almost all fecal coliforms of all treated effluents, achieving reductions of 5 Ulog/100 mL (see Table 5). The effluents which needed less ozone concentration were those from the IP and PC pilot; both treatments presenting the lowest organic matter concentration. Organic matter content is extremely related with transmitted ozone dose and consequently influences disinfection efficiency (see Table 5). In relation to viral indicators, a reduction of 5 Ulog/100 mL of somatic coliphages was achieved, while for bacteriophage RNA F-specific the maximum reduction was 3 Ulog/100 mL (see Table 5). Once again, the best removal results were obtained in the effluents which come from IP and PC systems (see Table 5).

Conclusions

A filtration treatment, or equivalent, is usually necessary to eliminate suspended solids before wastewater disinfection. The best filtration system tested in the project was IP. This

Table 3 Filtration systems combined with Peracetic Acid (PA)

Parameter	IP + PA		RF + PA		SF + PA	
	IP outlet	PA outlet	RF outlet	PA outlet	SF outlet	PA outlet
Fecal coliform (Ulog)	2.30	0.09	5.32	0.89	5.02	0.69
Somatic coliphage (Ulog)	n.d	b.d.l	4.80	3.73	4.86	3.74
Bacteriophage RNA F-specific (Ulog)	<1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
<i>Giardia</i> (cysts/L)	n.d	<1	n.d	n.d	n.d	n.d
<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/L)	n.d	<1	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d = not detected; b.d.l = below detection limit; * = colony forming units

Table 4 Filtration systems combined with Ultraviolet (UV)

Parameter	IP + UV		RF + UV		SF + UV		PC + UV	
	IP outlet	UV outlet	RF inlet	RF outlet	SF outlet	UV outlet	PC outlet	UV outlet
Fecal coliform (Ulog)	4.28	1.74	6.21	6.18	5.51	2.65	4.40	1.44
Somatic coliphage (Ulog)	b.d.l.	b.d.l.	5.12	5.13	6.15	2.54	5.15	1.75
Bacteriophage RNA F-specific (Ulog)	b.d.l.	1.70	3.25	3.11	4.18	2.44	3.13	1.30
<i>Giardia</i> (cysts/L)	n.d	<1	3	10	1	2	1	1
<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/L)	n.d	<1	14	21	2	6	2	1

n.d = not detected; b.d.l = below detection limit; * = colony forming units

Table 5 Filtration systems combined with Ozone (O₃)

Parameter	IP + O ₃		RF + O ₃		SF + O ₃		PC + O ₃	
	IP outlet	O ₃ outlet	RF outlet	O ₃ outlet	SF outlet	O ₃ outlet	PC outlet	O ₃ outlet
Fecal coliform (Ulog)	4.28	0.27	6.18	0.66	5.63	1.72	4.41	0.87
Somatic coliphage (Ulog)	b.d.l.	1.30	5.13	1.68	6.15	1.45	5.15	b.d.l.
Bacteriophage RNA <i>F</i> -specific (Ulog)	b.d.l.	b.d.l.	3.11	2.31	4.18	1.30	3.13	b.d.l.
<i>Giardia</i> (cysts/L)	n.d	<1	10	4	1	1	n.d	n.d
<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/L)	n.d	<1	21	25	2	1	n.d	n.d

n.d = not detected; b.d.l = below detection limit; * = colony forming units

system is characterised by an extremely good elimination of suspended solids and micro-organisms retention. Consequently, the effluent needed lower doses and shorter retention time in the advanced disinfection processes, to achieve the same disinfection degree as the rest of the filtration treatments. PC treatment was more effective than SF and RF. Possibly, this fact can be explained by the addition of flocculants, which improve physical–chemical parameters involved in disinfection processes (suspended solids, BOD₅, and turbidity).

In relation to disinfection systems, chlorine dioxide and ozone lines are the most effective, although homogeneous results are not guaranteed with ozone. On the other hand, chlorine dioxide offers more constant results. In all treatment lines has been observed that viruses are more resistant to disinfection than bacteria. The evaluation of this resistance varies in relation with the employed viral indicator.

Further studies are need in relation to *Giardia lamblia* and *Cryptosporidium parvum*.

The chosen treatment is conditioned by other parameters:

- legal requirements;
- treatment reliability;
- technologies available in the country;
- economical viability.

Acknowledgements

The employed equipment were facilitated by: REGABER – Ring filter (Arkal®); UV system – Trojan; Kemira – Physico–Chemical pilot; Ozone – CIRSEE/Lyonnaise des Eaux; chlorine dioxide and peracetic acid pilots – prominent; sand filter. The modified infiltration–percolation equipment are part of the wastewater treatment plant, whose owner is the Consorci de la Costa Brava, which allowed the experimentation and backed the team. To the exploitation society of this WWTP: SEARSA; to CATCHWATER project (ENV4-CT98-0790); and to Fundación AGBAR our most sincere thanks for their help.

References

- Clancy et al. (1998). *Inactivation of Cryptosporidium Parvum Oocysts using Medium-Pressure Ultraviolet Light*. Presented at AWWA AC/E, Dallas.
- Eccleston, B (1998). UV intensity levels affected by water quality. *Water Technology*, **21**(5).
- EPA (1999). *Combined disinfectants. EPA Guidance Manual. Alternative Disinfectants and Oxidants*. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA; <http://www.epa.gov>.
- Junlu, H., Li, W., Nanqi, R. and Fang, M. (1997). Disinfection effect of chlorine dioxide on bacteria in water. *Wat. Res.*, **31**(3), pp. 607–613.
- ISO (1995). *Water Quality – Detection and Enumeration of Bacteriophages*, pp. 1–17.
- ISO/DIS (1999). *Water Quality – Detection and Enumeration of Bacteriophages*, pp. 1–15.
- Rich, T. (1998). Ozone has its place in the water bottling plant. *Water Technology*, **21**(10), pp. 74–77.
- Ruffell, K., Rennecker, J. and Mariñas, B. (2000). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with chlorine dioxide. *Wat. Res.*, **3**, 868–867.
- Sanchez-Ruiz, C., Martínez, S. and Tejero, I. (1996). *El Ácido Peracético Como Desinfectante-Aplicación a la Desinfección de Aguas Residuales Urbanas Vertidas al Mar*. Ingeniería química. Enero.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998). 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

5.2. Article B

Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems (ozone and chlorine dioxide) combination

M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud

Water Science and Technology: Water Supply. 2003; 3(3): 161-165

Resum

Aquest article completa l'estudi que es presenta en l'article A (*Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation*), ja que es completen els resultats corresponents a la combinació del tractament fisicoquímic i ozó, i incorpora els resultats relatius a la línia fisicoquímic i diòxid de clor.

Les conclusions més destacades d'aquest article indiquen que el tractament fisicoquímic ha estat capaç de reduir la concentració de sòlids en suspensió, DQO, DBO₅ i terbolesa. A més a més, s'observa que aquest sistema redueix totalment la concentració de quists i ooquistes de *Giardia* i *Cryptosporidium*, respectivament.

El pilot d'ozó ha treballat eficientment en l'eliminació d'indicadors microbiològics, com ara coliformes fecals, colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics una vegada la demanda d'ozó de l'aigua a tractar ha estat coberta. D'altra banda, si es comparen els resultats obtinguts amb els pilots d'ozó i diòxid de clor, s'observa que el diòxid de clor és menys efectiu que l'ozó en l'eliminació dels indicadors virals estudiats.

Wastewater reclamation through a physical–chemical pilot and two disinfection systems (ozone and chlorine dioxide) combination

M. Folch^{*,**}, E. Huertas^{**}, J.C. Tapias^{**}, M. Salgot^{**} and F. Brissaud^{***}

* Fundació AGBAR (E-mail: monfo@farmacia.far.ub.es)

** Laboratori d'Edafologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona, Avenida Joan 23, S/N, Barcelona 8028, Spain

*** Maison de l'Eau de Montpellier, Université Montpellier II, Montpellier Cedex 34095, France

Abstract The DRAC, ("Desinfecció i Reutilització d'Agües Residuals a Catalunya", Wastewater disinfection and reuse in Catalonia – Spain), project is included in a RDD (Research, Development, and Demonstration) program. The project arises from the necessity to define reclamation treatments guaranteeing an effluent with enough quality to be reused with a minimal microbiological risk. This paper presents the first results obtained from the combination of a physical–chemical pilot and two disinfection pilot systems: ozone and chlorine dioxide. The combination of physical–chemical and disinfection systems allows the use of lower doses of disinfectants, thus minimising the negative impacts of the whole process and improving the reliability of the reclamation facilities.

Keywords Chlorine dioxide; disinfection pilots; ozone; physical–chemical pilot; wastewater reclamation

Introduction

Direct reuse of reclaimed wastewater in Spain is being developed actively as an answer to the imbalance between water demand, supply, and ecology. Actually, reuse is a non-conventional alternative source of good quality water with minimal sanitary risk. For this purpose advanced treatment systems are necessary.

Nowadays there are two types of wastewater reclamation treatments: the ones which, basically, intend to improve the quality of wastewater with a previous secondary treatment, but are not devoted specifically to disinfection although some of them can improve microbiological quality of wastewater; and the specific disinfection systems.

Nevertheless, the majority of the existing wastewater treatment processes can modify water characteristics, remove undesirable particles, transform organic matter and disinfect partially.

Occasionally, some types of treatment can exert all effects together in an important proportion: disinfection, organic matter removal and suspended solids removal, at least. The main problem is usually to define the reclamation train more adapted to specific circumstances.

For the last reason, a project (DRAC "Desinfecció i Reutilització d' Aigües Residuals a Catalunya") began in 1997 with the aim of improving the knowledge of reclamation systems under the Catalonia circumstances. Several pilot plants were implemented in Palamós/Vall-Llobrega wastewater treatment plant. The project arose from the necessity to define reclamation treatments capable to guarantee an effluent with enough quality to be reused with a minimal microbiological risk.

One of the tested trains using secondary wastewater, combines a physical–chemical system (tertiary pre-treatment) with disinfection pilots: ozone and chlorine dioxide.

Objectives

The basic aims of this RDD (Research, Development, and Demonstration) project are:

- to improve the quality of reclaimed wastewater through a physical-chemical system which includes a flocculation mechanism and a filtration
- to establish the capacity of the equipment used to:
 - generate tertiary effluents with enough quality for being disinfected afterwards.
 - disinfect wastewater up to a defined level.

Material and methods

Secondary effluent comes from an activated sludge wastewater treatment plant, working at high or low charges. It is notable that there is an important population due to the tourism; 32,000 inhabitants in winter time and up to 60,000 during summer season. The physical-chemical and biological characteristics of the secondary effluent are defined in Table 1.

Physical-chemical and microbiological parameters were determined at the inlet and outlet of the different filtration and disinfection systems. The analytical methods were as indicated by *Standard Methods* (1998), except for bacteriophage (ISO), *Giardia lamblia* (EPA), and *Cryptosporidium parvum* (EPA).

The effluent was reclaimed using a physical-chemical pilot, combined with disinfection treatments (ozone and chlorine dioxide) as indicated in Tables 2 (Physical-chemical) and 3 (Disinfection).

Results

Physical-chemical results are presented in Table 4, and disinfection ones (ozone and chlorine dioxide) in Table 6.

Removal of “contaminants” depends on the system installed previously to the disinfection technology, and obviously different equipment generates water with different qualities. This fact influences the dose and the contact time of studied disinfection systems because “pretreatments” generate different effluents.

Secondary effluents are treated with a flocculating agent to increase solids removal during the filtration. This system generates an effluent that achieves nearly a total reduction of BOD₅. On the other hand, COD and TOC have a low percentage of removal (12% and 25% respectively). Suspended solids removal is 43%, while turbidity reduction is 67% approximately (see Tables 1 and 4).

In relation with microbiological parameters, the physical-chemical pilot is very

Table 1 Influent characteristics (secondary effluent WWTP)

Parameter	Minimum	Average	Maximum
pH	7.12	7.56	7.85
Conductivity (µS/cm)	1017	2758	3576
SS (mg/L)	3.6	11.3	25.6
Dissolved O ₂ (mg/L)	4.0	6.2	8.9
Turbidity (NTU)	1.38	3.30	12.17
TOC (mg/L)	3.8	13.7	17.0
COD (mg/L)	23.0	108.2	171.0
BOD ₅ (mg/L)	5.0	11.1	30.0
Faecal coliforms (µlog/100 mL)	3.69	4.79	5.53
Somatic coliphage (µlog/100 mL)	3.93	4.57	5.18
Bacteriophage RNA F-specific (µlog/100 mL)	3.17	3.62	4.32
<i>Giardia</i> (cysts/L)	3	14	57
<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/L)	4	17	55

Table 2 Physical–chemical pilot characteristics

Part	Characteristics
Flocculator	Capacity: 500 L Residence time: 4 min Diameter: 650 mm Height: 1,600 mm Stirrer: FHSU. 11-03003-600 OF 204301
Sand filter	Flocculating agent: Aluminium polychloride PAX-18 (KEMIRA IBÉRICA) Flow: 31 m ³ /h approx Filtration speed: 8–9 m/h Diameter: 1,050 mm Sand filter depth: 1,000 mm Surface: 0.86 m ² Granulometry: 78% between 0.4–0.8 mm 2 units 00694 (APLISTER, S.A.)

Table 3 Disinfection pilots characteristics

Pilots	Characteristics
Ozone	Contact time: 2 min Flow: 1.2 m ³ /h Nominal production: 65 g O ₃ /h Nominal ozone concentration: 6 m ³ /h Pressure: 420 mbar Gas source: oxygen
Dioxide chlorine	Capacity: 1 m ³ Dose: 6 mg/L Contact time: 55 min Flow: 1 m ³ /h ClO ₂ generator: CDVa 35 (ProMinent Gugal, S.A.) Reagents: NaClO ₂ and HCl Reactor: BAC 1200

effective in protozoa removal. *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts are below the detection limit of the technique in the effluent coming from the system. This system has nearly no effect on bacteria and viruses (see Tables 1 and 4).

It is important to determine working conditions in order to establish the efficiency of treatment trains. These conditions varied depending on the disinfection system applied (see Table 5).

Table 4 Physical–chemical pilot (effluent) results

Parameter	Minimum	Average	Maximum
pH	7.15	7.31	7.42
Conductivity (μS/cm)	3250	3617	3810
SS (mg/L)	2.40	5.37	10.40
Dissolved O ₂ (mg/L)	3.2	4.2	5.1
Turbidity (NTU)	0.17	0.76	2.10
TOC (mg/L)	11.0	12.5	14.0
COD (mg/L)	48	71	92
BOD ₅ (mg/L)	< 5	< 5	8.2
Faecal coliform (μlog/100mL)	3.29	4.07	4.49
Somatic coliphage (μlog/100 mL)	4.74	4.85	5.24
Bacteriophage RNA F-specific (μlog/100 mL)	3.06	3.43	3.80
<i>Giardia</i> (cysts/L)	< 1	< 1	< 1
<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/L)	< 1	< 1	< 1

Table 5 Working conditions for each treatment train

Working conditions		
Ozone		Chlorine dioxide
Water flow: 1.2 m ³ /h		Flow: 1 m ³ /h
O ₂ flow: 216–217 Ln/h		Contact time: 55 min
Contact time: 2 min		Dose: 6 mg/L
Dose: 16.06–16.76 mg/L		
Transferred dose: 13.42–15.54 mg/L		

The application of the studied dose (6 mg/L) allowed a total removal of faecal coliforms; achieving an average removal of 3.73 log CFU/100 mL.

Virucide effect is also observed with somatic coliphages (removal of 3.19 log units PFU/100 mL as an average), and RNA F-specific bacteriophages (average reduction of 2.25 log PFU/100 mL). The results show that the studied dose (6 mg/L) is insufficient to obtain a total elimination of viral indicators.

Ozone disinfection is useful in microbiological terms. This system achieves almost a total removal of faecal coliforms, and total removal of somatic coliphages and RNA F-specific bacteriophages, at working conditions. The effluent coming from the physical–chemical pilot has no protozoa; for this reason, the ozone system does not influence the results (see Table 6).

It is notable that the ozone applied dose to the system is not equivalent to the transmitted one. The applied dose depends on wastewater quality, according to the organic matter contents, the disinfection will need more or less ozone to be applied (high quantities of organic matter suppose higher ozone demands).

Conclusions

SS, COD, BOD₅, and turbidity figures are reduced by the use of the physical-chemical pilot. The effluent obtained is slightly acidified. *Giardia* and *Cryptosporidium* cysts and oocysts respectively are fully removed in the physical–chemical pilot.

Ozone demand changes during the experimentation time, depending on the organic matter content.

Table 6 Ozone and chlorine dioxide pilots results

Parameter	Ozone outlet			ClO ₂ outlet		
	Minimum	Average	Maximum	Minimum	Average	Maximum
pH	7.23	7.40	7.49	6.72	6.98	7.14
Conductivity (µS/cm)	3260	3611	3790	3250	3617	3810
SS (mg/L)	3.20	6.94	14.60	2.40	5.37	10.40
O ₂ dissolved (mg/L)	19.4	> 20.0	> 20.0	n.d.	n.d.	n.d.
Turbidity (NTU)	0.22	1.41	7.49	0.49	1.27	1.88
TOC (mg/L)	9.3	9.4	9.4	n.d.	n.d.	n.d.
COD (mg/L)	36.6	70.5	129.0	n.d.	n.d.	n.d.
BOD ₅ (mg/L)	< 5.0	< 5.0	12.7	0.12	1.10	1.50
Faecal coliforms (µlog/100mL)	1 (CFU/100 mL)	0.87	1.44	1 (CFU/100 mL)	1 (CFU/100 mL)	0.42
Somatic coliphage (µlog/100 mL)	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	1.36	3.45
Bacteriophage RNA F-specific (µlog/100 mL)	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	1.49	2.90
<i>Giardia</i> (cysts/L)	< 1	< 1	< 1	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/L)	< 1	< 1	< 1	n.d.	n.d.	n.d.

b.d.l.: below detection limit (< 1 PFU/100 mL)

n.d.: not determined

The ozone pilot works efficiently removing the microbiological indicators (faecal coliforms, somatic coliphages, and RNA F-specific bacteriophages) after chemical ozone demand is covered.

Approximately 4 faecal coliform $\mu\text{log}/100$ mL are removed using a ClO_2 dose of 6 mg/L. A similar tendency can be described for bacteriophage.

Comparing chlorine dioxide and ozone treatment results, it can be observed that chlorine dioxide is less effective than ozone treatment in virus removal.

Acknowledgements

The authors would like to thank the collaboration of: CIRSEE (ONDEO –Suez/Lyonnaise des Eaux), Kemira, Consorci de la Costa Brava, Agència Catalana de l'Aigua (ACA), SEARSA, AGBAR Foundation, Sanitation Management of AGBAR Group, and Catchwater (ENV4-CT98-0790) and Inco-Copernicus (15-CT98-0105) projects.

References

- APHA, AWWA, WEF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Edition Washington D.C.
- Company, J. (2000). *Coagulantes y floculantes en el tratamiento de aguas*. Temas Medioambientales. Gestió i Promoció Editorial, S.L.
- EPA (1999). Combined disinfectants. *EPA Guidance Manual*. Alternative Disinfectants and Oxidants. <http://www.epa.gov>
- ISO (1995). Water quality-detection and enumeration of bacteriophages. 1–17.
- ISO/DIS (1999). Water quality-detection and enumeration of bacteriophages. 1–15.
- Junlu, H., Li, W., Nanqi, R. and Fang, M. (1997). Disinfection effect of chlorine dioxide on bacteria in water. *Wat. Res.*, **31**(3), 607–613.
- Rich, T. (1998). Ozone has its place in the water bottling plant. *Wat. Tech.*, **21**(10), 74–77.
- Ruffell, K., Rennecker, J. and Mariñas, B. (2000). Inactivation of *Cryptosporidium* parvum oocysts with chlorine dioxide. *Wat. Res.*, **3**, 868–867.
- Sherr, A., Scott, R. and William, D. (1995). Inactivation of bacterial and viral indicators in secondary sewage effluents, using chlorine and ozone. *Wat. Res.*, **29**(11), 2483–2490.

5.3. Article C

L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens i M. Salgot

Wastewater reclamation systems in small communities

Water Science and Technology. 2007; 55(7): 149-154

Resum

Les normes i recomanacions establertes per l'Administració sembla que exclouen les petites comunitats de la possibilitat de regenerar i reutilitzar aigües residuals, atesos els alts costos dels tractaments. Aquest article presenta l'experiència realitzada amb dos sistemes de pretractament, un d'extensiu (infiltració-percolació modificada) i un d'intensiu (filtre d'anelles), seguits d'un tractament de desinfecció (diòxid de clor) com a opció per a la regeneració d'aigües residuals en petites comunitats.

Els resultats d'aquest estudi mostren que la tecnologia d'infiltració-percolació modificada elimina molt eficientment els contaminants fisicoquímics i els microorganismes, mentre que el filtre d'anelles garanteix l'obtenció d'una qualitat d'aigua que ve marcada per les característiques de disseny del sistema.

La utilització de la infiltració-percolació modificada com a pretractament d'un sistema avançat de desinfecció químic permet reduir la dosi del desinfectant aplicat i el temps de contacte necessari per assolir una qualitat específica; a més a més, es redueix la quantitat de subproductes derivats de la desinfecció. La infiltració-percolació modificada és un sistema de baix cost i fàcil de gestionar i mantenir, que millora la qualitat de l'efluent secundari que després serà tractat amb un sistema de desinfecció. Aquesta combinació de tractaments és adient per a les petites comunitats, atesa l'eficiència i el baix cost.

Wastewater reclamation systems in small communities

L. Alcalde, M. Folch, J.C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens and M. Salgot

Soil Science Lab., University of Barcelona, Av.Joan XXIII s/n. 08028 Barcelona, Spain

(E-mail: lalcalde@ub.edu)

Abstract The demands established in the rules and regulations by the administration in Catalonia seem to exclude small communities from wastewater reclamation and reuse, due to the comparatively high costs associated with the practice at small scale. In the framework of the DRAC project (Demonstration on Wastewater Reclamation and Reuse in Catalonia) two different pre-treatment systems, one extensive (infiltration–percolation) and another intensive (ring filter), each one followed by chlorine dioxide disinfection, were tested in order to be applied for small communities wastewater reclamation and reuse. The results of this study show that infiltration–percolation systems remove very efficiently physico-chemical contaminants and microorganisms. The ring filter system does not show a significant removal rate of contaminants. The use of infiltration–percolation as a pre-treatment for advanced chemical disinfection allows reducing the dose of disinfectant and the contact time needed to achieve a specific water quality, and diminishes disinfection by-products (DBPs) generation. Therefore, this reclamation line is suitable for small communities due to its efficiency and low cost. However, further studies are needed in relation to the removal mechanisms of microorganisms, organic compounds in IP systems and the possible DBPs formation using chlorine dioxide.

Keywords Chlorine dioxide; infiltration-percolation; ring filter; small communities; wastewater reclamation

Introduction

In the Mediterranean region, wastewater reclamation and reuse has to be integrated in the planning and development of water resources in an appropriate and sustainable way. Due to the conditions and demands established in rules and regulations by the administration in Catalonia, small communities seem initially to be excluded from this possibility, due to the comparatively high costs associated with that practice at small scale. Nevertheless, the scarcity and drought conditions generate a need in rural or small urban areas for reusing even small amounts of reclaimed water.

Usually, wastewater reuse requires disinfection of reclaimed water, except for some extensive treatment systems capable of guaranteeing an adequate quality for specific uses. Nowadays, the most common wastewater reclamation systems are based on conventional technologies, including disinfection, based on chemicals' use or alternative physical systems, like UV (Jacangelo and Trussell, 2002). Chemical disinfection systems require an appropriate water quality, in order to minimize disinfection by-products (DBPs) generation. DBPs are of great concern because of their potential impact on public health and the environment. Extensive treatment systems are mainly low-cost, easy to operate and maintain, and can be the most appropriate technologies for wastewater reclamation for small communities. Those systems would provide water with a quality suitable for further advanced disinfection technologies, thus being useful as a pre-treatment for disinfection.

The framework of this study was the DRAC project (Demonstration on Wastewater Reclamation and Reuse in Catalonia), a research consortium with the participation of universities (University of Barcelona and University of Montpellier II), private companies (AGBAR, Searsa) and the administration (Government of Catalonia). The aim of one

stage of the DRAC project was to evaluate the efficiency/suitability of different filtration systems as pre-treatments for disinfection technologies capable of guaranteeing an effluent with enough quality to be reused. Among others, two different pre-treatment systems, one extensive (infiltration–percolation) and another intensive (ring filter), each one followed by chlorine dioxide disinfection were tested. Chlorine dioxide was chosen because, despite the higher costs, it has proved to be more effective in achieving inactivation of viruses than chlorine, and does not react with ammonia to form the potentially toxic chlorinated DBPs (Metcalf and Eddy, 2003).

Material and methods

The study was carried out in the Vall-Llobrega WWTP, located in Girona, Spain. The WWTP is an activated sludge facility that serves several municipalities in a summer tourist area, with 32,000 inhabitants in winter and up to 60,000 during the peak of the summer season. Part of the secondary effluent from this WWTP was reclaimed by using an extensive pre-treatment (infiltration–percolation) and an intensive pre-treatment (ring filter) working in parallel. The pre-treatment systems were followed by a chlorine dioxide disinfection technology. The main characteristics of the systems are the following:

Extensive filtration system

Infiltration–percolation (IP): circular shape, surface area 554.7 m², depth 1.50 m of sand (granulometry: 98% below 1 mm diameter), 20 cm of fine gravel and 30 cm of coarse gravel, hydraulic load 0.43 m/day.

Intensive filtration system

Ring filter (RF): two filtration modules in series: first module with two filters, theoretical pore size 15 μm ± 10–15%; second module with three filters, theoretical pore size 25 μm ± 10–15%. Maximum flow 12–13 m³/h.

Disinfection system

Chlorine dioxide (ClO₂): the pilot has a 1 m³ reactor, a homogenization tank and a ClO₂ generator. Preliminary tests were performed to determine the minimum dose required and the minimum residual ClO₂, while trying to maintain the disinfection throughout the time. The ClO₂ dose applied for the IP system was 3 ppm, and for the RF was 8 ppm, with a contact time of 10 minutes and a flow rate of 1 m³/h.

Physico-chemical and microbiological parameters were determined at the inlet and outlet of each filtration system and the outlet of the disinfection system. The analysis was performed according to the *Standard Methods* (APHA, 2000), with some exceptions; bacteriophages determination and enumeration were performed according to the ISO standards (ISO 1995 and 2000); *Giardia* and *Cryptosporidium* determination were performed according to the EPA standards (EPA, 2001), volatile organic compounds (VOCs) analyses were performed by closed loop stripping analysis (CLSA), a method developed by Grob (1973). The CLSA extracts were further analyzed by GC/MS. The particle count analysis was performed following the indications of the particle counter model manufacturer (Hiac Royco Pacific Scientific 8000, sensor HRLD-150 and sampler 3000 A).

Results and discussion

The main results obtained for the physico-chemical parameters are presented in Table 1, 2 and 3. In relation with organic matter, the IP system shows an average removal percentage 56.7% for the TOC and 35.9% for the COD (Table 1). The BOD₅ of the final

Table 1 Physico-chemical parameters evaluated for the two reclamation trains (mean values)

Physico-chemical parameters	IP + ClO ₂			RF + ClO ₂		
	InIP	OutIP	OutClO ₂	InRF	OutRF	OutClO ₂
pH	7.58	7.12	7.55	7.52	7.51	6.84
Temperature (°C)	23.7	23.1	23.3	22.8	22.2	22.5
Conductivity (μS/cm)	2037	2167	2198	2383	2065	2066
Dissolved oxygen (mg/L)	7.6	7.7	10.0	6.3	6.3	6.3
Turbidity (NTU)	3.97	0.16	0.55	1.38	1.13	1.06
TSS (mg/L)	10.80	3.64	3.44	9.02	6.72	6.60
COD (mg/L)	104.2	66.7	76.0	85.7	53.8	85.6
BOD ₅ (mg/L)	10.4	< 5	< 5	13.6	12.9	< 5
TOC (mg/L)	12.0	5.2	12.0	15.0	14.5	14.5
P-PO ₄ (mg/L)	5.82	5.58	5.64	5.25	5.80	5.45
N-TKN (mg/L)	42.9	20.8	20.4	37.3	34.3	33.4
N-NH ₄ (mg/L)	38.5	16.0	15.3	35.4	32.1	31.7
N-NO ₃ (mg/L)	0.25	12.5	12.6	0.65	0.85	0.65

Note: b.d.l.: below detection limit (1 ulog cfu or pfu/100mL), cfu: colony forming units, pfu: plaque forming units

effluent was always below the detection limit. The IP system is able to reduce organic matter because it works mainly as an aerobic biological reactor (Brissaud *et al.*, 1991; Auset, 2002).

The removal of N-TKN and N-NH₄ was of an average of 51.42% and 58.44%, respectively, showing the high nitrification rate in the IP system, due to the aerobic biofilm inside the filter. The content of P-PO₃ does not show any important variation.

Table 2 Volatile organic compounds evaluated for the two reclamation trains (mean values)

Volatile organic compounds (VOCs)		VOCs concentration (μg/L)					
		IP + ClO ₂			RF + ClO ₂		
		InIP	OutIP	OutClO ₂	InRF	OutRF	OutClO ₂
Antioxidants	2- <i>t</i> -butylcyclohexanol	0.06	< 0.01	< 0.01	3.55	3.66	4.01
	2- <i>t</i> -butylcyclohexanol (isomer)	0.02	< 0.01	< 0.01	1.73	1.73	2.06
	2- <i>t</i> -butylcyclohexanone	0.30	0.06	0.06	1.22	1.14	1.12
	4- <i>t</i> -butylcyclohexanone	0.38	0.02	< 0.01	1.31	1.28	1.28
	4- <i>t</i> -butylcyclohexanol	0.35	< 0.01	0.06			
	2,6-di- <i>t</i> -butyl- <i>p</i> -cresol				1.03	1.12	1.35
	Dicyclopentadiene				0.02	0.02	0.01
Musk compounds	Musk ketone	0.02	< 0.01	< 0.01			
	Possible musk n.i.				0.96	1.03	0.93
Miscellaneous	Tonalide	1.17	0.21	< 0.01	0.91	1.02	0.99
	Cedranol				0.17	0.19	0.20
	Galaxolide	0.70	0.1	0.25	1.76	1.95	1.94
	Geranyl acetone				0.04	0.02	0.05
	Geranyl nitrile				0.19	0.17	< 0.02
	Unidentified compound (tr 60.7 min)	0.72	< 0.01	< 0.01			
	Unidentified compound (<i>m/z</i> = 191) 3 isomers	1.26	0.08	< 0.01	2.73	2.89	1.61
	2-ethylhexanoic	0.08	0.03	0.1			
	<i>t</i> -butylcyclohexile acetate				0.45	0.47	0.49
	Dimethyldecadienone	0.18	< 0.01	0.03			
	Possible alcohols (tr 62 min) several isomers	< 0.01	< 0.01	4.27			
<i>i</i> -propyl myristate	0.34	0.03	0.74				

Note: *m/z* is the base peak of its mass spectrum, n.i.: non identified

Table 3 Microbiological parameters evaluated for the two reclamation trains (mean values)

Microbiological parameters	IP + ClO ₂			RF + ClO ₂		
	InIP	OutIP	OutClO ₂	InRF	OutRF	OutClO ₂
Fecal coliforms (log cfu/100 mL)	5.00	2.36	b.d.l.	4.84	4.84	b.d.l.
Somatic coliphages (log pfu/100 mL)	4.81	2.53	1.7	3.15	3.00	b.d.l.
F-specific bacteriophages (log pfu/100 mL)	3.38	1.00	b.d.l.	3.84	3.74	1.49
<i>Giardia</i> sp. (cysts/L)	20	< 1	< 1	72	57	25
<i>Cryptosporidium</i> sp. (oocysts/L)	49	< 1	< 1	5	5	3

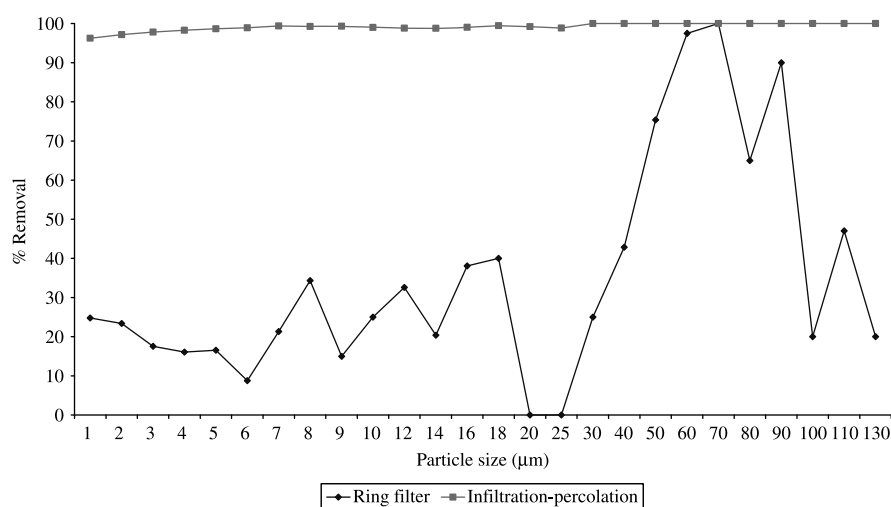
Note: b.d.l.: below detection limit (1 (μlog cfu or pfu/100 mL), cfu: colony forming units, pfu: plaque forming units)

The IP system has an average percentage of TSS removal of 66.3% and turbidity has diminished 95.6%. The particle count results show an almost total elimination of particles with a diameter from 1 to 130 μm (Figure 1). This result proves the high efficiency of the IP system as a filter.

The IP show a high percentage of removal for different VOCs (Table 2). The system removes efficiently a major number of antioxidants, musk compounds and different miscellaneous compounds present in the secondary effluent. This great efficiency can be associated with the high wastewater retention time in the biofilter, thus improving the adsorption mechanisms. Nevertheless, it is necessary to study in depth the removal mechanisms of the organic compounds.

Regarding microbiological parameters, IP did show a high disinfection efficiency (Table 3). The removal of fecal coliforms was 2.64 μlog, for somatic coliphages 2.28 μlog, and for F-specific bacteriophages 2.38 μlog. *Giardia* sp. and *Cryptosporidium* sp. contents in the final effluent were always below the detection limit. The results obtained in the particle counts compared with the microorganisms size, confirm the importance of filtration and adsorption mechanisms in the disinfection efficiency of the IP system (Figure 1). Unsaturated hydraulic conductivity and the air-water interface produce the greatest effect on the fate and transport of viruses in unsaturated media (Faulkner et al., 2003).

The RF system did not show significant removal of TOC and BOD₅, although a COD removal of 37.2% was stated (Table 1). The RF presents a 25.5% reduction of TSS. The RF does not influence ammonia transformation; consequently, there are almost no nitrates in the effluent.

**Figure 1** Particle size removal of infiltration-percolation and ring filter systems

The particle count results show an almost total elimination of particles with a diameter of more than 25 μm , as expected from the design characteristics of the RF system (Figure 1). There is also a slight elimination of particles with a diameter of less than 25 μm due to the attachment effect to large particles. The low reduction of turbidity (18.1%) is due to the fact that this parameter is mainly influenced by small particles' content, the ones less removed in the RF system.

Regarding the VOCs, the RF does not eliminate significantly either the antioxidants or the most common polycyclic compounds (galaxolide and tonalide), musk compounds, and miscellaneous compounds (Table 2). The RF system does not remove the microorganisms evaluated at a significant rate (Table 3).

The application of ClO_2 decreased the content of microorganisms from both IP and RF systems, although the dosage and the contact time of ClO_2 needed for achieving this disinfection were lower in the case of the effluent from the IP system. Consequently, the combination of IP + ClO_2 generates less DBPs and reduces reagent costs. However, the environmental impacts associated with the use of chlorine dioxide as a wastewater disinfectant are not well known (Metcalf and Eddy, 2003). There is a slight reduction of VOC content after chlorination. Oxidative processes such as chlorination are effective for reducing the concentration of several classes of microcontaminants. Macrolide and sulfonamide antibiotics as well as estrogens and phenazones are readily oxidized by ClO_2 although removal efficacy is a function of the contaminant structure and oxidation dose. However, many compounds did not react at an appreciable rate with ClO_2 (Pinkston and Sedlak, 2004; Huber *et al.*, 2005).

It has to be noticed that the quality of the final effluent from the IP + ClO_2 reclamation train complies with the draft of the Spanish regulation for wastewater reuse for most of the uses (AEAS, 2005).

Conclusions

Based on the results of this study, the following conclusions can be drawn.

- The infiltration-percolation system removes very efficiently organic matter, nitrogen compounds, TSS, VOCs and microorganisms (bacteria, viruses and protozoa). This great efficiency could be attributable to the filtration and aerobic degradation mechanisms.
- The ring filter system does not show a significant removal rate for physical-chemical contaminants and microorganisms removal.
- The use of infiltration-percolation as a pre-treatment for advanced chemical disinfection allow to reduce the dosage and the contact time needed to achieve a specific water quality, and diminishes the production of DBPs.

The infiltration-percolation system is a low cost and easy to operate and maintain technology that improves the quality of a secondary effluent in order to apply afterwards a disinfection system. This reclamation line is suitable for small communities due to its efficiency and low cost. However, further studies are needed in relation to the removal mechanisms of microorganisms, organic compounds in IP systems, and the possible DBPs formation using chlorine dioxide.

Acknowledgements

The authors would like to thank the collaboration of CIRSEE (ONDEO-Suez/Lyonnaise des Eaux), Kemira, Consorci de la Costa Brava, Agència Catalana de l'Aigua (Water Catalan Agency), SEARSA, AGBAR Foundation, Sanitation Mangement of AGBAR Group; and Catchwater (ENV4-CT98-0790) and Inco-Copernicus (15-CT98-0105) European research projects.

References

- AEAS (2005) Draft for standards for wastewater reuse in Spain, Madrid. Not published.
- APHA (2000). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edn, American Public Health Association, Washington, DC.
- Auset, M. (2002) Approche des mécanismes de décontamination en Infiltration-percolation. PhD thesis. University of Barcelona.
- Brissaud, F., Rodier, C., Lasala, M. and Salgot, M. (1991). Wastewater reuse: a sanitation and management strategy for the Mediterranean coastal areas. *Toxic. Envir. Chemistry*, **31**, 549–557.
- EPA (2001) Method 1623: *Cryptosporidium* and *Giardia* in water by filtration/IMS/FA. Environmental Protection Agency, 821-R01-025, U.S.
- Faulkner, B.R., Lyon, W.G., Khan, F.A. and Chattopadhyay, S. (2003). Modeling leaching of viruses by the Monte Carlo method. *Water Res.*, **37**(19), 4719–4729.
- Grob, K. (1973). Organic substances in potable water and in its precursor. Part I. Methods for their determination by gas liquid chromatography. *J. Chromatogr.*, **84**, 255–273.
- Huber, M.M., Korhonen, S., Ternes, T.A. and von Gunten, U. (2005). Oxidation of pharmaceuticals during water treatment with chlorine dioxide. *Water Res.*, **39**(15), 3607–3617.
- ISO (1995) *Water quality-detection and enumeration of bacteriophages*. Part 1: Enumeration of F-specific RNA bacteriophages. ISO 10705-1, International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO (2000) *Water quality-detection and enumeration of bacteriophages*. Part 2: Enumeration of somatic coliphages. ISO 10705-2, International Organization for Standardization, Ginebra.
- Jacangelo, J.G. and Trussell, R.R. (2002). International report: water and wastewater disinfection-trends, issues and practices. *Wat. Sci. Tech.: Water Supply*, **2**(3), 147–157.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4th ed., McGraw-Hill Publishing Co., New York.
- Pinkston, K.E. and Sedlak, D.L. (2004). Transformation of aromatic ether-and amine-containing pharmaceuticals during chlorine disinfection. *Environ. Sci. Technol.*, **38**, 4019–4025.

5.4. Article D

F. Brissaud, M. Slagot, M. Folch, M. Auset, E. Huertas i A. Torrens

Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection: thirteen years' experience in Spain

Water Science and Technology. 2007; 55(7): 227-234

Resum

La infiltració-percolació modificada és una tecnologia extensiva que s'ha mostrat adequada per tractar efluent primaris o secundaris de comunitats petites o de mida mitjana. Després de 13 anys d'experiència de treball amb aquesta tecnologia a Espanya, havia arribat el moment d'establir les normes de disseny i construcció, així com les condicions d'operació amb l'objectiu d'assolir els rendiments de depuració òptims i garantir la capacitat de tractament en el temps.

A partir d'aquesta experiència es determina que s'ha de parar molta atenció a l'hora d'escollir el material de rebliment del filtre, seleccionar les característiques del sistema de drenatge, triar la forma de repartiment de l'aigua en la superfície filtrant, i determinar què succeeix quan se sobrecarrega el sistema.

Desxifrar les raons de les errades mecàniques o del funcionament defectuós en la infiltració-percolació modificada no sempre és fàcil. De fet, la majoria dels defectes relacionats amb el disseny, construcció i gestió afecten el rendiment de treball d'aquesta tecnologia. L'aproximació més eficient i més econòmica és fer "autòpsies" dels filtres que no funcionen, mitjançant la realització de cates, per poder observar el perfil vertical del llit filtrant. Les variacions de color, la consistència i el contingut d'aigua són aspectes clau que ajuden a esbrinar les raons del mal funcionament.

L'establiment de programes d'autocontrol en aquest tipus de tecnologia hauria de permetre la prevenció del mal funcionament i fallada del sistema. Ara bé, es poden detectar fàcilment problemes en el sistema quan s'observa un augment del contingut d'aigua en superfície, situació que es dona com a conseqüència de la disminució de la permeabilitat del massís filtrant.

Tot i les restriccions explicades anteriorment, el baix cost d'operació i manteniment, i els bons percentatges d'eliminació de contaminants fan que aquesta tecnologia sigui molt adequada per a tractar aigües residuals en comunitats petites i mitjanes, i sigui un tractament adequat per a la regeneració d'aigües.

Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection: thirteen years' experience in Spain

F. Brissaud*, M. Salgot**, M. Folch**, M. Auset***, E. Huertas** and A. Torrens**

*Hydrosciences, MSE, Université Montpellier II, 34095 Montpellier Cedex 05, France
(E-mail: brissaud@msem.univ-montp2.fr)

**Institut de l'Aigua de la Universitat de Barcelona. Facultat de Farmàcia. Joan XXIII, s/n. 08028 Barcelona, Spain (E-mail: salgot@ub.edu; mfolch@ub.edu; ehuertas@ub.edu; antoninatorrens@ub.edu)

***Bren School of Environmental Science and Management, University of California, 2323 Bren Hall, Santa Barbara, CA 93106, USA (E-mail: mauset@bren.ucsb.edu)

Abstract Infiltration percolation (IP) is an extensive technology to treat primary or secondary effluents of small and middle size communities before reuse or disposal to sensitive receiving bodies. Thirteen years of implementation of IP in Spain has highlighted the necessity to abide by defined design and construction rules and operation conditions in order to achieve consistently the treatment objectives and guarantee a long lasting treatment capacity. From this experience, high care should be taken of (i) the characteristics of the sand constituting the filter, (ii) the drainage conditions, (iii) the influent spreading over the infiltration surface and (iv) the risks related to recurrent overloading. Simple monitoring measures are suggested in order to improve the reliability of IP plants.

Keywords Clogging; infiltration percolation; overloading, porous medium; wastewater

Introduction

Infiltration percolation (IP) is an extensive treatment technology which consists essentially of intermittently infiltrating wastewater through 1.5–2.0 m deep unsaturated sand beds (Figure 1). As the mean hydraulic load can not exceed about $0.65 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ per m}^2$ of sand bed, the capacity of these IP systems usually does not exceed a few thousand p.e., but may reach higher values, up to 25,000 p.e. when treating secondary effluents. Larger plants would require too much filter surface and sand volume.

More than 10 infiltration percolation plants (IPP) have been constructed in Spain to treat secondary effluents prior to water reuse or disposal in nearby river beds (Table 1). The Vall-Llobrega (Girona province) IPP has been in operation since 1992; the treated water is being used for irrigation of poplars. A second plant was recently added to Sant Lluís I (Balearic Islands) IPP, in order to face the increasing demand for reclaimed water used for alfalfa irrigation and hotel dual systems. Water treated through the two filters of Torreveja (Alicante province) is used for urban landscape irrigation and supplying ornamental impoundments. The effluent of Piera (Barcelona province) IPP is used for market gardening irrigation. Water from Els Hostalets de Pierola (Barcelona Province) will be used for agriculture as soon as permission is acknowledged by the authorities. Elda (Alicante province) IP effluent is to be directed to the agricultural water supply system, although the plant was commissioned several years ago. IPP effluents of El Biar, El Rincón de la Bonanza in Alicante province, Ojos de Garza in Canary Islands and Els Hostalets are disposed of in usually dry stream beds.

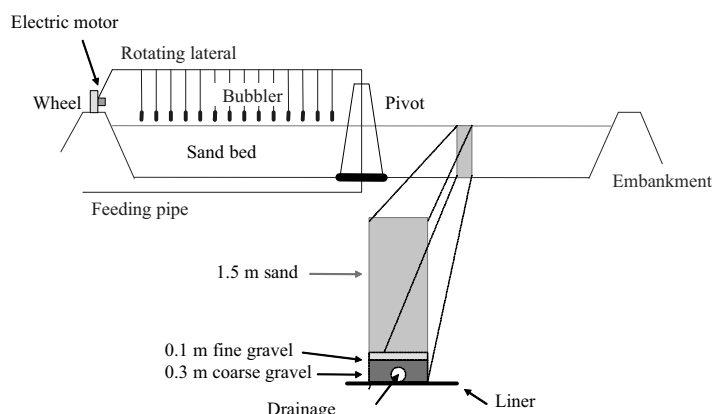


Figure 1 Typical layout of infiltration percolation systems built in Spain

This low energy consumption technology has proven to be an efficient means of reclaiming primary or secondary effluents, thus allowing water reuse and protecting sensitive receiving water bodies (Bouwer, 1996; Makni, 2001). Indeed, full size plant monitoring showed that helminth eggs are retained through pore straining in the upper layer of the filtrating beds and are totally removed (Guessab et al., 1993); protozoa such as *Giardia lamblia* and *Cryptosporidium parvum* were not detected in the filtered water of Vall Llobrega IPP by Alcalde et al. (2006); *Escherichia coli* content can reliably reach the less than 1000 cfu/100 mL target (Salgot et al., 1996; Brissaud et al., 1997; Castillo et al., 2001) and monitoring performance of Piera and Vall-Llobrega IPPs exhibited several log units removal of somatic coliphages and bacteriophages RNA-F specific (Brissaud et al., 1997; Alcalde et al., 2006).

Laboratory investigations and field data have shown that, though IPPs are low technology systems, achieving both the designed performance, i.e. final effluent completely oxidized and efficiently disinfected, and long-lasting treatment capacity requires abiding by well defined design and construction rules and operation conditions. More than 13 years' implementation of IP systems in Spain and Mediterranean countries has brought some light on the necessity to keep to these requirements. This paper presents lessons learned from this experience.

Porous medium

The choice of the sand that will constitute the filter is a crucial step in IPP construction planning. Too high permeability due to too coarse sand would result in high percolation

Table 1 Infiltration percolation plants in Spain

Plant	Starting operation year	Useful bed surface (m ²)	Applied effluent	Capacity (m ³ /day)
Vall-Llobrega	1992	575	Secondary	300
Piera	1996	428	Secondary	220
Sant Lluís I	1994	1254	Secondary	630
Sant Lluís II	2003	4955	Secondary	2300
Torre vieja I	1998	1455	Secondary	730
Torre vieja II	2002	2139	Secondary	1100
Elda	1998	4712	Secondary	2400
Els Hostalets de Pierola	1998	875	Primary	250
El Biar	1999	180	Secondary	90
El Rincón de la Bonanza	1999	1400	Secondary	700
Ojos de Garza	2001	370	Secondary	200

water velocities and, owing to oxidation and disinfection kinetics, lead to low oxidation of the treated water – unless the water is re-circulated as in trickle filters or gravel filters (Ménoret *et al.*, 2002) – and poor disinfection. On the other hand, low sand permeability together with biofilm development would reduce infiltration capacity, impede the renewal of the air phase and prevent oxygen supply, leading to anaerobic conditions which are incompatible with IP proper functioning and performance. The recommended mean grain size ranges between 200 and 800 μm with a uniformity coefficient, d_{60}/d_{10} , being less than 10. Sand may be supplied from dunes, alluvial material or quarries after crushing and sieving. Its characteristics should be closely monitored during the whole construction period.

IP is an aerobic fixed biomass process. Its treatment performances and durability rely on balanced oxygen supply and demand. Oxygen is supplied to the filter by convective and diffusive exchanges with the atmospheric air through the bed surface. Therefore, maintaining the sand bed unsaturated and the infiltration surface free of water during the main part of the operation time is crucial. Porous medium defects affect negatively the process.

Poor (or absence of) washing before supplying the sand to the construction site always results in an important deterioration of filter performance. As was observed in Torrevieja II IPP, even low fine particles content leads, when these fines are mainly clay, to a severe reduction of the treatment capabilities. The sand constituting this filter was not fully washed before the bed was laid on. Though the fraction of particles less than 20 μm did not exceed 1%, fines were put in suspension during the feeding sequences, then settled gently in the furrows modelled by the bubbler sprays on the infiltration surface, inhibiting dramatically the permeability of the upper layer of the filter, thus undermining both infiltration and oxidation capabilities (Figure 2).

Clay or silt can also enter the systems during the construction of the facilities, due to bad sand manipulation and earth contamination. When the filter starts operating, the infiltrating water flushes down the small particles, clay and silt, which migrate downward and accumulate locally and at variable depth within the sand beds, as was also observed in Torrevieja. The same process may occur when, due to operation and management deficiencies or recurrent overloading, the treatment capacity of an IP filter has been too much reduced. Indeed, the first retrofitting measure envisaged by the operator or the facility owner is often the replacement of the upper sand layers by clean new sand, as happened at Vall-Llobrega and Sant Lluís. Then, if this new sand has not been carefully chosen, it may happen that fine particles contained in the new sand are washed down to the interface between the new and the old sands, creating a low permeability layer. This phenomenon was described by Auset (2002).

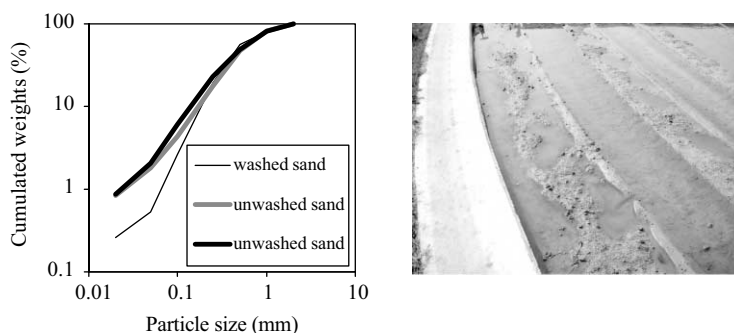


Figure 2 Left: particle size distribution of washed and unwashed sand of the Torrevieja II facility; right: flooded infiltration surface due to clay deposit

The Vall-Llobrega IP started operating in 1992, treating secondary effluent. The filter was originally constituted of dune sand with a small uniformity coefficient, $U = d_{60}/d_{10}$, equal to 2.2. After primary effluent was applied for several days in summer 1997, the filter clogged. As a significant part of the original sand had been previously lost due to different circumstances, it was decided to add about 40 cm of crushed alluvial material above the original sand. From this addition, in January 1998, the filter treated a load of $0.43 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ of activated sludge effluent, split into 10 feeding sequences a day, 5 days a week. In December 2000, a quarter of the infiltration surface was permanently flooded (Figure 3). As was also observed in other plants (Torrevieja, Sant Lluís), the persistence of impoundments at the surface of the filter had led to algae development. Degraded algae, together with organic suspended solids or clay deposits, result in a thin poorly permeable layer, which worsens the decrease of both infiltration and oxidation capacities.

The sand bed of Vall-Llobrega IPP was sampled at different depths below respectively the impounded area and the area where, conforming to the process design, water used to have completely infiltrated a short time after application. Samples were analysed for particle size distribution (Figure 4). The sand of the top 40 cm is coarser than the original dune sand and much less uniform. Below the impoundment, fines have migrated from the upper layers downward and have accumulated above the interface between the two sands. When digging into the filter, the interface layer, a few mm thin and black to dark brown, was very easily detected; its water content remained high even one week after the feeding has ceased. While most silt has been blocked at the interface, not all the clay was retained at the same depth but part of it could pass the interface and move into the dune sand. Below the well drained area, particle size distributions followed the same trend; however less fines, half the content found below the impoundments, had accumulated at the interface. When enough fine particles had accumulated at the interface, the thin impermeable layers resulting from these accumulations hindered water infiltration and gas transfer. In such circumstances, perched water saturated layers can be observed. Lasting high water saturation prevents oxygen supply, leads to local anaerobiosis, accumulation of biomass, reduction of the permeability and, eventually, permanent impoundment at the surface of the filter.

Auset (2002) could demonstrate the dramatic effect of high water saturation below the permanently flooded area. The equipment of the plant did not allow feeding of the sector containing most of the impoundment. The result was an increase from <5 to $>8 \text{ mgL}^{-1}$



Figure 3 Impoundment remaining several days after filter feeding

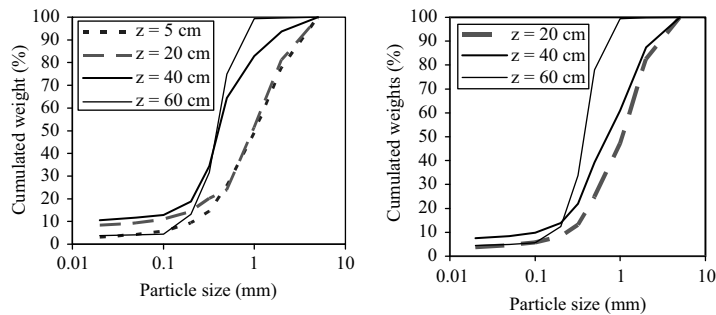


Figure 4 Particle size distribution below the impounded area (left) and the water free area (right) at Vall-Llobrega

of the dissolved oxygen content of the final effluent and an improvement from 2.4 or 2 to 4 log units of faecal coliform removal.

Design and construction

The efficiency of the treatment relies on the homogeneity of the infiltration. Uniform water spreading allows avoiding of localized overloading which would lead to clogging and performance degradation. In order to achieve uniform water distribution, all filters constructed in Spain are fed using frontal moved or centre pivot irrigation systems equipped with bubblers or special emitters designed to prevent plugging when spreading primary effluent (Figure 5).

Moreover, the infiltration surface should be maintained even; otherwise water accumulates in the depressions, leading to localized overloading, clogging risks and degraded performance. Planting turf grass on the bed surface – which is exclusively recommended for systems treating secondary effluent – helps to keep the evenness of the bed surface.

The experience is that enough care is not always taken of drainage conditions. The drainage layer, consisting of coarse gravel, should not be saturated with water and free access to the atmospheric air should be maintained. Failures of the drainage system, due to either crushing of drainage pipes during construction or to inappropriate design of drainage outlet, have resulted in the saturation of not only the bottom layer of the sand bed but, in some case, of more than half its depth; such situations were encountered at Vall-Llobrega and Els Hostalets. As not all the organic matter is fully degraded in the unsaturated part of the sand bed, the saturated bottom layers, deprived of oxygen, progressively tend to an anaerobic status. Then, over the months, anaerobic biomass develops, reducing the bed permeability. As a consequence, the water table slowly rises, worsening the situation. Digging the bed reveals sand layers with a high content of black organic matter (Figure 6). A similar situation can be observed when a soil aquifer treatment system has



Figure 5 Emitters adopted for secondary (left) and primary (right) effluent spreading



Figure 6 Excavation in a bed clogged for misconstruction of the drainage outlet. The white line stresses the limit between the “clean” sand and the black anaerobic layer. The water of the saturated layer has invaded the bottom of the hole

been constructed upon a shallow aquifer. Then, infiltration basins may turn to leaking lagoons as was observed in the plant of Saint Gilles in La Réunion Island (France).

Hurdles to infiltration – such as manholes set in the sand bed area, as in Gabès-Tunisia pilot IPP – and every cause of preferential pathway, for instance irrigating the area above the slanting sidewall of the filter, result in lower disinfection efficiency.

Overloading

A frequent reason for IP failure is pollution overload. This may be the consequence of secondary treatment deficiencies resulting, for instance, in N-NH_4 excess, as was noticed in Torrevieja, of overloading of the whole wastewater treatment plant due to population growth or of the lack of knowledge of operators willing to save energy costs or increase the volume of water for reuse far beyond the capacity of the IP system. Overloading means not only that before long the design performance will not be reached, but also that the durability of the IP system is put at high risk.

Overloading means that oxygen supply does not balance the oxygen demand for organic matter and nitrogen oxidation. The first observed consequence is an increase of N-NH_4 content in the final effluent. Later on, the flooding of the sand bed surface lasts beyond the time usually necessary for total infiltration, meaning that the infiltration capability is diminishing. Indeed, as oxygen becomes scarce, assimilation of organic matter remains effective but is not balanced by endogenous respiration. Therefore, the biomass – which is known to be primarily developed in the upper top layer (Fox *et al.*, 2005; Rauch-Williams and Drewes, 2006) – increases, the permeability drops, from which follows the observed decrease of the infiltration capability; moreover, air phase transfer is hindered and the oxygen supply reduced. When overloading continues for several weeks, severe internal clogging occurs because the biomass evolves in anaerobic conditions, leading to organic compounds resistant to degradation. Then, and this is the worst situation for an IP system, removing the clogged sand bed may be necessary though very costly.

Less frequent internal clogging of the upper layers of the filter may result from the feeding schedule. Filters in operation are intermittently fed, flooding sequences alternating with drainage sequences, the daily number of feeding-drainage cycles, f , ranging

between 1 and 20. It has been demonstrated that the higher the f value the higher the removal of faecal indicators (Brissaud *et al.*, 1999). However as shown by Bancolé *et al.* (2003), high fractionation of the daily load bears a major adverse effect. While, for low f values, the biofilm develops evenly over the whole depth of the bed, it accumulates in the upper layers at high f values. As the biomass increases, the hydraulic conductivity diminishes, reducing infiltration velocities and threatening the oxygen supply. Too high fractionation of the daily load threatens the process sustainability.

Conclusion

Deciphering the reasons for the failure or the defective functioning of IPPs is never easy; indeed, most of the design, construction and management defects affect the process in the same manner, i.e. performance degradation and clogging manifested through reduction of the infiltration capacity and lasting bed surface flooding. The most efficient and cost-effective approach has been to carry out autopsies of the failed filters, digging holes in order to observe bed vertical profiles. Variations of sand colour – unless the sand was dark black, as happens in a volcanic environment – consistency and water content are helpful clues to discover malfunctioning reasons. Analysing samples for particle size distribution, organic matter and water contents will provide useful complementary information.

Monitoring using as appropriate outfit should allow preventing malfunctioning and failure. The process deterioration manifests always in the filters as an increase of water content, due to permeability reduction, or of biomass as a result of oxygen need and supply imbalance. As 90% of the biomass is water, a close monitoring of water content of a few vertical profiles would provide the data required for a safe operation of the IP plants. Water content can be easily monitored through the measure of porous bed electrical conductivity. A piezometer should also be installed in the drainage layer in order to monitor the water level in the drainage layer.

Despite these above mentioned constraints, thanks to low O&M costs and high performance, IP, used alone or combined with UV (Salgot *et al.*, 2002) or another disinfection process, appears to be a very convenient wastewater reclamation technique for serving small and middle size communities or when dealing with sensitive areas, where classical secondary effluent cannot be disposed of without good treatment. In the Mediterranean, water flowing in temporary streams is usually re-used in a non-planned way, which makes it sensible to treat such water to high quality standards.

References

- Alcalde, L., Folch, M., Tapias, J.C., Huertas, E., Torrens, A. and Salgot, M. (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. *Wat. Sci. Tech.*, **55**(7), 149–154.
- Auset, M. (2002). *Approche des mécanismes de décontamination en infiltration percolation* PhD Th., University Montpellier II.
- Bancolé, A., Brissaud, F. and Gnagne, T. (2003). Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration. *Wat. Sci. Tech.*, **48**(11/12), 139–146.
- Bouwer, H. (1996). Issues in artificial recharge. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(10–11), 381–390.
- Brissaud, F., Salgot, M., Foch, M., Campos, C., Blasco, A. and Gómez, D. (1997). Full scale evaluation of infiltration percolation for polishing secondary effluents. *Beneficial Reuse of Water and Biosolids, Water Environment Federation* Apr. 6th–9th, Marbella-Spain: 10/48-56.
- Brissaud, F., Salgot, M., Bancolé, A., Campos, C. and Folch, M. (1999). Residence time distribution and disinfection of secondary effluents by infiltration percolation. *Wat. Sci. Tech.*, **40**(4/5), 215–222.
- Castillo, G., Mena, M.P., Dibarrat, F. and Honeyman, G. (2001). Water quality improvement of treated wastewater by intermittent soil percolation. *Wat. Sci. Tech.*, **43**(12), 187–190.

- Fox, P., Aboshanp, W. and Alsamadi, B. (2005). Analysis of soils to demonstrate sustained organic carbon removal during soil aquifer treatment. *J. Environ. Qual.*, **34**(1), 156–163.
- Guessab, M., Bize, J., Schwartzbrod, J., Maul, A., Nivault, N. and Schwartzbrod, L. (1993). Wastewater treatment by infiltration percolation on sand: results in Ben Sergao Morocco. *Wat. Sci. Tech.*, **27**(9), 91–95.
- Makni, H. (2001). Disinfection of secondary effluents by infiltration percolation. *Wat. Sci. Tech.*, **43**(12), 175–178.
- Ménoret, C., Boutin, C., Lienard, A. and Brissaud, F. (2002). Use of recirculation through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents. *Wat. Sci. Tech.*, **45**(12), 225–232.
- Rauch-Williams, T. and Drewes, J.E. (2006). Using soil biomass as an indicator for the biological removal of effluent-derived organic carbon during soil infiltration. *Wat. Res.*, **40**(5), 961–968.
- Salgot, M., Brissaud, F. and Campos, C. (1996). Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation. *Wat. Sci. Tech.*, **33**(10-11), 271–276.
- Salgot, M., Folch, M., Huertas, E., Tapias, J., Avellaneda, D., Girós, G., Brissaud, F., Vergès, C., Molina, J. and Pigem, J. (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Wat. Sci. Tech: Wat. Supply*, **2**(3), 213–218.

5.5. Article E

E. Huertas, M. Folch i M. Salgot

Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities

Water Science and Technology. 2007; 55(7): 143-148

Resum

La decisió a l'hora de triar una tecnologia per a la regeneració d'aigües és important, ateses les implicacions econòmiques i mediambientals, i les condicions sanitàries de la societat en general. El problema sorgeix quan s'ha d'implementar un tractament de regeneració en petites comunitats, ja que els costos de posada en marxa i operació han de ser baixos. Conseqüentment, les tecnologies intensives no solen ser les més apropiades en aquest tipus de comunitats perquè poden donar lloc a problemes econòmics i d'operació. És en aquests casos on les tecnologies extensives podrien representar una bona solució (sempre que la disponibilitat de terreny estigui garantida).

Aquest article presenta la combinació de dues tecnologies no convencionals (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes) com a opció per al tractament i regeneració d'aigües residuals en petites comunitats. Els resultats obtinguts mostren que l'efluent procedent de la infiltració-percolació modificada presenta una qualitat suficient per ser reutilitzat en reg de cultius industrials, reg de vivers, reg de farratges, reg de llavors oleaginoses, producció de flors ornamentals, refrigeració industrial, estanys, masses d'aigua, cabals circulants d'ús recreatiu on el públic no entra en contacte amb l'aigua, reg de boscos, reg de zones verdes i reg d'altres zones a les quals el públic no té accés.

Adicionalment, la combinació de les tecnologies infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes augmenta la llista d'usos finals per a la reutilització; cal afegir-hi reg de pastures per a consum d'animals productors de carn o llet, reg de cultius destinats a la indústria de conserves, reg de cultius que no s'han d'ingerir crus, reg d'arbres fruiters excepte per aspersió, aqüicultura, i recàrrega d'aqüífers per percolació localitzada a través del sòl.

L'experiència demostra que la combinació de dues tecnologies extensives presenta baixos costos d'operació i gestió; a més a més, és un sistema que està totalment integrat en el medi ambient, redueix la generació de subproductes i pot ser considerat un tractament ideal per a la regeneració d'aigües en petites comunitats.

Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities

E. Huertas, M. Folch and M. Salgot

Soil Science Laboratory, Faculty of Pharmacy, University of Barcelona. Avda. Joan XXIII s/n. 08028, Barcelona. Spain (E-mail: ehuertas@ub.edu; mfolch@ub.edu; salgot@ub.edu)

Abstract The decision on technologies used for reclaiming wastewater appears as important as a consequence of the implications on the economic, environmental and health conditions of societies. The problem arises when deciding how to deal with wastewater in small communities, because the costs of implementing and operating small, intensive wastewater treatment plants are unacceptable and can lead to financing and operation problems. Extensive treatment systems can be a good solution, where space is available. This paper presents the combination of two soft technologies (infiltration–percolation and constructed wetlands) to treat and reclaim wastewater. The obtained results show that the infiltration–percolation effluent presents a quality enough to be reused for irrigation of industrial crops, nurseries, fodder, cereals and oleaginous seeds, ornamental flower production; industrial cooling; impoundments, water bodies, and streams for recreational use in which the public's contact with the water is not permitted; and irrigation of forested areas, landscape areas and restricted access areas. Moreover, the combination of infiltration–percolation and constructed wetlands increases the list of final reclamation to the following: irrigation of pasture for milk or meat animals, crops for canning industry, crops not raw-consumed, fruit trees except by sprinkling, aquaculture; and aquifer recharge by localised percolation through the soil.

Keywords Constructed wetlands; infiltration-percolation; reclaimed wastewater; reuse; small communities

Introduction

Integrated water management approaches must include wastewater as an important part of the water sub-cycles: anthropic or natural. The interrelationships among the two are clear, from the disposal of wastewater (more or less treated into water bodies) to the use of natural water masses for obtaining resources for the daily life or economic activities of mankind. Those relationships can and must be quantified and qualified, using tools for the definition of the impacts generated, from the negative of untreated wastewater disposed in the environment to the positive ones of reusing reclaimed (waste) water. If that matter is considered in the arid and semiarid zones, like the Mediterranean, other concerns appear as important, like the health aspects of disposing and recycling wastewater or the lack of dilution in natural water bodies. Then, wastewater treatment, reclamation and reuse are paramount to maintain good economic (water availability) and sanitary (health-related illnesses) conditions in a number of areas (Salgot *et al.*, 2006). The decision on the technologies used for treating and reclaiming wastewater appears as important as a consequence of the implications on the economic, environmental and health conditions of societies.

The solution of the wastewater treatment problem has been extremely clear in the last 100 years on the two extreme sides of the management; the big cities and the single houses or extremely reduced populations (Angelakis *et al.*, 2003; Asano, 2005). The problem arises in the decision on how to deal with wastewater in medium sized towns.

On one side, the economy of scale leads to intensive systems (energy and reduced space); on the other the on-site systems are the evident solution. In the small size collective systems, if the intensive processes are used, the costs of implementing and operating wastewater treatment plants could be unacceptable and can lead to financing and operation problems. The alternative way, the extensive systems can be a good solution, where space is available.

If reuse or disposal into sensitive environments is to be implemented, there are additional advantages in the use of extensive systems, considering the possibility of obtaining an effluent that can be directly reused or disposed without advanced treatments, thus reducing the economic impact of reclamation. Nevertheless, research is needed on the compliance with standards of extensively treated effluents. In order to test the previous statement, an extensive system based wastewater treatment plant was built in Els Hostalets de Pierola (Barcelona, Spain) for 1200 p.e., using modified infiltration–percolation (mIP) and constructed wetlands (WL) – subsurface horizontal flow.

Materials and methods

The study was done in Els Hostalets de Pierola wastewater treatment plant (WWTP). The facility was designed for a population of 1200 p.e. First of all there is a pre-treatment, followed by a modified Imhoff tank working as the primary system. Settled water passes directly to a homogenization tank, then water is pumped to a mIP system (secondary treatment). Part of the water which is treated by IP could be sent to WL, which works as tertiary treatment. Finally, treated wastewater is disposed of into a small river by gravity (see Figure 1). Table 1 presents the most important characteristics of IP and WL.

Physico-chemical parameters (pH; conductivity; suspended solids; COD; $\text{NH}_4^+\text{-N}$; $\text{NO}_3^-\text{-N}$; PO_4^{3-}), as well as Faecal Coliforms, were analyzed according to *Standard Methods* (APHA *et al.*, 1998) while somatic coliphages and F-specific bacteriophages were determined following ISO/DIS, 1999.

Modified infiltration–percolation is a natural, soft, advanced wastewater treatment system consisting in a biological aerobic sequential filtration through a fine sand porous medium (Auset, 2002; Brissaud *et al.*, 2003; Bancolé *et al.*, 2004) which allows fulfilling of the principal objectives in wastewater treatment:

- almost total reduction of suspended solids
- organic matter and nitrogen oxidation
- pathogenic microorganisms reduction

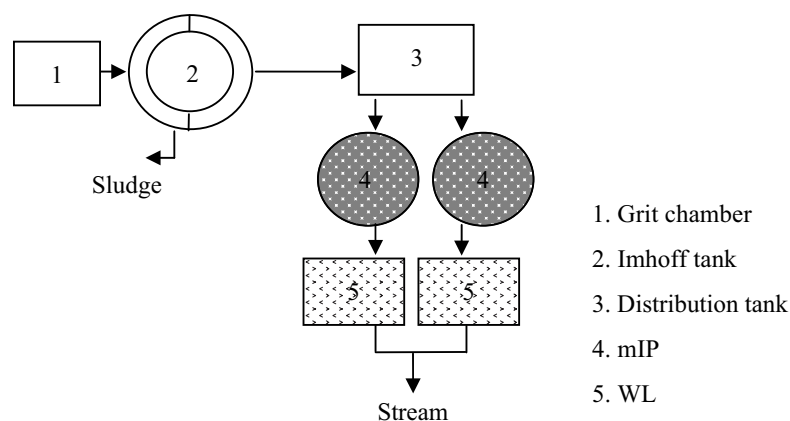


Table 1 IP and WL characteristics in Els Hostalets de Pierola WWTP

Characteristics	Biofilters (IP)	Wetlands (WL)
Total surface	2 × 875 m ²	2 × 200 m ²
Surface form	Circular	Rectangular
Impervious material	Yes	Yes
Protection of impervious material	Yes with geotextile 150 cm of sand	Yes with geotextile 60 cm – slope 1%
Depth of filtrating material layer	20 cm of gravel 8–20 cm 30 cm of gravel 20–40 cm	WL1 gravel 2–6 mm WL2 gravel 10–15 mm
Additional aeration (passive)	Yes	No
Water application	Pivot with 22 shovels	Pipe/gabion
Aerosol formation	No	No
Functioning	Discontinue	Continue

Constructed wetlands are also considered soft or extensive technologies. The treatment mechanisms involved are complex and include filtration, sedimentation, chemical precipitation, bacteriological oxidation, and disinfection (Stentström and Carlander, 2001; Tanner and Kadlec, 2003).

Constructed wetlands, with subsurface flux and planted macrophytes, present small aerobic zones around roots and rhizomes, where bacterial colonies are installed. Plants transport the oxygen from leaves and blades to the roots, thus creating a complex aerobic–anoxic–anaerobic system underground (Vymazal, 2001; Cooper *et al.*, 2005).

Results and discussion

Treated flow by IP varies from 43.1 m³/day to 71.5 m³/day; WL treats a flow that fluctuates from 7.3 m³/day to 22.3 m³/day. The IP systems were designed to treat all wastewater generated by the population (real scale); on the contrary, WL were planned as pilots, therefore they cannot treat the same amount of water.

Tables 2 and 3 present the effluent quality after modified infiltration–percolation and the effluent quality after constructed wetlands respectively.

SS results show the correct performance of the filtration mechanism of the both systems (IP and WL). A reduction of almost 99% (SS) when wastewater passes through biofilters, obtaining a maximum concentration of 2.7 mg/L is shown. At the outlet of wetlands, low SS concentrations are maintained. The IP system reaches a COD reduction of 87%, while WL maintains its value at the outlet. IP reduces COD due to filtration

Table 2 Effluent quality after modified infiltration–percolation

Parameters	mIP inlet			mIP outlet			Removal %
	Min	Aver	Max	Min	Aver	Max	
pH	6.96	7.37	8.16	6.71	6.97	7.20	–
Electrical conductivity (μS/cm)	810	1891	2390	1177	1957	2440	–
SS (mg/L)	109	204	587	b.d.l.	2.7	8.7	98.7
COD (mg/L)	345	748	1797	48	98	173	86.9
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	29.4	54.9	70.2	b.d.l.	9.3	44.2	83.1
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	b.d.l.	0.8	3.7	6.3	30.6	56.7	–
PO ₄ ⁻ (mg/L)	12.0	23.0	36.2	0.62	9.06	28.2	60.6
FC (μlog/100 mL)	6.64	7.23	7.62	1.00	3.66	5.13	3.57*
Somatic coliphage (μlog/100 mL)	5.94	6.64	7.17	3.24	4.27	7.20	2.37*
Bacteriophage (μlog/100 mL)	5.56	5.83	6.06	1.83	1.99	2.18	3.84*

*Removal in μlog/100 mL. b.d.l. below detection limit

Table 3 Effluent quality after constructed wetlands

Parameters	WL inlet = IP outlet			WL outlet			Removal %
	Min	Aver	Max	Min	Aver	Max	
pH	6.71	6.97	7.20	6.84	7.12	7.62	–
Electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1177	1957	2440	1560	1939	2557	–
SS (mg/L)	b.d.l.	2.7	8.7	b.d.l.	1.96	1.75	27.4
COD (mg/L)	48	98	173	33	91	143	7.1
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L) ¹	b.d.l.	10.45	23.99	9.8	10.82	11.53	–
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ (mg/L) ¹	18.84	32.62	56.66	b.d.l.	1.34	3.18	95.9
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L) ²	0.91	5.16	11.48	0.98	8.53	29.01	–
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ (mg/L) ²	22.33	33.11	42.52	9.61	24.60	39.06	25.7
PO_4 (mg/L)	0.62	9.06	28.2	0.17	4.7	11.5	48.1
FC ($\mu\text{log}/100$ mL)	1	3.66	5.13	1.2	2.33	3.11	1.33*
Somatic coliphage ($\mu\text{log}/100$ mL)	3.24	4.27	7.20	2.75	3.34	3.81	0.93*
Bacteriophage ($\mu\text{log}/100$ mL)	1.83	1.99	2.18	1.62	2.06	2.34	–

*Removal in $\mu\text{log}/100$ mL. b.d.l. below detection limit

¹WL treating < 10 m³/day

²WL treating 20–34 m³/day

mechanisms and the oxidation of organic matter through the biofilm's aerobic microorganisms. Ammonia nitrogen is transformed into nitrates with total nitrification when the biofilters are established. IP effluent presents a quality suitable to be disposed of in the receiving media (Table 2). In several cases, nitrogen forms can cause problems in sensitive zones, then, an additional treatment is necessary. Constructed wetlands are capable to reduce the concentration of nitrates as shown in Table 3. This removal depends on the management of the systems; two kinds of performances can be obtained: a total denitrification when the system receives low flows (< 10 m³/day) and a reduction of the denitrification rate when the applied flows increase (> 20 m³/day).

Fecal coliform reductions in the biofilters reach $3.6 \mu\text{log}/100$ mL. WL improves microbiological characteristics, achieving reductions of $2 \mu\text{log}/100$ mL with an average of $1.3 \mu\text{log}/100$ mL. Inlet water to biofilters has homogeneous viral indicator content. A reduction of $2.4 \mu\text{log}/100$ mL of somatic coliphages and $3.8 \mu\text{log}/100$ mL of bacteriophages was detected in IP systems, while WL only improves microbiological effluent in relation with somatic coliphages ($0.9 \mu\text{log}/100$ mL).

Spain is preparing a general recommendation in order to regulate the reuse of reclaimed wastewater. In 1999 the first Spanish guidelines draft appeared which described 14 categories (types) of reclamation. The new draft (2005) groups the 14 categories into 5 general ones (urban uses; irrigation uses; industrial uses; environmental and recreational uses; and aquifer recharge) in order to simplify the use for the recycling managers (see Table 4). 1999 and 2005 drafts include the minimum quality criteria for physical–chemical and biological parameters to be achieved in reclaimed wastewater to be reused for each category. A new aspect has to be taken into account in the 2005 draft: the minimum frequency analysis is included.

Table 5 presents the possibilities of reuse after IP and constructed WL treatment. It is to be noted that 6 sub-groups of reuse can be reached through IP and constructed WL combination (2.2; 2.3; 3; 4.3; 4.4; and 5.1). The IP system presents the capacity to transform ammonia into nitrates and it is capable of reducing microbiological content, besides the reduction of organic matter and suspended solids content. The combination of these processes generates an effluent with enough quality criteria to be reused for, specifically uses 2.3; 3; 4.3; and 4.4. Constructed

Table 4 Categories of reclamation depending on its final use (adapted from AEAS, 2005)

Reclaimed wastewater uses	
1. Urban uses	1.1. Residential uses. Private garden irrigation, toilet flushing, home air conditioning systems, car washing. 1.2. Urban uses. Irrigation of open access landscape areas (parks, sport fields,...). Street cleaning, fire-fighting, ornamental impoundments and decorative fountains.
2. Irrigation uses	2.1. Greenhouse crops. Irrigation of raw consumed food crops. Fruit trees sprinkler irrigated. 2.2. Irrigation of pasture for milk or meat animals. Irrigation of crops for canning industry and crops not raw-consumed. Irrigation of fruit trees except by sprinkling. Aquaculture. 2.3. Irrigation of industrial crops, nurseries, fodder, cereals and oleaginous seeds. Ornamental flower production.
3. Industrial uses	3.1. Industrial cooling, except for the food industry.
4. Environmental and recreational uses	4.1. Golf courses irrigation. 4.2. Impoundments, water bodies and streams for recreational use in which the public's contact with the water is permitted (except bathing). 4.3. Impoundments, water bodies, and streams for recreational use in which the public's contact with the water is not permitted. 4.4. Irrigation of forested areas, landscape areas and restricted access areas. Forestry.
5. Aquifer recharge	5.1. Aquifer recharge by localised percolation through the soil 5.2. Aquifer recharge by direct injection

Table 5 Possibilities of reclaimed wastewater reuse after IP and WL

Use of the reclaimed wastewater	Quality criteria*	Required treatment
2.2. Irrigation of pasture for milking or meat animals. Irrigation of crops for canning industry and crops not raw-consumed. Irrigation of fruit trees except by sprinkling. Aquaculture.	<i>E. coli</i> < 1,000 cfu/100 mL SS < 35 mg/L Nematode eggs < 1 egg/10L	IP + WL
2.3. Irrigation of industrial crops, nurseries, fodder, cereals and oleaginous seeds. Ornamental flower production.	<i>E. coli</i> < 10,000 cfu/100 mL SS < 35 mg/L Nematode eggs < 1 egg/L	IP IP + WL
3. Industrial cooling, except for the food industry	<i>E. coli</i> < 10,000 cfu/100 mL SS < 35 mg/L	IP IP + WL
4.3. Impoundments, water bodies, and streams for recreational use in which public contact with the water is not permitted.	<i>E. coli</i> < 10,000 cfu/100 mL SS < 35 mg/L	IP IP + WL
4.4. Irrigation of forested areas, landscape areas and restricted access areas. Forestry.	SS < 35 mg/L	IP IP + WL
5.1. Aquifer recharge by localised percolation through the soil.	<i>E. coli</i> < 1,000 cfu/100 mL SS < 35 mg/L Total Nitrogen < 35 mg/L	IP + WL

*AEAS (2005)

WL is capable of improving water quality coming from IP, because WL presents disinfection mechanisms and reduces nitrate content due to the denitrification process. Consequently, the combination of both systems (IP + WL) permits us to increase this list in two more uses: 2.2 and 5.1. It is to be noted that intestinal nematode eggs must be controlled in most of the uses.

Conclusions

Modified Infiltration–Percolation is an adequate secondary wastewater treatment generating excellent quality effluent for the disposal or specific types of reuse.

Effluent obtained through IP presents a quality enough to be reused for irrigation of industrial crops, nurseries, fodder, cereals and oleaginous seeds, ornamental flower production; industrial cooling (except for the food industry); impoundments, water bodies, and streams for recreational use in which the public's contact with the water is not permitted; and irrigation of forested areas, landscape areas and restricted access areas.

Constructed wetland as tertiary wastewater treatment is also able to improve the quality of the treated wastewater. Nitrate contents are reduced when low flows are applied to the system. Microbiological quality is also improved using this system.

The combination of IP + WL increases the list of final reclamation uses. Irrigation of pasture for milk or meat animals, irrigation of crops for canning industry and crops not raw-consumed, irrigation of fruit trees except by sprinkling, aquaculture; and aquifer recharge by localised percolation through the soil must be added to the list presented for IP.

Els Hostalets de Pierola wastewater treatment plant, with the combination of two soft technologies (Infiltration–Percolation + constructed Wetlands) has low costs of operation and management, is fully integrated in the environment, reduces generation of by-products and could be considered an ideal treatment and reclamation system for small communities.

References

- AEAS (2005). Draft for standards for wastewater reuse in Spain, Madrid. Not published.
- Angelakis, A.N., Bontoux, L. and Lazarova, V. (2003). Challenges and prospectives for water recycling and reuse in EU countries. *Water Supply*, **3**(4), 59–68.
- APHA, AWWA, WEF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edn., Washington D.C.
- Asano, T. (2005). Urban water recycling. *Water Science Technology*, **51**(8), 83–89.
- Auset, M. (2002). “Mécanismes de la décontamination microbienne en infiltration percolation”. PhD Thesis, Montpellier II, France.
- Bancolé, A., Brissaud, F. and Gagne, T. (2004). Oxidation processes and clogging in intermittent matured infiltration. *Water Science and Technology*, **48**(11), 139–146.
- Brissaud, F., Xu, P. and Auset, M. (2003). Extensive reclamation technologies, assets for the development of water reuse in the Mediterranean. *Water Supply*, **3**(4), 209–226.
- Cooper, D., Griffin, P. and Cooper, P. (2005). Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. *Water Science and Technology*, **51**(9), 127–135.
- ISO/DIS (1999). “Water quality – detection and enumeration of bacteriophages”, pp. 1–15.
- Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W. and Hollender, J. (2006). Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*, **187**, 29–40.
- Stentström, T.A. and Carlander, A. (2001). Occurrence and die-off of indicator organisms in the sediment in two constructed wetlands. *Water Science and Technology*, **44**(11–12), 223–230.
- Tanner, C.C. and Kadlec, R.H. (2003). Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, **48**(5), 191–198.
- Vymazal, J. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Water Science and Technology*, **44**(11–12), 369–374.

5.6. Article F

E. Huertas, M. Folch, M. Salgot, I. Gonzalvo i C. Passarell

Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain)

Desalination. 2006; 188: 141-147

Resum

En l'actualitat hi ha la tendència al sud d'Europa de recuperar les característiques naturals dels rius urbans. El tram final del riu Besòs es troba immers en una zona altament urbanitzada i industrialitzada que va seguir el model clàssic dels anys setanta, on el riu es canalitzava amb l'objectiu de reduir l'impacte de les avingudes. El resultat d'aquesta acció va suposar la creació de moltes àrees impermeables que dificultaven la infiltració de l'aigua i la invasió de les zones d'inundació pròpies del riu per indústries i àrees urbanitzades.

El riu Besòs va ser la conca fluvial més alterada de tota Catalunya durant dècades. Per tal de millorar les condicions adverses que presentava el riu, durant la dècada dels noranta es va portar a terme una gran reconversió del tram final. Aquest projecte va suposar la renaturalització del canal central del riu (creant petits meandres), es va crear un parc urbà i es va construir un sistema terciari de tractament d'aigües residuals mitjançant zones humides construïdes (que tracten part de les aigües procedents del tractament secundari de l'estació depuradora d'aigües residuals de Montcada i Reixac). Després del tractament a través de les zones humides, l'efluent va parar al riu i en millora, conseqüentment, la qualitat.

Les zones humides construïdes es consideren normalment com un tractament adient per a petites col·lectivitats o cases individuals en àrees suburbanes de grans ciutats i àrees rurals. Després de l'experiència portada a terme al tram final del riu Besòs es pot demostrar que les zones humides construïdes poden ser una bona solució per millorar la qualitat de les aigües dels rius, ja que l'efluent de les zones humides construïdes fa que se'n redueixi la concentració de matèria orgànica (DQO), sòlids en suspensió, amoni i coliformes fecals.

Aquesta recerca mostra que l'espècie *Phragmites australis* sembla ser una molt bona elecció per plantar en aquest tipus de sistemes, ja que és resistent a les inundacions i presenta una gran capacitat de colonització i de recuperació.

La construcció de zones humides a la llera del riu ha contribuït a la recuperació mediambiental del tram final del riu Besòs, ja que ha comportat la formació d'un ecosistema que permet la recuperació d'hàbitats salvatges potencials (aliments, rius i zones de protecció) per a diferents tipus de fauna (rèptils, amfibis, ocells, etc.).



Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain)

E. Huertas^{a*}, M. Folch^a, M. Salgot^a, I. Gonzalvo^b, C. Passarell^b

^aFacultat de Farmàcia, Lab. d'Edafologia, University of Barcelona, Avda. Joan XXIII s/n., 08028 Barcelona, Spain
Tel. +34 (93) 402-4494; Fax: +34 (93) 402-4495; email: ehuertas@ub.edu

^bDiputació de Barcelona, Edifici del Relotge, Comte d'Urgell, 187, 08036 Barcelona, Spain

Received 17 December 2004; accepted 29 April 2005

Abstract

There is nowadays a tendency in the south of Europe to recover the natural features of urban rivers as much as possible. The final part of the Besòs River (Spain) flows inside a heavily industrialized area in greater Barcelona. Following a classical model in the 1970s, the river was canalized, theoretically to reduce the high flow impact but in practice to gain flat areas where building was easy. The result was many artificially created impervious areas which made infiltration difficult, and the invasion of the river-related high-flow zones by industrial facilities and urbanized areas. Additionally, for several decades, the Besòs River was the most altered fluvial basin of Catalonia. Trying to improve the really bad conditions of that section of the river, a big conversion of part of its final section was undertaken in the 1990s. There, the low flow concrete channel was re-naturalized, bending it, and in the reclaimed bed surface an urban park and a tertiary wastewater treatment system were implemented. After treatment, the effluent directly enters the river, thus improving water quality. Water from the tertiary treatment, constructed wetlands, has the following percentage of removal if compared with the effluent of the activated sludge facility: 40% for suspended solids; 62% for COD; 20% for $\text{NH}_4^+\text{-N}$; 58% for P; and 1.1 log U/100 mL for fecal coliforms.

Keywords: Constructed wetlands; Subsurface horizontal flow; River bed; Re-naturalization; Urban parks

1. Introduction

Re-naturalization of man-modified landscapes became a usual practice in the north of Europe

several decades ago, but in the Mediterranean the practice appeared during the 1990s. Before it, river flood plains and low-flow channels were among the most altered natural structures. The tendency was to restrain rivers to concrete boxes,

*Corresponding author.

Presented at the International Conference on Integrated Concepts on Water Recycling, Wollongong, NSW, Australia, 14–17 February 2005.

eliminating meanders and existing vegetation. The reason was to reduce flood-related hazards, guaranteeing a maximum flow calculated for several years [1]. Nevertheless, the hazards related to heavy rains, and hence maximum flows, were exacerbated through processes in the whole basin, namely deforestation and urbanization, which created many impervious areas. The result was an increase of flowing water speed, thus increasing the water kinetic energy in the whole basin and the capability of causing damage [2].

In the lower parts of the basin's flood plains, all types of natural wetlands and meanders can be found. Almost all these structures usually disappeared in the small- and medium-size rivers in the studied area, being occupied by buildings or infrastructure.

On the northern border of the Barcelona municipality flows the Besòs, a Mediterranean-type river. Although the Besòs draining basin is small (1,039 km²), the Mediterranean climatic conditions, many artificially created impervious areas which made difficult the infiltration in the lower basin, new buildings and infrastructure of the river-related high-flow zones, and the encasement of the bed made heavy-rain episodes dangerous for the surrounding areas. Additionally, the surroundings of the mouth were occupied by energy production and waste management structures, apart from industries in the northernmost part of the Besòs delta. In the south, old residential areas were mixed with industry. In any case, no flood inundation plan existed.

The related aquifer usually carries more water than the river, and groundwater can be found easily. During many years, the aquifer was exploited for tap and industry supply, and the water table was maintained at a certain depth. Due to the implementation of a supply network with external resources and the displacement of industries to other locations, groundwater was no longer pumped out, and the water level rose. The final result was the flooding of several under-

ground infrastructures, like parking lots or the Metropolitan subway, which increased the costs of water elimination. This water had to be disposed of into the sewerage system and was treated as wastewater.

For several decades, the Besòs River had the most altered fluvial basin of all the hydrographic network of Catalonia (an autonomous region of Spain) and was considered the second-most contaminated river of Europe, after the Rhine. During the last decades, water resources quality was impaired due to the excessive exploitation and heavy contamination of the river. Also, during heavy rain episodes in the 1960s, an important number of casualties were registered because of the violent flooding of housing areas.

The final part of the river flows among several towns (Barcelona, Montcada i Reixac, Santa Coloma de Gramanet, and Sant Adrià de Besòs) in a heavily populated — more than two million inhabitants — and industrialized area. The river has an extreme variation of flows, from violent flooding episodes up to 2000 m³/s a few times per year, to no flow except the one from treated wastewater disposal all year round. There used to be a concrete channel for the low-water flows, which suffered a transformation recently to re-naturalize partially the river bed.

Due to all the mentioned circumstances, wildlife disappeared from the river ecosystem. Aquatic plant species were no longer abundant and the existing vegetation could be defined as degraded.

Water demands in the basin increased heavily after the 1960s and clearly exceed the available resources. Furthermore, it was discovered that part of the river-related aquifers were heavily contaminated with chemicals buried illegally in old, abandoned gravel pits inside the river bed. Consequently, an important resource was no longer available for water supply.

The lack of available water was somewhat improved by diverting water from more northern

river, thus adding some 5 m³/s to the existing, poor-quality, groundwater resources. This implies that the water quality of this final section of the river does not reflect the theoretically natural water quality conditions, especially with respect to chemistry. The only free, non-urbanized, surface is the river bed.

Wastewater treatment plants (WWTP) became operative in the basin in the 1990s. Afterwards, all the flowing water, except from rain episodes, was wastewater, mainly treated up to a secondary level by activated sludge. Liquid and solid industrial wastes thrown into the river were also controlled, and other solid waste disposal from urban origins was nearly eliminated. Nevertheless, during the previous three decades, much organic matter was disposed of into the river; and in hot and dry summers, anaerobic fermentation processes appeared, generating odour problems. The odorous substances were transported up and down the river basin by the prevailing winds, and many complaints were issued. Then, after several summers of odour problems attributed to the river and full degradation of the bed, several actions were planned.

Until the 1998, an aerial electricity transport infrastructure was inside the high-flow bed, completing the degradation picture. Using FEDER and local funds, a large conversion of part of the final section of the river was undertaken. In part of the modified section (among Montcada i Reixac and Santa Coloma de Gramanet by one side, and Montcada i Reixac and Barcelona on the other side), the low-flow concrete channel was re-naturalized, bending it, and in the high-flow bed surface, a tertiary wastewater treatment system was implemented. In the rest of the river bed, between two of the towns (Santa Coloma de Gramanet and Barcelona), turf surface was installed, together with a small road for bicycle riding and service cars. An alarm system was installed to announce flooding episodes with time enough to evacuate people and

close access to the urban park. Apart from this, into the straight low-flow channel, inflatable polyethylene barriers were installed. The purpose of the barriers is to have water pooled in the surface, in this way increasing the aesthetic value of the river. In case of flooding or other adverse circumstances, the barriers are deflated and do not offer resistance to the water. The grass area is spray irrigated using groundwater, thus contributing to lower the aquifer level.

Initially, this transformation into an urban park was done along 3 km approximately; in mid-2004 an additional part of the river bed, downstream and up to the mouth, was also transformed, this time between the municipalities of Sant Adrià del Besòs and Barcelona.

The success of such installations has been enormous. The naturalists very much enjoyed the upper part where the wetlands tertiary system was installed because of the reappearance of wildlife; people from the municipalities enjoy the new park, using it for bicycle riding, running, and walking in a more natural area, or for picnics.

2. Materials and methods

From now on only the area devoted to wastewater tertiary treatment is considered. The effluent to be treated is supplied by the Montcada i Reixac activated sludge classical secondary wastewater treatment facility, with a peak capacity of 0.5 m³/s. The facility treats mainly urban wastewater, with some industrial effluents usually pretreated to legally fixed levels before reaching the sewerage system.

Part of the effluent (0.2–0.3 m³/s) is diverted to subsurface flow constructed wetlands, acting as a tertiary treatment. The wetland effluent enters directly into the river through pits where a device to control the wetlands water level is located. River water quality is theoretically improved with the tertiary-treated wastewater. At the same time, the re-creation of natural areas caused an

improvement of the landscape and subsequently wildlife (reptiles, amphibious, birds, etc.) re-appeared because of the implementation of refuge and nesting areas. Wetlands planted vegetation (mainly reed, but also cattail, water lily, etc.) is typical of river beds and can resist high floods, just bending and recovering afterwards. Part of the old degraded vegetation remains but is slowly disappearing.

Usually, constructed wetlands are designed as a soft technology to treat wastewater in small communities. Nevertheless, the system is also described as a tertiary treatment or as a way to manage run-off or industrial wastewater. A sub-surface horizontal flow was the chosen design for the Besòs wetlands. This type of flow typically avoids odour problems and the appearance of mosquitoes. The selection was made in order to reduce at a maximum the problems with the neighbours living less than 100 m apart from the wetlands in several places. Nevertheless, several complaints were issued because of insects, birds, frog croaks, and the like.

Subsurface flow constructed wetlands, with macrophytes, present a complex aerobic–anoxic–anaerobic underground system. Around substrate, roots, and rhizomes bacterial colonies, biofilms are installed. The implied wastewater treatment mechanisms are complex and include filtration, sedimentation, chemical precipitation, and bacteriological oxidation. The treatment is mainly based on the relationships among vegetation, substrate, and soil saturated with water.

Constructed wetlands plots were distributed along 3.2 km of the basin. Wetlands are located in both banks for the upper 2 km, the following 1.2 km presenting plots only on the right bank. It is important to note that there are four types of plots, in total 60, described in Table 1.

Plots are established in 15 groups, which can include from two to five plots. Each group presents a valve to control the flow applied and another valve to control the pressure. The treated

Table 1
Types and dimensions of Besòs River wetland plots

Type	Width (m)	Length (m)	Number of plots
1	50.4	19.1	39
2	50.4	27.6	14
3	50.4	34.6	3
4	50.4	31.5	4

average flow is between 0.2 and 0.4 m³/s depending on the hydraulic regime implemented.

Impervious (using liners protected with geotextile) plots were filled with river gravel (granulometry between 8 and 25 mm) or with external granitic gravel (granulometry between 6 and 25 mm) because the existing material was not sufficient to fill all the plots. It should be noted that the depth of the plot at the inlet water side is 0.6 m, and 0.7–0.8 m at the outlet, with an approximately 0.5% slope.

Each plot presents an individual end pit where treated wastewater is collected before reaching the river. To control water height inside the reed bed, an adjustable pipe was installed inside the pit. A correct management of this system avoids the appearance of water on the wetland surface, thus minimizing any related risk of mosquitoes or odour appearance.

Sampling was done in a regular way in each outlet tank, and the following parameters were analyzed according to Standard Methods [3]: pH, EC, SS, COD, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, PO₄³⁻ and fecal coliforms.

Several management problems appeared during the first 4 years after the implementation of the system due to construction defaults, public works in the area, and several accidents with pipelines crossing the river underground. Conversely to the beliefs of several people, the facility perfectly resisted the river floods with minor modifications in the first plots.

3. Results

The characteristics of the influent coming from the Montcada i Reixac activated sludge WWTP are presented in Table 2 as average values. The average results obtained for the plot's (60) effluent are shown in Table 3 (maximum, average, minimum, and standard deviation are the values chosen) for the years 2001, 2002, and 2003. The performances of the constructed wetlands changed during the 3 years of operation due to different factors: *Phragmites* development, wastewater quality of the WWTP (during this period of study, two episodes of high organic matter concentration were detected); climate (storms, temperature, etc.); construction along and inside the river basin, and others.

The average removal of organic matter (COD) was 62.4%. SS showed a reduction of 80%. It is to be noted that 75% of all the samples presented a SS concentration below detection limit.

In relation to nutrients, 20% of ammonia was removed. This reduction can be attributed to nitrogen transformation from ammonia to nitrates and nitrites. Results were lower than those indicated in other studies [4,5]. This fact could be explained by a low water residence time during part of the operation. Otherwise, a 58% of phosphorus removal was detected. Removal of phosphorus forms occurs mainly as a consequence of adsorption, complexation and precipitation reactions [6,7].

An additional sampling campaign during 2003 focused on the study of microorganisms removal, using fecal coliforms (FC) as an indicator. The FC average removal was 1.1 log cfu/100 mL, although maximum reduction attained was 3 log cfu/100 mL. As indicated, there was an improvement of river water quality. These data are given in Table 4.

As indicated previously, initially, several plant species were planted in the wetlands in order to enlarge the diversity and aesthetic characteristics of the plots. After several years of operation, the

Table 2

Quality of wastewater feeding the constructed wetlands

Parameter	Figures (wetlands inlet)
pH	7.4
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1.59
TSS (mg/L)	6.9
COD (mg O_2/L)	143.5
TKN-N (mg/L)	37.5
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	34.2
NO_3^- (mg/L)	<2.0
P_2O_5 (mg/L)	8.5
Fecal coliforms (log cfu/100 mL)	4.5

only plant species that lasts is *Phragmites*. The development of the plant is nearly perfect, covers all wetland surfaces and reaches a height of more than 3 m in almost all plots. In the areas without wetlands, degraded vegetation is still living and it is controlled in an ecological way, using the capabilities of goat and sheep flocks.

No problems were detected, as indicated, with the high flows. *Phragmites* bend, and in this way, the whole capacity of the river bed is reached. Afterwards, the plants immediately recover the upright position or, if sediment covers them, from any single knot a new stem appears. Once a year, after the vegetative season passes, the stems are cut. This practice is being reconsidered because of its high costs.

4. Discussion

For several years the Besòs wetlands system has been proving that such a facility can be implemented in a river bed, without risk of being destroyed, if the construction is performed properly and the low-flow river bed has a natural form. Nevertheless, several problems were detected, mainly related to the difficulty of

Table 3
Quality of constructed wetlands effluent

Parameter	Year	Maximum	Average	Minimum	Standard deviation
pH	2001	8.3	7.5	7	0.2
	2002	8.1	7.5	7	7.5
	2003	8.2	7.5	6.8	0.3
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2001	2167	1453	637	183.3
	2002	2930	1417	495	1417
	2003	2760	1490	659	204
Turbidity (NTU)	2001	100	5.7	0.5	13
	2002	45	5.3	0.6	5.3
	2003	49	5.1	0.6	7.8
TSS (mg/L)	2001	43	5.6	< 2.0	8.3
	2002	38	3.4	< 2.0	3.4
	2003	29	3.5	< 2.0	3.7
NH_4^+ (mg/L)	2001	46.6	25.6	1.5	8.8
	2002	55.7	25.2	1	25.2
	2003	48.9	31.7	0.2	11.4
NO_3^- (mg/L)	2001	79.9	8.6	< 2.0	11.6
	2002	63.6	5.4	< 2.0	5.4
	2003	78.8	6.1	< 2.0	13.1
NO_2^- (mg/L)	2001	10.1	0.6	< 0.5	0.7
	2002	10.8	0.7	< 0.5	0.7
	2003	26.6	0.9	< 0.5	2.3
P_2O_5 (mg/L)	2001	12.5	4.4	1	1.3
	2002	6.4	3	1	3
	2003	7.4	3.5	1	1.4
COD (mg/L)	2001	86	53.8	< 50.0	13.8
	2002	93	55.3	< 50.0	55.3
	2003	77	52.8	< 50.0	5.6

Table 4
Quality of Besòs River for years 2001–2003 [8]

Parameter	Max.	Avg.	Min.
pH	8.6	7.7	7
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2774	1957.7	1106
Turbidity (NTU)	47	18.5	3
TSS (mg/L)	116	30.7	<7.0
NH_4^+ (mg/L)	32.1	14.8	3.9
NO_3^- (mg/L)	37	12.6	3
P_2O_5 (mg/L)	6.4	2.8	0.7
Fecal coliforms (log cfu/ 100 mL)	4.7	4.4	<2.3

financing and understanding the operation and management.

The two automatic control stations installed did not perform correctly because of several misconception problems. These are being transformed, and it is supposed that they will supply more continuous data. This will allow for better management because of more data and availability in real time.

Although the improvement of water quality and the river natural conditions improved dramatically from the aesthetic point of view, the final water quality in the river is not usually good

enough to support some types of aquatic wildlife, including fish, because of the high contents of nitrates and other contaminants.

There are currently several projects being undertaken in order to better manage the system. An agreement was reached between the Diputació de Barcelona and the University of Barcelona to perform research and change the operational way of the system once all the works in the bed are completed.

Future research and innovations will be related to operation and management. The residence time will be modified, trying to improve the nitrification and denitrification performance. Additionally, several plots will be emptied periodically, and the water height will be adjusted to a maximum to improve efficiency. The use of *Phragmites* cuts for composting sludge will be investigated. Small-scale wetlands located in the vicinity of the Montcada i Reixac facility will be used to test the full-scale changes. Several campaigns of wildlife identification were performed and will be continued during the next few years.

5. Conclusions

Constructed wetlands are usually considered as a wastewater treatment solution for small settlements or individual houses in suburban areas of large cities, as well as for rural settlements. After this experience and similar ones, it can be stated that constructed wetlands can be a good solution to improve urban river water quality using facilities inside the river bed.

Phragmites seems to be the best plant species to be installed in such a system, given its resistance to flooding and capacity to colonize and recover.

The construction of reed beds contributes to environmental reclamation of the final part of the Besòs River because they form an ecosystem which allows the recovery of potential wildlife habitats (food, nests, and protection zones) for

different types of fauna (reptiles, amphibious, birds, etc.).

By using this system, the landscape of nearly 4 km of a river, located in a heavily urbanized area, improved dramatically, and residents welcomed the change.

Acknowledgements

This work has been possible because of the collaboration of Barcelona Regional, and was partially funded by the AQUAREC EU Commission contract (EVK1-CT-2002-00130). Thanks are also given to EMSSA (Wastewater Authority in the Metropolitan Area of Barcelona) and the “Consorci per la Defensa de la Conca del Riu Besòs”.

References

- [1] H. Neukrug, B. Marengo, J. Dahme, M. Maimore, D. Myers and J.T. Smullen. Participation preferred. Philadelphia strives for balance and teamwork to restore an urban watershed. *Water Environ. Technol.*, June (2004) 42–45.
- [2] B. Chocat, Les chercheurs se mouillent pour le fleuve. *Isotopes*, 31 (2001) 11–15.
- [3] APHA, AWWA, WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., Washington, DC, 1998.
- [4] R.M. Gersberg, B.V. Elkins and C.R. Goldman, Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Res.*, 17 (1983) 1009–1004.
- [5] J. Huang, R.B. Reneau and C. Hagedorn, Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Res.*, 34 (2000) 2582–2588.
- [6] P. Cooper, G. Job, M. Green and R. Shutes, Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Severn Trent Water. WRc Swindon, UK, 1996.
- [7] J. Vymazal, J. Balcarová and H. Dousová, Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetlands. *Water Sci. Technol.*, 44 (2001) 207–209.
- [8] <http://mediambient.gencat.net/aca/ca/inici.jsp>. September 2004.

5.7. Article G

E. Huertas, M. Herzberg, G. Oron i M. Elimelech

Influence of biofouling on boron removal by nanofiltration and reverse osmosis membranes

Journal of Membrane Science. 2008; 318: 264-270

Resum

El bor és un dels micronutrients més importants per a les plantes, ja que és essencial per al seu creixement. No obstant això, aquest element únicament és beneficiós en petites concentracions i cal considerar que el reg amb aigua que presenta una concentració de bor superior a 1 mg/L és perjudicial per a la majoria de cultius. Conseqüentment, el control del contingut de bor en les aigües de reg és de gran importància per tal d'evitar problemes de toxicitat en la producció agrícola.

El contingut de bor en les aigües residuals prové, principalment, de diverses fonts antropogèniques com són els productes d'agricultura (p. ex. fertilitzants), insecticides, productes domèstics (p. ex. detergents), entre d'altres.

Aquest estudi examina la influència de la formació de biopel·lícules en membranes de nanofiltració i osmosi inversa sobre els rendiments d'eliminació de bor en un efluent sintètic. Per tal de portar a terme aquest objectiu, el treball s'ha realitzat mitjançant experiments a escala de laboratori utilitzant membranes comercials de pel·lícula fina de nanofiltració i osmosi inversa sota condicions controlades.

A partir d'aquesta recerca, s'ha pogut constatar que la formació de biopel·lícules suposa una reducció de l'eliminació de bor que s'atribueix a l'increment de la polarització a prop de la membrana que permet el pas del bor a través d'ella.



Influence of biofouling on boron removal by nanofiltration and reverse osmosis membranes

Esther Huertas^a, Moshe Herzberg^b, Gideon Oron^c, Menachem Elimelech^{d,*}

^a Soil Science Unit, Faculty of Pharmacy, Unitat d'Edafologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona, Avda. Joan XXIII s/n, Barcelona 08028, Spain

^b Department of Desalination and Water Treatment, Zuckerberg Institute for Water Research, Ben Gurion University of the Negev, Sede Boqer Campus 84990, Israel

^c Environment and Water Resources, Blaustein Institutes for Desert Research, Ben Gurion University of the Negev, Sede Boqer Campus 84990, Israel

^d Department of Chemical Engineering, Environmental Engineering Program, Yale University, New Haven, CT 06520-8286, USA

ARTICLE INFO

Article history:

Received 20 November 2007

Received in revised form 17 February 2008

Accepted 22 February 2008

Available online 4 March 2008

Keywords:

Boron

Nanofiltration

Reverse osmosis

Biofouling

Biofilm-enhanced osmotic pressure

Biofilm-enhanced concentration

polarization

Cake-enhanced osmotic pressure

ABSTRACT

Excess of boron in water poses a problem due to adverse effects on crop production as well as human health and aquatic life. This study examined the influence of biofouling of NF and RO membrane on the performance of the membranes in removing boron from a synthetic wastewater effluent. Accelerated laboratory-scale biofouling experiments were carried out with commercial thin film composite NF and RO membranes under controlled conditions. Permeate flux decline, down to less than 25% of its initial value, and substantial decrease in boron rejection were attributed to extensive biofilm growth on the membranes. For the RO membrane, boron rejections declined by 45 and 34% of the initial values for influent boron concentrations of 5.5 and 1.1 mg B/L, respectively, whereas the corresponding declines in boron rejection for the NF membrane were 44 and 13% of the initial values. These adverse effects of biofilm growth on permeate water flux and boron rejection are attributed to both an increase in hydraulic resistance to permeate flow due to bacterial extracellular polymeric substances (EPS) and a biofilm-enhanced concentration polarization near the membrane surface.

© 2008 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Boron is found in the form of borate in oceans, sedimentary rocks, coal, shale, and soils [1–3]. In natural waters, boron is normally found at concentrations lower than 1 mg B/L [4], although in seawater boron concentration is around 5 mg B/L [5]. Boron concentrations over 3 mg/L result in an accumulation in soil and increase toxicity to aquatic life [5,6]. Among the different anthropogenic sources of boron are agricultural products (micro-fertilizers), insecticides, glass manufacturing, domestic products (soaps, detergents, laundry powders), fire retardants, anti-freeze formulations, power generation using coal and oil, insulation and textile-grade fibers, and mild antiseptics [1–4,6].

Boron is one of the most important micro-nutrients for plants, and is essential for plant growth. However, boron is beneficial to

plants only in small quantities, as excessive amounts are injurious and even lethal. Irrigation with more than 1 mg B/L is harmful to most plants [7]. The sensitivity of plants to boron ranges from values lower than 0.5 mg/L up to 15 mg/L. For example, blackberry, peach, cherry, grape, onion, garlic, sweet potato, wheat, strawberry, avocado, and apple are sensitive to concentrations lower than 1 mg B/L, whereas sorghum, tomato, alfalfa, sugar beet, and carrot are relatively tolerant to boron at concentrations lower than 4 mg B/L. Asparagus, on the other hand, is very tolerant to boron and can stand concentrations of 6–15 mg B/L [8].

Monitoring boron concentration in reclaimed wastewaters for irrigation is of utmost importance in order to avoid toxic effects on agricultural production. However, existing guidelines do not require that boron concentration be controlled in reclaimed wastewaters that are used for agriculture. Among the different technologies for boron removal from wastewaters are chemical lime precipitation and sedimentation, adsorption on metal hydroxides and activated carbon, ion exchange, reverse osmosis (RO), electro-dialysis, electro-coagulation, and extraction with solvents [9].

* Corresponding author. Tel.: +1 203 432 2789; fax: +1 203 432 2881.

E-mail addresses: ehuertas@ub.edu (E. Huertas), herzberg@bgu.ac.il (M. Herzberg), gidi@bgu.ac.il (G. Oron), menachem.elimelech@yale.edu (M. Elimelech).

Of particular interest is the removal of boron by RO and NF membranes which are now being used increasingly in sea/brackish water desalination and wastewater reclamation. At pH above the pK_a of boric acid (9.25 at 25 °C), the ionic borate species predominates and its removal by RO and NF membranes is relatively high [10,11]. However, at the pH of natural waters and wastewaters, boron occurs as boric acid and, consequently, the rejection of this uncharged species by RO and NF membranes is relatively low [12,13]. Therefore, meeting the stringent limits for boron in drinking water as set by the WHO and the EU (0.5 and 1 mg/L, respectively) is a major challenge when using RO/NF membranes with natural waters and wastewaters [14,15].

Boron rejection by RO/NF membranes can be increased significantly by adjusting the pH of the feed water to levels above the pK_a of boric acid (i.e., $pH > 9.25$). For example, at pH 10, boron rejection was reported to increase to 99 and 93% for seawater and brackish water RO membranes, respectively, whereas at pH 11 the corresponding boron rejection values increased to 99.5 and 99%, respectively [16]. A specially designed, high boron rejection membrane was evaluated by Taniguchi et al. [17] and was shown to reject 94–96% boron at pH 8. With this high boron rejection seawater RO membrane, a single-pass RO operation resulted in low boron concentration in the product water. Other combinations of seawater RO membranes followed by a selective ion exchange resin can achieve higher boron removal, but the cost may be prohibitive due to regeneration of the resins [17].

Biofouling of RO membranes is a major impediment in both reclamation of wastewaters and desalination of sea/brackish waters. In previous studies, we have shown that biofouling decreases salt rejection due to biofilm-enhanced concentration polarization which induces greater salt passage through the membrane [18]. Similar observations of a decrease in salt rejection were reported for RO/NF membranes when colloidal fouling took place [19,20]. To date, however, the influence of fouling or biofilm growth on boron rejection by RO or NF membranes has not been systematically addressed.

The objective of the paper was to investigate the rejection of boron by RO and NF membranes under biofouling conditions. Accelerated biofouling experiments were carried out with *Pseudomonas aeruginosa* PAO1 as a model bacterial strain and a synthetic wastewater effluent spiked with boron. Results showed a dramatic decrease in boron rejection for both NF and RO membranes following biofouling. The mechanisms governing the decline of boron rejection due to biofilm growth are elaborated and discussed.

2. Materials and methods

2.1. NF/RO cross-flow test unit

Two rectangular plate-and-frame cross-flow membrane cells were operated in parallel. Each cell contained a flat membrane sheet, placed in a rectangular channel having dimensions of 7.7 cm length, 2.6 cm width, and 0.3 cm height. Retentate flow rate was monitored by a floating disc rotameter (King Instrument, Fresno, CA). Feed pressure and cross-flow velocity were controlled using a bypass needle valve (Swagelok, New Haven, CT) and a back pressure regulator (U.S. Para Plate Co., San Jose, CA). The permeate flux was monitored continuously by a digital flow meter (Optiflow 1000, Humonics, CA) interfaced with a PC. Feed water temperature was maintained at 25.0 ± 0.5 °C by a heater/chiller recirculating water through a heat exchanger (Neslab RTE-7, Thermo Electron). The biofouling experiments were operated in a batch, closed-loop mode and both permeate and retentate were recirculated back to the feed reservoir. Fig. 1 presents a schematic description of the cross-flow test unit.

2.2. RO and NF membranes

Commercial thin-film composite NF and RO membranes, NF-70 (Dow-FilmTec, Minneapolis, MN) and LFC-1 (Hydranautics, Oceanside, CA), were used for the biofouling experiments. The average hydraulic resistances of the membranes were determined with deionized (DI) water to be $3.65 (\pm 0.07) \times 10^{13} \text{ m}^{-1}$ and $1.06 (\pm 0.018) \times 10^{14} \text{ m}^{-1}$ at 25.0 ± 0.5 °C, respectively. Salt rejection was determined with a synthetic wastewater (described later) at a cross-flow velocity of 8.5 cm/s and at an applied pressure of 100 and 180 psi (6.9 and 12.4 bar) for the NF and the RO membranes, respectively. Observed salt rejections (R_{obs}) of the NF and RO membranes were 85 and 98%, respectively, as determined by electric conductivity measurements [18]. Both membranes were received as a flat sheet and stored in DI water at 4 °C. Physical and chemical properties of both the NF-70 and of LFC-1 membranes can be found elsewhere [21].

2.3. Model bacterial strain

A derivative of *P. aeruginosa* PAO1 chromosomally encoding short-life GFP, PAO1 AH298, was kindly received from Molin and coworkers [22]. A fresh single colony of PAO1 AH298, pre-grown on LB (Luria-Bertani) [23] agar supplemented with 150 mg/L tellurite, was used as inoculum for an overnight culture grown in LB broth. This overnight culture was re-diluted in LB broth and grew to late

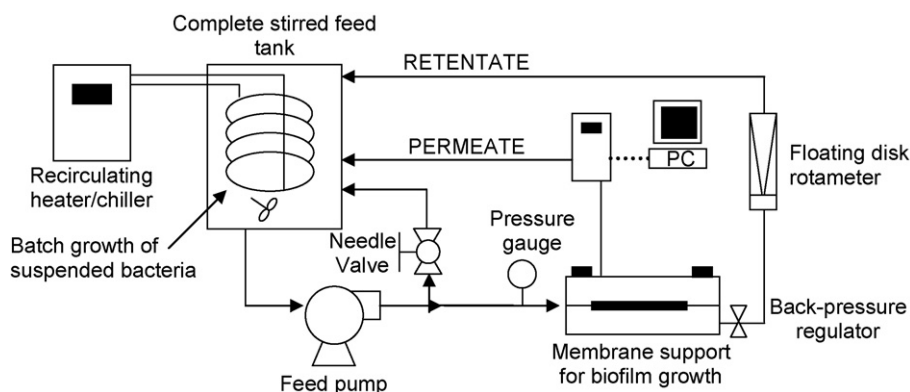


Fig. 1. Schematic description of the batch NF/RO biofouling test unit. The main components of the system include: a plate-and-frame cross-flow membrane cell with a NF/RO membrane coupon as a substrate for biofilm growth, a complete stirred feed tank inoculated with *Pseudomonas aeruginosa* PAO1 AH298, a high pressure feed pump, a heater/chiller equipped with a temperature control system, a permeate flow-meter, and a data acquisition system.

exponential phase with a final optical density (600 nm) of 0.8, and was then used as inoculum for the biofouling experiments [18].

2.4. Synthetic wastewater feed solution

An enriched synthetic wastewater media was used for bacterial growth in the NF and RO cross-flow test unit. The chemical composition of the synthetic wastewater was based on secondary effluent quality from selected treatment plants in California with high rate biological processes [24]. In order to achieve accelerated biofouling behavior, a relatively high carbon and energy source, together with 1:1000 dilution of LB broth, were supplemented to the wastewater media. Specifically, to prepare the synthetic wastewater, DI water (NanoPure II, Barnstead, Dubuque, IA) was supplemented as follows: 1.16 mM sodium citrate, 0.94 mM ammonium chloride, 0.45 mM KH_2PO_4 , 0.5 mM $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0.5 mM NaHCO_3 , 2.0 mM NaCl , and 0.6 mM $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. The synthetic wastewater was supplemented with boron at two different concentrations: 0.51 mM H_3BO_3 (5.5 mg B/L) and 0.10 mM H_3BO_3 (1.1 mg B/L). In addition, 1 mL of LB broth was added per 1 L of DI water. Unless otherwise mentioned, the final pH was 7.4 and the calculated total ionic strength was 14.6 mM. All chemicals were ACS grade (Fisher Scientific, Pittsburgh, PA).

2.5. Biofouling protocol

Detailed description of cleaning and sterilization of the cross-flow unit before every biofouling experiment was reported by Herzberg and Elimelech [18]. After cleaning the cross-flow unit, the membrane coupon was compacted with DI water at a pressure of 200 psi (13.8 bar) for the NF (NF-70) and 300 psi (20.7 bar) for the RO (LFC-1) membranes, until the permeate flux attained a constant value (usually after 12 h). Following compaction of the membrane, a 1-h baseline performance with DI water at 100 psi (6.9 bar) for the NF-70 and 180 psi (12.4 bar) for the LFC-1 at 25 °C was conducted. These pressures and temperature were kept constant during all of the experiments. After attaining a stable flux with DI water, the previously described synthetic wastewater was added to the feed reservoir, except for the 1 mL LB broth/L of media and the 0.94 mM ammonium chloride. With this electrolyte solution, the system was equilibrated for 5 h. After this stage, a culture of PAO1 AH298 was washed three times with an electrolyte solution identical to the one of the fouling experiments. 12 mL of PAO1 AH298 (late exponential growth phase) with a final optical density (600 nm) of 0.8 were centrifuged for 2 min at 15,000 rpm at 4 °C, and re-suspended by vortexing. The washed PAO1 AH298 exponential phase culture was inoculated into the feed reservoir in the unit, allowing cell deposition on the RO membranes for 30 min, followed by the addition of LB and ammonium chloride. Samples from the permeate and feed reservoir were collected after the equilibration of the system (without biofouling) and between 15 and 19 h after inoculating bacteria (with biofouling) to determine salt and boron rejection by the membrane.

2.6. Analytical methods

The concentrations of boron in the feed and in the permeate solutions were determined using a Perkin Elmer Optima 3000, an inductively coupled plasma atomic emission spectrometer (ICP-AES). The ICP-AES was calibrated before each use and again after every 10 samples by running a blank (DI water) and samples of known concentration (1, 10, 20, and 50 mg/L of H_3BO_3). The pH of the feed solution was monitored continuously using a pH meter (Accumet AR60, Fisher Scientific).

The pH electrode was calibrated before the beginning of each experiment.

2.7. Microscopy

2.7.1. Laser scanning confocal microscopy (LSCM)

At the end of each biofouling experiment with PAO1 AH298, the membrane coupon was carefully removed, cut into pieces of around 5 mm × 5 mm, and stained with propidium iodide (PI), for probing dead cells. Microscopic observation and image acquisition were performed using LSCM (Zeiss, Axiovert 10) equipped with Zeiss dry objective Plan-Neofluar (10× magnification and Numerical aperture of 0.3). The LSCM was equipped with detectors and filters set for monitoring PI stained cells and GFP (excitation wavelengths of 568 and 488 nm, respectively). LSCM images were generated using the BioRad confocal assistant software (version 4.02). Grayscale images were analyzed and biofilm depth (μm) was determined by COMSTAT, an image-processing software [25], written as a script in Matlab 5.1 (The MathWorks) equipped with an image processing toolbox. Thresholding was fixed for all image stacks. For image analysis, between 6 and 9 positions on the membrane were chosen and microscopically observed, acquired, and analyzed.

PI staining of the biofouling layer is described elsewhere [18]. Briefly, an excess of electrolyte solution was carefully drawn off from a piece of biofilm covered membrane. Then, 100 μL of 3 μM PI solution (prepared in 10 mM phosphate buffer, pH 7.5) were added to cover the biofilm samples which were then incubated in the dark at room temperature for 20 min. Excess PI nucleic acid solution was carefully drawn off with an absorbing paper (Kimwipes). A 10-mM Phosphate buffer, pH 7.5, was used for three rinsing steps of an unbound PI nucleic acid stain.

2.7.2. Environmental scanning electron microscopy (ESEM)

ESEM (FEI Company, Philips XL30) was used in a conventional high vacuum mode for imaging of the biofilm. The biofilm was fixed, dehydrated, and coated with approximately a 10–15-nm layer of carbon. The fixation method [26] involved the following steps: (1) excess electrolyte solution was carefully removed with an adsorbing paper from the specimens (fouled membrane pieces of around 5 mm × 5 mm); (2) fouled membrane specimens were incubated in 0.05 M sodium cacodylate buffer supplemented with 2% glutaraldehyde (Electron Microscopy Sciences, Fisher Scientific) for 1 h; (3) the specimens were incubated for 10 min and rinsed three times with 0.05 M sodium cacodylate buffer; (4) a second fixation step was performed by incubating the specimens with 0.05 M sodium cacodylate buffer supplemented with 1% osmium tetroxide (Electron Microscopy Sciences, Fisher Scientific); (5) excess amounts of osmium tetroxide were rinsed off, using the same procedure as in step three; (6) specimens were dehydrated by incubating the specimens for 20 min in ethanol/water solutions with increasing ethanol concentrations (25, 50, 75, 95, and 100%); (7) the specimens were washed once with hexamethyldisilazane (Electron Microscopy Sciences, Fisher Scientific) and dried overnight in a hood at room temperature.

3. Results and discussion

The performance (boron rejection and permeate flux) of both the RO (LFC-1) and NF (NF-70) membranes was first characterized using DI water supplemented with 5 mg B/L at different pH values. Next, biofouling experiments of both membranes with synthetic wastewater supplemented with boron at concentrations of either 1.1 or 5.5 mg B/L were conducted to examine the influence of biofouling on boron rejection.

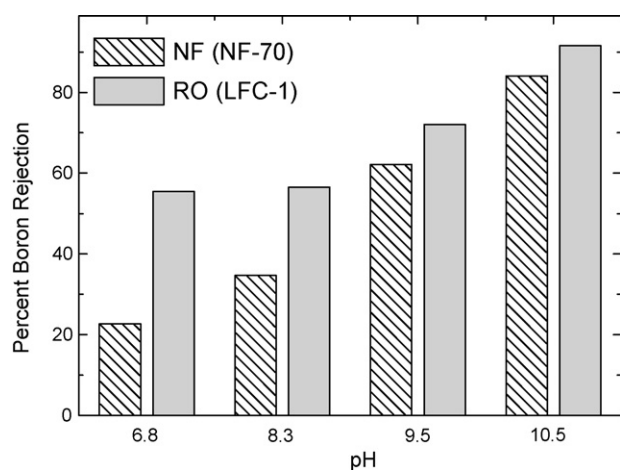


Fig. 2. Influence of pH on boron rejection by the NF (NF-70) and RO (LFC-1) membranes. Feed solution comprised DI water supplemented with 5.5 mg B/L. pH was adjusted by addition of NaOH. For the membrane filtration runs, initial permeate flux was fixed at $1.21 (\pm 0.05) \times 10^{-5}$ m/s, cross-flow velocity was 8.5 cm/s, and temperature was 25 °C.

3.1. Effect of pH on boron rejection

The effect of pH on boron rejection by the RO and NF membranes was first studied using DI water without bacteria. Boron concentrations were analyzed in the feed and permeate samples at pH values of 6.8, 8.3, 9.5, and 10.5. A strong influence of pH on boron rejection is observed as shown in Fig. 2. The NF membrane (NF-70) exhibited boron rejection of 62.2 and 84.1% at pH values of 9.5 and 10.5, respectively. Under the same pH values, the rejection of the RO membrane (LFC-1) was 72.1 and 91.6%, respectively. Notably, the rejection of the RO membrane reached approximately 55.5 and 56.6% when the pH values were 6.8 and 8.3, respectively, while the rejection of the NF membrane under the same pH values was 22.7 and 34.7%, respectively.

At pH values below the pK_a of boron (pH 9.25), boric acid predominates and its rejection by the RO and NF membranes is relatively low. At pH levels above 9.25, borate ion dominates and the rejection by the RO and NF membranes is much higher. Previous studies have shown that rejection of borate ions by NF and RO membranes is high due to size (steric) and charge exclusions of the charged, hydrated ionic species [10,27,28]. On the other hand, boric acid species are neutrally charged and are not hydrated in aqueous solutions. Hence, this species can pass readily through RO and NF membranes because of its relatively small size and lack of electrical charge.

3.2. Effect of biofouling on NF and RO membrane performance

P. aeruginosa PAO1 was used as a biofouling agent with the aim of studying the influence of biofilm formation on permeate flux and boron rejection by NF and RO membranes. The experiments were carried out under controlled conditions: dissolved organics, type of carbon and energy source for the biofilm, C/N ratio, oxygen concentration, pH, hardness, initial permeate flux, cross-flow velocity, pressure, and temperature. Boron removal was determined before and after biofilm growth, while the permeate flux was monitored continuously during the entire experiment.

3.2.1. Permeate flux

Permeate flux decline was determined for different experiments following inoculation of the NF and RO units with a late exponential culture of *P. aeruginosa* PAO1, under enhanced biofouling condi-

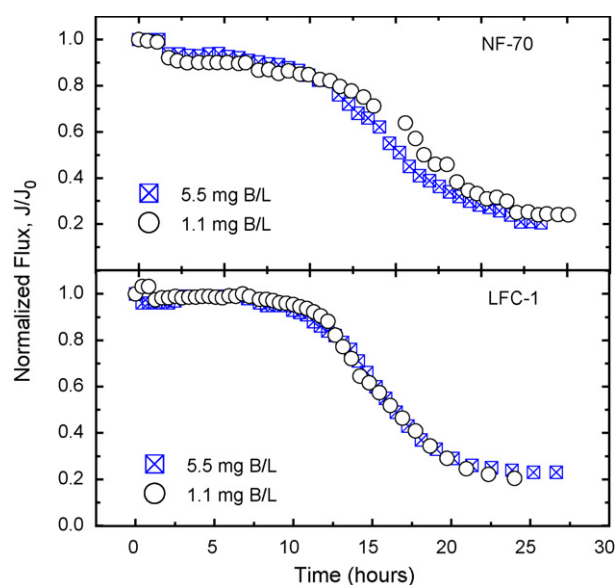


Fig. 3. Normalized permeate flux upon biofouling with *P. aeruginosa* PAO1 AH298 for the NF (NF-70) and RO (LFC-1) membranes. Two different Boron concentrations were supplemented to the media, 5.5 and 1.1 mg B/L. Experimental conditions were the following: initial permeate flux of $1.21 (\pm 0.05) \times 10^{-5}$ m/s, cross-flow velocity of 8.5 cm/s, initial cell concentration of $1.7 (\pm 0.43) \times 10^6$ cells/mL, pH of 7.4 ± 0.1 , and synthetic wastewater medium (composition outlined in text) with a total ionic strength of 14.6 mM.

tions. Boron concentration in the synthetic wastewater was set to either 5.5 or 1.1 mg B/L. Almost no flux decline was observed when bacteria were not inoculated in both the RO and the NF membrane units, indicating there was no contamination. Such a contamination could result from growth of microorganisms at the expense of the rich biofouling solution medium added. After a lag phase of 2–3 h, where permeate flux decreases slightly, a drastic flux decline is observed (Fig. 3). The slight decrease in permeate flux immediately after inoculating bacteria is most likely due to a combination of both increased concentration polarization on the membrane caused by the addition of LB and ammonium chloride (30 min before inoculating the bacteria) and an immediate cell deposition on the membrane. For both the NF and RO membranes, after 20–22 h, permeate flux decreased to less than 25% of its initial value. Biofilm growth on the membranes during this period of time was the reason for the significant decrease in permeate flux [18], as also discussed below.

3.2.2. Boron rejection

A decrease in boron rejection upon biofilm growth is observed for four different experiments and their replicates (Fig. 4). For the RO membrane, the decline in boron rejection was from $58 \pm 3\%$ and $56 \pm 9\%$ to $32 \pm 1\%$ and $37 \pm 4\%$ at concentrations of 5.5 and 1.1 mg B/L, respectively. For the NF membrane, the decline in boron rejection was from $36 \pm 2\%$ and $23 \pm 3\%$ to $20 \pm 2\%$ and $20 \pm 1\%$ at concentrations of 5.5 and 1.1 mg B/L, respectively. A range of 40–60% rejection by RO membrane was previously reported for boron at pH below 8.5 [29]. Boron is at its neutral form (H_3BO_3) at our experimental biofouling conditions (pH 7.4) and therefore its rejection is low, even for clean (unfouled) RO membrane. Hence, the low rejection of boron is attributed to a passage of uncharged boric acid through the membranes.

3.2.3. Mechanisms for the decrease in permeate flux and boron rejection

We have shown that biofilm growth on the membrane surface induces both permeate flux decline and decrease in boron rejection.

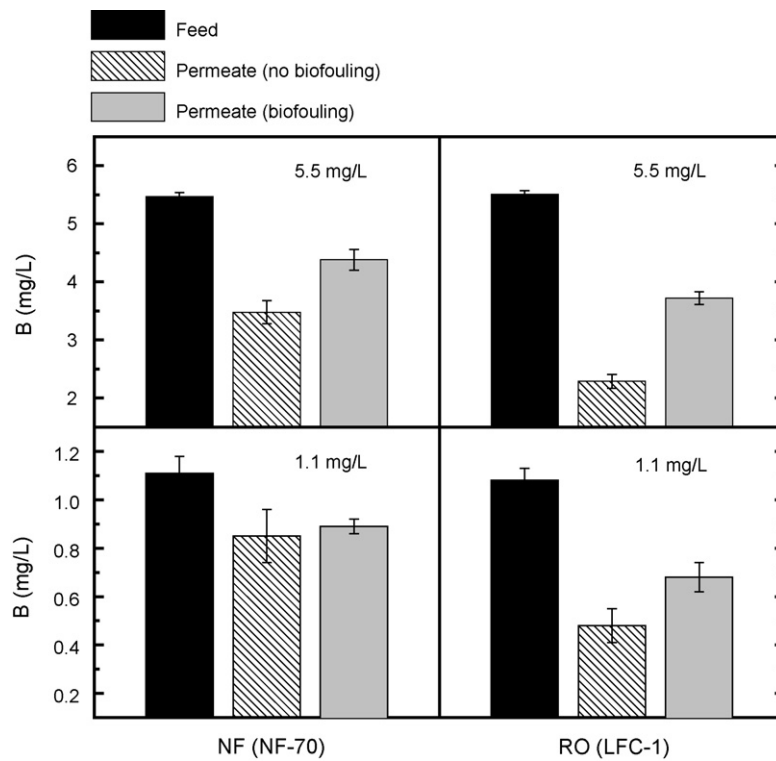


Fig. 4. Effect of biofouling on the permeate concentration and rejection of boron during filtration of synthetic wastewater through the NF (NF-70) and RO (LFC-1) membranes. Biofouling experiments were conducted with *P. aeruginosa* PAO1 AH298 used as a biofouling agent supplemented with two different boron concentrations of 5.5 and 1.1 mg B/L. Experimental conditions were the following: initial permeate flux of $1.21 (\pm 0.05) \times 10^{-5}$ m/s, cross-flow velocity of 8.5 cm/s, initial cell concentration of $1.7 (\pm 0.43) \times 10^6$ cells/mL, pH of 7.4 ± 0.1 , and synthetic wastewater medium with a total ionic strength of 14.6 mM.

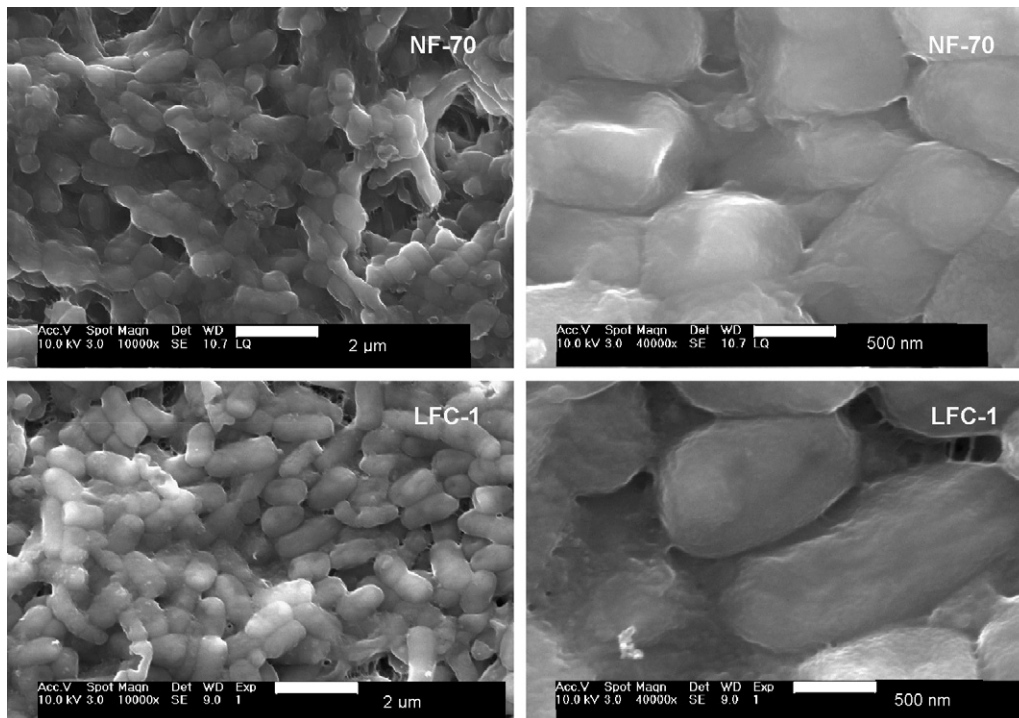


Fig. 5. SEM images of *P. aeruginosa* PAO1 AH298 biofilm, grown for 19 h on NF (NF-70) and RO (LFC-1) membranes in a synthetic wastewater medium. Top two images are for the NF membrane and bottom two images are for the RO membrane. Scale bars on the left and right panels are 2 and 0.5 μm, respectively.

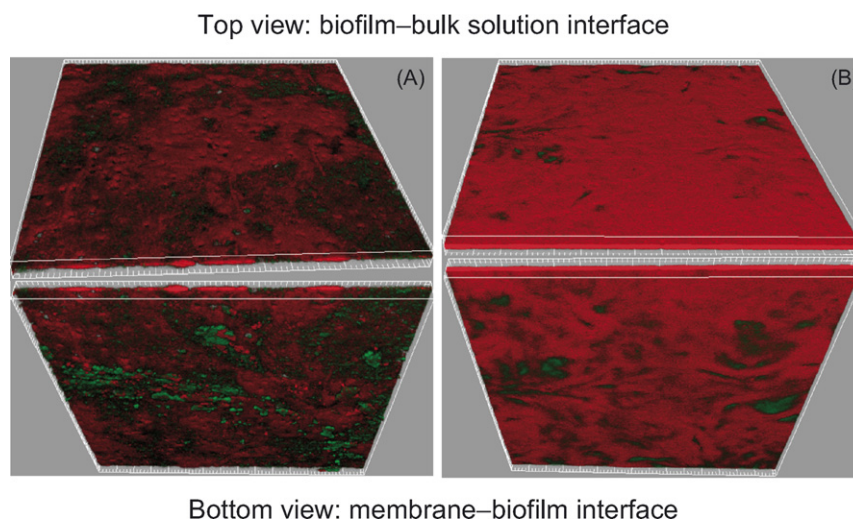


Fig. 6. Three-dimensional reconstruction of biofouling layers of *P. aeruginosa* chromosomally tagged with short-life GFP (PAO1 AH298) and counterstained with propidium iodide: (A) RO membrane and (B) NF membrane. LSCM images were acquired at depth intervals of 1 μm (each figure is a perspective of 750 $\mu\text{m} \times 750 \mu\text{m}$). Membrane autopsy was taken after 20 h of a biofouling experiment. Average biofilm thicknesses of $41 \pm 6 \mu\text{m}$ and $45 \pm 7 \mu\text{m}$ were calculated, using COMSTAT software, for the RO and NF membranes, respectively. Bottom and top views show red (PI stained) and green (short-life GFP) fluorescence of the biofouling layers near the membrane surface and exposed to the bulk liquid, respectively. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of the article.)

tion. As we discuss in detail later, the decrease in boron rejection is attributed to hindered back-diffusion of boron through the biofilm, which elevates the boron concentration near the membrane and thus enhances boron passage. However, because of the marked decrease in permeate water flux upon biofouling, one may argue that the elevated permeate boron concentration is caused by a “concentration effect” of the boron in the permeate water. In a series of experiments with a clean RO (LFC-1) membrane over a range of applied pressures (or water fluxes), we have shown that salt rejection decreased by no more than 1% when the permeate flux was reduced from its initial value to a value comparable to the water flux at the end of the biofouling runs. Furthermore, in our past study with similar membranes we have shown that salt rejection of the LFC-1 and NF-70 membranes remained constant over a wide range of permeate water fluxes [20]. Therefore, these observations suggest that “concentration effect” does not play an important role in the reduction of boron rejection by the RO and NF membranes during biofouling.

In our recent study we elucidated an enhanced concentration polarization phenomenon caused by bacterial biofilm formation on the RO membrane surface [18]. The decrease in permeate flux is attributed to a combination of an increase in the hydraulic resistance of the fouled membrane (mostly due to bacterial extracellular polymeric substances, EPS) and an elevated transmembrane osmotic pressure (due to biofilm-enhanced concentration polarization). SEM images of the biofouling layer formed on the surface of the membranes (NF and RO) were taken at the end of the experiments (Fig. 5). While these images cannot be used as sole evidence to explain the fouling mechanisms, they indicate a porous structure of the biofilm that can hinder back-diffusion of solutes. The SEM images also show EPS, holding cell aggregates that may limit water permeation through the biofouling layer.

We have shown earlier [18] that the porous structure of a “cake” made of dead bacterial cells (with no EPS) had a minor contribution to the overall hydraulic resistance to permeate flow. Significant permeate flux decline and increased salt passage in this case were shown to be the result of an enhanced concentration polarization caused by the presence of a cake of bacterial cells on the membrane. Previous studies demonstrated that formation of colloidal/particulate cake layers on RO and NF membranes results in a

significant decrease in solute rejection [20,30]. This phenomenon is attributed to cake-enhanced osmotic pressure (CEOP) or cake-enhanced concentration polarization (CECP) [19], and results in concomitant decrease in water flux and salt rejection. Ng and Elimlech [30] have shown that CECP can result in a dramatic decrease in the rejection of uncharged, inert organic solutes by the LFC-1 RO membrane. These studies, along with the known porous structure of bacterial biofilms [31–33], support our proposed mechanism for the decrease in boron rejection due to biofouling.

Additional evidence for the elevated concentration of salts, including boron, in close proximity to the membrane surface was observed using confocal imaging and three-dimensional reconstruction of the LSCM images. LSCM images of the NF and RO biofilms were taken at the end of the experiments that were supplemented with 5.5 mg B/L (Fig. 6). We have shown recently that under similar biofouling conditions, limited nutrient availability prevails in the RO unit [34]. Under these conditions, cell viability, observed here by the GFP intensity, is mostly influenced by the limiting substrate for cell growth and is directly reflected by the concentration profile of the salts comprising the nutrients necessary for biofilm growth on the RO membrane. Here, since nutrients were limiting biofilm growth, the higher distribution of viable cells (shown by the green color) in the biofilm near the membrane surface (indicated “membrane–biofilm interface” in Fig. 6) is additional indirect evidence for the occurrence of biofilm-enhanced concentration polarization. In the RO membrane (Fig. 6A), a cover of PI stained dead cells (red color) is observed from the biofilm–bulk solution interface, while patches of viable and bright green fluorescent cells expressing GFP are present close to the membrane–biofilm interface. This observation is less distinct in the NF membrane images (Fig. 6B), likely due to a lower rejection of nutrients by the NF membrane resulting in less pronounced biofilm-enhanced concentration polarization [19].

4. Concluding remarks

The impact of biofouling of NF and RO membranes on boron rejection and permeate flux was investigated using *P. aeruginosa* PAO1 as a model bacterial strain. Biofouling of NF and RO mem-

branes with *P. aeruginosa* PAO1 caused a severe decline in permeate water flux and a marked decrease in boron rejection. The decrease in boron rejection is attributed to biofilm growth that enhances concentration polarization of salts, including boron, near the membrane surface. The decline in permeate water flux is attributed to the increase of both hydraulic resistance (by EPS) and transmembrane osmotic pressure (by the phenomenon of biofilm-enhanced osmotic pressure).

Acknowledgements

This research was made possible by the WaterCAMPWS, a Science and Technology Center of Advanced Materials for the Purification of Water with Systems under the National Science Foundation agreement number CTS-0120978. We also acknowledge the postdoctoral fellowship provided to Moshe Herzberg by the United States-Israel Binational Agricultural Research and Development (BARD) fund, and the support to Esther Huertas by the Hydrology Group of the Faculty of Pharmacy, University of Barcelona. Special thanks to S. Molin from the Technical University of Denmark for providing us with *Pseudomonas aeruginosa* PAO1 AH298 and Joseph S. Wolenski from the Molecular, Cellular, and Developmental Biology Department at Yale University for his help with the LSCM.

References

- [1] Y. Magara, A. Tabata, M. Kohki, M. Kawasaki, M. Hirose, Development of boron reduction system for sea water desalination, *Desalination* 118 (1998) 25–33.
- [2] S. Sahin, A mathematical relationship for the explanation of ion exchange for boron adsorption, *Desalination* 143 (2002) 35–43.
- [3] C. Yazbeck, W. Kloppmann, R. Cottier, J. Sahuquillo, G. Debotte, G. Huel, Health impact evaluation of boron in drinking water: a geographical risk assessment in northern France, *Environ. Geochem. Health* 27 (2005) 419–427.
- [4] D.L. Harp, Modifications to the azomethine-H method for determining boron in water, *Anal. Chim. Acta* 346 (1997) 373–379.
- [5] A.R. Dincer, Use of activated sludge in biological treatment of boron containing wastewater by fed-batch operation, *Process Biochem.* 39 (2004) 723–730.
- [6] A.E. Yilmaz, R. Boncukcuoglu, M.M. Kocakerim, B. Keskinler, The investigation of parameters affecting boron removal by electrocoagulation method, *J. Hazard. Mater.* 125 (2005) 160–165.
- [7] L. Melnyk, V. Goncharuk, I. Butnyk, E. Tsapiuk, Boron removal from natural and wastewaters using combined sorption/membrane process, *Desalination* 185 (2005) 147–157.
- [8] S.A. Moss, N.K. Nagpal, Ambient water quality guidelines for boron, National Library of Canada Cataloguing in Publication Data (2003).
- [9] J.-Q. Jiang, Y. Xu, J. Simon, K. Quill, K. Shettle, Removal of boron (B) from waste liquors, *Water Sci. Technol.* 53 (2006) 73–79.
- [10] A. Sagiv, R. Semiat, Analysis of parameters affecting boron permeation through reverse osmosis membranes, *J. Membr. Sci.* 243 (2004) 79–87.
- [11] M. Taniguchi, M. Kurihara, S. Kimura, Boron reduction performance of reverse osmosis seawater desalination process, *J. Membr. Sci.* 183 (2001) 259–267.
- [12] D. Prats, M.F. Chillón-Arias, M. Rodríguez-Pastor, Analysis of the influence of pH and pressure on the elimination of boron in reverse osmosis, *Desalination* 128 (2000) 269–273.
- [13] J. Redondo, M. Busch, J.-P. De Witte, Boron removal from seawater using FILMTEC high rejection SWRO membranes, *Desalination* 156 (2003) 229–238.
- [14] Council of European Communities, Directive 98/83. On the quality of water intended for human consumption. EC Official J. (November 3, 1998), L330–L341.
- [15] WHO. Guidelines for drinking-water quality, first addendum to third edition, vol. 1, Recommendations, 3rd ed., WHO, 2006.
- [16] C. Fritzmann, J. Lowenberg, T. Wintgens, T. Melin, State-of-the-art of reverse osmosis desalination, *Desalination* 216 (2007) 1–76.
- [17] M. Taniguchi, Y. Fusaoka, T. Nishikawa, M. Kurihara, Boron removal in RO seawater desalination, *Desalination* 167 (2004) 419–426.
- [18] M. Herzberg, M. Elimelech, Biofouling of reverse osmosis membranes: role of biofilm-enhanced osmotic pressure, *J. Membr. Sci.* 295 (2007) 11–20.
- [19] E.M.V. Hoek, M. Elimelech, Cake-enhanced concentration polarization: a new fouling mechanism for salt-rejecting membranes, *Environ. Sci. Technol.* 37 (2003) 5581–5588.
- [20] S. Lee, J. Cho, M. Elimelech, Influence of colloidal fouling and feed water recovery on salt rejection of RO and NF membranes, *Desalination* 160 (2004) 1–12.
- [21] E.M. Vrijenhoek, S. Hong, M. Elimelech, Influence of membrane surface properties on initial rate of colloidal fouling of reverse osmosis and nanofiltration membranes, *J. Membr. Sci.* 188 (2001) 115–128.
- [22] E. Werner, F. Roe, A. Bugnicourt, M.J. Franklin, A. Heydorn, S. Molin, B. Pitts, P.S. Stewart, Stratified growth in *Pseudomonas aeruginosa* biofilms, *Appl. Environ. Microbiol.* 70 (2004) 6188–6196.
- [23] J. Sambrook, E.F. Fritsch, T. Maniatis, *Molecular Cloning, A Laboratory Manual*, 2nd ed., Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, NY, 1989.
- [24] G.S. Pettygrove, T. Asano. Irrigation with reclaimed municipal wastewater: a guidance manual, California State Water Resources Control Board, Sacramento, CA, 1984. <http://cee.engr.ucdavis.edu/Faculty/asano/IrrigationReuse1.pdf>.
- [25] A. Heydorn, A.T. Nielsen, M. Hentzer, C. Sternberg, M. Givskov, B.K. Ersboll, S. Molin, Quantification of biofilm structures by the novel computer program COMSTAT, *Microbiology* 146 (2000) 2395–2407.
- [26] E.N. Fox, R.S.J. Demaree, Quick bacterial microwave fixation technique for scanning electron microscopy, *Microsc. Res. Tech.* 46 (1999) 338–339.
- [27] A. Bick, G. Oron, Post-treatment design of seawater reverse osmosis plants: boron removal technology selection for potable water production and environmental control, *Desalination* 178 (2005) 233–246.
- [28] A. Seidel, J.J. Waypa, M. Elimelech, Role of charge (Donnan) exclusion in removal of arsenic from water by a negatively charged porous nanofiltration membrane, *Environ. Eng. Sci.* 18 (2001) 105–113.
- [29] J.-J. Qin, M.H. Oo, F.-S. Wong, Effects of pH and antiscalant on fouling of RO membrane for reclamation of spent rinse water from metal plating, *Sep. Purif. Technol.* 46 (2005) 46–50.
- [30] H.Y. Ng, M. Elimelech, Influence of colloidal fouling on rejection of trace organic contaminants by reverse osmosis, *J. Membr. Sci.* 244 (2004) 215–226.
- [31] W.J. Costerton, Z. Lewandowski, D.E. Caldwell, D.R. Korber, H.M. Lappin-Scott, Microbial biofilms, *Annu. Rev. Microbiol.* 49 (1995) 711–745.
- [32] M. Ghannoum, G.A. O'Toole, *Microbial Biofilms*, ASM Press, Washington DC, 2004.
- [33] R.M. Donlan, Biofilms: microbial life on surfaces, *Emerg. Infect. Dis.* 8 (2002) 881–890.
- [34] M. Herzberg, M. Elimelech, Physiology and genetic traits of reverse osmosis membrane biofilms: a case study with *Pseudomonas aeruginosa*, *ISME J.* 2 (2008) 180–194.

5.8. Article H

M. Salgot, E. Huertas, S. Weber, W. Dott i J. Hollender

Wastewater reuse and risk: definition of key objectives

Desalination. 2006; 187(1-3): 29-40

Resum

El debat que envolta l'ús de les aigües regenerades ha donat lloc a una reflexió sobre els estàndards de qualitat associats a aquest recurs. Aquests estàndards haurien d'establir un nivell de seguretat apropiat segons l'escenari de reutilització.

Aquest article proposa diferents categories de qualitat d'aigües regenerades destinades a diversos usos de reutilització que es creen a partir de l'esborrany de normativa espanyola existent en el moment de la publicació de l'article (CEDEX, 1999). Concretament, es confeccionen quatre categories sota el punt de vista químic i set categories tenint en compte els paràmetres biològics. A més a més, es precisa la importància dels diferents paràmetres químics i biològics en cada categoria de reutilització creada i s'estableix, a grans trets, el cost d'anàlisi dels diferents paràmetres.

La llista de possibles paràmetres químics que es relacionen amb les aigües regenerades és llarga. Internacionalment, existeix un interès creixent per ampliar el nombre de compostos químics a incloure en normatives i recomanacions de reutilització d'aigües regenerades. Aquest fet s'explica, principalment, perquè els compostos químics a baixes concentracions poden presentar efectes crònics sobre la salut humana o bé poden estar relacionats amb processos de bioacumulació.

Pel que fa als paràmetres biològic, les normatives i recomanacions de reutilització d'aigües regenerades es basen en indicadors, on destaca l'*E. coli* que indica presència de contaminació fecal i possible existència d'altres patògens presents a les femtes d'animals de sang calenta.

Finalment, cal indicar que per tal d'establir els límits associats als diferents escenaris de reutilització, fora convenient la inclusió d'estudis d'avaluació de risc microbiològic i químic que ajudarien a determinar l'existència o absència de perills i la magnitud d'aquests. No obstant, cal fer notar que els paràmetres microbiològics que normalment es determinen són insuficients per poder portar a terme una anàlisi completa del risc. A més a més, és necessari disposar d'un major nombre de dades relacionades amb els paràsits i virus. Pel que fa als paràmetres químics, la llista existent també és incompleta o excessiva, segons la normativa que es faci servir, de manera que és necessari trobar indicadors químics adequats.

Wastewater reuse and risk: definition of key objectives

M. Salgot^{a*}, E. Huertas^a, S. Weber^b, W. Dott^b, J. Hollender^b

^aLaboratori d'Edafologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de Barcelona, Avda. Joan XXIII,
s/n. 08028, Barcelona, Spain

Tel. +34 (93) 402-4494; Fax +34 (93) 402-4495; email: salgot@ub.edu

^bInstitute of Hygiene and Environmental Medicine, RWTH Aachen, Pauwelsstraße 30, D-52076 Aachen, Germany

Received 23 November 2004; accepted 29 April 2005

Abstract

Wastewater reclamation holds promise as an important water resource as the desire to develop arid regions continues to place increasing demands on finite water resources. The debate surrounding the consumption of reclaimed wastewater finds risk managers pondering the question of what types of water quality standards might be set in order to provide the proper level of safety associated with the use of reclaimed wastewater. We propose quality categories for different reuses such as irrigation or indirect aquifer recharge with different requirements towards microbial and chemical parameters. Based on recent existing guidelines and risk estimations, microbial and chemical limits for each category were compiled. Since economic calculations are very important, analytical costs are included and measurements frequency is proposed. Biological parameters have to indicate all potential pathogenic organisms including viruses, bacteria and parasites from different origins. The selected biological indicator parameters most used in rules and regulations are coliforms and *E. coli*, indicating the occurrence of a former faecal contamination and the possible presence of all pathogens occurring in faeces of warm-blooded animals. In the case of wastewater reuse, biological parameters have to indicate all potential pathogens causing infection diseases and/or intoxication in all living beings including plants and animals. The large number of possible chemical parameters in relation with wastewater reclamation and reuse has to be adapted and minimized with respect to the origin of the sewage, the extent of the treatment process and the intended use. These parameters must cover a broad spectrum of toxicological and ecological risks as well as possible technical disorders. Risk assessment and risk management are also necessary.

Keywords: Risk assessment; Wastewater reuse; Microbiological and chemical parameters

*Corresponding author.

Presented at the International Conference on Integrated Concepts on Water Recycling, Wollongong, NSW, Australia, 14–17 February 2005.

1. Introduction

Wastewater reclamation and reuse have been the subject of a number of studies dealing with water quality for some time, especially in relation to microbiological criteria. During the last decade, chemicals have also been incorporated into the observation panel, thus enlarging the number of parameters to be determined for safe reuse of wastewater.

Reclamation and reuse hazards are usually defined according to standards issued or recommended by local authorities or international agencies. When trying to study the rationale of such an approach, there are several inconsistencies, namely the adequacy of control parameters, a certain lack of definition of the appropriate sampling points, the number of samples and analysis necessary, and the cost of the analytical work.

In any case, if standards are to be met, it appears that planning steps, economic calculations, and social tasks are to be performed for successful reclamation and reuse practices. Then, it seems obvious that scenarios must be built for the correct comparison of the different possible alternatives, including all the data needed to reach a correct decision.

From the zero scenario (no reuse) to the theoretically more expensive one (reclamation or seawater desalination using reverse osmosis), adequate tools are to be used in order to help stakeholders to decide the best option for the increase of available water resources. Among the tools, decision support systems are the most useful for gaining good information, but other studies must also be undertaken to determine the necessary technologies and schemes. As health hazards are one of the main constraints for reuse, it appears that risk assessment, based on hazard calculations, is basic for several definitions in reclamation and reuse projects.

A discussion came up on the adequacy of the main parameters used (coliform-derived stan-

dards, nematode eggs), the suggested ones, the number of samples compulsory for the “legal” safe reuse, and on the price of the analytical work necessary to fulfil legal requirements. If preventive risk management concepts (mainly HACCP) are used, the number and periodicity of analysis are reduced to the established critical control points, which will decrease costs. Standards, HACCP systems, and good reuse practices must be considered in an integrated way in for efficient management of the reclamation practices. A final question is issued: can classical reclamation be competitive with other water sources if all the compulsory actions are performed?

2. Microbiological and chemical parameters concerning reclaimed wastewater reuse

The risks concerning reclaimed wastewater reuse can be classified into biological and chemical risks. The biological and chemical parameters of interest are described in more detail below.

2.1. Microbiological parameters

The increase of health hazards and concerns in relation to wastewater, the growing number of wastewater treatment facilities, and the need for obtaining additional water resources through wastewater reuse have forced the necessity of using more precise and sophisticated biological control tools for wastewater recycling. Due to the costs and complexity of analyzing actual pathogens, it should be considered [1] that wastewater professionals and regulators have relied for decades on traditional faecal indicators (Table 1) to predict potentially high pathogen levels being sufficient to guarantee high-quality standards.

The scientific community was always aware that detection and quantification of *E. coli* are not enough to define the quality of a certain wastewater treated, reclaimed, or discharged into the

Table 1
Types of waterborne pathogens and used indicators [2]

Waterborne pathogens	Indicators	Observations
Bacteria	<i>E. coli</i> , Faecal coliforms, Total coliforms, <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Salmonella</i> spec., <i>Clostridium perfringens</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Legionella pneumophila</i>	Faecal coliform (FC) determination is more usual; <i>E. coli</i> determination is slowly substituting FC. Other bacteria are used for bathing waters, groundwater, etc.
Viruses	Enterovirus, Hepatitis A virus Bacteriophages	An accepted indicator still does not exist. Bacteriophage is being studied in this sense.
Helminth–Nematode	Nematode eggs (<i>Ascaris</i> , <i>Trichuris</i> , <i>Ancylostoma</i> as indicated by the WHO)	Discouraging: many negative results in many countries. Egg viability is not required.
Other helminths (i.e., <i>Taenia</i>)	Unknown	In some cases important for risk related to animal health
Protozoa (includes <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Amoeba</i> , <i>Balantidium</i> , etc.)	Unknown The presence of one of them could indicate the presence of the other	Analytical tools not well developed until now
Fungi, algal toxins	Unknown	Few cases detected

environment. Some pathogens are more resistant to conventional wastewater treatment (including chlorination) and its sources are not warm-blooded animal faeces. Therefore, *E. coli* is an insufficient tool to reflect the quality changes due to wastewater treatment processes, conventional or advanced, extensive or intensive. In addition, it does not permit the control of wastewater disinfection.

Otherwise, the long period of time needed to produce results is a negative feature in the analytical work, but not only related to *E. coli* determination. However, new molecular biological methods are under development that enable a faster determination of specific microorganisms [3]. It is necessary to define more suitable indicators in order to establish the biological quality of different types of wastewater (Table 1). For example *Enterococcus faecalis* and even spores of *Clostridium perfringens* are known to be more resistant against disinfection than *E. coli* and therefore may be used for its control. Otherwise,

the current analysis using bacterial indicators detects only the quality of a wastewater single sample and not the constant quality during a given time.

Campos also reported on the difficulty of defining microbiological quality of the media that receive reclaimed wastewater, particularly the agricultural systems where reclaimed water is used for irrigation [4]. Plants, soil, groundwater, run-off and the atmosphere can and must be controlled separately from the reclaimed wastewater. Campos also indicated the need to establish and realize joint studies of all media implied in wastewater reuse systems. An additional difficulty is the lack of reference figures for the content of pathogen organism in media other than water.

As indicated previously, several groups of organisms are “determined” by using indicators (i.e., pathogen bacteria by *E. coli*), although others (i.e., *Giardia lamblia*) do not have useful indicators and must be determined directly (Table 2).

Table 2
Organisms usually determined in wastewater treatment, and reuse [2]

Type/organism	Usually/theoretically employed as	On research	Observations
Total coliforms	Bacterial indicator		Not widely used
Faecal coliforms/ <i>E. coli</i>	Faecal indicator	Faster methods	Most used method, despite the problems and discussions
Bacteriophage	Faecal indicator	Most suitable one	Somatic, F-specific and <i>Bacteroides fragilis</i> HSP40 and RYC2056 phages
Bacterial count	Indicator for aerobic, heterotrophic bacteria	Amount of DNA/RNA	Recovery of not more than 10%
Nematode eggs	Nematode and helminth indicator	Better concentration methods. Viability	Recovery of not more than 70%
<i>Giardia lamblia</i>	Direct detection of cysts	Better concentration and detection methods. Viability	In wastewater, false positives can be found in high numbers
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Direct detection of oocysts	Better concentration and detection methods. Viability	In wastewater, false positives can be found in high numbers

Until now, indicator-based standards have been used to define a suitable reclaimed water quality. Nevertheless, it must be stated that the health risk related to reuse is defined by several aspects: the microbial agent, the human host, and the environment in which the infection process is mediated [5]. As it is the interaction of these components which produces human disease, risk is dependent on defining the exposed population, the microbial characteristics, and the environmental setting in which the exposure occurs. The human health risks associated with the ingestion of waterborne pathogens could be theoretically and numerically defined by using statistical models that calculate the probability of individual infection or disease as a result of a single exposure event. These types of calculations [6] could be a good tool when fully developed in the future.

It has been suggested in a WHO report [7] that the epidemiological method must be employed for determining health risks associated with reuse practices. Nevertheless, it seems not to be a good tool, as stated by Cooper and Olivieri [8]. It

appears that traditional epidemiological methods are not sensitive enough to “tease out” cases that might be associated with recycled water from the background incidence of these ailments in the community.

2.2. Chemical parameters

Internationally, there is an increasing requirement for the inclusion of chemical parameters in guidelines or regulations concerning reuse of reclaimed wastewater. The main reason is that chemicals in low concentrations may show no direct toxic effects but do show long-term chronic effects or bioaccumulation. Environmental concerns are a further important factor because several organisms show high sensitivity to some chemicals. Several national irrigation regulations contain physicochemical or chemical parameters, but there is considerable variation among these guidelines, particularly regarding identifiable values and the limited parameters. Recent guidelines concerning wastewater reuse and irrigation

Table 3

Overview of the compiled chemical limits for reclaimed wastewater reuse from existing guidelines and proposed chemical limits depending on the specific use

Parameter/chemical category	Unit	1	2	3	4
		Private, urban and irrigation	Environmental and aquaculture	Indirect aquifer recharge	Industrial cooling
pH		6.0–9.5	6.0–9.5	7–9	7.0–8.5
BOD	mg /L	10–20	10–20		
COD (or TOC)	mg /L	100	70–100 (1)	70–100	70 (1)
Dissolved oxygen	mg/L	>0.5	>3	>8	>3
AOX	µg/L			25	
UV 254 absorbance	cm ⁻¹ ×10 ³	30–70	30–70	10	
Electrical conductivity	µS/cm	3000	3000	1400	
TSS	mg/L	10	10		10
Active chlorine (only if chlorination)	mg/L	0.2–1.0	0.05		0.05
Total Kjeldahl N	mg/L	15–20	10–20		10
Ammonium-N	mg/L	2–20	1.5	0.2	1.5
Parameters of medium analytical frequency (monthly, once per year)					
Sodium absorption ratio (SAR)	mmol/L ^{0.5}	5	5		
Na	mg/L	150	150–200		200
As	mg/L	0.1–0.02	0.1–0.02	0.005	
B (total)	mg/L	0.4–1.0	0.4–1.0	0.2	
Cd	mg/L	0.005	0.005	0.003	
Cr (total)	mg/L	0.1–0.01	0.1–0.01	0.025	
Cr III	mg/L	0.1	0.1		
Cr VI	mg/L	0.005	0.005		
Hg	mg/L	0.001–0.002	0.001–0.002	0.0005	
Pb	mg/L	0.1	0.1	0.005	
Nitrate	mg/L			25	
F (total)	mg/L	1.5–2.0	1.5–2.0		
Chloride	mg/L	250	250–400	100	400
Sulphate	mg/L	500	500	100	
Total P	mg/L	2–5	0.2		0.2
Surfactant (total)	mg/L	0.5	0.5		
Mineral oil	mg/L	0.05	0.05		
Parameters of low analytical frequency (once per year–once per 5 years)					
Al	mg/L	1–5	1–5		
Ba	mg/L	10	10		
Be	mg/L	0.1	0.1		
Co	mg/L	0.05	0.05		
Cu	mg/L	0.2–1.0	0.2–1.0		
Fe	mg/L	2	2		
Li	mg/L	2.5	2.5		
Mn	mg/L	0.2	0.2		

Table 3, continued

Parameter/chemical category	Unit	1	2	3	4
		Private, urban and irrigation	Environmental and aquaculture	Indirect aquifer recharge	Industrial cooling
Mo	mg/L	0.01	0.01		
Ni	mg/L	0.2	0.2	0.01	
Se	mg/L	0.01–0.02	0.01–0.02		
Sn	mg/L	3	3		
Th	mg/L	0.001	0.001		
V	mg/L	0.1	0.1		
Zn	mg/L	0.5–2.0	0.5–2.0		
CN (total)	mg/L	0.1–0.05	0.1–0.05		
Pesticides (total)	mg/L	0.05	0.05		
Pesticides and their metabolites, per subst. (country specific)	mg/L			0.0001	
Pentachlorophenol	mg/L	0.003	0.003		
Synthetic complex-forming subst., per subst. (e.g., EDTA)	mg/L	0.0001	0.0001	0.0001	
Chloride solvent (total, if AOX > limits)	mg/L	0.04	0.04		
Tetrachloroethylene, trichloroethylene	mg/L	0.01	0.01		
Disinfection (by)products (only if chlorination)					
NDMA	mg/L	0.0001 ^a		0.0001 ^a	
Trihalomethane	mg/L	0.03	0.03		
Aldehyde (total)	mg/L	0.5	0.5		
Aromatic organic solvent (total)	mg/L	0.01	0.01		
Benzene	mg/L	0.001	0.001		
PAH (total)	mg/L				
Benzene(a)pyrene	mg/L	0.00001	0.00001		
Phenol (total)	mg/L	0.1	0.1		
Endocrine active substances (E-Screen)	mg/L	0.0001 ^a	0.0001 ^a	0.0001 ^a	
Pharmaceuticals (per subst., e.g., carbamazepine, X-ray contrast)	mg/L	0.0001 ^a	0.0001 ^a	0.0001 ^a	

^aProposed value.

have been developed in Italy and Israel [9–11]. These are more specific concerning chemical parameters than former existing regulations in other parts of the world.

There are many physical and chemical parameters that can be determined in relation to wastewater reclamation and reuse: from the

simplest ones (pH, EC) to the most complicated and expensive (endocrine disruptors) ones as shown in Table 3. Simple parameters such as salinity, *E. coli*, turbidity, TSS, organic matter, DOC and others, N- and P-related can give useful information depending on the final use of reclaimed water. They can give information about

Table 4
Cost calculation and proposed measuring frequency of physicochemical and chemical quality parameters

Parameter	Example/indicators	Measuring frequency	Costs	Importance for chemical cat. (Table 5)
Physico-chemical	pH, EC, turbidity, TSS, colour	+++	Very low	1–4
	Sodium absorption ratio (SAR), UV 254	++		1–4
Organic sum parameters	COD (TOC, DOC), BOD, DO, AOX	+++	Low–medium	1–4
		++		1–4
Nutrients, minerals	Total-N, NH ₄ ⁺ -N, Total-P, NO ₃ ⁻ SO ₄ ²⁻ , CN ⁻ , F ⁻ , Cl ⁻	+++	Low	1–4
		++	Low	1–4
Residual chlorine	Cl ₂ (if chlorination)	+++	Low	1, 2, 4
	Disinfection products/by-products (e.g., NDMA)	+	Very high	1, 3
(Heavy) metals	As, Cd, Cr(III,VI), Hg, Pb, B, Al, Ba, Be, Co, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Se, Sn, Th, V, Zn	++	Medium	1, 2, 3
		+	Medium	1, 2
Organic micro-pollutants	Surfactants	++	Medium	1, 2
	Mineral oil	++	Medium	1, 2
	Pesticides (e.g., Diuron; 2,4-D)	+	High	1–3
	Complex-forming substances (e.g., EDTA)	+	High	1–3
	Chloride solvents (if AOX > limit, e.g., TCE)	+	High	1, 2
	Aldehyde	+	Medium	1, 2
	Aromatic organic solvents (e.g., benzene)	+	High	1, 2
	PAHs (e.g., benzo(a)pyrene)	+	High	1, 2
	Phenols	+	Medium	1, 2
	Pharmaceuticals (e.g., carbamazepine, x-ray contrast media, sulfamethoxazole), endocrine disruptors (E-Screen)	+	Very high	1–3

Frequency: +++, permanently–weekly; ++, monthly– once per year; +, once per 1–5 years.

Costs per analysis: very high, >€200; high, €60–200; medium, €20–60; low, €6–20; very low, <€6.

the quality and success of the treatment process and thereby indicate the elimination rate of other difficult parameters such as nematode eggs or organic pollutants. Most of them are already included in existing guidelines for all final uses.

Depending on the origin of the wastewater and the intended use, in addition, different, more specific parameters are required. The high number of parameters may be reduced by risk assessment approaches in order to identify the most critical ones. Furthermore, to minimize analytical costs, suitable indicator substances or indicator effects should be identified and a suitable monitoring strategy integrated in an

adequate HACCP concept must be developed [12].

It is well accepted that the concentration of heavy metals in wastewater effluent can be critical, especially in industrial regions. Their chemical analyses are sometimes difficult due to their speciation. For some uses like crop irrigation the determination of certain heavy metals such as the carcinogenic Pb and Hg is advised at regular time intervals.

In addition, an extensive list of organic micro-pollutants has been discussed in recent years since it is known that a significant number of trace chemical contaminants persist in municipal

Table 5

Microbial and chemical water quality categories for different final uses of reclaimed wastewater (adapted from CEDEX, [21])

Microbial category	Chemical category [12]	Specific final use
I	1	Residential uses: private garden irrigation, toilet flushing, home air conditioning systems, car washing.
	No category ^a	Aquifer recharge by direct injection.
II	1	Bathing water.
III	1	<ul style="list-style-type: none"> • Urban uses and facilities: irrigation of open access landscape areas (parks, golf courses, sport fields, etc.). Street-cleaning, fire-fighting, ornamental impoundments and decorative fountains. • Irrigation of greenhouse crops. • Irrigation of raw consumed food crops. Fruit trees sprinkler irrigated. • Unrestricted irrigation.
IV	1	<ul style="list-style-type: none"> • Irrigation of pasture for milking or meat animals. • Irrigation of industrial crops for canning industry and crops not raw-consumed. • Irrigation of fruit trees except by sprinkling. • Irrigation of industrial crops, nurseries, fodder, cereals and oleaginous seeds.
	2	Impoundments, water bodies and streams for recreational use in which the public's contact with the water is permitted (except bathing).
V	1	Irrigation of forested areas, landscape areas and restricted access areas. Forestry.
	2	Aquaculture (plant or animal biomass).
	3	Aquifer recharge by localized percolation through the soil.
VI	2	Surface water quality, impoundments, water bodies and streams for recreational use in which the public's contact with the water is not permitted.
VII	4	Industrial cooling, except for the food industry.

^aDirect aquifer recharge should be drinking-water quality; potable water should not be produced from reclaimed wastewater without advanced tertiary treatment such as reverse osmosis or percolation through the soil (i.e., indirect aquifer recharge). For microbial categories, see Table 6.

wastewater after conventional treatment processes [13,14]. Some of these chemicals are known or suspected of deleterious implications to the environment, but only part of them is known to be related with toxicity to humans. There is evidence that endocrine-disrupting chemicals such as the synthetic estrogen 17- α -ethinyl-estradiol, are discharged via treated sewage effluents and occur in the environment in concentrations that may detrimentally affect aquatic organisms [15,16]. In addition, it is known that several persistent organic pollutants including some pesticides or polar pharmaceuticals may also

enter groundwater by infiltration through the soil passage, during processes such as bank filtration [17] or even permeate through reverse osmosis treatment.

Until now, only in some cases, organic micro-pollutants are included in the recommendations such as total and mineral oils, persistent substances, and pesticides. Especially for recharge of groundwater for drinking water purposes and for agricultural use, it is important to take these pollutants into account. On the other hand, their determination is very expensive and it is difficult to find an indicator for such a huge number of

Table 6
Cost calculation of microbiological analysis

Parameter	Cost	Important for microbial category (Table 5)
<i>Legionella</i>	High	I, III–V
<i>E. coli</i> and similar	Very low	I–VII
Enterococci (<i>Salmonella</i>)	Low	I–VII
Nematode eggs	Medium	I–VII
<i>Taenia</i>	Medium	V
<i>Giardia</i> and <i>Cryptosporidium</i>	High	I–III, VI
Bacteriophage	Low	I–III, VI
Enterovirus	High	I–III, VI–VII

Costs per analysis: Very high, > €200; high, €60–200; medium, €20–60; low, €6–20 €; very low, <€6.

substances with different properties and different origin. Some typical compounds or indicator substances are listed in Table 4. Since carbamazepine and x-ray contrast media are known to be very persistent during wastewater treatment [18] and also groundwater recharge [19], they could be used as possible indicator substances. It is proposed to measure all endocrine active substances as endocrine activity using a bioassay such as E-Screen [20].

2.3. Microbial and chemical categories for reclaimed wastewater reuse

There are different possible fields of application for reclaimed wastewater reuse; therefore, different water quality categories are needed. In Table 5 use-depending water qualities concerning the microbiological and chemical parameters are presented. Seven microbial water qualities, according to the Spanish recommended regulation [21], and four chemical water qualities were proposed [12]. In contrast to the microbial risks, no explicit differences in chemical water qualities are required by reclaimed wastewater irrigation of crops that are consumed raw or cooked. Other categories (e.g., microbial category V) include several uses that need the same microbial quality but different chemical requirements. The uses of

reclaimed wastewater are so different from each other, except the varying irrigation categories, that separate water distribution networks with different water quality must be built. However, to implement reclaimed wastewater reuse for private use on a different scale, only one additional pipeline should be installed. Therefore, the water distributed by this pipeline should meet the highest water quality that is required for private uses (in this case: private garden irrigation). If it is not possible to install the required distribution networks, the use with the highest water quality demand fixes the water quality of the pipeline.

The discussion arises whether reclaimed wastewater should be used for direct aquifer recharge, as proposed by the Spanish recommended regulation [21] or not. For human health protection and maximum chemical clarity preservation, drinking water supplementation should only be permitted after advanced tertiary treatment (membrane processes, reverse osmosis) and other barriers such as percolation through the soil.

2.4. Analytical costs

The calculated analytical costs concerning the microbial parameters are presented in Table 6. The determination of *Legionella*, *Giardia*, *Cryp-*

Table 7

Overview of the compiled and estimated microbiological limits for reclaimed wastewater reuse I (bacteria)

Use	Total bacteria (cfu/mL)	Faecal coliforms ^a (cfu/100 mL)	<i>Clostridium perfringens</i> (cfu/mL)	<i>Legionella</i> (cfu/100 mL)	Enterococci (cfu/100 mL)	<i>Salmonella</i> (cfu/mL)
I	<1,000–<10,000	Abs	Abs–20	<100	Abs	Abs–1,000
II	<1,000	<20–<1,000	Abs–10	—	<1,000	Abs–1,000
III	<10,000	Abs–<1,000	<1	<100	<20	Abs–1,000
IV	<10,000–<100,000	Abs–<10,000	<10	Abs	<1,000	<1
V	<100,000	Abs–<10,000	<100	—	<10,000	<0.1
VI	<10,000	<200–<10,000	<1	—	<20	Abs–1,000
VII	<10,000	Abs–<10,000	<10	Abs–<100	<1,000	<1

^aor *E. coli*. cfu = colony forming units; Abs = absent.

Table 8

Overview of the compiled and estimated microbiological limits for reclaimed wastewater reuse II (not bacteria)

Use	Enteroviruses (pfu/L)	Coliphages (pfu/L)	<i>Cryptosporidium</i> and <i>Giardia</i> (cyst/50 mL)	Nematode eggs (eggs/L)	<i>T. saginata</i> (egg/L)	<i>T. solium</i> (egg/L)
I	Abs–10	<1	<1	<1–10	—	—
II	Abs–10	<1	<1	<1	—	—
III	<1–<100	<1,000	<10	<1	—	—
IV	—	—	—	<1	—	—
V	—	—	—	<1	<1	<1
VI	<100	<1,000	<10	<1	—	—
VII	<1–0.04	—	—	<1	—	—

pfu = plaque forming units; Abs = absent.

tosporidium and enteroviruses are the most expensive parameters. Otherwise, *E. coli* analysis presents a very low price for quantification (less than €6 per analysis).

Concerning the control frequency of the specified chemical parameters, the simple and inexpensive parameters such as electrical conductivity, turbidity and COD can be measured in frequent time intervals, whereas the expensive indicator compounds of micropollutants or heavy metals need rare monitoring, e.g., once a year. In addition, the analytical effort could depend on the reclamation system. Large plants or even demonstration projects should perform a greater moni-

toring program including several micropollutants than small reclamation facilities.

2.5. Proposed microbial and chemical limits for reclaimed wastewater reuse

According to the recent existing guidelines (e.g., Italy, Israel, Catalonia in Spain), the important microbiological parameters with limits or limit ranges are compiled in the Table 7 (bacteria) and Table 8 (other microorganisms) relating to the final use of reclaimed wastewater. In accordance to recent guidelines [9–11] and industrial principles [22], the following chemical limits for

reclaimed wastewater reuse were set (Table 3). Important values not mentioned in the guidelines were estimated, including ecological effect concentrations described in the literature.

3. Risk assessment

The main objective of risk assessment is to identify the risks and to evaluate scientific information that is available to decide whether a hazard exists and what the magnitude of that hazard may be [23]. The estimates calculated by the risk assessment method are used as a basis for deciding on actions to eliminate, reduce or otherwise manage the risk under consideration. In the future, health risk management and assessment tools have to be established for reclaimed water quality standards. A full version of existing rules and data on epidemics and microbiological quality, and also toxicity registers, needs to be performed in the near future, based on the evidence obtained in this way. At the same time, health risk data will be useful for reducing the costs for reclamation and reuse, not using expensive treatments where they are not needed and using them where the risk is higher. There is then a positive impact due to a reduction in sanitary care derived from a reduced possibility of infections, work-time losses due to illnesses, and an improved quality of life.

Risk assessment can provide a statement of risk, but the risk manager still needs to decide what constitutes an adequate level of protection. Aside from quantifying the uncertainty impact in determining the level of protection provided in the final policy document, another way to use a risk value in setting public policy is to balance costs of additional regulation (treatment and monitoring) with the risk of infecting or affecting the human population, i.e., in a cost-benefit analysis.

Rather than relying simply on the benefits of averting a theoretical illness, a cost-benefit analysis views societal costs of illness and lost

productivity as providing an economic gain. Meeting the objective of minimizing exposure to the risk of infection or toxicity may require a delicate balancing act in which microbial risk assessment (or the corresponding for toxicity) is used to weigh the benefits of changing wastewater reclamation policies. It is important to recognize that risk assessment is just one tool that aids the risk manager in establishing realistic water quality objectives [24].

Regulators are attempting to regulate to lower risk levels that are commensurate with lower pathogen or chemical pollutant concentrations. As one tries to increase removal or inactivation in order to obtain lower pathogen concentrations or fewer pollutant concentrations, the cost of treatment increases exponentially. Ideally, the risk manager must weigh social costs and benefits against the cost of increased regulation [24].

4. Conclusions

Reclaimed wastewater can be reused for different applications. Use-depending water quality categories were specified. For each category specific microbial and chemical limits are proposed and the analytical costs are assessed. To reduce the analytical effort, the parameters are graduated, the most important parameters being analyzed more frequently than less important parameters.

For setting guideline limits for reclaimed wastewater reuse, more microbial and chemical risk assessment is required. The microbiological parameters usually determined are insufficient or improper to perform a complete risk analysis. More data are needed for parasitic parameters and viruses. The list of chemical parameters in existing guidelines is either incomplete or excessive; therefore, it is necessary to find adequate indicators. This can be performed by quantitative chemical as well as quantitative microbial risk assessment.

References

- [1] T. Mahin and O. Pancorbo, Wastewater pathogens. *Water Environ. Technol.*, 11(4) (1999) 51–55.
- [2] M. Salgot, C. Campos, B. Galofré and J.C. Tapias, Biological control tools for wastewater reclamation and reuse. A critical review. *Water Sci. Technol.*, 43(10) (2001) 195–201.
- [3] L. Pascual, Calidad microbiológica del aire en diferentes ambientes laborales: aplicación de métodos analíticos moleculares, PhD Thesis, University of Barcelona, 2001.
- [4] C. Campos, Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de agua residual regenerada en suelos, PhD Thesis, University of Barcelona, 1999.
- [5] A.W. Olivieri, D.M. Eisenberg and R.C. Cooper, in: T. Asano, ed., *City of San Diego Health Effects Study on Potable Water Reuse*, Technomic, Lancaster, PA, 1998, pp. 521–580.
- [6] C. Haas, J.B. Rose and C. Gerba, *Quantitative Microbial Risk Assessment*, Wiley, New York, 1999.
- [7] WHO, Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. WHO Tech. Rep. Ser. 778, Geneva, 1989.
- [8] R.C. Cooper and A.W. Olivieri, in: T. Asano, ed., *Infectious Disease Concerns in Wastewater Reuse*, Technomic, Lancaster, PA, 1998, pp. 489–520.
- [9] Italian Decree no. 185, Limits for wastewater reuse in Italy, 2003.
- [10] Quality criteria for reuse of reclaimed wastewater for disposal to river bodies in Israel. Recommended Regulation, Israel, 2003.
- [11] Quality criteria for reuse of reclaimed wastewater for unrestricted irrigation in Israel. Recommended Regulation, Israel, 2003.
- [12] S. Weber, S. Khan and J. Hollender, Human risk assessment of organic contaminants in reclaimed wastewater used for irrigation, *Desalination*, 187 (2006) 53–64.
- [13] A.C. Johnson and J.P. Sumpter, Removal of endocrine-disrupting chemicals in activated sludge treatment works. *Environ. Sci. Technol.*, 35 (2001) 4697–4703.
- [14] T.A. Ternes, Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.*, 32 (1998) 3245–3260.
- [15] J.E. Harries, A. Janbakhsh, S. Jobling, P. Matthiesen, J.P. Sumpter and C.R. Tyler. Estrogenic potency of effluent from two sewage treatment works in the United Kingdom. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18 (1999) 932–937.
- [16] K.L. Thorpe, R.I. Cummings, T.H. Hutchinson, M. Scholze, G. Brighty, J.P. Sumpter and C.R. Tyler, Relative potencies and combination effects of steroidal oestrogens in fish. *Environ. Sci. Technol.*, 37 (2003) 1142–1149.
- [17] T. Heberer, Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicol. Lett.*, 131 (2002) 5–17.
- [18] J.E. Drewes, T. Heberer and K. Reddersen, Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse. *Water Sci. Technol.*, 46 (2002) 73–80.
- [19] M. Clara, B. Strenn and N. Kreuzinger, Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Res.*, 38 (2004) 947–954.
- [20] W. Körner, P. Spengler, U. Bolz, W. Schuller, V. Hanf and J.W. Metzger, Substances with estrogenic activity in effluents of sewage treatment plants in southwestern Germany. 2. Biological analysis. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20 (2001) 2142–2151.
- [21] CEDEX, Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal, Spain, 1999.
- [22] International Cooperation of Rhine Water Power, Water power specific guidelines for drinking water treatment close to nature. Industrial principle, Nieuwegein, 2003.
- [23] D.R. Rowe and I.M. Abdel-Magid, *Handbook of Wastewater Reclamation and Reuse*, Lewis, Boca Raton, FL, 1995.
- [24] T. Asano, *Wastewater Reclamation and Reuse*, Technomic, Lancaster, PA, 1998.

5.9. Article I

E. Huertas, M. Salgot, J. Hollender, S. Weber, W. Dott, S. Khan, A. Schäfer, R. Messalem, B. Bis, A. Aharoni i H. Chickurel

Key objectives for water reuse concepts

Desalination. 2008; 218(1-3): 120-131

Resum

A l'hora de dissenyar un projecte de reutilització, cal tenir en compte tots els escenaris possibles, des del que no contempla la reutilització d'aigües fins els més complexos i més cars (p. ex. l'ús de l'osmosi inversa per a la producció d'aigua potable), per tal de poder seleccionar la millor opció. Entre els usos d'aigües regenerades més comuns cal assenyalar el reg, usos residencials, usos urbans i recreatius, recàrrega d'aqüífers, aigua de bany, aqüicultura, usos industrials, i producció d'aigua potable.

Els aspectes relacionats amb la salut de l'home són els que més preocupen quan es pretén reutilitzar aigües regenerades; és per aquest motiu que qualsevol escenari hauria d'incloure una avaluació detallada del risc associada a aquesta pràctica. Ara bé, amb l'objectiu de realitzar una avaluació del risc adequada és necessari disposar d'informació microbiològica, biològica i química adient.

La decisió final sobre si l'esquema de reutilització s'implementarà o no s'hauria de basar en les tres fases de l'avaluació del risc: anàlisi, càlcul i comunicació. En aquest marc, l'aproximació del risc pot ser de gran importància per diverses raons. En primer lloc, pot acabar amb la controvèrsia relacionada amb el fet d'establir si els estàndards per a la reutilització són restrictius o no; en segon lloc, pot permetre qualificar un tractament de regeneració depenent de la qualitat d'aigua produïda; i, finalment, pot ser una bona eina per definir quin és el grau d'acceptació del perill per part d'una societat particular.

Adicionalment, es proposa disposar d'un sistema de gestió de risc semblant al d'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC). Aquest és un procés sistemàtic i preventiu que permetria garantir proactivament la seguretat d'aquest recurs. La identificació dels punts de control crítics és un dels aspectes clau en el marc de l'APPCC, ja que la majoria dels esforços relatius al control i seguiment del procés se centraran en aquest punt.



Key objectives for water reuse concepts

E. Huertas^{a*}, M. Salgot^a, J. Hollender^b, S. Weber^b, W. Dott^b, S. Khan^{c,d}, A. Schäfer^d,
R. Messalem^e, B. Bis^f, A. Aharoni^g, H. Chikurel^g

^a*Soil Science Laboratory, Faculty of Pharmacy, University of Barcelona,
Avda. Joan XXIII, s/n 08028, Barcelona, Spain*

Tel. +34 (93) 402-44-94; Fax +34 (93) 402-44-95; email: ehuertas@ub.edu

^b*Institute of Hygiene and Environmental Medicine, RWTH, Pauwelsstraße 30, D-52076 Aachen, Germany*

^c*Centre for Water and Waste Technology, University of New South Wales, 2052, Australia*

^d*Environmental Engineering, University of Wollongong Wollongong NSW 2522, Australia*

^e*The Institutes for Applied Research, Ben-Gurion University of the Negev, Beer-Sheva 84105, Israel*

^f*Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Lodz, Ul. Pilarskiego, 14, 90-231 Lodz, Poland*

^g*Mekorot Ltd., 9 Lincoln St., PO Box 20128, Tel-Aviv 61201, Israel*

Received 1 February 2006; accepted 1 September 2006

Abstract

Scientists working closely on issues of water reuse are far from having solved all concerns related to the practice. From the very beginning of a water reuse project, scenarios must be prepared from the ‘zero scenario’ (no reuse) through to more complex and expensive ones (e.g. reverse osmosis for potable water treatment) to help stakeholders to select the best option for increasing available water resources, the ultimate purpose of reuse. In any case, the use of adequate tools to build scenarios is paramount. From Decision Support Systems to the simplest analytical tools, all knowledge is valuable. Detailed studies must be undertaken to identify necessary technologies, schemes and control tools. As public health concerns are normally among the main constraints for reuse any scenario will need to include detailed risk assessments. To achieve an adequate risk assessment, data pertaining to microbiological, chemical and biological factors is necessary. Unfortunately, suitable techniques and criteria are not always established by rules and regulations. However, several strong attempts have been made in some countries. Once the basic calculations were performed, a final decision whether the scheme can be implemented should be based on three phases of risk assessment; analysis, calculation and communication. This will allow fulfilling the key objectives of reuse: increasing the amount of water resources available, under an acceptable risk with a public full knowledge.

Keywords: Risk assessment; Wastewater reuse; Microbiological and chemical parameters; HACCP

*Corresponding author.

Presented at AQUAREC 2006 — Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater, Barcelona, 1–3 February 2006

1. Introduction

Throughout the last two decades, municipal wastewater reuse has emerged as an important and viable means of supplementing dwindling water supplies in a large number of regions throughout the world. In many instances, reuse is also promoted as a means of limiting wastewater discharges to aquatic environments.

Reclamation and reuse hazards are usually defined according to standards issued or recommended by local authorities or international agencies. In examining the rationale behind such approaches, several inconsistencies are apparent. These include agreement on key parameters, philosophical differences in the approaches taken to risks assessment and management, the adequacy of control parameters, a lack of definition of appropriate sampling points, and the number of samples and analysis necessary.

Successful reclamation and reuse practices require careful planning steps, economic calculations, and detailed social considerations and assessments. Then individual scenarios must be established for the correct comparison of the possible alternatives, including all the data needed to reach a true comparison, comprehensive evaluation and finally, a correct decision.

From the 'zero scenario' (no reuse) to theoretically more complex and expensive scenarios (e.g. reclamation using reverse osmosis), adequate tools are required to help stakeholders consider the best options for improved management of water resources. Among the available tools, decision support systems are essential for evaluating knowledge. However, the effectiveness of such processes will depend on the thoroughness of preliminary studies undertaken to adequately characterise the necessary technologies and schemes. As public health concerns are usually among the main constraints for reuse, risk assessment, based on public health hazard calculations, is an important basis for several definitions in reclamation and reuse projects.

Through integrated water resources planning, the use of reclaimed wastewater may provide sufficient flexibility to allow water authorities, as well as individual industrial users, to respond to short-term needs and to increase sustainable, long-term water supply reliability, without constructing additional storage or conveyance at substantial economic and environmental expenditures. Significant progress has been made in developing sound technical approaches to producing reliable sources of quality water by wastewater reclamation processes. Continued research and progress in innovative conceptual and methodological approaches and testing will result in further progress in the advanced development of water reuse applications — directly related to cost-effective strategies. Some key topics involved are: (1) assessment of human health associated with trace organic substances, (2) environmental risk assessment methodology, (3) social considerations such as public participation in planning and decision making, and (4) improvement of monitoring approaches to evaluate overall water quality.

2. Uses of reclaimed water

Reclaimed water can be suitable for a large variety of applications. Among the most common reuse applications are irrigation; residential uses; urban and recreational uses; groundwater recharge, bathing water; aquaculture; industrial cooling water; and drinking water production. The next sections introduce the main water reuse applications and highlight the relevant specific issues of concern. Possible control parameters to assure a safe application are derived as well.

2.1. Irrigation

For agricultural use, the water quality should be sufficient to protect human health when consuming food produced from reclaimed wastewater irrigation. For other irrigation uses, the hazards are related to the possibilities of contact be-

tween the irrigated product and man or the environmental matrix. Furthermore, the soil, plant, groundwater and other aspects of the local environment should also be protected from contamination by reclaimed water irrigation in particular if compounds accumulate in certain phases. In most cases, salinity will be an important factor requiring close monitoring and control. In addition, bioaccumulation of organic and inorganic contaminants in soils and plants needs to be considered for public health protection, although in general, little data is available on such matters. Growth inhibition by several specific chemical species in reclaimed wastewater, such as boron, should also be taken into account. Other important species that can deleteriously affect plants include chlorides, sodium, potassium, and selenium.

With agricultural reuse of wastewaters, the public health protection measures should be considered and recommended in the main strategic areas (e.g. management practices to interrupt the flow of pathogens), and selected to suit local circumstances (including crop selection; water application measures/control; and human exposure control).

Components of reclaimed irrigation water can, in some cases, be degraded by microorganisms present in the soil. Also, soil salinity may be managed by practices such as leaching and runoff collection if good quality water is not available. In some Mediterranean countries, medium and sometimes high salinity water has been used for years without further damage where the management has been carefully optimised.

An example can be given from the Dan Region Project where water reclaimed by the soil aquifer treatment (SAT) system has been successfully reused for 15 years for a large variety of crops although the salinity is relatively high (EC 1500–1700 and chlorides 250–300 mg/L). The tolerable limits from these experiences have been reported as chlorides: 250–300 mg/L; EC: 1500–1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$; boron: up to 0.4 mg/L; and sodium: up to 200 mg/L [1].

The risks associated with irrigation of raw consumed food crops and fruit trees are more serious when cleanliness and hygiene conditions are not carefully managed.

The irrigation method affects crop contamination because humidity conditions influence pathogen survival: irrigation by periodic cycles of inundation/drying presents an advantage in front of sprinkling irrigation. Sprinkling is an irrigation method which needs to be performed frequently; the prolongation of the time existing between subsequent irrigations favours the action of environmental conditions (light and desiccation) on pathogens. When the cycle is shorter, the environmental inactivation is more difficult; desiccation is substituted by a wet environment that favours microbial survival. Drip irrigation allows the use of reclaimed water without contaminating crops, because water does not contact directly the vegetable growing in the soil surface.

Bacteria survival in crops is somewhat influenced by the kind of crop. Several plant structures (e.g. such as those of lettuce leaves) give protection against ultraviolet rays of solar light. The survival is bigger in dense and leafy plants. Other factors which influence microbial survival include temperature, humidity and rain [2].

For agricultural products that can be consumed after cooking, the cooking temperature and the rules of kitchen hygiene determine contamination risk. The risk of goods of animal origin as transmitters of pathogenic agents is often neglected or can be underestimated. Animals can accumulate in their bodies many pathogenic agents or toxic substances that they consume with fodder irrigated with raw or insufficiently treated wastewater and which are transmitted later in an indirect way [2,3].

Other potential means of infection or contamination include reclaimed water irrigation of public parks, gardens, sports fields and unwanted irrigation of paths. Polluted water can reach persons, animals, plants or environment directly with the irrigation or indirectly through aerosols.

The cross connection infection risk to work-

ers who use reclaimed water for irrigation purposes without sufficient self protection should be considered and carefully managed. Water quality in such systems should meet requirements that protect human health.

2.2. Residential uses

For private uses like garden irrigation, toilet flushing, home air conditioning and car washing, with reclaimed water delivered to households, a satisfactory water quality must be ensured. Furthermore, the presence of several pipelines with variable water qualities compounds the hazards associated with improper handling by the owners and plumbing professionals. Attention must be paid to avoid cross connections of potable and non potable water as well as concerns with children playing in grounds with reclaimed water irrigation. The risk of infection by pollutant inhalation of reclaimed water aerosols, for example in home air conditioning, should also be considered [4].

2.3. Urban and recreational uses

Urban uses include street cleaning, fire fighting, ornamental impoundments and decorative fountains as well as water bodies and streams for recreational use.

The most important issues for reclaimed water used for recreation of impoundments, water bodies and streams should be the protection of the aquatic environment as well as people in contact with this water (such as firefighters or children playing in water fountains). Hence for some ornamental impoundments bathing water regulations apply. The water quality should exert no adverse effects on the aquatic organisms and ecosystems. Therefore compounds which are toxic to fish, such as endocrine disrupters, should be carefully controlled and monitored.

2.4. Bathing water

Reclaimed water used for bathing water pur-

poses needs special requirements, concerning protection of human health, i.e. disinfection as well as consideration of dermatological effects. Quality requirements have been set by the European Bathing Water Quality Directive 76/160/EEC [5]. The physical, chemical and microbiological parameters applicable to bathing water are indicated in the Annex of the Directive which forms an integral part of it. Significantly, the European Commission presented a new proposal for a Directive concerning the bathing water quality in 2002. In this version, the monitored indicators were drastically reduced to only 2 parameters (*E. coli* and *Intestinal Enterococci*) compared to 19 parameters in the 1976 original directive.

2.5. Aquaculture

Reclaimed water used for aquaculture should not harm or affect the aquatic environment or the cultured species. In addition, consumers of the produced fish must be protected from adverse effects. Several substances are fish-toxic or accumulate in lipid tissue. Therefore the aquaculture water quality requires adequate limits considered in terms of potential bioaccumulation of toxic substances.

The risk of goods of aquaculture origin as transmitters of pathogenic agents is often neglected or can be underestimated. Fish can accumulate in their bodies many pathogenic agents which are transmitted later [6].

2.6. Industrial water

Up to now, the main use of reclaimed water in industries is for cooling purposes; cooling could be performed in closed or open circuits. In the first case, does not have direct contact to humans or the environment, but in the second aerosols can be formed and generate risks related to *Legionella* presence. Correct management of the practice should prevent corrosion and calcareous crusts to protect pipelines and vessels. For example high amounts of dissolved organic carbon (DOC

>5 mg/L) inhibit the corrosion protective coating of copper [2,3]. The precipitation of mineral salts and silica during the heating process has also to be prevented.

Other possible uses are relatively not extended in Europe, like dust control or raw materials pulling [7,8].

2.7. Drinking water production

Reclaimed water is used for drinking water production in planned direct and indirect potable reuse schemes in numerous parts of the world. In California indirect potable reuse is achieved through aquifer recharge. The draft revision of California Title 22 reuse legislation [9] remains very specific as to how objectives are to be achieved. It requires disinfection of reclaimed water before recharge, in addition to a minimum detention period below ground before recovery for drinking. This detention period is 6 months (with minimum travel distance of 150 m) for surface spreading and 12 months (and 600 m) for subsurface injection. Mandatory sampling and analysis procedures for total nitrogen in source water require reporting to California Department of Health Services if the concentration exceeds 5 mg/L and that action is required to ensure that mean concentration does not exceed this level. These are in addition to requirements that nitrate and nitrite concentrations in groundwater remain within the limits for drinking water supplies, and that groundwater monitoring can track the evolution of the plume of recharged water to the point of recovery. Sampling locations should be located with 1-3 months travel time from the recharge site and at least one further monitoring well before the nearest downgradient domestic water supply well. Furthermore, the recharge water is required to comply with prescribed maximum concentrations of inorganics, organics, disinfection byproducts, lead and copper. Secondary limits for other constituents and characteristics also apply.

Title 22 draft revision mentioned before has a reduced allowable total organic carbon in re-

charged water. Accounting for dilution at the recovery well by recharge from sources other than recycled water, and for attenuation in the unsaturated zone where recharge is occurring by surface spreading, the recycled water TOC contribution is not to exceed 0.5 mg/L. For any new well injection project, the entire stream is required to be treated by reverse osmosis in order to achieve this objective. Title 22 revision makes no provision for attenuation of TOC in the saturated zone, and appears to be based on application of best available technology, without reference to risk assessment. TOC is a gross measure of organic residual in water and is not necessarily an indicator of the abundance of chemicals of concern. This is significant since reverse osmosis has been reported to be less effective for the removal of some trihalomethanes compared to other organic chemicals [10,11].

In Windhoek, Namibia, direct potable reuse has been used for domestic supply for more than 30 years, without any adverse effect detected. Treated wastewater is reclaimed applying the multiple barrier concept, i.e. several consecutive treatments each of them capable to generate tap quality water, and afterwards a maximum of 30% of reclaimed water is diluted with first hand water and then supplied [12].

3. Microbiological and chemical parameters concerning reclaimed wastewater reuse

3.1. Microbiological parameters

Sanitation and hygiene have improved over the centuries. The growing number of wastewater treatment facilities and the need of obtaining additional water resources through wastewater reuse have resulted in the use of more precise and sophisticated biological control tools for wastewater recycling. Due to the costs and complexity of analysing actual pathogens [13] wastewater professionals and regulators have relied for decades on traditional faecal contamination indicators to predict potentially high pathogen levels

being sufficient to guarantee high quality standards [14].

The scientific community was always aware that detection and quantification of *E. coli* is not sufficient to define the whole quality of water as it is treated, reclaimed, or discharged in the environment. Some pathogens are more resistant to conventional wastewater treatment (including chlorination) than *E. coli* and its sources could not be warm blooded animal faeces. Furthermore, analytical difficulties for some pathogens such as viruses have severely hindered their identification. However, new molecular biological methods are under development which enables a faster determination of some specific microorganisms [4]. It is necessary to define more suitable indicators in order to quickly establish the microbiological quality of different types of wastewater.

Until now, indicator-based standards have been used to define a suitable reclaimed water quality. Nevertheless, health risks related to reuse are defined by several aspects including the specific microbial agent, the human host, and the environment in which the infection process is mediated [15]. As it is the interaction of these components which produces human disease, risk is dependent on all of these, not solely the microbial quality of the water.

3.2. Chemical parameters

Internationally, there is an increasing requirement for the inclusion of chemical parameters in guidelines or regulations concerning reuse of reclaimed water. This has been accelerated by the concern that some chemicals in low concentrations may show no direct toxic effects, but long term chronic effects or bioaccumulation in the environmental matrices. Environmental concerns are a further important factor, because several organisms show high sensitivity to some chemicals. Several irrigation regulations contain physical-chemical or chemical parameters, but there is considerable variation among these guidelines, particularly regarding identifiable values, the limited

parameters and the management practices that should be used to control risks associated with chemical contaminants [16].

A large number of physical and chemical parameters can be determined in relation with wastewater reclamation and reuse; from the simplest ones (pH, EC) to the most complicated and expensive (analysis of specific organic chemical species). Simple parameters like EC, turbidity, TSS, DOC as well as nitrogen and phosphorous concentrations can give useful information depending on the final intended use of reclaimed water. They can give information about the quality and success of the treatment process and thereby indicate the elimination rate of other more analytically difficult parameters. Most of them are already included in existing guidelines for all final uses [14].

Depending on the origin of the wastewater and the intended use, additional specific parameters will be required in some circumstances. The large number of parameters may be reduced by implementing risk assessment approaches, in order to identify the most critical parameters. Furthermore, to minimise analytical costs, suitable indicator substances or indicator effects should be identified and a suitable monitoring strategy integrated in an adequate HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) concept must be developed [16].

4. Risk assessment

The main objective of risk assessment is to identify the hazards and to evaluate scientific information that is available to decide whether a hazard exists and to characterise risks associated with the hazard [11].

The estimates calculated by risk assessment methods are used as a basis for deciding on actions to eliminate, reduce or otherwise manage the risk under consideration. In the future, health risk management and assessment tools will be useful for the establishment of reclaimed water

quality standards or for defining techniques to reduce the risk; e.g. through good reuse practices. Modified versions of existing rules, based on data on epidemics and microbiological quality, and also on toxicity data, needs to be prepared in the near future, based on accumulated evidence. At the same time, risk data will be useful for reducing the costs for reclamation and reuse, not using expensive treatments where they are not needed and using them where the risk is higher. There is then a positive impact because a reduction in sanitary care derived from reduced possibility of infections, in work-time losses due to illnesses, and as a consequence an improvement of quality of life will appear [14,17].

A risk assessment can provide a statement of risk, but the risk manager still needs to decide what constitutes an adequate level of protection. Aside from quantifying the uncertainty impact in determining the level of protection provided in the final policy document, another way to use a risk value in setting public policy is to balance costs of additional regulation (treatment and monitoring) with the risk of infecting or affecting a human population, i.e., in a cost-benefit analysis [14].

Regulators are attempting to regulate to lower risk levels that are commensurate with lower pathogen or chemical pollutant concentrations. As one tries to remove or inactivate, in order to obtain lower pathogen concentrations or less pollutant concentrations, the cost of treatment increases rapidly. Ideally, the risk manager must weigh social as well as environmental costs and benefits against the cost and benefits of increased regulation [18].

Risk assessment requires a clear methodological analysis. A comprehensive application of human and environmental risk assessment procedures should always include the following general steps: hazard identification; dose (concentration) — response (effect) assessment; exposure assessment; and risk characterisation. The full application of the risk related tools is then fol-

lowed by risk management and risk communication. All of these steps will be necessary in establishing and managing risks associated with water reuse schemes or proposals.

4.1. Risk characterisation

Risk characterisation integrates the results of dose response and exposure assessment into a risk statement that includes one or more qualitative and/or quantitative estimates of risk [19]. The goal of risk characterization is to provide an understanding of the type and magnitude of the adverse effect that a particular pathogen or chemical could have under particular circumstances [20]. More simply, is the description of the nature and often the magnitude of human risk, including attendant uncertainty [17].

4.1.1. Microbiological risk calculation

These quantitative risk assessment models attempt to estimate the risk of infection for an exposed individual. It should be noted that only a fraction (for some organisms, a relatively small percentage) of individuals that become infected will actually exhibit symptoms of disease.

Most investigators attempting to use quantitative risk assessment models for human pathogens have standardized on the use of an acceptable risk threshold equal to 1×10^{-4} . In some instances, this 1×10^{-4} threshold has been applied to annual risks, while some investigators have evaluated single events [21].

Once the etiologic agent has been identified and human exposure to the pathogen is known to cause infection and disease, the next step is to determine how exposure to different concentrations of the pathogens might elicit a response in humans. Current pathogen dose-response data is limited. Ideally, a dose-response model should be able to differentiate between infection and illness, because although the terms may be used interchangeably by some, have very distinct meanings. The current models used for microbial risk as-

assessment only predict the risk of infection, not the risk of contracting the disease. Table 1 presents the dose-response models for different microorganisms from various studies.

Disability adjusted life years (DALYs) have been proposed by the World Bank and backed by the World Health Organisation as a measure of the global burden of disease [24,25] instead of the standards approach.

The DALY is the only quantitative indicator of burden of disease that reflects the total amount of healthy life lost, to all causes, whether from premature mortality or from some degree of disability during a period of time [19]. These disabilities can be physical or physiological and be caused by one single or chronic exposure. The intended use of the DALY is to assist (i) in setting health service priorities; (ii) in identifying disadvantaged groups and targeting of health interventions; and (iii) in providing a comparable measure of output for intervention, program and sector evaluation and planning.

The number of DALYs estimated at any moment reflect the amount of health care already being provided to the population, as well as the

effects of all other actions which protect or damage health. Where treatment is possible -whether preventive, curative or palliative- the effectiveness of the intervention is the reduction in disease burden which the treatment produces [25]. Effectiveness is measured in the same units (DALYs) as disease burden, and so can be compared across interventions which treat different problems and produce different outcomes. In other words, the DALY can be used to measure the gains in health attributable to different actions and add them up.

4.1.2. Chemical risk calculation

Many approaches to risk assessment of environmental chemicals have been proposed, but fundamental to all of them is the general concept of a risk quotient relating predicted environmental concentrations to predicted no-effect concentrations:

Risk quotient =

$$\frac{\text{Predicted environmental concentration (PEC)}}{\text{Predicted no effect concentration (PNEC)}}$$

Table 1
Probability of infection models and best fit dose-response parameters for various human feed studies [22]

Organism	Best model ^a	Model parameters ^b
Rotavirus	$Pi = 1 - (1 + N/\beta)^{-\alpha}$ (beta poison)	$\alpha = 0.26$ $\beta = 0.42$
Echovirus 12	$Pi = 1 - (1 + N/\beta)^{-\alpha}$ (beta poison)	$\alpha = 0.374$ $\beta = 186.7$
<i>Cryptosporidium</i>	$Pi = 1 - e^{-rN}$ (exponential)	$r = 0.00467$
<i>Giardia</i>	$Pi = 1 - e^{-rN}$ (exponential)	$r = 0.0198$
<i>Salmonella</i>	$Pi = 1 - e^{-rN}$ (exponential)	$r = 0.00752$
<i>E. coli</i>	$Pi = 1 - (1 + N/\beta)^{-\alpha}$ (beta poison)	$\alpha = 0.1705$ $\beta = 1.61 \times 10^6$
<i>Shigella</i>	$Pi = 1 - (1 + N/\beta)^{-\alpha}$ (beta poison)	$\alpha = 0.248$ $\beta = 3.45$

Pi = probability of infection (ability of the organism to establish and reproduce in the intestine)

N = exposure, expressed as numbers of microorganisms ingested (CFU of bacteria, cysts, or oocysts of *Giardia* or *Cryptosporidium*; or PFU (plaque forming units) of viruses)

α , β , r = constants for specific organisms that define the dose-response model

The calculation of risk quotients is an essential step for the quantitative evaluation of risks from chemical exposure. In order to demonstrate no risk to health or the environment, the PEC should be less than the PNEC. In other words, the risk quotient should be less than 1.

Currently, there is very little analytical information available concerning the occurrence and fate of chemical pollutants during reuse applications, so risk assessment must often be performed based on models for the estimation of PEC values.

4.2. Risk management concept (HACCP)

It is proposed that a quantitative risk management system such as the HACCP, a preventive risk management system, would be most suitable for applications of wastewater reuse and overwhelm the old discussion about the restrictivity of reuse standards. The HACCP concept originally from NASA space program is now mostly

integrated in food quality control management strategies and related guidelines [26].

The HACCP concept includes seven steps: identification of the scale and of the objective; identification of the hazards, risk analysis and control options; identification of the critical control points (CCP); establish the control condition; establish the control procedure; establish the corrective actions when there is a breach of conditions; establish revision procedures and efficiency of control procedures; and control of the established procedures and documentation.

The proper identification of CCPs is an important issue in HACCP because the major efforts in process control and monitoring will be directed towards these steps. In many food-processing operations a single step can be identified that is a major and ultimate barrier (and thus a CCP) to pathogens [27]. Figs. 1, 2 and 3 present the basic scheme of a wastewater treatment system. Health sanitation CCP are shown in Fig. 1, technical CCP

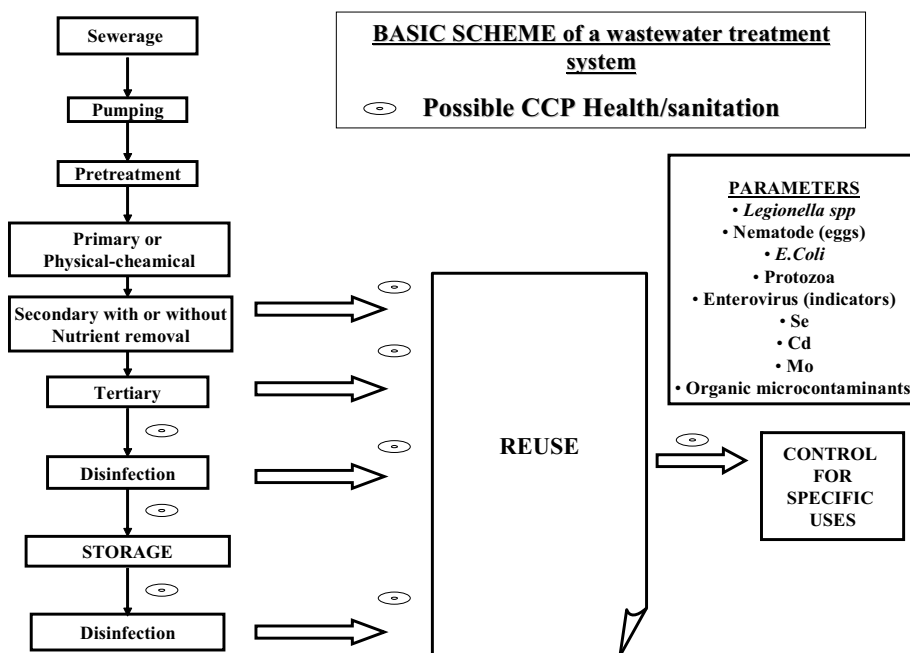


Fig. 1. Basic scheme of a wastewater treatment system. Possible CCP/Health sanitation [29].

are included in Fig. 2, and ecological CCP are presented in Fig. 3.

The implantation of a HACCP system has different benefits, because it is a preventive and dynamic system. Its implantation in a reclaimed water chain would have, as a principal benefit, the increase of the safety of this kind of water.

Additionally, HACCP gives other benefits in comparison with traditional quality and inspection control systems, because it focuses its interest in those factors which directly influence above the harmlessness and quality of final product. It is to note the following benefits:

- Reduction of the number of inspections and final product analysis: economical cost is reduced,
- Treated wastewater with better quality,
- The system permits to perform controls in line, obtaining information at real time. Thus, when dangers appear corrective actions can be applied immediately,

- It can be a useful tool, not only in hygienic quality achievement but even of obtaining quality products,
- It can be used to evaluate wastewater treatment processes.

5. Conclusions

Although wastewater reclamation and reuse has gained approval as a necessary tool to be included in sustainable integrated water resources management, there are still several key points to be developed for the safe use of the resource.

Among the most important items to be developed by adequate research and development (R&D), the risk approach appears to be paramount at present for several reasons (1) it could finish the old controversy on restrictive or not so restrictive standards, (2) it can allow qualifying a reclamation treatment depending on the quality of the water obtained, and (3) it is a good tool to define

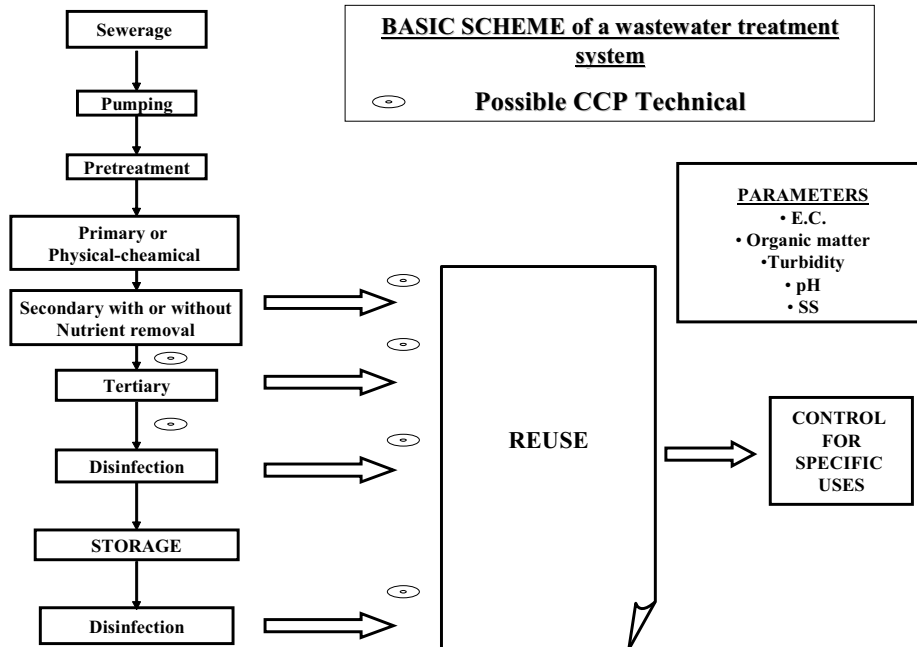


Fig. 2. Basic scheme of a wastewater treatment system. Possible CCP Technical [29].

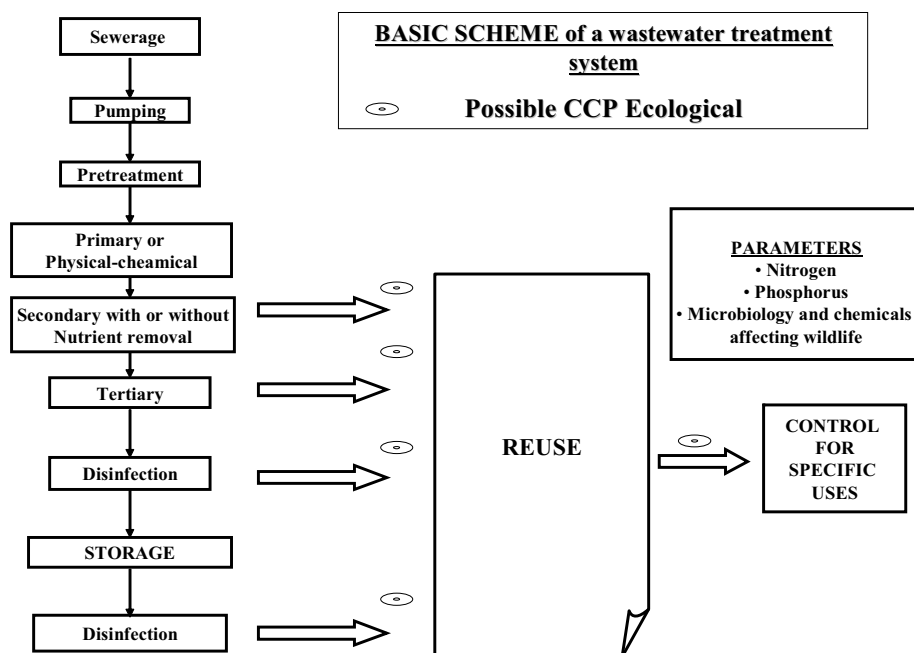


Fig. 3. Basic scheme of a wastewater treatment system. Possible CCP Ecological [29].

the acceptable risk for a given society with its particular conditions

There is a need to fully understand and determine the microbiological quality of reclaimed water, by using new real-time determinations and indicators for viruses. Index organisms could be determined by novel analytical techniques, like nucleic acid related and other.

There is also a need to define the role of chemical parameters in the risk calculation. Chemical indicators or main parameters, capable to give information on the degree of chemical contamination are also needed. Chemical parameters and trace organics in particular, are a very significant concern and represent a chronic exposure risk. To date, relatively little data is available on such issues and no doubt this presents a challenge in risk management, Given the severity of the possible implications of exposure a precautionary approach is warranted.

Risk analysis, including assessment, management and communication is a basic tool in the future of reclaimed water reuse.

References

- [1] R. Halperin and A. Aharoni, Monitoring reports for the Third Line, Dan Region Project (2002–2004), Mekorot National Water Company, Tel-Aviv, Israel.
- [2] R. Armon, D. Gold, M. Brodsky and G. Oron, Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of *Cryptosporidium* oocysts in soil and on crops. *Wat. Sci. Tech.*, 46(3) (2002) 115–122.
- [3] L. Gofiti-Laroche, D. Demanse, J.C. Joret and D. Zmirou, Health risks and parasitic quality of water. *J. AWWA*, 95(5) (2003) 162–173.
- [4] L. Pascual, S. Pérez-Luz, M.A. Yáñez, A. Santamaría, K. Gubert, M. Salgot, D. Paráis and V. Catalán, Bioaerosol emission from wastewater treatment plants. *Aerobiologia*, 19 (2003) 261–270.

- [5] The Council of the European Communities, Bathing Water Quality Directive 76/160/EEC, Brussels, Belgium, 1975.
- [6] L. Schwartzbrod, Effect of human viruses on public health associated with the use of wastewater and sewage sludge in agriculture and aquaculture. WHO, Geneva, 1995.
- [7] A. Tanik, A. Ekdal, F.G. Babuna and D. Orhon, Recent practices on wastewater reuse in Turkey. *Wat. Sci. Tech.*, 51(11) (2005) 141–149.
- [8] L. Stedman, Piloting Jordan's industrial reuse. *Water*, 21 (2006) 21–25.
- [9] California Department of Health Services, Title 22. California Code of Regulations, Division 4, Environmental Health, Chap. 3, Recycling Criteria, Draft, 1 December 2004.
- [10] K. Höll, *Wasser*, 8th ed., Nutzung im Kreislauf. Hygiene. Analyse und Bewertung, A. Grohmann, ed., Berlin–New York–Walter de Gruyter, 2002.
- [11] A. Grohmann, U. Hässelbarth and W. Schwerdtfeger, *Die Trinkwasserverordnung: Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsunternehmen*. 4 ed., A. Grohmann, ed., Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin, 2003.
- [12] J. Haarhoff and B. Van der Merwe, Twenty-five years of wastewater reclamation in Windhoek, Namibia. *Wat. Sci. Tech.*, 33 (1996) 25–35.
- [13] T. Mahin and O. Pancorbo, Wastewater pathogens. *Wat. Environ. Tech.*, 11(4) (1999) 51–55.
- [14] M. Salgot, E. Huertas, S. Weber, W. Dott and J. Hollender, Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*, 187 (2006) 29–40.
- [15] A.W. Olivieri, D.M. Eisenberg and R.C. Cooper, In: T. Asano, ed., *City of San Diego Health Effects Study on Potable Water Reuse*, Technomic, Lancaster, 1998, pp. 521–580.
- [16] S. Weber, S. Khan and J. Hollender, Human risk assessment of organic contaminants in reclaimed wastewater used for irrigation. *Desalination*, 187 (2006) 53–64.
- [17] D.R. Rowe and I.M. Abdel-Magid, *Handbook of Wastewater Reclamation and Reuse*. Lewis Publishers, 1995.
- [18] T. Asano, *Wastewater Reclamation and Reuse*. Technomic, Lancaster, 1998.
- [19] C. Haas, J.B. Rose and C. Gerba, *Quantitative Microbial Risk Assessment*. John Wiley & Sons, USA, 1999.
- [20] R.C. Cooper and A.W. Olivieri, Infectious disease concerns in wastewater reuse. In: T. Asano, ed., *Wastewater Reclamation and Reuse*. Technomic, Lancaster, 1998, pp. 489–520.
- [21] Florida Department Environmental Protection, Risk Impact Statement. Unpublished version, 1998.
- [22] Water Science and Technology Board and Commission on Geosciences, Environment, and Resources, *Groundwater Recharge Using Waters of Impaired Quality*. National Academy Press, Washington, DC, Committee on Ground Water Recharge, 1994.
- [23] *World Development Report: Investing in Health*, World Bank, 1993.
- [24] *Global Comparative Assessment in the Health Sector. Disease Burden, Expenditures and Intervention Packages*. In C.J.L. Murray and A.D. Lopez, eds., World Health Organization, Switzerland, 1994.
- [25] S. Anand and K. Jonson, *Disability Adjusted Life Year: A Critical Review*. Harvard Center for Population and Development Studies, Working Papers Series (95.06), Harvard, Boston, 1995.
- [26] Codex Alimentarius — Guidelines for the Application of the Hazard Analysis and Critical Control Point (HACCP) System. Alinorm 93/13A, Appendix II, World Health Organisation, Genova, 1993.
- [27] T. Dewittinck, E. Van Houtte, D. Geenens, K. Van Hege and W. Verstraete, HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) to guarantee safe water reuse and drinking water production — a case study. *Wat. Sci. Tech.*, 43(12) (2001) 31–38.
- [28] M. Salgot, E. Huertas, A. Arreciado, M. Deocón and A. Pascual, El risc associat a la reutilització. II Jornades tècniques de gestió d'estacions depuradores d'aigües residuals, ACA, Barcelona, 2005.

Capítol 6

Resultats i discussió

6. Resultats i discussió

Aquesta secció presenta diferents apartats amb la finalitat de respondre als objectius plantejats en aquest treball.

Cada apartat està relacionat amb els articles publicats i, en algunes ocasions, es presenten dades addicionals que no han format part de les publicacions. Atesos els requeriments establerts per algunes editorials que limiten l'extensió dels articles es fa necessari completar la presentació i discussió dels resultats.

6.1. Sistemes de pretractament previs a les tecnologies de desinfecció

L'objectiu bàsic de les tecnologies de tractament terciari, també anomenades *sistemes de tractament previs a la desinfecció (pretractaments)* és l'eliminació de sòlids en suspensió, terbolesa i matèria orgànica. A més a més, alguns d'aquests sistemes redueixen addicionalment el contingut de microorganismes de l'aigua residual no associats als sòlids en suspensió.

Addicionalment, els sistemes de filtració homogeneïzen la qualitat de l'influent, ja que són capaços d'eliminar puntes de càrrega de contaminació causades per problemes amb el tractament biològic i la decantació final (p. ex. com a conseqüència del *bulking*) o per sobrecàrrega de l'estació depuradora d'aigües residuals (EDAR).

Hi ha nombroses investigacions que fan referència als filtres de sorra i a les tecnologies que combinen la coagulació-floculació seguida d'un filtre de sorra (i que nosaltres anomenarem *tractament fisicoquímic* d'ara endavant) com a sistemes de pretractament als sistemes de desinfecció (Rose et al., 1996; Rossini et al., 1998; Koivunen et al., 2003; Hamoda et al., 2004; Gómez et al., 2006; Wang et al., 2006; Petala et al., 2006). No obstant això, es troben pocs estudis que analitzin els filtres d'anelles (Gomez et al., 2006) i la infiltració-percolació modificada (Salgot et al., 1996; Brissaud et al., 1999) com a tractaments previs als tractaments de desinfecció.

Els resultats relatius a aquest apartat fan referència als articles següents:

Article A: M. Salgot, M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(3): 213-218.

Article B: M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud (2003). Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems (ozone and chlorine dioxide) combination. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(3): 161-165.

Article C: L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 149-154.

La discussió que es presenta a continuació s'organitza a partir dels paràmetres que tenen relació directa amb l'eficàcia dels sistemes de desinfecció. En el cas concret de la infiltració-

percolació modificada, es farà referència a la capacitat que té de transformació de les formes nitrogenades atesa la influència posterior que aquests tenen en alguns sistemes de desinfecció (com ara el diòxid de clor).

6.1.1. Sòlids en suspensió

Els resultats obtinguts en l'estudi realitzat a la depuradora de Vall-llobrega/Palamós (articles A, B i C) mostren que el sistema de filtració més efectiu en l'eliminació de sòlids en suspensió és la infiltració-percolació modificada, amb una reducció que se situa en el 64,2 %, seguit pel pilot fisicoquímic (42,4 %), filtre de sorra (42,1 %), i filtre d'anelles (5,7 %).

Per poder explicar les diferències de rendiment dels diferents sistemes estudiats, és necessari descriure els mecanismes d'eliminació de sòlids en suspensió en cadascun. El mecanisme de reducció de sòlids en suspensió principal per a les tecnologies d'infiltració-percolació modificada, filtre de sorra i filtre d'anelles, és la filtració mecànica. Les diferències en els rendiments d'eliminació dels sòlids en suspensió són atribuïbles a la mida del material que conforma el massís filtrant i al cabal de filtració. A més a més, hi ha altres variables a considerar com són la distribució de la mida de partícula, la porositat del medi filtrant, la velocitat de filtració i la profunditat del llit filtrant, així com el possible desenvolupament d'una biopel·lícula.

Els bons resultats que s'obtenen en la infiltració-percolació modificada s'expliquen per la granulometria del material filtrant (el 95 % de les partícules presenta un mida inferior a 1 mm), que defineix la retenció dels sòlids en la superfície del biofiltre, i la profunditat del llit filtrant (1,50 m), que allarga el cicle de retenció d'aquestes partícules. La bibliografia estableix rendiments superiors al 95 % quan la granulometria de la sorra és l'adiant (Lefevre, 1988; Guessab et al., 1993; Guilloteau et al., 1993; Brissaud et al., 1999).

Els resultats obtinguts amb el filtre de sorra (vegeu l'article A) se situen per sota de l'establert en d'altres estudis. Chen et al. (1998) i Hamoda et al. (2004) observen reduccions dels sòlids en suspensió entre el 58 % i el 75 %. La reducció de l'eficiència de treball del filtre de sorra emprat podria explicar-se pel tipus d'operació que es va fer durant la investigació, ja que la velocitat de filtració de treball (11,1 m/h) es va situar per sobre de la velocitat de filtració de disseny (entre 4 i 5 m/h). Aquest fet pot haver provocat l'arrossegament de partícules a través del filtre.

Les característiques del filtre d'anelles utilitzat en aquest estudi (vegeu els articles A i C), dissenyat amb dos mòduls de filtració diferent (el primer amb llum de pas de 50 µm i el segon amb 25 µm), garanteixen l'eliminació dels sòlids en suspensió de mida superior a 25 µm. Els resultats obtinguts amb aquesta tecnologia indiquen que l'efluent està constituït principalment per partícules de mida inferior a 25 µm que són capaces de travessar el filtre.

Pel que fa al tractament fisicoquímic, l'addició de reactius químics prèviament al filtre de sorra no ha suposat una millora en la qualitat de l'efluent generat, des del punt de vista dels sòlids en suspensió, ja que les reduccions corresponents al filtre de sorra amb i sense addició prèvia de reactius químics són gairebé les mateixes. Cal indicar que els resultats obtinguts amb el pilot fisicoquímic (vegeu els articles A i B) estan lleugerament per sota de l'observat per Rajala et al. (2003), els quals estableixen una reducció del 56 % utilitzant el mateix coagulant (PAX 18).

D'altra banda, quan s'utilitzen sistemes que combinen reactius químics i es disposa d'un filtre de sorra de doble medi, el percentatge d'eliminació de sòlids en suspensió s'incrementa de manera important, fins a assolir reduccions per sobre del 80 % (Rose et al., 1996).

6.1.2. Matèria orgànica (DQO i DBO₅)

La infiltració-percolació modificada és la tecnologia que presenta més bons resultats en relació amb l'eliminació de la matèria orgànica de l'aigua residual (estudiada com a DQO i DBO₅). Concretament, aquest sistema elimina la pràctica totalitat de la matèria orgànica fàcilment biodegradable (DBO₅) i el 36,9 % de la DQO (vegeu els articles A i B). El pilot fisicoquímic també ha estat capaç d'eliminar quasi totalment la DBO₅, mentre que la DQO ha estat reduïda en un 11,7% (articles A i B). A continuació se situa el filtre de sorra que ha eliminat el 36,3 % de la DBO₅ i el 12,4 % de la DQO. Finalment, cal indicar que el filtre d'anelles disminueix el 6,9 % i 5,0 % de la DBO₅ i DQO respectivament (articles A i C).

La capacitat de la infiltració-percolació modificada per reduir la DQO es troba en línia amb l'estudi de Nakhla i Farooq (2003), mentre que els resultats relatius a la DBO₅ concorden amb els treballs de Salgot et al. (1996) i Brissaud et al. (1999).

Els mecanismes d'eliminació de la matèria orgànica associats a la infiltració-percolació modificada difereixen segons la fracció de matèria orgànica (particulada o soluble) de què es tracti. La fracció de matèria orgànica particulada queda retinguda en la primera capa del filtre, és a dir, s'elimina a través del mecanisme de filtració física. Una part d'aquesta matèria, la de menor diàmetre, pot penetrar fins a una certa profunditat. La fracció soluble s'endinsarà fins a capes més profundes i, si el temps de retenció és suficientment llarg, pot donar lloc a l'intercanvi amb la biopel·lícula, de manera que una part important de la matèria orgànica es degrada per via aeròbica mitjançant els microorganismes que conformen la biopel·lícula. Tanmateix s'ha de considerar que una part de la matèria orgànica pot ser degradada anaeròbicament durant els temps de pas de l'aigua a través del filtre.

L'addició d'agents químics ha suposat l'agregació de partícules col·loïdals, en forma de floc, que posteriorment queden retingudes en el filtre de sorra, atès el mecanisme de filtració física. Conseqüentment el percentatge d'eliminació de la DBO₅ s'incrementa. Concretament el pilot utilitzat en aquest estudi n'ha demostrat una eliminació teòricament total (100 %). Aquests resultats se situen molt per sobre de l'assenyalat per Rose et al. (1996), que observen una reducció del 31,5 % (utilitzant un filtre de doble medi). D'altra banda, els resultats de la DQO estan en línia amb Petala et al. (2006) que obtenen una disminució del 8 % d'aquest paràmetre, tot i això ambdós treballs no coincideixen amb Rajala et al. (2003), els quals descriuen percentatges d'eliminació superiors (entre el 34 % i 53 %), fet atribuïble al tipus d'agent químic utilitzat com a floculant.

El filtre de sorra presenta menys capacitat d'eliminació de matèria orgànica (DBO₅ i DQO) en comparació amb la infiltració-percolació modificada i el pilot fisicoquímic. En aquest cas, els resultats obtinguts s'expliquen exclusivament a partir dels mecanismes de filtració física, ja que no hi ha una capa activa (biopel·lícula) que permeti l'oxidació de la matèria orgànica, tal com succeeix a la infiltració-percolació modificada, ni s'afegeix cap producte químic per afavorir l'aglutinació de la matèria orgànica. Els resultats obtinguts en el pilot de Vall-llobrega/Palamós

presenten rendiments d'eliminació de matèria orgànica (DBO₅ i DQO) que estan en línia amb els establerts per Hamoda et al. (2004).

El percentatge d'eliminació de la DBO₅ i DQO obtingut amb el filtre d'anelles concorda amb l'observat en el cas dels sòlids en suspensió (reducció del 5,7 %), cosa que indica que la matèria orgànica present en l'aigua residual té una mida inferior a les 25 µm i, com a conseqüència, no pot ser eliminada amb aquest sistema.

6.1.3. Terbolesa

El sistema que presenta més capacitat d'eliminació de la terbolesa és la infiltració-percolació modificada (articles A i C), ja que aquesta tecnologia gairebé elimina tota la càrrega contaminant associada a aquest paràmetre (95,3 %). El pilot fisicoquímic mostra un percentatge d'eliminació del 67,7 %, per sobre del que fa el filtre de sorra, que elimina un 43,8 % (vegeu els articles A i B). Finalment, el filtre d'anelles únicament elimina el 7,2 % de la terbolesa (articles A i C). Cal indicar que els mecanismes d'eliminació de la terbolesa es corresponen amb els explicats anteriorment per a la matèria orgànica (vegeu l'apartat 6.1.2).

Respecte als resultats obtinguts en aquest estudi, s'observa en primer lloc que altres autors no han determinat la capacitat d'eliminació de la terbolesa en l'efluent de la infiltració-percolació modificada. Els resultats obtinguts en el pilot fisicoquímic estan en línia amb els de Rajala et al. (2003) i per sobre dels d'altres estudis realitzats (Rose et al., 1996; Petala et al., 2006), mentre que la reducció de terbolesa a través del filtre de sorra (43,8 %) se situa en línia amb els resultats de Lubello et al. (2004), tot i treballar aquests autors amb filtres de doble medi pressuritzats.

6.1.4. Formes nitrogenades

La infiltració-percolació modificada presenta la capacitat d'oxidar (en presència d'oxigen) les formes nitrogenades de l'aigua residual donant lloc a nitrats. És per aquest motiu que la concentració de nitrats en l'efluent de sortida es considera un paràmetre essencial per conèixer si el filtre treballa en condicions aeròbies. Diversos autors apunten la importància de la profunditat del filtre i del factor de fraccionament de la càrrega hidràulica diària en l'oxidació del nitrogen, així com de la matèria orgànica. És a dir, per arribar a assolir una oxidació completa és necessari un temps de residència de l'aigua mínim (Brissaud et al., 1999; Mottier et al., 2000; Bancolé et al., 2003).

Els resultats obtinguts amb aquest estudi mostren una reducció del nitrogen total (N-NTK) del 51,5 % (vegeu l'article C), en línia amb el treball realitzat per Nakhla i Farooq (2003). Respecte al nitrogen amoniacal (N-NH₄⁺), aquesta investigació estableix una disminució del 58,4 % i un percentatge de nitrificació del 55% (article C). Aquests resultats estan per sota dels que fixen Salgot et al. (1996) i Brissaud et al. (1999), els quals van observar reduccions del nitrogen amoniacal superiors al 95 % i percentatges de nitrificació superiors al 84%. Aquesta diferència es pot explicar per l'aparició, temporal, de microzones anaeròbies en el biofiltre que van impedir la transformació de les formes nitrogenades.

Finalment, cal indicar que s'observa una concentració superior de nitrats en l'efluent de sortida, durant el primer dia de funcionament després del repòs setmanal, en comparació amb la concentració de nitrats quan el sistema està en règim de funcionament continu. Aquest fet es pot atribuir a la prolongació dels processos de nitrificació en l'aigua romanent en l'interior del filtre, ja que en iniciar un nou cicle de funcionament es produeix l'arrossegament de l'aigua de pas més lent que havia entrat anteriorment. Cal comentar que el balanç de nitrogen (suma de les concentracions de nitrats i nitrogen total) s'ha mantingut pràcticament constant entre l'aigua d'entrada i sortida del filtre. En determinades ocasions el balanç no s'ha complert perquè el valor de sortida (concentració a l'efluent) era inferior al d'entrada (concentració a l'influent). Tal com s'ha comentat anteriorment, l'aparició de microzones anaeròbies temporals pot haver afavorit els processos de desnitrificació amb transformació del nitrogen a nitrogen gas.

6.1.5. Biologia

6.1.5.1. Coliformes fecals

La infiltració-percolació modificada és la tecnologia que presenta una major reducció de coliformes fecals respecte la resta de sistemes de filtració estudiats. Aquesta tecnologia mostra una reducció de 2,19 ulog (articles A i C) i a continuació se situa el pilot fisicoquímic amb una eliminació de 0,66 ulog (articles A i B). Cal indicar que el filtre de sorra i el filtre d'anelles no es caracteritzen per eliminar microorganismes (vegeu els articles A, B i C). Tot i això, el filtre de sorra ha estat capaç de reduir 0,29 ulog aquest indicador bacterià. El filtre d'anelles, per la seva banda, no influeix sobre el contingut d'aquest paràmetre, atès que la mida dels bacteris és inferior al tall de pas del sistema i únicament s'eliminen aquells microorganismes que estan associats a partícules superiors a les 25 µm (concretament s'assoleix una reducció de 0,01 ulog).

Abans d'entrar en detall en els mecanismes d'eliminació de bacteris, cal considerar que alguns microorganismes estan associats als sòlids en suspensió i que, per tant, poden ser retinguts amb aquests mitjançant la filtració.

Els resultats obtinguts en la infiltració-percolació modificada (vegeu els articles A i C) se situen per sota dels resultats obtinguts en estudis previs utilitzant el mateix pilot (Salgot et al., 1996 i Brissaud et al., 1999). La recerca duta a terme per Salgot et al. (1996) estableix reduccions d'entre 2,1 i 5,0 ulog (càrrega hidràulica d'entre 0,16 m/d i 0,35 m/d; les màximes reduccions s'obtenen en treballs mitjançant columnes de sorra), mentre que Brissaud et al. (1999) estableixen reduccions de coliformes fecals que se situen entre 2,5 i 4,4 ulog per a càrregues hidràuliques d'entre 0,37 i 0,66 m/d amb majors fraccionaments de la càrrega hidràulica. Aquest fet es pot explicar atès que la desinfecció disminueix en períodes on l'afluent d'entrada presenta una major concentració en matèria orgànica, alhora que l'aportació d'oxigen és insuficient i, com a conseqüència, es produeix una desacceleració de l'activitat microbiana de la biomassa fixada. Altres treballs també assenyalen reduccions de coliformes fecals molt per sobre de l'observat a la infiltració-percolació modificada de Vall-llobrega/Palamós (Gold et al., 1992; Guessab et al., 1993).

L'eliminació de coliformes fecals a través de la infiltració-percolació modificada es duu a terme mitjançant mecanismes de filtració, adsorció, predació i degradació microbiològica (Yao et al.,

1971; Herzig, 1970; Corapcioglu et al., 1984). La filtració física i l'adsorció es basen en processos exclusivament de tipus físic que aconsegueixen immobilitzar microorganismes lliures o associats a partícules, mentre que la desaparició microbiana és un mecanisme típicament biològic, de competència, propi de sistemes amb biomassa (Folch, 1997; Auset, 2002).

El pilot fisicoquímic redueix el contingut de coliformes fecals atès que els microorganismes queden atrapats en els flocs formats una vegada s'ha addicionat el reactiu químic. Aquesta observació està en línia amb el que estableixen Rose et al. (1996). La capacitat de retenció dels coliformes fecals queda afectada negativament de manera important quan no s'aplica cap tipus d'agent químic que ajudi a l'aglutinació de les partícules; d'aquesta manera únicament aquells microorganismes que estiguin associats a compostos que queden retinguts en el filtre de sorra seran els que s'eliminaran. A partir dels resultats obtinguts, es pot dir que la majoria dels coliformes fecals estan dispersos en l'efluent i, consegüentment, el filtre de sorra presentarà una eficiència més baixa en la seva eliminació, coincidint amb els resultats de la recerca realitzada per Gómez et al. (2006). Aquest mateix treball (Gómez et al., 2006) investiga la influència d'un filtre d'anelles (de 20 µm de pas) sobre el contingut de coliformes fecals. Tal com es mostra en l'estudi de Vall-llobrega/Palamós, es dedueix que els filtres d'anelles presenten una capacitat de retenció gairebé nul·la de coliformes fecals, el que és lògic donades les característiques de l'aparell.

6.1.5.2. Colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics

La tecnologia que mostra més capacitat d'eliminació de colífags somàtics és la infiltració-percolació modificada que en redueix 2,62 ulog (articles A i C). Tot seguit se situen el filtre de sorra (eliminació de 0,35 ulog —article A), pilot fisicoquímic (eliminació de 0,2 ulog —articles A i B) i filtre d'anelles (eliminació de 0,05 ulog —articles A i C). Respecte als bacteriòfags somàtics, la infiltració-percolació modificada és el sistema que es mostra més efectiu en la seva eliminació (vegeu els articles A i C), ja que ha estat capaç de reduir 3,3 ulog, mentre que la resta de tecnologies (filtre de sorra, pilot fisicoquímic i filtre d'anelles —articles A, B i C) han mostrat una capacitat d'eliminació quasi nul·la (0,11 ulog per als tres sistemes).

Els resultats observats a la infiltració-percolació modificada de Vall-llobrega/Palamós, relatius als colífags somàtics (articles A i C), estan en línia amb els establerts per Folch (1997), que treballà amb el mateix pilot d'infiltració-percolació modificada. D'altra banda, la recerca realitzada per Torrens et al. (2009) mostra resultats inferiors a aquesta recerca (eliminació d'1,3 ulog per a colífags somàtics i 0,7 ulog en el cas de bacteriòfags ARN F-específics) treballant amb un filtre de sorra de 65 cm de profunditat i una càrrega hidràulica d'entre 75 i 80 cm/dia.

Els mecanismes d'eliminació de virus mitjançant la infiltració-percolació modificada són els relacionats amb la difusió browniana, l'adsorció, i mort o inactivació (Folch, 1997; Campos, 1998; Auset, 2002).

En el cas del filtre de sorra (article A), les reduccions de colífags somàtics observades en l'estudi són inferiors a l'observat per Gómez et al. (2006). L'eliminació d'aquest indicador viral mitjançant un tractament fisicoquímic seguit d'un filtre de sorra es produeix per la seva adhesió a les partícules. Els resultats obtinguts amb el pilot fisicoquímic d'estudi no segueixen la tendència que fixen altres autors (Rose et al., 1996; Rajala et al., 2003). Finalment, cal indicar que el filtre d'anelles presenta una retenció gairebé nul·la dels colífags.

6.1.5.3. Protozous

En general, tots els sistemes de filtració han estat capaços d'eliminar per sobre del 60 % dels quists i ooquistes de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* respectivament, a excepció del filtre d'anelles (vegeu els articles A, B i C). La mida d'aquests organismes fa que la seva eliminació sigui més fàcil. Concretament els quists de *Giardia lamblia* presenten una dimensió d'entre 10 i 12 µm, mentre que els ooquistes de *Cryptosporidium parvum* tenen una dimensió que oscil·la entre 4 i 6 µm. Concretament, la infiltració-percolació modificada elimina el 100 % dels quists i ooquistes de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum*; el pilot fisicoquímic redueix el 83 % i 99,5 % dels quists i ooquistes de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* respectivament (articles A i C); mentre que el filtre de sorra reté el 71,9 % i 63,5 % dels quists i ooquistes de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* respectivament (article A). A partir dels resultats obtinguts es pot confirmar que els sistemes de filtració amb medi sorrenc són molt eficaços en l'eliminació d'organismes voluminosos.

Com hem dit la infiltració-percolació modificada ha assolit eliminacions totals dels quists i ooquistes de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum*. Els resultats d'aquest estudi es troben en línia amb els assenyalats per Logan et al. (2001), que fa una investigació centrada en l'eliminació d'ooquistes de *Cryptosporidium parvum*. Alguns autors han identificat que la retenció de quists i ooquistes té lloc en els primers 10 cm del massís filtrant (Logan et al., 2001); tot i que també s'identifiquen l'increment de l'àrea superficial i l'augment del temps de residència hidràulica com a factors significatius en la reducció de la concentració d'aquests organismes (Folch, 1997; Logan et al., 2001).

A partir dels resultats obtinguts en aquesta investigació es pot confirmar que l'addició de coagulants millora el percentatge d'eliminació d'aquests organismes (articles A i B), ja que la formació de flocs afavoreix que els quists i ooquistes quedin atrapats en l'estructura del floc; conseqüentment se'n facilita la retenció a través dels mecanismes de filtració (l'estudi de l'eliminació de formes de resistència de protozous a partir d'aquests sistemes no està generalitzat, fet que provoca l'absència d'anàlisis comparatives dels resultats obtinguts). Respecte al filtre de sorra, els resultats observats en aquest treball es troben per sota del que estableixen Lubello et al. (2004), els quals assenyalen reduccions totals o gairebé totals per a quists i ooquistes de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* quan es treballa amb filtres pressuritzats.

Finalment, cal indicar que aquests organismes són capaços de superar el filtre d'anelles (articles A i C), atès el disseny del filtre. Recordem que el pilot consta de dos mòduls de filtració, el primer dels quals presenta una llum de pas de 50 µm i el segon mòdul és de 25 µm (diàmetres superiors a les dimensions dels organismes monitoritzats).

6.1.6. Comparació dels sistemes de pretractament estudiats

Els filtres de sorra i anelles únicament presenten capacitat d'actuar sobre els sòlids en suspensió i sobre la matèria orgànica particulada (la fracció dissolta no resulta afectada i, per tant, roman en l'efluent). Cal indicar que el filtre de sorra aconsegueix retenir partícules de mides inferiors a les del filtre d'anelles, és a dir, < 25 µm. Aquests sistemes no es mostren efectius en l'eliminació de bacteris i virus. El filtre de sorra ha presentat millors resultats en

l'eliminació de protozous que el d'anelles, ja que el tall de llum del filtre d'anelles (25 µm) és superior a la mida dels protozous, mentre que la granulometria del material de suport del filtre de sorra sí que en permet l'eliminació.

S'observa que els sistemes de macrofiltració (filtre d'anelles i filtre de sorra) s'haurien d'utilitzar com a pretractament per reduir la matèria particulada (sòlids en suspensió i matèria orgànica) i mantenir la capacitat d'operació (de treball) dels sistemes posteriors, com per exemple els sistemes de desinfecció (ultraviolat, ozó, cloració, àcid peracètic, etc.), tal com es planteja en aquest estudi. Cal indicar que la variabilitat de la qualitat de l'efluent procedent de sistemes com el filtre d'anelles i el filtre de sorra pot afectar la capacitat de desinfecció de tractaments posteriors que requereixen una qualitat específica d'influent, especialment els relacionats amb la terbolesa i els sòlids en suspensió.

El sistema fisicoquímic suposa una millora respecte al filtre de sorra i filtre d'anelles atesa l'addició de compostos químics (coagulants i floculants) com a pas previ a la filtració per sorra, ja que aquestes substàncies ajuden en l'eliminació de sòlids en suspensió, matèria orgànica, terbolesa i microorganismes. Aquesta tecnologia aconsegueix reduccions comparables a la infiltració-percolació modificada quant a sòlids en suspensió i terbolesa. L'eliminació de contaminants es basa, principalment, en el fet que la formació del flocul adsorbeix impureses que, posteriorment, queden retingudes en el filtre. D'altra banda, aquesta tecnologia també és capaç d'actuar sobre la càrrega biològica de l'aigua. Els protozous són els que presenten un major percentatge d'eliminació, ja que l'addició de coagulants suposa l'increment de la mida en quedar retinguts en les estructures que es formen. No obstant això, el tractament fisicoquímic no mostra reduccions importants en l'eliminació de coliformes fecals i virus.

El sistema d'infiltració-percolació modificada aconsegueix filtrar, oxidar la matèria orgànica i formes nitrogenades, i desinfectar. Com a resultat s'obté una eliminació gairebé total de les partícules en suspensió, i disminució de la matèria orgànica carbonada (DQO, COT i DBO₅) i nitrogenada. Addicionalment, aquesta tecnologia té capacitat per si mateixa per eliminar coliformes fecals, virus i protozous.

De manera global, la infiltració-percolació modificada és la tecnologia que ha demostrat més bons resultats en relació amb la qualitat de l'efluent generat, seguit del tractament fisicoquímic, el filtre de sorra i el filtre d'anelles.

6.2. Sistemes convencionals per a la regeneració d'aigües

Aquest treball inclou l'estudi de diferents tecnologies de desinfecció (diòxid de clor, àcid peracètic, radiació ultraviolada i ozó). Els resultats derivats d'aquesta recerca es poden trobar als articles següents:

Article A: M. Salgot, M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(3): 213-218.

Article B: M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud (2003). Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(3): 161-165.

Article C: L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 149-154.

Aquesta discussió versa, principalment, sobre els paràmetres microbiològics estudiats (coliformes fecals, colífags somàtics, bacteriòfags ARN F-específics, *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum*).

6.2.1. Coliformes fecals

Els coliformes fecals són el grup de microorganismes que s'utilitza més habitualment com a indicador de contaminació bacteriana en les aigües residuals. La taula 6.1. recull el contingut d'aquest paràmetre microbiològic, en forma d'ulog/100 mL, a l'influent i efluent, així com la mitjana de reducció de cada línia d'estudi, segons les condicions de treball escollides (vegeu l'apartat 4.1.1. «Material i mètodes»).

Taula 6.1. Contingut de coliformes fecals (expressats en ulog/100 mL) a l'influent i efluent, i mitjana de reducció en cada línia d'estudi (en ulog)

Coliformes fecals (ulog/100 mL)						
Sistema de desinfecció	Punt de mostreig		Sistema de filtració avançada (pretractament)			
			IPm	FQ	FS	FA
ClO ₂	Influent	Mitjana	2,36	4,07	4,24	4,84
		Màxim	2,93	4,08	4,82	5,38
		Mínim	1,59	3,04	2,87	3,98
	Efluent	Mitjana	i. l. d.	i. l. d.	i. l. d.	i. l. d.
		Màxim	0,40	0,42	i. l. d.	0,85
		Mínim	i. l. d.	i. l. d.	i. l. d.	i. l. d.
	Reducció ^a			2,36	4,07	4,24
O ₃	Influent	Mitjana	4,28	4,07	5,63	6,18
		Màxim	4,78	4,91	5,93	6,41
		Mínim	2,70	3,55	4,83	5,89
	Efluent	Mitjana	0,27	0,87	1,72	0,66
		Màxim	0,80	1,44	2,65	1,24
		Mínim	i. l. d.	i. l. d.	0,08	i. l. d.
	Reducció ^a			4,01	3,20	3,91
APA	Influent	Mitjana	2,30	3,69	5,02	5,32
		Màxim	3,00	4,41	5,64	6,06
		Mínim	0,70	2,12	3,30	4,16
	Efluent	Mitjana	0,09	i. l. d.	0,69	0,89
		Màxim	0,48	i. l. d.	1,50	1,73
		Mínim	0,09	i. l. d.	0,30	i. l. d.
	Reducció ^a			2,21	3,69	4,33
UV	Influent	Mitjana	4,28	4,40	5,51	6,18
		Màxim	4,78	4,91	5,93	6,41
		Mínim	2,70	3,46	4,83	5,89
	Efluent	Mitjana	1,74	1,44	2,65	4,44
		Màxima	1,62	1,84	3,97	4,90
		Mínima	0,30	0,52	1,52	3,49
	Reducció ^a			2,54	2,96	2,86

IPm: Infiltració-percolació modificada; FQ: Físicoquímico; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; ClO₂: Diòxid de clor; O₃: Ozó; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada

^a: Diferència entre el contingut mitjà de l'influent i efluent, expressat en ulog

i. l. d.: Inferior al límit de detecció (< 1 ufc/100 mL)

En relació amb la capacitat biocida del diòxid de clor, hi ha prou estudis que demostren l'eficàcia d'aquest desinfectant (p. ex. US EPA, 1999; Alcalde et al., 2008). L'aplicació de la dosi de diòxid de clor escollida ha permès una eliminació total dels coliformes fecals en tots els casos, i en funció dels valors d'entrada s'ha assolit fins a una eliminació màxima de 4,84 ulog.

L'ozó ha reduït pràcticament a zero el contingut de coliformes fecals de l'afluent tractat, a excepció de l'efluent generat pel filtre de sorra que una vegada ha estat tractat amb ozó presenta una mitjana d'1,72 ulog/100 mL. La línia que combina el filtre de sorra i ozó no ha

assolint una eliminació total de coliformes fecals en cap dels mostreigs realitzats, fet que podria explicar-se per la possible existència d'una fracció bacteriana no eliminada corresponent a coliformes fecals, adsorbits a partícules o que es troben formant part d'agregats, que resten més protegits i requereixen dosis més elevades de desinfectant per ser eliminats. Tenint en compte totes les línies d'estudi, es pot observar que s'assoleix una reducció màxima de 5,52 ulog. Els resultats obtinguts concorden amb els de Lazarova et al. (1998) i Petala et al. (2006), els quals estableixen la necessitat d'aplicar dosis d'ozó altes, al voltant de 25 mg/L, si es vol assolir els requeriments qualitius més restrictius associats a la reutilització. Xu et al. (2002) destaquen que la dosi d'ozó és el factor clau per obtenir uns rendiments eficients en els processos d'ozonització i indiquen que el tractament de desinfecció òptim ha de situar-se a dosis d'ozó d'entre 2,0 i 15,0 mg/L.

La desinfecció amb àcid peracètic ha permès obtenir un contingut final de coliformes fecals a l'efluent que sempre ha estat inferior a 1 ulog/100 mL. Aquest desinfectant ha estat capaç d'eliminar fins a 4,43 ulog en les condicions de treball escollides. Caretti i Lubello (2003) han trobat reduccions de 4,00 ulog treballant amb una concentració de 8,0 mg/L de desinfectant i 30 minuts de contacte, mentre que l'estudi de Koivunen et al. (2003) estableix una eliminació de 3,00 ulog de coliformes totals quan s'apliquen dosis d'entre 2,0 i 7,0 mg/L d'àcid peracètic i un temps de contacte de 27 minuts. A més a més, aquests autors observen que concentracions d'entre 5,0 i 7,0 mg d'àcid peracètic/L aconseguen eliminar la majoria de coliformes totals durant els primers 4 minuts.

La radiació ultraviolada és el sistema que es mostra menys efectiu a l'hora d'eliminar coliformes fecals, ja que el contingut d'aquest indicador bacterià en l'efluent s'ha situat entre 1,44 i 4,44 ulog/100 mL (i arriba a una eliminació màxima de 2,96 ulog). Tal com assenyala Taghipour (2004), la inactivació dels microorganismes a partir de la radiació ultraviolada depèn de la proporció de microorganismes adherits a sòlids en suspensió que romanen a l'aigua per tractar, fet que pot explicar la baixa eficiència d'aquest sistema. La recerca de Caretti i Lubello (2003) mostra una eliminació total de coliformes fecals quan s'aplica una dosi de 330 mJ/cm².

Els resultats obtinguts en les diferents línies d'estudi mostren que la tecnologia de desinfecció més fiable és el diòxid de clor, ja que l'efluent generat sempre ha presentat un contingut de coliformes fecals inferior al límit de detecció de la tècnica (< 1,00 ufc/100 mL), mentre que la resta de tecnologies estudiades (ozó, àcid peracètic i radiació ultraviolada) presenta més variabilitat de resultats.

La figura 6.1. representa l'eliminació de coliformes fecals, en ulog, respecte al valor C_t aplicat als desinfectants químics estudiats (diòxid de clor, ozó i àcid peracètic). El valor C_t representa el producte de la concentració del desinfectant químic residual en mg/L (mesurat al final de l'experiència) multiplicat pel temps de contacte establert.

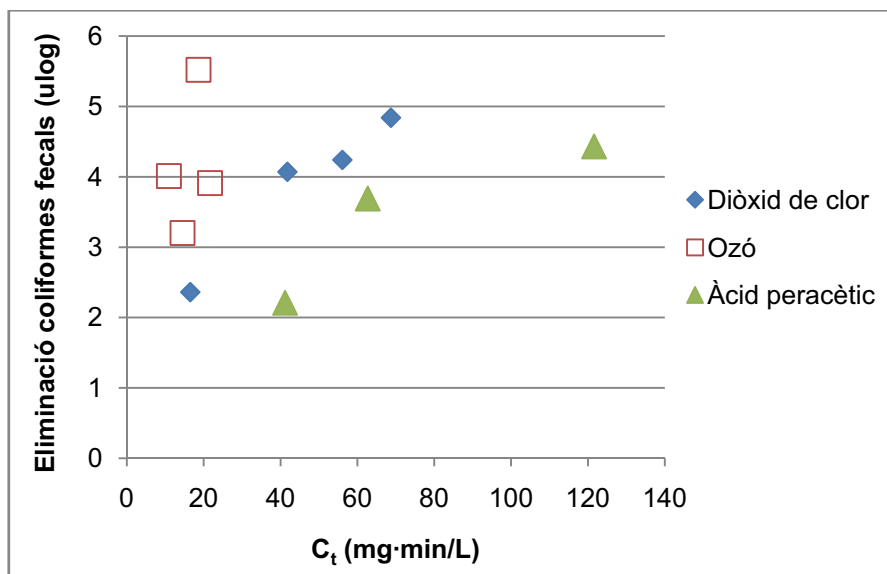


Figura 6.1. Representació de l'eliminació de coliformes fecals (u log) segons el valor C_t (mg·min/L) per als tres desinfectants químics estudiats (diòxid de clor, ozó i àcid peracètic)

A partir dels resultats obtinguts, s'observa que la desinfecció amb ozó és la que mostra valors C_t menors. L'ozó és el desinfectant que presenta menor concentració residual en l'aigua tractada respecte a la resta de desinfectants químics estudiats (diòxid de clor i àcid peracètic) i, en general, el que ha estat menys temps en contacte amb l'aigua residual, assolint la major reducció de coliformes fecals (entre 3,20 i 5,52 u log). Aquests resultats concorden amb els fixats per la bibliografia, que estableix que el procés d'ozonització requereix temps de contacte baixos; a més a més, cal indicar que l'ozó és un reactiu que es descompon ràpidament i, conseqüentment, les concentracions residuals d'aquest desinfectant són baixes (US EPA, 1999).

De manera oposada, l'àcid peracètic és el desinfectant que requereix major dosificació i temps de contacte per aconseguir reduccions d'entre 2,21 i 4,40 u log de coliformes fecals.

El diòxid de clor és el desinfectant que presenta valors C_t intermedis, és a dir, entre les C_t observades per l'ozó i àcid peracètic. Aquest desinfectant químic aconseguix eliminar els coliformes fecals de l'aigua residual (entre 2,36 i 4,84 u log) amb dosificacions i temps de contacte més elevats que en el cas de l'ozó, però inferiors als de l'àcid peracètic. Val a dir que hi ha estudis (US EPA, 1999) que demostren que el diòxid de clor és un desinfectant que no es descompon ràpidament en l'aigua, a diferència de l'ozó que sí que es descompon ràpidament. Aquest fet fa que els valors C_t de l'ozó siguin inferiors als corresponents al diòxid de clor.

6.2.2. Colífags somàtics

Els resultats relatius a l'efectivitat dels diferents sistemes de desinfecció estudiats (diòxid de clor, ozó, àcid peracètic i radiació ultraviolada), enfront dels colífags somàtics, es presenten a la taula 6.2. Atès que la fase d'estudi d'aquest indicador viral coincideix amb el moment de posada en marxa de la tècnica d'anàlisi, hi ha algunes línies de treball on només es va comptar amb un mostreig (indicat n. a.).

Taula 6.2. Contingut de colífags somàtics (expressats en ulog/100 mL) a l'influent i efluent, i mitjana de reducció en cada línia d'estudi (en ulog)

Colífags somàtics (ulog/100 mL)						
Sistema de desinfecció	Punt de mostreig		Sistema de filtració avançada (pretractament)			
			IPm	FQ	FS	FA
ClO ₂	Influent	Mitjana	2,53	4,85	3,08	3,00
		Màxim	n. a.	4,90	n. a.	n. a.
		Mínim	n. a.	4,41	n. a.	n. a.
	Efluent	Mitjana	1,70	1,36	i. l. d.	i. l. d.
		Màxim	n. a.	3,45	n. a.	n. a.
		Mínim	n. a.	i. l. d.	n. a.	n. a.
	Reducció ^a			0,83	3,49	3,08
O ₃	Influent	Mitjana	3,00	4,85	6,15	5,13
		Màxim	n. a.	5,23	n. a.	5,23
		Mínim	n. a.	5,08	n. a.	5,00
	Efluent	Mitjana	1,30	i. l. d.	1,45	1,68
		Màxim	n. a.	i. l. d.	n. a.	2,36
		Mínim	n. a.	i. l. d.	n. a.	i. l. d.
	Reducció ^a			1,70	4,85	4,70
APA	Influent	Mitjana	1,56	4,11	4,86	4,80
		Màxim	2,11	4,51	4,91	4,83
		Mínim	i. l. d.	3,70	4,81	4,76
	Efluent	Mitjana	i. l. d.	2,13	3,74	3,73
		Màxim	i. l. d.	3,43	4,67	4,71
		Mínim	i. l. d.	i. l. d.	2,81	2,76
	Reducció ^a			1,56	1,98	1,12
UV	Influent	Mitjana	3,00	5,15	6,15	5,13
		Màxim	n. a.	5,23	n. a.	5,26
		Mínim	n. a.	5,08	n. a.	5,00
	Efluent	Mitjana	i. l. d.	1,75	2,54	3,05
		Màxim	n. a.	1,90	n. a.	3,80
		Mínim	n. a.	1,60	n. a.	2,30
	Reducció ^a			3,00	3,40	3,61

IPm: Infiltració-percolació modificada; FQ: Físicoquímico; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; ClO₂: Diòxid de clor; O₃: Ozó; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada

^a: Diferència entre el contingut mitjà de l'influent i efluent, expressat en ulog

i. l. d.: Inferior al límit de detecció (< 1 ufc/100 mL); n. a.: No aplicable (posada en marxa de la tècnica)

A partir de les dades disponibles, es pot observar com el diòxid de clor presenta una bona capacitat viricida i arriba a eliminar 3,49 ulog el contingut de colífags somàtics. Addicionalment, cal indicar que en algun cas sí que s'ha assolit una eliminació total de colífags somàtics (efluent procedent del filtre de sorra i filtre d'anelles). Tot i això, aquests resultats no són concloents atès el baix nombre de mostreigs.

El tractament de desinfecció a partir de l'ozó mostra reduccions de colífags somàtics que han arribat a 4,85 ulog. Tot i això, les condicions de treball no han permès una eliminació total

d'aquest indicador viral, a excepció de l'efluent procedent del tractament fisicoquímic que sí que ho aconsegueix. Tal com passava amb els coliformes fecals, els colífags somàtics no eliminats podrien trobar-se adsorbits a partícules de manera que queden protegits i necessiten dosis més elevades de desinfectant per ser eliminats. La recerca realitzada per Gehr et al. (2003) indica una gran eficiència en l'eliminació de colífags MS2 (amb dosis de transferència d'ozó de 17,0 mg/L s'assoleixen reduccions de 3,00 ulog).

L'àcid peracètic és el sistema que es mostra menys efectiu respecte a la resta de sistemes de desinfecció estudiats (diòxid de clor, ozó i radiació ultraviolada), ja que la reducció màxima de colífags somàtics que s'aconsegueix és d'1,98 ulog, resultats que estan en línia amb els establerts per Rajala et al. (1997) utilitzant una dosi de 25 mg/L d'àcid peracètic. En canvi, Gehr et al. (2003) assenyalen rendiments inferiors, ja que amb dosis d'entre 1,5 i 3,0 mg/L s'obté una reducció d'1,00 ulog de colífags MS2.

A partir dels resultats derivats de l'estudi amb la radiació ultraviolada, s'observa com aquest tractament presenta capacitat viricida i assoleix una eliminació de colífags somàtics de fins a 3,61 ulog. La investigació feta per Gehr et al. (2003) estableix reduccions d'1,00 ulog colífags MS2 per cada 10 mJ/cm² que s'apliquin de manera addicional (l'estudi compta amb dosis d'UV que van variar des de 10 fins a 40 mJ/m²).

Si es calcula el valor C_t a partir de la concentració residual (mg/L) dels desinfectants químics estudiats (diòxid de clor, ozó i àcid peracètic) i el temps de contacte (minuts) per a l'eliminació de colífags somàtics (ulog), s'observa que l'ozó torna a ser el desinfectant que presenta valors C_t menors respecte als desinfectants químics estudiats; mentre que l'àcid peracètic, de nou, és el desinfectant que mostra majors valors C_t (major concentració del desinfectant químic residual en l'aigua tractada i temps de contacte); finalment, el diòxid de clor assoleix valors C_t que se situen entre els trobats per a l'ozó i àcid peracètic (vegeu la figura 6.2.).

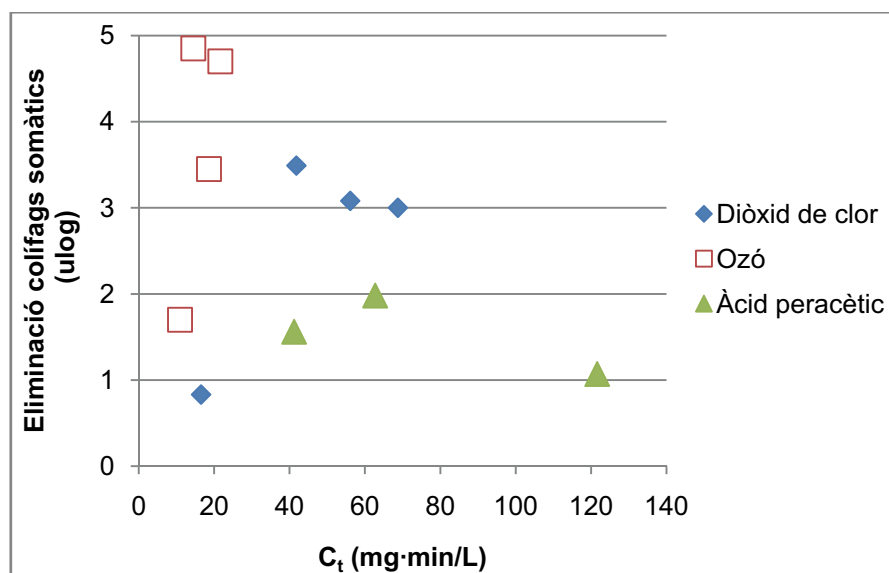


Figura 6.2. Representació de l'eliminació de colífags somàtics (ulog) segons el valor C_t (mg·min/L) per als tres desinfectants químics estudiats (diòxid de clor, ozó i àcid peracètic)

6.2.3. Bacteriòfags ARN F-específics

Els resultats relatius a bacteriòfags ARN F-específics es mostren en la taula 6.3. Tal com s'ha comentat anteriorment, la posada en marxa tardana de la tècnica d'anàlisi ha fet que únicament es disposi d'un mostreig en algunes línies d'estudi. Conseqüentment, els comentaris que es fan no són definitius i cal dur a terme estudis més aprofundits.

Taula 6.3. Contingut de bacteriòfags ARN F-específics (expressats en ulog/100 mL) a l'influent i efluent, i mitjana de reducció en cada línia d'estudi (en ulog)

Bacteriòfags ARN F-específics (ulog/100 mL)						
Sistema de desinfecció	Punt de mostreig		Sistema de filtració avançada (pretractament)			
			IPm	FQ	FS	FA
ClO₂	Influent	Mitjana	1,00	3,43	n. d.	3,74
		Màxim	n. a.	4,24	n. d.	n. a.
		Mínim	n. a.	3,25	n. d.	n. a.
	Efluent	Mitjana	i. l. d.	1,49	n. d.	1,49
		Màxim	n. a.	2,90	n. d.	n. a.
		Mínim	n. a.	i. l. d.	n. d.	n. a.
	Reducció ^a			1,00	1,94	n. d.
O₃	Influent	Mitjana	i. l. d.	3,43	4,18	3,11
		Màxim	n. a.	3,45	n. a.	4,22
		Mínim	n. a.	2,87	n. a.	2,00
	Efluent	Mitjana	i. l. d.	i. l. d.	1,30	2,31
		Màxim	n. a.	i. l. d.	n. a.	2,45
		Mínim	n. a.	i. l. d.	n. a.	2,18
	Reducció ^a			n. a.	3,43	2,88
APA	Influent	Mitjana	1,00	3,98	2,94	3,24
		Màxim	1,00	4,88	3,20	3,36
		Mínim	i. l. d.	i. l. d.	2,67	3,11
	Efluent	Mitjana	1,00	2,73	1,38	1,86
		Màxim	1,00	4,52	2,76	2,74
		Mínim	i. l. d.	i. l. d.	i. l. d.	1,00
	Reducció ^a			n. a.	1,25	1,56
UV	Influent	Mitjana	i. l. d.	3,13	4,18	3,11
		Màxim	n. a.	3,40	n. a.	4,22
		Mínim	n. a.	2,87	n. a.	2,00
	Efluent	Mitjana	i. l. d.	1,30	2,44	2,70
		Màxim	n. a.	1,60	n. a.	3,70
		Mínim	n. a.	i. l. d.	n. a.	1,70
	Reducció ^a			n. a.	1,83	1,74

IPm: Infiltració-percolació modificada; FQ: Físicoquímic; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; ClO₂: Diòxid de clor; O₃: Ozó; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada

^a: Diferència entre el contingut mitjà de l'influent i efluent, expressat en ulog

i. l. d.: Inferior al límit de detecció (< 1 ufc/100 mL); n. a.: No aplicable (posada en marxa de la tècnica); n. d.: No determinat

A partir de les dades disponibles, s'observa com el diòxid de clor també presenta capacitat viricida i ha estat capaç d'eliminar els bacteriòfags ARN F-específics d'entre 1,00 i 2,25 ulog com a mitjana (vegeu la taula 6.3.).

L'ozó és el sistema de desinfecció estudiat que es mostra més eficient en l'eliminació dels bacteriòfags ARN F-específics, assolint reduccions mitjanes d'entre 0,80 i 3,43 ulog (vegeu la taula 6.3.).

Novament, l'àcid peracètic és el sistema de desinfecció que presenta menys capacitat viricida (relacionada amb els bacteriòfags ARN F-específics), ja que tan sols arriba a assolir reduccions d'entre 1,25 i 1,56 ulog d'eliminació mitjana.

La radiació ultraviolada segueix una tendència similar al diòxid de clor, ja que ha aconseguit una eliminació màxima d'1,83 ulog. Addicionalment, cal assenyalar que l'efluent tractat pel filtre d'anelles únicament presenta una reducció de 0,41 ulog, tal com succeïa amb el tractament per ozó. Lazarova i Savoye (2004) van estudiar l'efecte de la radiació UV amb làmpades de baixa i mitjana pressió sobre els bacteriòfags MS2. Els resultats de la seva investigació mostren una inactivació de 4,00 ulog quan s'aplica una dosi de 170 mJ/cm².

La figura 6.3. presenta els valors C_t per als desinfectants químics diòxid de clor, ozó i àcid peracètic. L'ozó és el desinfectant que presenta un valor C_t menor i aconsegueix reduccions de bacteriòfags ARN F-específics d'entre 0,80 i 3,43 ulog. A continuació se situa el diòxid de clor que, amb valors C_t entre els obtinguts per l'ozó i l'àcid peracètic, aconsegueix eliminar entre 1,00 i 2,25 ulog aquest indicador microbiològic. Finalment, es troba l'àcid peracètic que novament requereix majors dosificacions i temps de contacte per assolir una reducció al voltant d'1,00 ulog de bacteriòfags ARN F-específics.

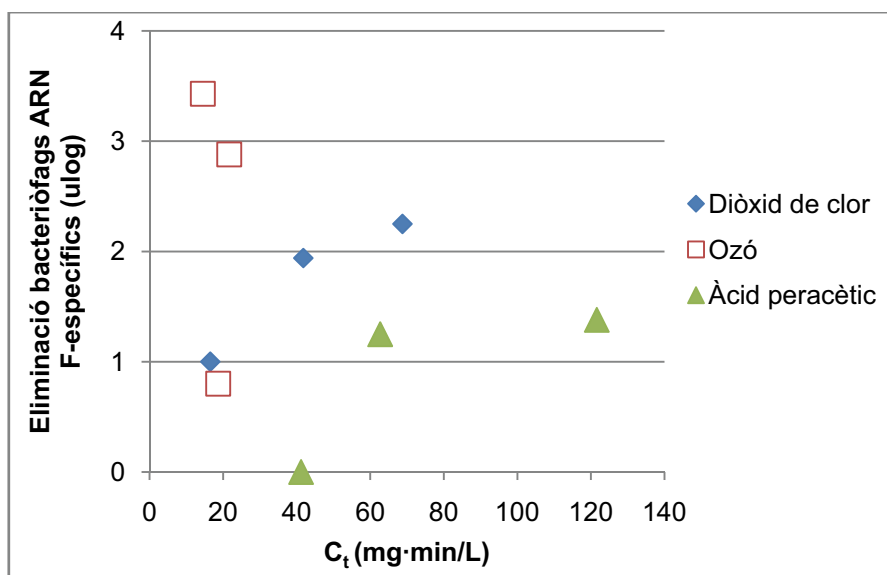


Figura 6.3. Representació de l'eliminació de bacteriòfags ARN F-específics (u log) segons el valor C_t (mg·min/L) per als tres desinfectants químics estudiats (diòxid de clor, ozó i àcid peracètic)

6.2.4. Protozous

Els resultats corresponents a l'eliminació de quists i ooquists de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* respectivament, a través dels sistemes de desinfecció estudiats (diòxid de clor, ozó, àcid peracètic i radiació ultraviolada) es mostren en la taula 6.4. Val a dir que caldria realitzar anàlisis addicionals d'aquests organismes, ja que els valors obtinguts en aquesta recerca mostren una baixa fiabilitat. D'altra banda, cal indicar que aquesta taula no fa referència als pretractaments corresponents a la infiltració-percolació modificada i fisicoquímica, ja que aquestes tecnologies de filtració han estat capaces d'eliminar totalment els quists i ooquists d'aquests organismes.

Taula 6.4. Contingut de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* (expressats en quists/L i ooquists/L, respectivament) a l'influent i efluent, i reducció en cada línia d'estudi

Sistema de desinfecció	Punt de mostreig	<i>Giardia lamblia</i>		<i>Cryptosporidium parvum</i>	
		FS	FA	FS	FA
ClO ₂	Influent	1	57 ^b	4	5
	Efluent	0	25	3	3
	Reducció ^a	1	32	1	2
O ₃	Influent	1	10 ^b	2	21 ^b
	Efluent	1	4	1	21
	Reducció ^a	0	6	1	0
APA	Influent	2	15 ^b	4	8
	Efluent	2	15	4	8
	Reducció ^a	0	0	0	0
UV	Influent	1	10 ^b	2	21 ^b
	Efluent	1	4	2	18
	Reducció ^a	0	6	0	3

FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; ClO₂: Diòxid de clor; O₃: Ozó; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada

^a: Diferència entre el contingut mitjà de l'influent i efluent

^b: Els resultats indicats sorprenen per presentar un contingut en protozous superior al normal. Val a dir que aquesta recerca no ha pogut comptar amb un major nombre de mostreigs, tot i això s'ha cregut convenient mostrar aquests resultats amb l'objectiu de poder determinar la tendència sobre l'eliminació de quists i ooquists de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* dels sistemes de desinfecció estudiats.

El diòxid de clor es mostra efectiu en l'eliminació de quists i ooquists de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum*, respectivament, ja que en tots els casos ha estat capaç de reduir el contingut d'aquests organismes. El tractament d'ozó no mostra una tendència clara respecte a la seva efectivitat davant l'eliminació de protozous, per aquest motiu calen més estudis en aquesta línia. L'àcid peracètic és el tractament que no ha afectat al contingut de quists i ooquists de *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum* respectivament a l'efluent, a partir de les condicions de treball escollides. Tal com succeïa amb el tractament d'ozó, la radiació ultraviolada no presenta una acció clara sobre els protozous estudiats, tal com apunten Liberti et al. (2002). No obstant això, Craik et al. (2001), i Campell i Wallis (2002) demostren l'efecte germicida de la radiació ultraviolada sobre els ooquists de *Cryptosporidium parvum* quan s'apliquen dosis superiors als 10 mJ/cm². L'estudi realitzat per Campell i Wallis (2002) indica

que els quists de *Giardia lamblia* són més resistents que els ooquistes de *Cryptosporidium parvum* quan s'utilitza la radiació ultraviolada.

6.2.5. Comparació dels sistemes de desinfecció estudiats

És important indicar que les condicions de treball escollides determinen els rendiments de treball de les tecnologies de desinfecció, així com el cost de regeneració. Les dosis i els temps de contacte es calculen a partir de les característiques de l'aigua a regenerar i, òbviament, del tipus de desinfectant. Per exemple, els desinfectants químics són oxidants que actuen sobre la matèria orgànica de l'aigua prèviament a la seva acció sobre els microorganismes, fet que suposa l'increment de la dosi del desinfectant a aplicar. En el cas de la radiació ultraviolada, la presència de sòlids en suspensió és el factor que influeix més negativament sobre la dosificació. Tal com s'ha avançat en l'apartat 6.1. («Sistemes de pretractament previs a les tecnologies de desinfecció»), els efluent generats per les tecnologies d'infiltració-percolació modificada i fisicoquímica són les que han requerit menors dosis i temps de contacte respecte als desinfectants estudiats.

El diòxid de clor és el desinfectant més fiable respecte a les tecnologies estudiades (ozó, radiació ultraviolada i àcid peracètic), ja que l'efluent generat sempre ha presentat una quantitat de coliformes fecals inferior al límit de detecció (< 1,00 ufc/100 mL). Si es comparen els valors C_t obtinguts en aquest estudi (desinfectants químics), es pot comprovar que l'ozó és el més eficaç, en termes de coliformes fecals, colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics. Aquesta constant mostra que l'ozó és el desinfectant que assoleix major grau de desinfecció utilitzant menors dosis i temps de contacte. No obstant això, hi ha diversos inconvenients que fan que aquesta tecnologia no sigui la que s'utilitzi més habitualment al nostre país; cal destacar-ne l'alt cost i la baixa concentració d'ozó residual després del tractament (els escenaris de reutilització que estan allunyats de l'estació regeneradora d'aigües necessiten mesures addicionals per assegurar la qualitat de l'aigua al punt d'ús). D'altra banda, l'àcid peracètic presenta uns bons rendiments de treball a l'hora d'eliminar coliformes fecals, però és la tecnologia que mostra menys capacitat per reduir el contingut de colífags somàtics. A partir del seu valor C_t es demostra que és el desinfectant que, en línies generals, requereix més dosificació i temps de contacte per assolir nivells de desinfecció que estan per sota dels obtinguts amb l'ozó i el diòxid de clor.

La desinfecció física a través de la radiació ultraviolada presenta rendiments de treball inferiors als esperats. Aquest fet es pot atribuir a dos causes: la primera respon a les característiques de l'aigua a tractar, tal com s'ha comentat anteriorment, ja que els influents amb concentracions de sòlids en suspensió elevats requereixen altes dosificacions; la segona, està relacionada amb el model de pilot utilitzat (raonament més probable). Cal indicar que es va treballar amb un pilot dissenyat per treballar amb aigües potables que ha resultat poc apropiat per a la regeneració d'aigües residuals.

Amb tot, cal continuar estudiant aquestes tecnologies, ja que els resultats obtinguts presenten gran variabilitat i es disposa de pocs mostres de paràmetres concrets.

6.3. Sistemes no convencionals per a la regeneració d'aigües

Les tecnologies no convencionals estudiades són la infiltració-percolació modificada i les zones humides construïdes. Aquests sistemes s'han col·locat en diferents posicions en la línia de tractament, ja sigui treballant com a terciari (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes) o com a secundari (infiltració-percolació modificada). La taula 6.5. presenta la relació dels articles publicats que fan referència a aquesta secció, organitzats segons la tecnologia de regeneració i la seva posició en la línia de tractament.

Taula 6.5. Articles publicats que fan referència a les tecnologies no convencionals per a la regeneració d'aigües residuals estudiades segons la seva posició en la línia de tractament

Articles publicats	Tecnologies estudiades
Article A: M. Salgot, M. Folch, <u>E. Huertas</u> , J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. <i>Water Science and Technology: Water Supply</i> , 2(3): 213-218	Infiltració-percolació modificada (terciari)
Article C: L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, <u>E. Huertas</u> , A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. <i>Water Science and Technology</i> , 55(7): 149-154	Infiltració-percolació modificada (terciari)
Article E: <u>E. Huertas</u> , M. Folch i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities. <i>Water Science and Technology</i> , 55(7): 143-148	Infiltració-percolació modificada (secundari) Zones humides construïdes (terciari)
Article F: <u>E. Huertas</u> , M. Folch, M. Salgot, I. Gonzalvo i C. Passarell (2006). Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain). <i>Desalination</i> , 188(1-3): 141-147	Zones humides construïdes (terciari)

6.3.1. Rendiments de treball de les tecnologies no convencionals: comparació entre tecnologies

Els rendiments de treball, així com la concentració a l'efluent dels paràmetres estudiats, de les tecnologies que formen part d'aquest treball es presenten, en forma de resum, en la taula 6.6.

Taula 6.6. Rendiments de treball i concentració dels paràmetres analitzats en les diferents tecnologies no convencionals estudiades

Component de l'aigua residual	Rendiments de treball (% d'eliminació) (concentració mitjana del paràmetre a l'efluent)			
	IPm secundari	IPm terciari	ZHc terciari	
	Hostalets de Pierola	Vall-llobrega/ Palamós	Hostalets de Pierola	Riu Besòs
Sòlids en suspensió	97,8 % (2,70 mg/L)	62,4 % (3,64 mg/L)	27,4 % (1,96 mg/L)	80,0 % (75 % mostres i. l. d.)
DQO	86,9 % (98 mg/L)	36,9 % (67 mg/L)	7,1 % (91 mg/L)	62,4 % (54 mg/L)
N-NH ₄ ⁺	83,1 % (9,3 mg/L)	58,4 % (16,0 mg/L)	— (8,5 mg/L)	20,0 % (27,8 mg/L)
Nitrificació	65,3 % (30,6 mg nitrats/L)	55,0 % (12,5 mg nitrats/L)	—	70,0 % (6,7 mg nitrats/L)
Desnitrificació	—	—	Dues respostes: <u>Cabal <10 m³/dia</u> 95,9 % (1,3 mg nitrats/L) <u>Cabal 20-34 m³/dia</u> 25,7 % (24,6 mg nitrats/L)	
Coliformes fecals	3,57 ulog	2,19 ulog	1,30 ulog	1,10 ulog
Colífags somàtics	2,37 ulog	2,62 ulog	0,93 ulog	n. d.
Bacteriòfags ARN F-específics	3,84 ulog	3,30 ulog	—	n. d.

IPm: Infiltració-percolació modificada; ZHc: Zones humides construïdes

i. l. d.: inferior al límit de detecció —: no hi ha reducció del paràmetre

n. d.: no disponible

A partir dels resultats obtinguts (vegeu la taula 6.6.), es pot observar com els rendiments de treball de les diferents tecnologies estudiades varien, ja que la qualitat de l'aigua a tractar és diferent. Els aspectes que expliquen aquestes diferències són: característiques pròpies de la població, tipus d'influent (primari o secundari) i tractament previ a la tecnologia no convencional. Lògicament, el sistema que treballa com a tractament secundari presenta rendiments de treball superiors a les tecnologies amb funcions de terciari, perquè l'aigua a tractar presenta menys qualitat, en altres paraules, més concentració de contaminants.

De manera general, la infiltració-percolació modificada (articles A, C i E) és un sistema molt eficient en l'eliminació de sòlids en suspensió i l'oxidació de matèria orgànica i nitrogen, tant quan el sistema treballa com a secundari o com a terciari. A més a més, aquesta tecnologia és molt eficaç en l'eliminació de bacteris i virus, tal com mostren els resultats relatius a l'indicador bacterià (coliformes fecals) i als indicadors virals (colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics) estudiats.

La capacitat de depuració de la infiltració-percolació modificada com a tractament secundari (article E) és superior al tractament convencional per fangs actius. Addicionalment, la infiltració-percolació modificada és capaç de transformar el nitrogen (oxidació del nitrogen que dona lloc a nitrats), ateses les condicions aeròbies del sistema; i, a diferència dels fangs actius, té capacitat de desinfectar ja que redueix el contingut de coliformes fecals, colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics.

D'altra banda, aquest treball estudia la infiltració-percolació modificada (articles A i C) i les zones humides construïdes com a tractament terciari (articles E i F). En tots els casos, aquestes tecnologies han millorat la qualitat de l'efluent generat (des del punt de vista fisicoquímic i microbiològic), tot i que els rendiments de treball depenen, entre altres factors, del tractament secundari previ. Aquesta recerca ha comptat amb el tractament de fangs actius previ a la infiltració-percolació modificada (Vall-llobrega/Palamós —articles A i C) i zones humides construïdes (Besòs —article F); i infiltració-percolació modificada abans de zones humides construïdes (els Hostalets de Pierola —article E).

Si es comparen els resultats obtinguts a partir de les dues tecnologies naturals estudiades després d'un tractament per fangs actius, s'observa que la infiltració-percolació modificada presenta més bons rendiments de treball en relació amb l'eliminació de l'amoni i la capacitat desinfectant. En canvi, les zones humides construïdes han mostrat una major eliminació de sòlids en suspensió i matèria orgànica en comparació amb la infiltració-percolació modificada. Aquest fet pot ser explicat a partir dels rendiments de treball del tractament secundari (fangs actius). Tot i que aquest estudi no ha fet un seguiment del funcionament dels fangs actius, els resultats apunten que el sistema secundari de Vall-llobrega/Palamós té més capacitat de depuració, o bé rep un influent de millor qualitat en comparació amb l'EDAR de Montcada i Reixac (aquesta segona opció sembla ser la més probable, ja que aquesta EDAR tracta aigües residuals urbanes amb una certa proporció d'aigües d'origen industrial).

Els rendiments obtinguts en les zones humides construïdes després de la infiltració-percolació modificada (els Hostalets de Pierola —article E) són inferiors als corresponents a les zones humides construïdes després de fangs actius (Besòs —article F). Tal com s'ha comentat anteriorment, la infiltració-percolació modificada genera un efluent de millor qualitat que els fangs actius, fet que es tradueix en rendiments de treball inferiors. Cal indicar que les zones humides dels Hostalets de Pierola reben un influent nitrificat per la infiltració-percolació modificada (tractament secundari). Davant aquest fet les zones humides construïdes són capaces de desnitrificar gairebé totalment l'efluent quan s'apliquen cabals inferior als 10 m³/dia (article E). Respecte a la capacitat de desinfecció, aquest sistema ha reduït 1,00 ulog de coliformes fecals, en línia amb el cas d'estudi que combina fangs actius i zones humides construïdes (Besòs —article F), i 0,93 ulog respecte als colífags somàtics.

6.3.2. Rendiments de treball de les tecnologies no convencionals: mecanismes d'eliminació

La discussió relativa a les tecnologies no convencionals analitzades (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes) s'organitza a partir dels paràmetres fisicoquímics i microbiològics estudiats que presenten una importància destacada des del punt de vista de la qualitat de l'efluent per ser reutilitzat. Concretament, els paràmetres que s'inclouen són els

relatius als sòlids en suspensió, matèria orgànica, formes nitrogenades (amoni i nitrats) i microbiologia (coliformes fecals, colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics), els resultats dels quals es mostren en la taula 6.6.

Cal indicar que els comentaris relatius a la infiltració-percolació modificada com a tractament terciari han format part de l'apartat 6.1. («Sistemes de pretractament previs a les tecnologies de desinfecció»), motiu pel qual la discussió d'aquesta tecnologia intenta no repetir, en la mesura del possible, aspectes comentats anteriorment.

6.3.2.1. Sòlids en suspensió

La infiltració-percolació modificada que treballa com a secundari (article E) presenta rendiments de treball que es troben en línia amb els trobats per diversos autors (Lefevre, 1988; Guessab et al., 1993; Guilloteau et al., 1993). Una particularitat d'aquest cas d'estudi és el fet que l'aigua d'entrada a l'EDAR dels Hostalets de Pierola no ha presentat característiques homogènies al llarg de la recerca, ja que els sòlids en suspensió han variat des de 109 mg/L fins a 587 mg/L. Aquesta variabilitat s'explica a partir de la presència d'indústria alimentària en la població (cansaladeria i fàbrica de xocolata, ambdues de petites dimensions) i una indústria de reciclatge de components electrònics, a part de les característiques argiloses dels sòls. D'altra banda, la concentració de sòlids en suspensió de l'efluent generat per les zones humides construïdes dels Hostalets de Pierola (article E) i riu Besòs (article F) coincideix amb els establerts per altres autors (Griffin, 2004; Cirelli et al., 2007; Brix et al., 2007).

El mecanisme d'eliminació de sòlids en suspensió associat tant a la infiltració-percolació modificada com a les zones humides construïdes és la filtració (vegeu l'apartat 6.1.1.). Atès que l'acumulació de sòlids es dona, bàsicament, en la superfície de la infiltració-percolació modificada, la gestió associada a aquesta tecnologia presenta un paper destacable, especialment en els sistemes que treballen com a tractament secundari (els Hostalets de Pierola), si es vol garantir el correcte funcionament del filtre (vegeu l'apartat 6.4. « Processos d'operació i manteniment sobre els rendiments de depuració en la infiltració-percolació modificada»). En el cas de les zones humides construïdes, es forma un continu d'arrels, rizomes, grava, biopel·lícula, etc. que exerceix un efecte positiu sobre la retenció de partícules (Kadlec i Knight, 1996; Cooper et al., 1996). Segons l'estudi de Cirelli et al. (2007), l'eliminació de sòlids en suspensió a les zones humides construïdes té lloc principalment en la primera meitat del llit filtrant.

6.3.2.2. Matèria orgànica (DQO)

El sistema d'infiltració-percolació modificada dels Hostalets de Pierola (article E) presenta un percentatge d'eliminació de la matèria orgànica que coincideix amb els estudis duts a terme per Ouazzani et al. (1996), Mottier et al. (2000) i Van Cuyk et al. (2001). L'existència d'indústria alimentària en aquesta població ha suposat una gran variabilitat en l'afluent a tractar per aquesta EDAR. D'aquesta manera, la matèria orgànica (DQO) ha mostrat grans variacions, des de 345 mg/L fins a assolir un màxim de 1.797 mg/L (concentració màxima atès l'abocament d'aigües residuals procedents d'una petita fàbrica d'embotits directament al clavegueram). Per

la seva banda, els resultats obtinguts a les zones humides construïdes (articles E i F) estan per sota de l'assenyalat en altres investigacions (Cirelli et al., 2007; Rousseau et al., 2008).

Els mecanismes d'eliminació de la matèria orgànica en els sistemes extensius estudiats són diferents segons es tracti de matèria orgànica particulada o soluble. Diferents autors (Cooper et al., 1996; Bancolé et al., 2003) indiquen que la filtració física és el mecanisme més destacat associat a la retenció de la DQO particulada. Concretament, el 50 % de la matèria orgànica de l'influent dels Hostalets de Pierola es correspon amb la DQO particulada (Folch et al., 2001).

En el cas de la infiltració-percolació modificada, els processos de degradació de la matèria orgànica dissolta són bàsicament aeròbics (recordem que aquest sistema treballa en *batch* —aplicació discontinua de l'aigua— per garantir el flux pistó i, conseqüentment les condicions aeròbiques). Segons els estudis de Lefevre (1988), i Pell i Nyberg (1989) s'estableix que la descomposició microbiològica de la matèria orgànica té lloc, principalment, en els primers 15 cm del massís filtrant. Els llits de les zones humides construïdes, per la seva part, combinen condicions aeròbiques, anòxiques i anaeròbiques. L'oxigen necessari per portar a terme la respiració aeròbia en aquests sistemes prové de la transferència directa de l'aire pels teixits de la planta o mínimament del transport convectiu que fan les plantes (Tanner, 2001; Gagnon et al., 2007).

Finalment, cal indicar que en tots els casos hi ha una part de matèria orgànica difícilment biodegradable (resistent a l'oxidació) que roman a l'efluent i que depèn del tipus d'influent a tractar. En general, els microorganismes presents són capaços de degradar tant les substàncies orgàniques simples (proteïnes) com els polímers complexos (cel·lulosa), excepte la matèria orgànica normalment corresponent a molècules tipus lignina o similars.

6.3.2.3. Formes nitrogenades

La infiltració-percolació modificada de l'estudi portat a terme als Hostalets de Pierola (article E) presenta una disminució de la concentració del nitrogen amoniacal (N-NH_4^+) que se situa per sobre del fixat per Ouazzani et al. (1996) i Bahgat et al. (1998), que observen una eliminació del 60 % de N-NH_4^+ , però concorda amb el treball de Mottier et al. (2000). És important indicar que el sistema ha estat capaç de reduir aquest paràmetre per sota de 5 mg/L quan està estabilitzat, i hi ha condicions de fraccionament i càrrega orgànica adients; és a dir, s'aporta l'oxigen necessari per transformar l'amoni (nitrificació) i oxidar la matèria orgànica, i es garanteix el temps necessari per fer aquesta oxidació.

El subministrament de l'oxigen necessari es duu a terme mitjançant dos mecanismes: convecció i difusió molecular (Bouwer, 1974; Boller et al., 1993). El funcionament discontinu (en forma *batch*) i el descans alternatiu de diferents sectors de la infiltració-percolació modificada afavoreixen l'entrada d'aire per convecció (entrada d'aire atmosfèric que substitueix immediatament els espais alliberats per l'aigua drenada). Aquest tipus de gestió suposa la instauració d'una espècie de bomba d'oxigen en el massís filtrant que constitueix la principal contribució d'oxigen a la capacitat convectiva d'oxidació, tal com descriu el treball de Brissaud et al. (1991). D'altra banda, l'aportació d'oxigen per difusió, tot i ser menys important, afavoreix la difusió molecular i augmenta els intercanvis entre la fase gasosa del medi filtrant i l'aire atmosfèric (Lefevre, 1988). Ambdós sistemes estudiats (els Hostalets de Pierola i Vall-llobrega/Palamós) disposen de dispositius que garanteixen la difusió passiva de l'oxigen en l'interior del sistema.

D'altra banda, diversos autors assenyalen que la major part del nitrogen orgànic està lligat a la matèria en suspensió que queda fixada en els primers centímetres del sòl en ser filtrats els sòlids en suspensió (Folch, 1997; Puznava et al., 2000; Mottier et al., 2000; Nakhla i Farooq, 2003). Aquest mecanisme té importància en els tractaments secundaris, com és el cas dels Hostalets de Pierola (article E), ja que la concentració de matèria en suspensió és important.

L'eficiència en l'eliminació de la concentració d'amoni trobada en la recerca realitzada a les zones humides construïdes del riu Besòs (article F) està per sota de l'especificat en la bibliografia (Gersberg et al., 1983; Huang et al., 2000; Tunçsiper et al., 2006). En canvi, les zones humides construïdes dels Hostalets de Pierola (article E) no han estat capaces d'influir sobre la concentració d'amoni i, fins i tot, s'observa un augment en la concentració mitjana d'amoni a l'efluent.

Cal destacar que les zones humides dels Hostalets de Pierola presenten dos tipus de respostes davant l'eliminació de nitrats que depenen del cabal aplicat. Així, quan es tracten cabals baixos (inferiors a 10 m³/dia) el sistema elimina la major part dels nitrats, mentre que quan es treballa amb cabals superiors (entre 20-34 m³/dia) la nitrificació es redueix. La capacitat de desnitrificació d'aquests sistemes s'ha d'interpretar, en primer lloc, tenint en compte les condicions anaeròbies que es donen en aquest tipus de tecnologies i, en segon lloc, en funció de la gestió que es faci (temps de retenció hidràulics alts associats a baixos cabals afavoreixen la desnitrificació de l'influent). Cal indicar que no s'han trobat altres treballs que permetin comparar els resultats que relacionin càrrega hidràulica i desnitrificació.

6.3.2.4. Microbiologia

Coliformes fecals

La infiltració-percolació modificada instal·lada als Hostalets de Pierola (article E) presenta una capacitat d'eliminació de coliformes fecals que està en línia amb el treball realitzat per Ausland et al. (2002). Tot i això, hi ha altres estudis (Emerick et al., 1997; Van Cuyk et al., 2001) que assenyalen reduccions superiors al que s'ha trobat en aquesta investigació. D'altra banda, la recerca feta per Mottier et al. (2000) presenta una reducció de coliformes fecals per sota del fixat per la bibliografia (eliminació d'1,60 ulog) utilitzant un sistema amb un baix temps de residència hidràulica. La bibliografia estableix que l'eliminació de coliformes fecals depèn del temps de retenció hidràulic en el medi filtrant i en l'efectivitat de l'oxidació de l'aigua residual (Brissaud et al., 2003).

Per la seva banda, les zones humides construïdes (articles F i E) han reduït 1,00 ulog aproximadament el contingut de coliformes fecals; resultats que estan per sota del fixat per Cirelli et al. (2007), però que estan en línia amb la publicació *WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater* de l'OMS (2006).

Tal i com s'ha comentat anteriorment (vegeu l'apartat 6.1.5.1.), l'eliminació de coliformes fecals en la infiltració-percolació modificada es relaciona amb mecanismes de filtració, adsorció i degradació microbiològica. Pel que fa a les zones humides construïdes, cal assenyalar que una part de la degradació microbiana s'explica a partir dels efectes de la vegetació (incloent l'adsorció en les arrels i al substrat de la biopel·lícula) (Cooper et al., 1996; Bécares, 2004).

Una vegada els microorganismes queden retinguts en el llit filtrant (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes), estan sotmesos a una sèrie de modificacions ambientals que poden conduir a la seva desaparició del medi (degradació biològica). Aquests canvis poden ser per diversos factors físics (temperatura, humitat, radiació ultraviolada i càrrega hidràulica), químics (concentració de nutrients, salinitat i pH) i biològics (presència de cèl·lules hoste, producció de substàncies tòxiques i antibiòtics, i fenòmens de competència, parasitisme i predació) (Gold et al., 1992; Folch, 1997; Gagnon et al., 2007). El fenomen d'adsorció és el responsable de la fixació de part de les partícules en suspensió sobre el medi porós o arrels (en el cas de les zones humides construïdes). L'adsorció té lloc mitjançant dos mecanismes principals: adsorció física (forces de Van der Waals, partícules $<0,1 \mu\text{m}$) i adsorció electrostàtica (càrregues elèctriques de les partícules i del material filtrant, on s'inclou la biopel·lícula). L'adsorció depèn de les propietats de la superfície dels bacteris, del medi filtrant i de la composició iònica de l'efluent. Cal indicar que els bacteris disposen d'una doble capa iònica, on les càrregues elèctriques estan repartides de manera molt irregular, i creen una zona hidròfoba (Smith et al., 1985; Huysman i Verstraete, 1993). Respecte als mecanismes biològics associats a la zones humides construïdes, també s'ha d'incloure la generació d'antibiòtics o antibiosi (procés en el qual algunes espècies de bacteris i fongs excreten substàncies inhibidores i creen condicions ambientals que impedeixen als seus competidors de viure en la mateixa àrea) (Bécares, 2004).

Diversos estudis estableixen que la reducció màxima de coliformes fecals en la infiltració-percolació modificada té lloc a prop de la superfície del massís filtrant (primers 30 cm), ja que hi ha més bones condicions d'oxigenació, major nombre de protozous actius i una mida dels porus més petita atesa l'existència de biopel·lícula (Lance et al., 1980; Salgot et al., 1996; Van Cuyk et al., 2001; Ausland et al., 2002). En el cas de les zones humides construïdes, s'ha determinat que el major percentatge d'eliminació dels coliformes fecals es dona en la primera meitat del llit (García et al., 2003).

L'eliminació de coliformes fecals en la infiltració-percolació modificada depèn en gran mesura del temps de retenció hidràulic de l'aigua en el sistema i de l'eficiència d'oxidació (Brissaud et al., 1999). El temps de retenció es relaciona amb els paràmetres d'operació com ara la càrrega hidràulica, el fraccionament (nombre de cicles d'inundació-assecatge per dia), la ràtio d'alimentació i l'existència de camins preferencials (Lefevre, 1988; Schmitt, 1989; Boller et al., 1993; Brissaud et al., 1999; Mottier et al., 2000; Ausland et al., 2002). En el cas de les zones humides construïdes, l'eliminació d'aquest indicador bacterià està influenciat pel temps de retenció hidràulic, el tipus de medi granular, l'existència de camins preferencials i la vegetació utilitzada (Green et al., 1997). Majors temps de retenció hidràulics suposen millors rendiments d'eliminació de coliformes fecals, tal com demostren Tanner et al. (1995) i Ottová et al. (1997). Existeix algun estudi (Ottová et al., 1997) que assenyala que les zones humides construïdes amb medis granulars fins (p. ex. sorra) presenten una major capacitat d'eliminació de coliformes fecals. Respecte a la influència de la vegetació sobre l'eliminació de microorganismes, la comunitat científica no ha arribat a un consens sobre la seva influència en l'eliminació de microorganismes (Soto et al., 1999; Decamp et al., 1999; Bécares, 2004).

Colífags somàtics i bacteriòfags ARN F-específics

Els resultats relatius a colífags somàtics obtinguts en la infiltració-percolació modificada treballant com a secundari (article E) mostren una eliminació mitjana de 2,37 ulog. D'altra banda, aquesta tecnologia s'ha mostrat més efectiva en la reducció de bacteriòfags ARN F-específics, ja que s'observa una eliminació mitjana de 3,84 ulog. Cal indicar que, tot i els bons resultats observats en aquest estudi, existeixen d'altres recerques (Van Cuyk et al. 2001; Vega et al., 2003) que han determinat reduccions de bacteriòfags superiors al que s'ha trobat en aquest treball.

Per la seva banda, les zones humides construïdes a l'EDAR dels Hostalets de Pierola (article E) únicament redueixen el contingut de colífags somàtics, ja que els bacteriòfags ARN F-específics no es veuen afectats per aquest tractament. Aquests resultats es troben en línia amb els que estableix un informe de l'OMS (2006).

Els virus també es troben associats en una proporció considerable als sòlids en suspensió i, per tant, poden ser retinguts amb aquests. L'adsorció i la inactivació són altres factors que també influeixen en l'eliminació d'aquests microorganismes. Schulze-Makuch et al. (2003) assenyalen que la seva adsorció està influïda pel pH de l'aigua, mentre que Meschke i Sobsey (1998) observen que la textura del sòl és un altre factor que cal tenir en compte. Altres estudis (Bitton i Harvey, 1992; Nasser et al., 1993), mostren que l'adsorció de virus és major en pH àcids que alcalins, i és especialment reduïda a pH entre 8 i 9, atesa la ionització dels grups carboxílics de les proteïnes superficials dels microorganismes, i l'increment de la càrrega negativa de les partícules del filtre de sorra. Cal indicar que la pluja pot influir de manera molt important en el moviment dels microorganismes a través del sòl. Quan s'alternen cicles de pluja i aplicació d'aigua residual es genera un canvi en la càrrega iònica del sòl i els microorganismes incrementant la desadsorció i moviment d'aquests (Campos, 1998).

Novament, cal fer referència a la influència de la vegetació de les zones humides construïdes sobre l'eliminació de microorganismes. Tal i com s'ha comentat anteriorment, existeix algun estudi que demostra que la vegetació és capaç de generar substàncies antivíriques (Bécares, 2004).

6.4. Processos d'operació i manteniment sobre els rendiments de depuració en la infiltració-percolació modificada

L'operació i manteniment associats a les tecnologies destinades a la regeneració d'aigües són aspectes clau si es vol garantir la producció d'una aigua de qualitat suficient per a la seva reutilització. Cal indicar que el tipus de tecnologia emprada marca l'operació i manteniment que cal fer. D'aquesta manera, els sistemes convencionals o intensius es caracteritzen per presentar un gran nombre d'actuacions per garantir-ne el funcionament correcte, que han de ser fetes per personal especialitzat. D'altra banda, els sistemes no convencionals o extensius (també anomenats *naturals*) es caracteritzen normalment pel fet de tenir una gestió i un manteniment més senzills, i acostumen a basar-se, en part, en accions més pròpies de la jardineria, motiu pel qual no requereixen un personal tan especialitzat.

Aquest apartat se centra en l'estudi de la influència de l'operació i manteniment en el cas de la infiltració-percolació modificada. Concretament, es fa referència a l'article següent:

Article D: F. Brissaud, M. Salgot, M. Folch, M. Auset, E. Huertas i A. Torrens (2007). Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection. Thirteen years experience in Spain. *Water Science and Technology*, 55(7): 227-234.

La infiltració-percolació modificada treballa amb una biopel·lícula adherida als grànuls de sorra que, en gran part, és la responsable dels bons rendiments de treball associats a aquest sistema. No obstant això, cal garantir una gestió adient per tal d'assegurar el funcionament correcte del filtre que, entre altres accions, suposa el control de la fase de creixement logarítmic dels microorganismes (Bancolé et al., 2003).

L'excés de creixement biològic o rebliment intern a la infiltració-percolació modificada es caracteritza per generar una capa impermeable, de color negre, i és en aquest moment quan apareixen zones anaeròbies (Bancolé et al., 2003). Per controlar aquests processos es fa necessari augmentar els períodes de descans (incrementar el temps establert entre cada cicle d'aplicació-inundació) o aturar el funcionament del filtre, en casos extrems.

La infiltració-percolació modificada pot presentar també rebliment superficial o colmatació per sòlids en suspensió com a conseqüència de la deposició de sòlids en suspensió i matèria orgànica particulada en la superfície del filtre (Van Cuyk et al., 2001; Ausland et al., 2002). Tot i no ser un fenomen que es relacioni directament amb el desenvolupament de la biopel·lícula, aquest tipus de rebliment (superficial) afecta la composició de les espècies de microorganismes instaurats al massís filtrant. Aquest fenomen redueix la porositat del material filtrant en superfície; per tant augmenta el temps d'infiltració de l'aigua aplicada i, fins i tot, pot donar lloc a l'aparició de condicions anaeròbies en l'interior del filtre, ja que no es garanteix el flux pistó; en altres paraules, l'entrada d'oxigen a l'interior del sistema no està assegurada i pot disminuir o desaparèixer.

L'article D recull l'experiència de gestió després de tretze i nou anys de treball amb sistemes d'infiltració-percolació modificada a les estacions depuradores d'aigües residuals de Vall-llobrega/Palamós i els Hostalets de Pierola respectivament.

La infiltració-percolació modificada de Vall-llobrega/Palamós està dissenyada a escala de demostració amb una capacitat de tractament teòrica (càrrega hidràulica) de 300 m³/dia. Aquest sistema ha treballat normalment de dilluns a divendres amb una càrrega hidràulica mitjana de 239 m³/dia. Per la seva banda, la infiltració-percolació modificada dels Hostalets de Pierola tracta les aigües residuals de la població, així que el sistema funciona durant tot l'any (cal indicar que l'EDAR disposa de dos filtres; d'aquesta manera es pot treballar alternativament quan cal fer algun tipus d'acció de manteniment o cal deixar-ne en repòs). En aquest cas, únicament s'aplica aigua una vegada l'arqueta de regulació està plena. La càrrega hidràulica de treball, situada entre 43,1 i 71,5 m³/dia, està per sota de la capacitat de tractament de disseny (250 m³/dia) (vegeu la taula 6.7.). Destaca el fet que la infiltració-percolació modificada dels Hostalets de Pierola ha rebut una càrrega de matèria orgànica (en forma de DBO₅) que sempre s'ha situat per sobre de la càrrega de disseny (vegeu la taula 6.7.). Tal i com ja s'ha comentat anteriorment, aquest fet s'atribueix a la presència d'indústria alimentària, de petita dimensió, en la zona. Val a dir que l'Administració no tenia constància que una

cansaladeria abocava les aigües de procés directament al clavegueram sense realitzar cap tipus de tractament previ. En l'actualitat l'Administració ha obligat a aquesta empresa a reduir, en origen, la càrrega contaminant de les aigües residuals que genera.

La divisió dels filtres en sectors d'iguals dimensions (el filtre de Vall-llobrega/Palamós està dividit en deu sectors, mentre que els filtres dels Hostalets de Pierola presenten set sectors cadascun) permet el descans alternatiu de diferents àrees del massís filtrant. En ambdós casos d'estudi es disposen de dos sectors en repòs. El repòs o descans entre dues aplicacions d'aigua permet, d'una banda, assegurar l'entrada d'oxigen al sistema i, de l'altra, ajudar a regular la fase de creixement logarítmic de la biopel·lícula. Addicionalment, durant el descans el material acumulat en la superfície del filtre es mineralitza, redueix el volum i s'asseca, i se'n facilita la retirada si cal.

Taula 6.7. Característiques de funcionament de la infiltració-percolació modificada de Vall-llobrega/Palamós i els Hostalets de Pierola

Característiques	Vall-llobrega/Palamós	Els Hostalets de Pierola
Càrrega hidràulica teòrica (m ³ /dia)	46,3	250,0
Càrrega hidràulica de treball (m ³ /dia)	23,7	de 43,1 a 71,5
Càrrega matèria orgànica teòrica; DBO ₅ (mg/L)	25,0	250,0
Càrrega matèria orgànica de treball; DBO ₅ (mg/L)	de 15,0 a 20,0	de 264,0 a 643,0
Nombre de dies de treball/setmana	5 (de dilluns a divendres)	7
Nombre de sectors dels filtres	10 (amb vegetació i 1 sense)	7
Nombre de sectors en descans dels filtres	2	2
Tipus de reg	Pivot amb aspersors	Pivot amb pales

El tipus d'aigua a tractar influeix de manera directa en la gestió de la infiltració-percolació modificada. En primer lloc, cal garantir l'aportació de nutrients i matèria orgànica per al desenvolupament de la biopel·lícula, components aportats per la mateixa aigua residual. No obstant això, les diferències en les característiques d'ambdós tipus d'influent suposen que els sistemes que tracten aigües procedents d'un tractament primari hagin d'estar més controlats. La infiltració-percolació modificada dels Hostalets de Pierola que treballa com a secundari presenta més risc de rebliment superficial, ja que la concentració de sòlids en suspensió i matèria orgànica particulada és superior que en els efluent secundaris. És en aquests casos on el treball manual (normalment amb rasclet) de retirada del material retingut en la superfície (sòlids en suspensió i matèria orgànica particulada) passa a ser una operació clau. Una mesura addicional que s'ha aplicat als Hostalets de Pierola és el treball de la primera capa de sorra mitjançant motocultor amb l'objectiu d'airejar el material d'aquesta àrea, una vegada el filtre està aturat i completament sec. Cal fer notar que aquesta actuació causa la formació d'una capa dura en el límit del treball, pel que cal trencar-la de temps a temps amb un tractor amb un gla profunda.

L'oxigen en el massís filtrant es destina en primer lloc a oxidar la matèria orgànica (dissolta o en suspensió). Això implica que els influents primaris mostren requeriments d'oxigen superiors als secundaris. Pot haver-hi doncs una certa limitació en la capacitat d'oxidació de la matèria orgànica. Altra vegada, els sistemes que treballen com a secundaris han de prestar especial atenció als cicles d'aplicació i repòs, encara que tampoc cal oblidar-ho en els altres per tal de millorar els rendiments de treball.

Una de les particularitats del filtre de Vall-llobrega/Palamós és la presència de gespa en la superfície del massís filtrant. La motivació per plantar vegetació és evitar l'arrossegament del material de rebliment durant els episodis de fort vent de tramuntana. La inclusió de vegetació en la superfície del filtre únicament és possible en sistemes que reben aigua amb un baix contingut en sòlids en suspensió i matèria orgànica particulada ja que, d'altra banda, els treballs d'eliminació dels sòlids en superfície no serien viables.

Tal com es comenta en l'article D, la granulometria de la sorra ha de situar-se entre 200 i 800 μm amb un coeficient d'uniformitat (d_{60}/d_{10}) inferior a 10, d'aquesta manera s'assegura el funcionament correcte de la biopel·lícula i es genera un efluent de bona qualitat. La taula 6.8. mostra les característiques de les sorres dels filtres de Vall-llobrega/Palamós i els Hostalets de Pierola que compleixen aquest principi de funcionament. Cal fer notar que el diàmetre dels grànuls de sorra es troba en funció de la qualitat de l'influent a tractar. Així, el material de rebliment del filtre de Vall-llobrega/Palamós, que rep un influent secundari, presenta una d_{10} (0,10 - 0,25 mm) inferior a la corresponent als Hostalets de Pierola (0,32 - 0,50 mm) que tracta aigües procedents d'un tractament primari.

Taula 6.8. Característiques de les sorres dels filtres de Vall-llobrega/Palamós (inicial) i els Hostalets de Pierola

Paràmetre	Vall-llobrega/Palamós	Els Hostalets de Pierola
Tipus de sorra	Sorres resistents a l'abrasió i a la descomposició química	Sorres resistents a l'abrasió i a la descomposició química
Rentada	Sí	Sí
d_{10} (mm)	0,18	0,32
Coefficient d'uniformitat (d_{60}/d_{10})	2,20	3,12
Contingut de fins inicial (%)	< 1,06	< 3,00

Sempre que sigui possible, s'aconsella no canviar el material filtrant. En el cas d'haver de substituir una part del material filtrant, s'ha d'assegurar que tingui les mateixes característiques que el material ja existent, a més de garantir-ne un rentatge correcte per evitar l'arrossegament de llims i argiles cap a capes inferiors que poden reduir de manera ràpida la permeabilitat del sistema. Cal indicar que abans d'iniciar aquest estudi es substitueix part del material de rebliment del filtre de Vall-llobrega/Palamós, concretament es reemplaça la primera capa del massís filtrant (40 cm aproximadament). Tot i que la selecció del material de rebliment addicional és acurada, s'observen diferències en les característiques de la sorra de la capa substituïda respecte a la resta. Així, es determina que el material de rebliment dels primers 40 cm és més groller que la sorra de duna original i, a la vegada, menys uniforme (tal com es

mostra en l'article D). A més a més, es detecta que els fins del nou material han migrat des de les zones més superficials i s'han acumulat entre les dues capes de sorres, de manera que han donat lloc a una capa impermeable que ha dificultat la infiltració de l'aigua i la transferència de gasos. Conseqüentment, els rendiments de depuració han estat inferiors a l'esperat.

6.5. Influència de la formació de biopel·lícules en tecnologies de membrana (nanofiltració i osmosi inversa) sobre l'eliminació de bor

Aquest apartat presenta l'estudi de la influència de la formació de biopel·lícules en membranes de nanofiltració i osmosi inversa sobre l'eliminació de bor. Els resultats d'aquest estudi s'han publicat al següent article:

Article G: E. Huertas, M. Herzberg, G. Oron i M. Elimelech (2008). Influence of biofouling on boron removal by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science*, 318(1-2): 264-270.

L'article G demostra que la formació de biopel·lícules representa un efecte negatiu en els rendiments de treball de les tecnologies de membrana. Diferents autors (Fletcher, 1994; Flemming, 2002; Herzberg i Elimelech, 2007) han conclòs que el desenvolupament de microorganismes (biopel·lícula) en superfícies sòlides, com són les membranes, presenta efectes perjudicials; és en aquests casos que el fenomen passa a denominar-se *biofouling*. Els efectes descrits són els que es detallen a Flemming (2002), Ivnitsky et al. (2005) i Herzberg i Elimelech (2007) i no procedeix explicar-los aquí ja que no inclouen els efectes sobre l'eliminació del bor.

Recordem que el bor és un element que es troba a les aigües residuals procedent de diferents fonts antropogèniques. La importància de l'estudi del bor s'explica com ja he dit (Capítol 5 «Articles publicats») perquè concentracions superiors a 1 mg/L són perjudicials per a la majoria de les plantes. Així doncs, és un element que s'ha de tenir en compte si es vol reutilitzar aigües regenerades en agricultura, reg de parcs i jardins o reg de camps de golf.

El treball inclòs a l'article G es realitza a escala pilot (laboratori) en condicions controlades. Les concentracions de bor triades són 1 i 5 mg/L aproximadament, ja que és el rang que habitualment es troba en les aigües residuals. Cal indicar que abans d'iniciar els experiments amb presència de microorganismes, s'examina la influència del pH en l'eliminació del bor (per a aquest experiment únicament es treballa amb aigua desionitzada i àcid bòric; s'utilitza NaOH per incrementar el pH de l'aigua). L'estudi demostra que l'eliminació del bor depèn del seu pK_a (9,25). D'aquesta manera a pH inferiors a 9,25 es manté el compost àcid bòric, i les membranes de nanofiltració i osmosi inversa presenten reduccions de bor baixes (entre 22,7 % i 34,7 % per a la nanofiltració; i entre 55,5 % i 56,6 % per a l'osmosi inversa). Ara bé, quan el pH se situa per sobre de 9,25 predomina l'ió borat i l'eliminació de bor a través de les tecnologies de membrana estudiades és superior (fins a un 84,1 % per a la nanofiltració i 91,6 % per a l'osmosi inversa quan el pH és de 10,5). L'explicació d'aquest fet s'ha de relacionar amb estudis previs (Seidel et al., 2001; Sagiv i Semiat, 2004; Bick i Oron, 2005) que conclouen que l'eliminació dels ions borat es dona atesa la mida del compost i l'exclusió per

càrrega de les espècies iòniques hidratades i amb càrrega, mentre que l'àcid bòric pot travessar fàcilment les membranes de nanofiltració i osmosi inversa atesa la seva petita mida i l'absència de càrrega elèctrica.

En aquesta recerca, la formació de la biopel·lícula s'ha realitzat mitjançant el creixement de *P. aeruginosa* PA01 sota condicions òptimes (aportació d'una font de carboni, matèria orgànica i sals minerals, a més de controlar la temperatura i pH del sistema) per tal d'accelerar el procés de formació de la capa de microorganismes sobre les membranes de nanofiltració i osmosi inversa. El primer indicador que informa sobre el desenvolupament de la biopel·lícula és l'evolució del flux del permeat. Després de 20 - 22 hores d'haver iniciat l'experiment, s'observa un descens dràstic del flux del permeat que arriba a ser el 25 % del seu valor inicial.

En aquest estudi es mostra l'augment de la concentració de bor en el permeat quan es treballa amb membranes de nanofiltració i osmosi inversa en presència de biopel·lícula (vegeu la taula 6.9.). Aquest fet s'atribueix a la dificultat de retro-difusió (retorn del bor) a la solució, el que eleva la concentració de bor prop de la membrana, i com a conseqüència el bor passa més fàcilment a través de la membrana (tal com han demostrat Herzberg i Elimelech (2007) en un estudi amb sals).

Taula 6.9. Efecte de la formació de biopel·lícules sobre l'eliminació de bor en membranes de nanofiltració i osmosi inversa

Tecnologia	Concentració bor influent en mg/L \pm desviació estàndard	Concentració bor en el permeat en mg/L (% d'eliminació)	
		Sense biopel·lícula	Amb biopel·lícula
Nanofiltració	1,11 \pm 0,006	0,85 \pm 0,10 (29,7)	0,91 \pm 0,02 (19,8)
	5,47 \pm 0,07	3,48 \pm 0,20 (36,4)	4,38 \pm 0,18 (19,9)
Osmosi inversa	1,08 \pm 0,05	0,48 \pm 0,07 (55,6)	0,68 \pm 0,06 (37,0)
	5,51 \pm 0,06	2,29 \pm 0,12 (58,4)	3,72 \pm 0,11 (32,5)

Un altre problema que s'ha d'afegir com a conseqüència de la formació de biopel·lícula és la dificultat per eliminar aquesta capa. Els tractaments de què es disposa, com ara els biocides i els antibiòtics, ajuden a eliminar bacteris en suspensió però són menys efectius en l'eliminació de biopel·lícules. Cal indicar que la destrucció d'organismes no resol el problema en molts casos, atès que la biomassa morta continua en el sistema (Fletcher, 1994; Flemming 1997). A més a més, és important assenyalar que una de les particularitats d'aquest fenomen és el fet que tot i eliminar entre 1 i 2 ulog la concentració dels bacteris a través d'un pretractament, alguns són capaços d'entrar al sistema, s'adhereixen a la superfície i es multipliquen (en presència de nutrients i substàncies minerals) en la interfície aigua / membrana (Flemming, 2002).

La neteja és un aspecte important en la gestió de les membranes de nanofiltració i osmosi inversa. L'estratègia de la neteja inclou, de manera general, dues etapes, la primera de les quals és la debilitació de la matriu de la biopel·lícula, bàsicament a partir de l'addició de compostos químics com ara oxidants (p. ex. clor, ozó, àcid peracètic, etc.), biodispersants, substàncies complexants, etc. La segona etapa inclou l'eliminació de la biopel·lícula mitjançant forces mecàniques com el rentatge amb aigua, aplicació d'aire o la combinació d'ambdós, ús

d'ultrasons, etc. (Flemming, 1997; Flemming, 2002). No obstant això, cal indicar la necessitat de fer estudis específics per determinar el millor procés de neteja aplicable a les tecnologies de nanofiltració i osmosi inversa.

6.6. Línies de tractament de regeneració d'aigües utilitzables a partir de les qualitats especificades en el RD 1620/2007

Aquest apartat comenta l'aplicabilitat de les aigües regenerades segons el que estableix el Reial decret 1620/2007. La qualitat de les aigües a reutilitzar es correspon amb les que s'han obtingut en els diferents casos d'estudi (Vall-llobrega/Palamós, EDAR els Hostalets de Pierola i Besòs) i que ha quedat recollida en els articles següents:

Article A: M. Salgot, M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(3): 213-218.

Article B: M. Folch, E. Huertas, J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud (2003). Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(3): 161-165.

Article C: L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, E. Huertas, A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 149-154.

Article E: E. Huertas, M. Folch i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities. *Water Science and Technology*, 55(7): 143-148.

Article F: E. Huertas, M. Folch, M. Salgot, I. Gonzalvo i C. Passarell (2006). Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain). *Desalination*, 188(1-3): 141-147.

Els articles esmentats anteriorment inclouen els resultats obtinguts amb diferents tecnologies convencionals i no convencionals. Amb la finalitat de fer més entenedor aquest apartat, es considera pertinent enumerar els articles publicats i relacionar-los amb les tecnologies o línies de tractament que han estat estudiades (vegeu la taula 6.10.).

Taula 6.10. Relació entre els articles publicats i tecnologies estudiades

Article	Tecnologies estudiades
Article A: M. Salgot, M. Folch, <u>E. Huertas</u> , J. C. Tapias, D. Avellaneda, G. Girós, F. Brissaud, C. Vergés, J. Molina i J. Pigem (2002). Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. <i>Water Science and Technology: Water Supply</i> , 2(3): 213-218	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FS + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FA + ClO ₂ /APA/O ₃ FQ + UV/O ₃
Article B: M. Folch, <u>E. Huertas</u> , J. C. Tapias, M. Salgot i F. Brissaud (2003). Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems. <i>Water Science and Technology: Water Supply</i> , 3(3): 161-165	FQ + O ₃ /ClO ₂
Article C: L. Alcalde, M. Folch, J. C. Tapias, <u>E. Huertas</u> , A. Torrens i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation systems in small communities. <i>Water Science and Technology</i> , 55(7): 149-154	IPm + ClO ₂ FA + ClO ₂
Article E: <u>E. Huertas</u> , M. Folch i M. Salgot (2007). Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities. <i>Water Science and Technology</i> , 55(7): 143-148	IPm + ZHc
Article F: <u>E. Huertas</u> , M. Folch, M. Salgot, I. Gonzalvo i C. Passarell (2006). Constructed wetlands effluent for streamflow augmentation in the Besòs River (Spain). <i>Desalination</i> , 188(1-3): 141-147	Fangs actius + ZHc
Altres resultats no inclosos en articles publicats	FQ + APA (vegeu l'apartat 6.2.)

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; FQ: Físicoquímico; ClO₂: Diòxid de clor; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada; O₃: Ozó; ZHc: Zones humides construïdes

El RD 1620/2007 defineix diferents tipus d'usos d'aigües regenerades que, a grans trets, es classifiquen en usos urbans, agrícoles, industrials, recreatius i ambientals. Per a cada grup o subgrup de categoria s'especifica una qualitat d'aigua (vegeu l'annex 1). La taula 6.11. mostra les opcions de reutilització segons el que estableix el RD 1620/2007 i les relaciona amb els tractaments o la combinació d'aquests d'acord amb els resultats obtinguts en els diferents casos d'estudi. Els tractaments aplicables als diferents usos de reutilització es basen en els criteris de qualitat físicoquímica (sòlids en suspensió, terbolesa, nitrogen total i nitrogen amoniacal) i microbiològica (*E. coli*) estudiats. Val a dir que en alguns casos cal completar les restriccions establertes al RD 1620/2007 amb anàlisis addicionals (concretament, es fa referència a nematodes intestinals, *Legionella* spp., *Taenia saginata*, *Taenia solium*, patògens i fòsfor total). En el cas dels nematodes intestinals cal indicar que els tractaments estudiats els eliminen pràcticament sempre, conseqüentment es va decidir no determinar aquest paràmetre. D'altra banda, la *Legionella* spp. és un paràmetre que s'ha incorporat, de manera exagerada, com a criteri en la normativa de reutilització una vegada ha finalitzat l'experimental d'aquest treball, i per tant no s'ha determinat. Finalment, cal tenir en compte que aquesta recerca no ha determinat la concentració d'*E. coli*, no obstant això es pren com a referència la concentració de coliformes fecals en substitució d'aquest paràmetre microbiològic.

Taula 6.11. Tractaments aplicables segons el tipus d'ús de l'aigua regenerada

Ús de l'aigua regenerada	Tractaments aplicables	Criteris assolits	Restriccions per comprovar
1. Usos urbans			
Qualitat 1.1. Residencial (reg de jardins privats; descàrrega d'aparells sanitaris)	IPm + ClO ₂ FS + ClO ₂ FA + ClO ₂ FQ + ClO ₂	<i>E. coli</i> < 0 ufc/100 mL SS < 10 mg/L Terbolesa < 2 UNT	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L <i>Legionella</i> spp. < 100 ufc/100 mL
Qualitat 1.2. Residencial (reg de zones verdes urbanes; neteja de carrers; sistemes contra incendis; rentatge industrial de vehicles)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FS + ClO ₂ /APA/O ₃ FA + ClO ₂ /APA/O ₃ FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	<i>E. coli</i> < 200 ufc/100 mL SS < 20 mg/L Terbolesa < 10 UNT	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L <i>Legionella</i> spp. < 100 ufc/100 mL
2. Usos agrícoles			
Qualitat 2.1. (Reg de cultius amb contacte directe de l'aigua regenerada amb les parts comestibles per a alimentació humana en fresc)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FS + ClO ₂ /APA/O ₃ FA + ClO ₂ /APA/O ₃ FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	<i>E. coli</i> < 100 ufc/100 mL SS < 20 mg/L Terbolesa < 10 UNT	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L <i>Legionella</i> spp. < 1.000 ufc/100 mL
Qualitat 2.2. (Reg de productes per a consum humà amb contacte directe de l'aigua regenerada amb les parts comestibles, però abans del seu consum hi ha un tractament industrial posterior; reg de pastures per a consum d'animals productors de llet o carn; aquicultura)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FS + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FA + ClO ₂ /APA/O ₃ FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ IPm terciari IPm secundari IPm + ZHc Fangs actius + ZHc	<i>E. coli</i> < 10.000 ufc/100 mL SS < 35 mg/L	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L <i>Taenia saginata</i> i <i>Taenia solium</i> < 1 ou / L
Qualitat 2.3. (Reg localitzat de cultius llenyosos que impedeix el contacte de l'aigua regenerada amb les fruites consumides en l'alimentació humana; reg de cultius de flors ornamentals, viviers, hivernacles sense contacte directe de l'aigua regenerada amb les produccions; reg de cultius industrials no alimentaris, viviers, farratges ensitjats, cereals i llavors oleaginoses)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FS + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ FA + ClO ₂ /APA/O ₃ FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃ IPm terciari IPm secundari IPm + ZHc Fangs actius + ZHc	<i>E. coli</i> < 10.000 ufc/100 mL SS < 35 mg/L	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L <i>Legionella</i> spp. < 100 ufc/100 mL

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; FQ: Físicoquímico; ClO₂: Diòxid de clor; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada; O₃: Ozó; ZHc: Zones humides construïdes

Taula 6.11. Tractaments aplicables segons el tipus d'ús de l'aigua regenerada (continuació)

Ús de l'aigua regenerada	Tractaments aplicables	Criteris assolits	Restriccions per comprovar
3. Usos industrials			
Qualitat 3.1. (Aigües de procés i neteja excepte en la indústria alimentària; altres usos industrials) (subcategories a i b)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	<i>E. coli</i> < 10.000 ufc/100 mL	<i>Legionella</i> spp. < 100 ufc/100 mL
	FS + ClO ₂ /APA/UV/O ₃		
	FA + ClO ₂ /APA/O ₃	SS < 35 mg/L	
	FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	Terbolesa < 15 UNT	
	IPm terciari		
	IPm secundari		
	IPm + ZHc		
Qualitat 3.1. (Aigües de procés i neteja per a ús en la indústria alimentària) (subcategoria c)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	<i>E. coli</i> < 1.000 ufc/100 mL	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L
	FS + ClO ₂ /APA/UV/O ₃		
	FA + ClO ₂ /APA/O ₃	SS < 35 mg/L	<i>Legionella</i> spp. < 100 ufc/100 mL
	FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃		
	IPm + ZHc		Detecció de patògens (presència/absència)
Qualitat 3.2. (Torres de refrigeració i condensadors evaporatius)	IPm + ClO ₂	<i>E. coli</i> : Absència SS < 5 mg/L Terbolesa < 1 UNT	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L <i>Legionella</i> spp.: Absència
4. Usos recreatius			
Qualitat 4.1. (Reg de camps de golf)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	<i>E. coli</i> < 200 ufc/100 mL	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L
	FS + ClO ₂ /APA/O ₃		
	FA + ClO ₂ /APA/O ₃	SS < 20 mg/L	<i>Legionella</i> spp. < 100 ufc/100 mL
	FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	Terbolesa < 10 UNT	
Qualitat 4.2. (Estanys, masses d'aigua i cabals circulants ornamentals en què s'impedeix l'accés del públic a l'aigua)	Cap	<i>E. coli</i> < 10.000 ufc/100 mL SS < 35 mg/L	P _T : 2 mg P/L

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anells; FQ: Físicoquímic; ClO₂: Diòxid de clor; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada; O₃: Ozó; ZHc: Zones humides construïdes

Taula 6.11. Tractaments aplicables segons el tipus d'ús de l'aigua regenerada (continuació)

Ús de l'aigua regenerada	Tractaments aplicables	Criteris assolits	Restriccions per comprovar
5. Usos ambientals			
Qualitat 5.1. (Recàrrega d'aqüífers per percolació localitzada a través del terreny)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	<i>E. coli</i> < 200 ufc/100 mL	—
	FS + ClO ₂ /APA/O ₃	SS < 20 mg/L	
	FA + ClO ₂ /APA/O ₃	N _T : 10 mg/L	
	FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	NO ₃ : 25 mg NO ₃ /L	
Qualitat 5.2. (Recàrrega d'aqüífers per injecció directa)	IPm + ClO ₂	<i>E. coli</i> < 0 ufc/100 mL	Nematodes intestinals < 1 ou/10 L N _T : 10 mg/L (en la línia FQ + ClO ₂)
	FS + ClO ₂	SS < 10 mg/L	
	FA + ClO ₂	Terbolesa < 2 UNT	
	FQ + ClO ₂	N _T : 10 mg/L NO ₃ : 25 mg NO ₃ /L	
Qualitat 5.3. (Reg de boscos, zones verdes i d'altres tipus no accessibles al públic; silvicultura)	IPm + ClO ₂ /APA/UV/O ₃	SS < 35 mg/L	—
	FS + ClO ₂ /APA/UV/O ₃		
	FA + ClO ₂ /APA/UV/O ₃		
	FQ + ClO ₂ /APA/UV/O ₃		
	IPm terciari / secundari		
	FS		
	FA		
	FQ		
	IPm + ZHc		
	Fangs actius + ZHc		
Qualitat 5.4. (Altres usos ambientals: manteniment de zones humides, cabals mínims i similars)	La qualitat mínima requerida s'estudiarà per a cada cas.		

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; FQ: Físicoquímic; ClO₂: Diòxid de clor; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada; O₃: Ozó; ZHc: Zones humides construïdes

La taula 6.12. presenta els tractaments aplicables ordenats segons el grau de restricció que estableix el RD 1620/2007 i pren com a paràmetre de referència l'*E. coli*. Abans d'iniciar la discussió, cal indicar que cap tractament assoleix els criteris fixats a la qualitat 4.2. (estanyes, masses d'aigua i cabals circulants ornamentals en què s'impedeix l'accés del públic a l'aigua), ja que cap sistema o combinació d'aquests han estat capaços de presentar una concentració en fòsfor total inferior a 2 mg/L. En els diferents casos d'estudi s'ha determinat la concentració de fòsfor soluble i en tots ells s'han obtingut valors superiors al definit en la normativa. Per aquest motiu totes les línies necessiten un tractament addicional i específic per eliminar aquest element si es vol destinar l'aigua regenerada a aquest ús. D'aquí en endavant la discussió no farà referències a aquest ús específic de reutilització.

Taula 6.12. Tractaments aplicables ordenats de més a menys restrictius segons la concentració d'*E. coli* que fixa el RD 1620/2007

<i>E. coli</i> (ufc/100 mL)	Usos	Tractaments aplicables
0 (<i>Qualitat I</i>) SS: 5 mg/L Terbolesa: 1 UNT	Qualitat 3.2.	IPm + ClO ₂
0 (<i>Qualitat II</i>) SS: 10 mg/L Terbolesa: 2 UNT	Qualitat 1.1. Qualitat 5.2.	Tots pretractaments + ClO ₂
< 100 (<i>Qualitat III</i>) SS: 20 mg/L Terbolesa: 10 UNT	Qualitat 2.1.	IPm + tots tractaments desinfecció FQ + tots tractaments desinfecció FS + tots tractaments desinfecció (excepte UV) FA + tots tractaments desinfecció (excepte UV)
< 200 (<i>Qualitat IV</i>) SS: 20 mg/L Terbolesa: 10 UNT NO ₃ ⁻ : 25 mg/L (qualitat 5.1.)	Qualitat 1.2. Qualitat 4.1. Qualitat 5.1.	IPm + tots tractaments desinfecció FQ + tots tractaments desinfecció FS + tots tractaments desinfecció (excepte UV) FA + tots tractaments desinfecció (excepte UV)
< 1.000 (<i>Qualitat V</i>) SS: 35 mg/L	Qualitat 3.1. (c)	IPm + tots tractaments desinfecció FQ + tots tractaments desinfecció FS + tots tractaments desinfecció FA + tots tractaments desinfecció (excepte UV) IPm + ZHc
< 10.000 (<i>Qualitat VI</i>) SS: 35 mg/L Terbolesa: 15 UNT (qualitat 3.1. a; b)	Qualitat 2.2. Qualitat 2.3. Qualitat 3.1. (a; b)	IPm + tots tractaments desinfecció FQ + tots tractaments desinfecció FS + tots tractaments desinfecció FA + tots tractaments desinfecció IPm + ZHc Fangs actius + ZHc Tots pretractaments IPm secundari
< 10.000 (<i>Qualitat VII</i>) SS: 35 mg/L PT: 2 mg/L	Qualitat 4.2.	Cap tractament
Sense límit (<i>Qualitat VIII</i>) SS: 35 mg/L	Qualitat 5.3.	IPm + tots tractaments desinfecció FQ + tots tractaments desinfecció FS + tots tractaments desinfecció FA + tots tractaments desinfecció IPm + ZHc Fangs actius + ZHc Tots pretractaments IPm secundari

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; FQ: Físicoquímico; ClO₂: Diòxid de clor; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada; O₃: Ozó; ZHc: Zones humides construïdes

Pretractaments: IPm; FS; FA; FQ

Tractaments de desinfecció: ClO₂; APA; UV; O₃

La línia de tractament que és aplicable a la totalitat d'usos és la corresponent a la infiltració-percolació modificada + diòxid de clor. De fet, aquesta combinació de sistemes és l'única que assoleix els criteris establerts per a la reutilització en torres de refrigeració i condensadors evaporatius (qualitat 3.2.), ús més restrictiu dels establerts al RD 1620/2007. Pel que fa a la resta de combinacions entre els sistemes de filtració (filtre d'anelles, filtre de sorra i fisicoquímic) i diòxid de clor, cal indicar que són les línies aplicables a tots els usos fixats per la normativa espanyola, a excepció de la qualitat 3.2., ja que l'efluent presenta una concentració superior en sòlids en suspensió (5 mg/L) i terbolesa (1 UNT).

Les línies formades pels pretractaments de filtració corresponents a la infiltració-percolació modificada i al fisicoquímic, seguits de qualsevol dels sistemes de desinfecció estudiats (diòxid de clor, àcid peracètic, radiació ultraviolada, ozó) són viables en aquells usos on no s'exigeix absència d'*E. coli* (tots els usos a excepció de: reg de jardins privats i descàrrega d'aparells sanitaris –qualitat 1.1.; torres de refrigeració i condensadors evaporatius –qualitat 3.2.; recàrrega d'aqüífers per injecció directa –qualitat 5.2.).

Les línies de tractament en què el filtre de sorra o filtre d'anelles són les tecnologies prèvies als sistemes de desinfecció, presenten dos tipus de tendències. La primera es correspon amb el fet que la combinació entre el filtre de sorra o filtre d'anelles i el diòxid de clor / àcid peracètic / ozó genera efluentes amb qualitat suficient per ser reutilitzats en tots aquells usos que estableixen un límit d'*E. coli* superior a 0 ufc/100 mL (tots els usos a excepció de la qualitat 1.1., qualitat 3.2. i qualitat 5.2.). La segona mostra que aquests sistemes de filtració (filtre de sorra i filtre d'anelles) seguits de radiació ultraviolada no són aplicables als usos descrits anteriorment, ja que l'efluent generat presenta una concentració d'*E. coli* superior a 200 ufc/100 mL. No obstant això, cal diferenciar els resultats obtinguts segons el pretractament considerat (filtre de sorra i filtre d'anelles), atès que el filtre de sorra seguit de l'ultraviolat produeix una aigua de més bona qualitat respecte al filtre d'anelles. D'aquesta manera, la línia filtre sorra + radiació ultraviolada és aplicable a aquells usos amb un límit d'*E. coli* superior als 200 ufc/100 mL; mentre que la combinació filtre d'anelles + radiació ultraviolada únicament és viable per a la qualitat 5.3. (reg de boscos, zones verdes i d'altres tipus no accessibles al públic; i silvicultura) en què no es fixa restricció en la concentració d'*E. coli*.

Respecte a les tecnologies no convencionals o a la seva combinació (no incloem les línies infiltració-percolació modificada seguit de sistema de desinfecció), s'observa que en cap cas s'obté un efluent amb una concentració inferior als 200 ufc/100 mL d'*E. coli*. La línia infiltració-percolació modificada més zones humides construïdes és la que presenta més opcions de reutilització; concretament es pot aplicar a:

- reg de productes per a consum humà amb contacte directe de l'aigua regenerada amb les parts comestibles; reg de pastures per a consum d'animals productors d'animals de llet o carn; aqüicultura (qualitat 2.2.);
- reg localitzat de cultius llenyosos que impedeix el contacte de l'aigua regenerada amb les fruites consumides en l'alimentació humana; reg de cultius de flors ornamentals, vivers, hivernacles; reg de cultius industrials no alimentaris, farratges ensitjats, cereals, i llavors oleaginoses (qualitat 2.3.);
- aigües de procés i neteja excepte en la indústria alimentària; altres usos industrials (qualitat 3.1. subcategories a, b i c);

- reg de boscos, zones verdes i d'altres tipus no accessibles al públic; silvicultura (qualitat 5.3.).

La línia corresponent a fangs actius seguit de zones humides construïdes genera un efluent únicament aplicable a usos amb una concentració d'*E. coli* superior a 1.000 ufc/100 mL (qualitat 2.2.; qualitat 2.3; qualitat 3.1. a i b) i la categoria que no fixa límit per a l'*E. coli* (qualitat 5.3.). D'igual manera, els efluent tractats a través de la infiltració-percolació modificada com a tractament secundari i qualsevol dels tractaments de filtració terciària (tractaments previs als sistemes de desinfecció) també poden ser aplicats als mateixos usos finals comentats anteriorment (qualitat 2.2.; qualitat 2.3; qualitat 3.1. a i b; qualitat 5.3.).

Finalment cal indicar que la inclusió d'un tractament de filtració terciari (infiltració-percolació modificada, filtre de sorra, filtre d'anelles, fisicoquímic) després d'un tractament secundari com ara els fangs actius o el tractament de les aigües residuals (aigües de tractament primari) mitjançant la infiltració-percolació modificada milloren la qualitat de l'aigua residual fins al punt de poder ser reutilitzada en els usos que fixen una concentració d'*E. coli* entre 1.000 i 10.000 ufc/100 mL (qualitat 2.2.; qualitat 2.3.; qualitat 3.1. a i b) o no es fixa límit d'aquest bacteri (qualitat 5.3.).

A partir dels resultats obtinguts es pot considerar que les tecnologies de desinfecció més adients per a la reutilització d'aigües en els usos més restrictius (*E. coli* < 200 ufc/100 mL) són les convencionals, mentre que els tractaments no convencionals (naturals) únicament poden ser aplicables en usos menys restrictius (*E. coli* > 200 ufc/100 mL).

El tipus de tractament de filtració previ al sistema de desinfecció (infiltració-percolació modificada, filtre de sorra, filtre d'anelles, fisicoquímic) influeix sobre els rendiments de treball dels tractaments de desinfecció. La infiltració-percolació modificada i el tractament fisicoquímic són els sistemes de filtració que presenten millor condicionament de l'aigua previ a la desinfecció ja que, tal com s'ha comentat en apartats anteriors, són els dos sistemes que eliminen un major percentatge de sòlids en suspensió i matèria orgànica, i fins i tot són capaços de reduir la concentració de bacteris, virus i protozous de l'aigua. El filtre d'anelles i el filtre de sorra són tecnologies que no faciliten l'acció de la radiació ultraviolada segons les condicions de treball d'aquest estudi, ja que la seva capacitat d'eliminació de sòlids en suspensió no és suficient. En aquests casos els raigs emesos per aquesta tecnologia xoquen amb les partícules (sòlids en suspensió) i eviten l'entrada en contacte amb bacteris, virus i protozous. Conseqüentment, l'efluent obtingut de la combinació filtre de sorra / filtre d'anelles i radiació ultraviolada únicament pot ser reutilitzat en els usos menys restrictius.

Les condicions de treball escollides en aquest estudi determinen que el diòxid de clor és el desinfectant que es pot aplicar a tots els usos fixats pel RD 1620/2007. No obstant això, si es modifiquen les condicions de treball (dosi i/o temps de contacte) de la resta de sistemes de desinfecció (ozó, àcid peracètic i radiació ultraviolada) també es podria obtenir una aigua amb qualitat suficient per ser reutilitzada en els usos més restrictius (*E. coli* < 200 ufc/100 mL).

La combinació de tractaments no convencionals que genera una aigua de més bona qualitat és la corresponent a la infiltració-percolació modificada seguida de zones humides construïdes; en aquest cas l'aigua regenerada pot ser reutilitzada en els usos que fixen una concentració d'*E. coli* > 200 ufc/100 mL. Cal indicar que l'acció desinfectant més important és la que porta a

terme la infiltració-percolació modificada, ja que aquesta tecnologia elimina 3,57 ulog la concentració de coliformes fecals; mentre que les zones humides construïdes ajuden a afinar la qualitat de l'efluent i redueixen 1,00 ulog la concentració d'aquest indicador bacterià. D'altra banda, la línia de tractament corresponent a fangs actius + zones humides construïdes genera una aigua de qualitat inferior a la combinació corresponent a infiltració-percolació modificada + zones humides construïdes, i únicament es pot destinar als usos que fixen concentracions d'*E. coli* > 1.000 ufc/100 mL. La diferència més important entre ambdues línies de tractament (infiltració-percolació modificada + zones humides construïdes i fangs actius + zones humides construïdes) s'explica a partir de la capacitat de desinfecció de la infiltració-percolació modificada davant d'un tractament convencional per fangs actius que redueix mínimament la càrrega contaminant d'origen bacterià.

A l'hora de decidir la millor tecnologia o combinació d'aquestes per a la regeneració d'aigües es fa necessari tenir en compte el cost associat a cada cas. La taula 6.13. mostra els costos dels tractaments que formen part d'aquesta recerca, segons les condicions de treball establertes en aquest estudi. De manera general, les tecnologies que mostren un cost més alt són les que presenten més component tecnològic i inclouen l'addició de reactius químics; mentre que les tecnologies més econòmiques són les que inclouen components naturals (tractaments no convencionals), així com el filtre de sorra i filtre d'anelles (de baix component tecnològic).

Taula 6.13. Cost associat als tractaments de regeneració d'aigües

Pretractament	Tractament de desinfecció	Cost
Infiltració-percolació modificada	Ozó	++++
Filtre d'anelles	Ozó	++++
Filtre de sorra	Ozó	++++
Fisicoquímic	Ozó	++++
Infiltració-percolació modificada	Àcid peracètic	+++
Filtre d'anelles	Àcid peracètic	++++
Filtre de sorra	Àcid peracètic	+++
Fisicoquímic	Àcid peracètic	+++
Infiltració-percolació modificada	Diòxid de clor	++
Filtre d'anelles	Diòxid de clor	++
Filtre de sorra	Diòxid de clor	++
Fisicoquímic	Diòxid de clor	+++
Infiltració-percolació modificada	Radiació ultraviolada	++
Filtre d'anelles	Radiació ultraviolada	++
Filtre de sorra	Radiació ultraviolada	++
Fisicoquímic	Radiació ultraviolada	++
Infiltració-percolació modificada	-	++
Filtre d'anelles	-	+
Filtre de sorra	-	+
Fisicoquímic	-	++
-	Infiltració-percolació modificada	++
-	Zones humides construïdes	++

+: < 0,1 euros/m³; ++: 0,1-0,5 euros/m³; +++: 0,5-1,0 euros/m³; ++++: > 1,0 euro/m³

La línia de tractament convencional amb un cost econòmic més alt és la que inclou l'ozó com a tecnologia de desinfecció. Considerant les condicions de treball d'aquest estudi, les línies d'ozó requereixen una major dosificació i/o temps de contacte d'aquest desinfectant amb les aigües residuals per reduir-ne la càrrega microbiològica i oxidar els compostos químics; d'aquesta manera l'aigua regenerada podria ser destinada als usos més restrictius (qualitat 1.1., qualitat 3.2. i qualitat 5.2.). No obstant això, aquest fet faria incrementar encara més el preu de la regeneració de l'aigua.

Les combinacions que inclouen l'àcid peracètic són les que segueixen a l'ozó, des del punt de vista de cost de tractament. Aquestes línies tampoc arriben a generar una aigua de qualitat suficient per ser reutilitzada en els usos més restrictius (qualitat 1.1., qualitat 3.2. i qualitat 5.2.). Tal com succeeix amb l'ozó, s'haurien de modificar les condicions de treball per tal d'assolir els criteris fixats en aquests usos augmentant-ne així el cost associat.

Respecte al diòxid de clor, la línia que presenta més cost és la que tracta les aigües mitjançant l'equip fisicoquímic, atès que aquest sistema inclou l'addició de reactius químics; mentre que la resta de combinacions presenta un cost moderat (entre 0,1 i 0,5 €/m³). Cal destacar que la línia infiltració-percolació modificada + diòxid de clor és la que assoleix els criteris més restrictius establerts a la qualitat 3.2. amb un preu de producció assumible per la societat.

La tecnologia de desinfecció més econòmica és la radiació ultraviolada. Tot i això, les línies de tractament amb ultraviolat són les que presenten menys opcions de reutilització. Aquest fet s'explica perquè el filtre de sorra i el filtre d'anelles generen una aigua amb una concentració de sòlids en suspensió elevada que evita l'acció de la radiació sobre els microorganismes, com ja s'ha indicat. Emperò, en cap cas s'assoleix un efluent de qualitat suficient per ser reutilitzat en els usos més restrictius (0 *E. coli*/100 mL). De nou, caldria canviar les condicions de treball per assolir els criteris més restrictius, incrementant-se així el cost.

El tipus de sistema de filtració previ a la desinfecció també influeix sobre el cost de la regeneració; així, les tecnologies més econòmiques són les corresponents al filtre de sorra i el filtre d'anelles, ja que la seva operació i manteniment és molt més senzilla que en els casos de la infiltració-percolació modificada i el fisicoquímic; i on tampoc intervé cap reactiu químic (com és el cas del fisicoquímic).

Els sistemes naturals presenten un cost de regeneració de les aigües moderat (entre 0,1 i 0,5 €/m³). Per tal d'assolir els criteris fixats en els usos més restrictius (*E. coli* < 200 ufc/100 mL) caldria incrementar el temps de residència hidràulic de l'aigua en el sistema, fet que podria fer inviable aquesta tecnologia, o millorar-ne la gestió.

A l'hora de plantejar la reutilització d'aigües regenerades, un dels aspectes clau és l'elecció de la o les tecnologies de regeneració d'aigües. La selecció de tecnologies es pot plantejar en termes de la millor tecnologia disponible (MTD), concepte que engloba molts aspectes i molt diversos en relació amb la tecnologia a implantar, des dels socioeconòmics als tecnològics, incloent l'anàlisi del cycle de vida. Aquest treball fixa la MTD per a les diferents qualitats establertes en el RD 1620/2007 a partir de la classificació realitzada en aquest estudi i que es presenta en la taula 6.12. d'aquest document («Tractaments aplicables ordenats de més a menys restrictius segons la concentració d'*E. coli* que fixa el RD 1620/2007»).

Per tal de determinar la MTD aplicable a aquesta recerca, s'han tingut en compte les característiques de fiabilitat, eficiència i cost de les tecnologies emprades a les condicions de

treball descrites en l'apartat de «Material i mètodes». A partir de l'experiència obtinguda en aquesta investigació, s'ha assignat un valor numèric (0, 5 i 10) a cada paràmetre associat a la MTD (fiabilitat, eficiència i cost), tal i com es mostra en la taula 6.14. La MTD per a cada categoria de reutilització és aquella que assoleix major puntuació global.

Taula 6.14. Puntuació assignada als paràmetres escollits (fiabilitat, eficiència i cost) per determinar la millor tecnologia disponible (MTD)

Paràmetre	Alt/a	Mitjà/ana	Baix/a
Fiabilitat	10	5	0
Eficiència	10	5	0
Cost	0	5	10

Les taules 6.15. i 6.16. presenten la MTD (per als tractaments o la seva combinació) segons les qualitats d'aigua descrites en la taula 6.12. (el color gris fa referència a les tecnologies que no assoleixen els límits fixats per la normativa). Concretament, la taula 6.15. s'aplica als escenaris sense restriccions d'espai per a la construcció d'estacions regeneradores d'aigües, mentre que la taula 6.16. fa referència a escenaris on hi ha limitacions de terreny per a la instal·lació de tecnologies de regeneració.

La infiltració-percolació modificada + diòxid de clor és la combinació de tractaments que es presenta com la és la millor línia de tecnologia disponible per a totes les qualitats identificades en la taula 6.12. (a excepció de la qualitat VII, ja que no s'assoleix el valor màxim admissible de fòsfor total) quan no hi ha limitacions d'espai (vegeu la taula 6.15.).

Val a dir que, normalment, les estacions regeneradores d'aigües (ERA) s'ubiquen en els terrenys de les EDAR. Les EDAR acostumen a presentar espais limitats i, en moltes ocasions, es troben situades en zones amb una alta pressió urbanística que fa que el preu del terreny sigui elevat i, fins i tot, pot donar-se el cas que l'ampliació de les instal·lacions sigui inviable atesa la mancança de terrenys en la zona. Per aquest motiu, es decideix incloure la limitació d'espai com un paràmetre addicional a tenir en compte a l'hora de determinar la MTD (vegeu la taula 6.16.). En aquest marc, les tecnologies no convencionals estudiades (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes) deixen de ser una opció per a la regeneració d'aigües. La taula 6.16. mostra que cap tractament o combinació arriba a assolir els valors màxims admissibles establerts en la qualitat I. El filtre de sorra seguit del diòxid de clor és la és la millor línia de tecnologia disponible per a la regeneració d'aigües (a excepció de les qualitats I i VII), ja que és la combinació de tractaments que s'ha presentat com més fiable, eficient i amb menor cost. Les combinacions dels tractaments fisicoquímic + diòxid de clor i filtre d'anelles + diòxid de clor són una altra opció vàlida a l'hora de plantejar la regeneració d'aigües.

Les taules 6.15. i 6.16. mostren el fet que a mesura que els valors màxims admissibles relatius a *E. coli* són menys restrictius, s'amplia el ventall de tecnologies, o combinació, destinades a la regeneració d'aigües. No obstant això, existeixen alguns sistemes no recomanats, com per exemple la desinfecció mitjançant ozó, atès el seu alt cost i baixa fiabilitat.

Taula 6.15. Determinació de la millor tecnologia disponible (calculada a partir de la fiabilitat, eficiència i cost dels sistemes de regeneració estudiats a les condicions de treball escollides) per a diferents tipus de reutilització quan la disponibilitat de terreny no és una limitació

Tecnologia/es	Qualitat I	Qualitat II	Qualitat III	Qualitat IV	Qualitat V	Qualitat VI	Qualitat VII	Qualitat VIII
IPm terciari						25		25
IPm + ClO ₂	30	30	30	30	30	30		30
IPm + APA			15	15	15	15		15
IPm + O ₃			10	10	10	10		10
IPm + UV			10	10	10	10		10
FS						20		20
FS + ClO ₂		30	30	30	30	30		30
FS + APA			15	15	15	15		15
FS + O ₃			5	5	5	5		5
FS + UV					10	10		10
FA						20		20
FA + ClO ₂		25	25	25	25	25		25
FA + APA			5	5	5	5		5
FA + O ₃			5	5	5	5		5
FA + UV						10		10
FQ						20		20
FQ + ClO ₂		25	25	25	25	25		25
FQ + APA			15	15	15	15		15
FQ + O ₃			5	5	5	5		5
FQ + UV			10	10	10	10		10
IPm secundari						20		20
IPm secundari + ZHc					20	20		20
Fangs actius + ZHc*						20		20

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; FQ: Físicoquímic; ClO₂: Diòxid de clor; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada; O₃: Ozó; ZHc: Zones humides construïdes. * Unicament es considera el paper de les zones humides construïdes. Colors verds: Tecnologies aconsellables; Colors vermells: Tecnologies no aconsellables; Color gris: No aplicable

Taula 6.16. Determinació de la millor tecnologia disponible (calculada a partir de la fiabilitat, eficiència i cost dels sistemes de regeneració estudiats a les condicions de treball escollides) per a diferents tipus de reutilització quan la disponibilitat de terreny és una limitació

Tecnologia/es	Qualitat I	Qualitat II	Qualitat III	Qualitat IV	Qualitat V	Qualitat VI	Qualitat VII	Qualitat VIII
IPm terciari								
IPm + ClO ₂								
IPm + APA								
IPm + O ₃								
IPm + UV								
FS						20		20
FS + ClO ₂		30	30	30	30	30		30
FS + APA			15	15	15	15		15
FS + O ₃			5	5	5	5		5
FS + UV					10	10		10
FA						20		20
FA + ClO ₂		25	25	25	25	25		25
FA + APA			5	5	5	5		5
FA + O ₃			5	5	5	5		5
FA + UV						10		10
FQ						20		20
FQ + ClO ₂		25	25	25	25	25		25
FQ + APA			15	15	15	15		15
FQ + O ₃			5	5	5	5		5
FQ + UV			10	10	10	10		10
IPm secundari								
IPm secundari + ZHc								
Fangs actius + ZHc*								

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FA: Filtre d'anelles; FQ: Físicoquímic; ClO₂: Diòxid de clor; APA: Àcid peracètic; UV: Radiació ultraviolada; O₃: Ozó; ZHc: Zones humides construïdes. * Unicament es considera el paper de les zones humides construïdes. Colors verds: Tecnologies aconsellables; Colors vermells: Tecnologies no aconsellables; Color gris: No aplicable

6.7. Risc associat a la reutilització d'aigües regenerades i eines de gestió de risc

L'estudi del risc sanitari constitueix la darrera part d'aquest treball. Aquesta secció presenta dues vessants diferenciades. La primera fa referència al marc teòric associat al risc de la reutilització d'aigües residuals i que ha donat lloc als articles H i I. La segona mostra l'aplicació de diferents eines qualitatives i quantitatives per estimar i gestionar el risc.

Article H: M. Salgot, E. Huertas, S. Weber, W. Dott i J. Hollender (2006). Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*, 187(1-3): 29-40.

Article I: E. Huertas, M. Salgot, J. Hollender, S. Weber, W. Dott, S. Khan, A. Schäfer, R. Messalem, B. Bis, A. Aharoni i H. Chikurel (2008). Key objectives for water reuse concepts. *Desalination*, 218(1-3): 120-131.

6.7.1. Microorganismes indicadors i normatives de reutilització

La transmissió potencial de malalties infeccioses per agents patògens és la preocupació més habitual associada a la reutilització d'aigües regenerades. Atesos els costos i la complexitat d'anàlisi de determinació de molts patògens, els professionals i reguladors de la reutilització d'aigües han hagut de dependre gairebé sempre dels indicadors fecals tradicionals.

Els microorganismes indicadors s'utilitzen normalment per controlar la presència potencial en l'aigua regenerada de patògens d'origen fecal (tant animal com humà). Els coliformes totals i fecals i, en menor proporció l'*E. coli* i els enterococs, tots ells bacteris, han estat durant molts anys, i pràcticament des de principi del segle XX, els organismes indicadors escollits en l'anàlisi d'aigües; el seu control s'ha establert per normatives i lleis a tot el món. No obstant això, no són l'únic tipus de microorganismes d'origen fecal presents habitualment en l'aigua residual, sinó que també s'hi poden trobar virus, protozoous, etc.

La comunitat científica sempre ha estat conscient del fet que la detecció i quantificació de l'*E. coli* no són suficients per definir la qualitat d'algunes aigües residuals tractades, regenerades o abocades al medi. Alguns patògens són més resistents que els bacteris als tractaments de depuració i/o desinfecció convencionals (fins i tot a la cloració) i els seus orígens poden ser diferents a les femtes d'animals de sang calenta. Conseqüentment, l'*E. coli* és una eina insuficient per reflectir totalment els canvis de qualitat a partir dels processos de tractament de les aigües residuals.

Cal tenir també en compte la conducta de tots els patògens durant la distribució de l'aigua al punt d'ús, i en el medi ambient (medi receptor). La presència i supervivència dels diferents agents patògens durant els processos de tractament i quan arriben al medi no són els mateixos. En general, els virus entèrics i els paràsits són més resistents als processos de desinfecció i a l'estrès ambiental que la majoria dels bacteris. A més a més, molts dels quists/ooquistes de paràsits i ous d'helminth mantenen la seva viabilitat en l'ambient (aigua, cultius i sòls) durant períodes de temps més llargs que els bacteris o virus (Cooper i Olivieri, 1998).

La qualitat microbiològica no es pot referir en teoria a un únic organisme (bacteri) indicador que hauria de ser capaç d'establir per si mateix el risc biològic derivat de la reutilització de les aigües residuals; i durant els darrers anys s'ha apuntat que la determinació de coliformes hauria de ser substituïda o complementada per la d'altres organismes que indiquin millor el contingut microbiològic de les aigües i l'eficiència dels processos de tractament i regeneració d'aigua residual.

Des d'una perspectiva de salut pública i de control de procés, els virus entèrics i els paràsits són crítics ateses les possibilitats d'infecció per exposició a dosis molt baixes i falta de mètodes rutinaris, i de baix cost, per a la seva detecció i enumeració.

En els darrers anys, s'ha proposat que els bacteriòfags siguin l'indicador viral d'elecció i serveixin també com a indicadors globals de contaminació fecal (Campos, 1998; Lucena i Jofre, 2006). L'estructura, composició, morfologia i mida dels bacteriòfags s'assemblen molt a la dels virus entèrics. La determinació de fags és relativament simple i econòmicament factible i pot portar-se a terme rutinàriament.

Els patògens més resistents a la desinfecció i que presenten més capacitat de supervivència quan s'exposen a l'ambient són els quists de protozous i els ous de nematode; en conseqüència, l'absència d'indicadors bacterians i vírics en l'aigua regenerada no demostra necessàriament l'absència de paràsits entèrics (Cooper i Olivieri, 1998). Concretament, els quists de *Giardia* i els ooquistes de *Cryptosporidium* són presents en moltes aigües residuals i són més difícils d'inactivar per cloració que els bacteris i virus.

Un dels grans problemes sanitaris de l'ús de l'aigua regenerada és el control d'ous d'helminths entèrics (Capizzi i Schwartzbrod, 1998). Encara no hi ha un indicador adequat de la presència d'ous d'helminth; tot i això, els ous d'*Ascaris lumbricoides* semblen ser els que presenten una major supervivència en molts medis i, en condicions favorables, poden romandre viables en el sòl durant anys. Atesos aquests motius, s'ha proposat que els ous d'*Ascaris lumbricoides* siguin els indicadors d'ous d'helminth en les diferents matrius ambientals, i la seva absència pot ser interpretada com una indicació de l'absència d'aquests ous o d'altres formes de resistència dels paràsits.

Finalment, cal considerar que el fet que es trobin patògens en una aigua regenerada no implica necessàriament que les persones que hi entren en contacte hagin de patir una infecció o que es creïn problemes ambientals (concepte de *quantum satis*). Això és així perquè els mecanismes d'infecció no funcionen sota el principi d'una «unitat» de patògen correspon a una infecció, ja que entren en joc altres consideracions, com ara els grups de risc (persones immunodeprimides, tercera edat, nadons, etc.), les dosis infectives, etc. (Salgot i Huertas, 2006).

Els mètodes actuals de detecció directa de bacteris, virus, protozous i helminths patògens tendeixen a ser poc precisos, lents i cars. Els organismes indicadors s'utilitzen actualment substituint la detecció directa dels patògens microbians, però tenen diversos inconvenients. En particular, la menor resistència a les pressions ambientals i als processos de tractament, així com la possibilitat que siguin presents a les aigües residuals atesa la contaminació d'origen animal. En conseqüència, s'estan investigant mètodes de detecció directa dels patògens microbians en l'aigua basats en la PCR (reacció en cadena de la polimerasa) a temps real o bé la PCR semiquantitativa, els microxips o les tècniques d'immunodetecció (Pascual, 2002).

La qualitat microbiològica de les aigües regenerades defineix els usos als quals es pot aplicar aquest recurs. Normalment, les normatives o guies de reutilització estableixen aquesta qualitat amb l'objectiu de protegir la salut pública, vetllar pel medi ambient i evitar la infecció d'altres éssers vius. La normativa espanyola actual estableix diferents qualitats microbiològiques segons el tipus d'ús final (vegeu l'annex 1). Aquestes categories es poden simplificar i classificar en sis grups diferents, tal com es mostra en la taula 6.17. Addicionalment, aquesta taula relaciona la categoria química corresponent segons el que especifica l'article H.

Taula 6.17. Qualitat microbiològica i química de l'aigua per a diferents usos finals (adaptat del RD 1620/2007)

Categoria microbiològica	Categoria química	Descripció de l'ús final (segons el RD 1620/2007)
A	1	Torres de refrigeració i condensadors evaporatius Reg de jardins privats. Descàrrega d'aparells sanitaris
	No categoria*	Recàrrega d'aqüífers per injecció directa
B	1	Reg de cultius amb sistema d'aplicació de l'aigua que permeti el contacte directe de l'aigua regenerada amb les parts comestibles per a alimentació humana en fresc
C	1	Reg de zones verdes urbanes (parcs, camps esportius i similars). Neteja de carrers. Sistemes contra incendis Rentatge industrial de vehicles Reg de camps de golf
	3	Recàrrega d'aqüífers per percolació localitzada a través del terreny
D	4	Aigües de procés i neteja per a ús en la indústria alimentària
E	2	Reg de productes per a consum humà amb sistema d'aplicació d'aigua que no evita el contacte directe de l'aigua regenerada amb les parts comestibles, però el consum no és en fresc sinó amb un tractament industrial posterior. Reg de pastures per a consum d'animals productors de llet o carn. Reg localitzat de cultius llenyosos que impedeix el contacte de l'aigua regenerada amb les fruites consumides en l'alimentació humana. Reg de cultius de flors ornamentals, vivers, hivernacles sense contacte directe de l'aigua regenerada amb les produccions. Reg de cultius industrials no alimentaris, vivers, farratges ensitjats, cereals i llavors oleaginoses
	3	Estanys, masses d'aigua i cabals circulants ornamentals, en què no està permès l'accés del públic a l'aigua Aqüicultura
	4	Aigües de procés i neteja, excepte en la indústria alimentària. Altres usos industrials
F	2	Reg de boscos, zones verdes i d'altres tipus no accessible al públic. Silvicultura

* No s'assigna categoria a la recàrrega d'aqüífers per injecció directa

Si es compara l'esborrany de la normativa de reutilització publicada pel CEDEX (1999) i la versió aprovada pel govern a finals de l'any 2007 (RD 1620/2007) es pot observar com, en

general, els usos que s'inclouen en ambdós documents coincideixen considerablement i, bàsicament, fan referència a la reutilització de reg, usos residencials, usos industrials, recàrrega d'aqüífers i masses d'aigua. No obstant això, hi ha diferències, com ara el fet que la reutilització d'aigües regenerades en aigües de bany i l'ús en masses d'aigua on el contacte de persones està permès (categories establertes en l'esborrany CEDEX) no es tenen en consideració en la normativa actual. D'altra banda, el RD 1620/2007 inclou una nova opció de reutilització: l'ús d'aigua regenerada en torres de refrigeració i condensadors evaporatius. La taula 6.18. presenta una anàlisi comparativa entre les categories establertes en l'article H que pren com a referència l'esborrany del CEDEX i la nova proposta de classificació elaborada a partir del RD 1620/2007.

Taula 6.18. Anàlisi comparativa entre les categories de qualitat microbiològica adaptades de l'esborrany de normativa del CEDEX (article H) i RD 1620/2007

Categories microbiològiques segons l'article H (CEDEX, 1999)	Categories microbiològiques segons el RD 1620/2007	Observacions
I	A	El RD 1620/2007 crea una nova categoria de reutilització en torres de refrigeració i condensadors evaporatius
II	No aplicable	El RD 1620/2007 no considera la reutilització en aigües de bany (l'esborrany CEDEX ho permetia)
III	C, B i E	El RD 1620/2007 és més estricte en el cas que l'aigua regenerada es destini al reg de cultius on l'aigua entra en contacte directe amb els aliments que es consumeixen en fresc
IV	E	El RD 1620/2007 no té en compte la reutilització en masses d'aigua amb què el públic pot estar en contacte (l'esborrany CEDEX ho permetia)
V	C i E	—
VI	F	—
VII	E	—
—	D	El RD 1620/2007 accepta la reutilització com a aigua de procés i de neteja en la indústria alimentària (l'esborrany CEDEX no ho permetia)

El cost analític associat a la determinació dels paràmetres microbiològics és un aspecte que pot influir a l'hora de decidir el tipus de reutilització. Així, les anàlisis associades als procediments de determinació de *Legionella*, *Giardia*, *Cryptosporidium* i enterovirus són les més cares (entre 60 i 200 €); mentre que la determinació d'*E. coli* és la que presenta un cost més baix (inferior a 6 €); seguit de la determinació d'enterococs i bacteriòfags (entre 6 i 20 €); mentre que la determinació d'ous de nematode i de *Taenia* presenta un cost intermedi (entre 20 i 60 €).

La taula 6.19 mostra una llista dels paràmetres microbiològics que es determinen més habitualment en aigües regenerades i es relacionen amb les especificacions del RD 1620/2007. Els paràmetres més habitualment descrits en la normativa espanyola fan referència a *E. coli*, ous de nematode i *Legionella*. És important indicar que la *Legionella* s'ha de determinar en aquells casos on hi ha risc de formació d'aerosols, mentre que l'*E. coli* s'ha de monitorar en tots

els usos, a excepció de la categoria que permet el reg de boscos, zones verdes i d'altres tipus (on l'accés del públic està prohibit) i silvicultura (qualitat 5.3.; vegeu l'annex 1). La determinació d'ous de nematode és, juntament amb l'*E. coli*, el paràmetre que s'ha de controlar en més ocasions. D'altra banda, hi ha un tipus de reutilització (qualitat 2.2.; vegeu l'annex 1) que obliga a la determinació de la *Taenia saginata* i *Taenia solium*; mentre que la qualitat 3.1.c. exigeix la determinació qualitativa (presència/absència) de patògens com ara la *Salmonella*. Finalment, cal indicar que el RD 1620/2007 no fa referència a la determinació de *Giardia*, *Cryptosporidium*, bacteriòfags o enterovirus (l'annex 1 presenta una descripció detallada del RD 1620/2007).

Taula 6.19. Importància de les categories microbiològiques segons el RD 1620/2007

Paràmetre	Importància per a les categories microbiològiques segons el RD 1620/2007*
<i>Legionella</i>	A; B; C; D; E (si hi ha risc de formació d'aerosols)
<i>E. coli</i> i similar	A; B; C; D; E
Enterococci / <i>Salmonella</i>	D (determinació de presència o absència)
Ous de nematode	A; B; C (a excepció de la qualitat 5.1.); D; E (a excepció de les qualitats 3.1. a i b; 4.2.)
<i>Taenia</i>	E
<i>Giardia</i> i <i>Cryptosporidium</i>	No s'especifica
Bacteriòfags	No s'especifica
Enterovirus	No s'especifica

* La categoria F (qualitat 5.3., annex 1) no fixa cap límit microbiològic

L'article I té en consideració algunes experiències de reutilització a Europa: reg de cultius, usos residencials, usos urbans, aigües de bany, aqüicultura, aigua industrial i aigua per a la producció d'aigua de beguda (aigua potable). Cal indicar que tots aquests usos no estan considerats en el RD 1620/2007. Tal com s'ha avançat anteriorment, la normativa actual espanyola no permet la reutilització en aigües de bany, ni per a la producció d'aigua de beguda (article 4.4. del RD 1620/2007). No obstant això, en cas de catàstrofe l'autoritat sanitària pot permetre la reutilització d'aigües regenerades com a aigües de beguda.

La descripció dels usos de reutilització que es presenta en l'article I es fa des del punt de vista del risc sanitari. Una de les mesures que redueix el risc microbiològic associat a la reutilització de les aigües regenerades és evitar el contacte entre l'agent que produeix la infecció (bacteris, virus, protozous, etc.) i l'hoste (home, animals). Hi ha diferents mesures per evitar o, si més no, reduir la probabilitat que entrin en contacte ambdues parts (agent d'infecció i hoste), com és el cas de l'aplicació de barreres múltiples, és a dir, cada tractament o acció (rentat, tractament tèrmic d'aliments, etc.) és capaç d'eliminar un cert nombre d'unitats logarítmiques de microorganismes (Kamizoulis, 2006).

En el cas del reg, el mètode d'aplicació de l'aigua és una peça clau pel perill associat, ja que hi ha sistemes de reg que eviten el contacte entre l'aigua i el cultiu, com ara el reg a manta o el reg gota a gota (a excepció dels tubercles); mentre que el reg per aspersió afavoreix que l'aigua entri en contacte amb el cultiu. El tipus de conreu també influirà sobre la supervivència dels microorganismes, atès que algunes estructures vegetals els aporten protecció (p. ex. la frondositat evita l'acció de la radiació ultraviolada procedent del sol). La temperatura, la humitat

i la pluja són factors addicionals que caldrà tenir en compte en aquells cultius que hagin estat regats amb aigua regenerada. La temperatura pot ajudar al creixement i reproducció dels agents biològics sempre que es donin les condicions òptimes, tot i que amb temperatures extremes es pot reduir la concentració d'alguns (a excepció de les formes resistents que continuaran en estat latent). La humitat afavoreix el creixement dels microorganismes, mentre que la pluja suposa el rentatge dels cultius, és a dir, l'aigua arrossegarà part dels microorganismes dipositats en la seva superfície durant el reg, tot i que si coexisteixen pluja i vent pot donar-se el cas que els microorganismes o espores es traslladin d'un lloc a un altre (Kamizoulis, 2006).

Les condicions higièniques i de neteja són de gran importància per reduir el risc sanitari, tant en el cas del consum de cultius en cru, com per ingestió indirecta dels agents microbiològics (p. ex. microorganismes que entren en contacte amb les mans i posterior ingesta com a conseqüència d'haver-se posat les mans a la boca). Respecte als productes alimentaris que són processats mitjançant un tractament tèrmic, cal tenir en compte la temperatura i el temps de cocció, que poden evitar la reproducció de microorganismes i inclús la seva mort (OMS, 2006).

Una altra forma d'ingerir directament agents microbiològics és a través de la ingesta d'animals (p. ex. peixos, musclos i similars, etc.) que hagin estat infectats prèviament per microorganismes com a conseqüència de la producció en aigües regenerades (OMS, 2006).

La inhalació d'aerosols pren importància, especialment, en aquells casos on es decideix dur a terme el reg de cultius mitjançant aspersió o quan es planteja la reutilització en usos industrials (p. ex. l'aigua de procés pot estar associada amb processos d'evaporació d'aigua que generen aerosols) (OMS, 2006). Tal com s'ha comentat anteriorment, la producció d'aerosols presenta el risc d'infectar els éssers humans amb *Legionella*, encara que no s'han descrit casos.

La contaminació creuada, entesa com la transferència de microorganismes patògens procedents d'altres productes o qualsevol altre forma de contaminació externa, és una altra manera d'afectar les persones (NRMMC, 2008). En el context en el què s'emmarca aquest treball, els operaris que treballen habitualment en el manteniment dels sistemes de distribució i aplicació de l'aigua regenerada (p. ex. reg de cultius) són els que poden veure's afectats per la contaminació creuada, ja que treballen habitualment amb aquest recurs; conseqüentment serà necessari una bona formació en prevenció de riscos laborals per tal d'evitar infeccions. Addicionalment, pot donar-se contaminació creuada en sistemes de distribució d'aigües duals, és a dir, on conviuen canonades d'aigua potable i aigües regenerades. En aquests casos, cal realitzar dissenys que identifiquin el tipus d'aigua que es transporta en les canonades (p. ex. a través de diferents colors de tots els equips, incloses les canonades) i assegurar que la canonada d'aigua potable sempre s'instal·la per sobre de la d'aigua regenerada, així si hi ha alguna pèrdua o es trenca la canonada que transporta l'aigua regenerada s'evita quasi sempre l'entrada en contacte amb la que transporta l'aigua potable. També es poden fer servir tipus de connexió incompatibles entre els dos sistemes (NRMMC, 2008).

6.7.2. Avaluació quantitativa del risc microbiològic

L'avaluació quantitativa del risc microbiològic, en anglès *Quantitative Microbial Risk Assessment* (QMRA), estableix una estimació del risc d'infecció a partir d'una exposició individual mitjançant models matemàtics (vegeu l'apartat 3.4.2. «Dosi-resposta»). En l'actualitat els especialistes intenten utilitzar els models d'avaluació del risc quantitatiu aplicats a patògens humans i, concretament, s'ha estandarditzat el nivell de risc acceptable a 1×10^{-4} per desenvolupar una malaltia gastrointestinal (1 cas per 10.000 persones) en el cas de la reutilització (Macler i Regli, 1993; FDEP, 1998).

L'avaluació quantitativa del risc d'aquesta recerca s'aplica a tres línies d'estudi: la infiltració-percolació modificada + diòxid de clor, filtre de sorra + diòxid de clor, i fisicoquímic + diòxid de clor. Com ja s'ha comentat anteriorment, els tractaments de desinfecció requereixen un sistema de filtració avançat si es vol garantir la qualitat de l'aigua regenerada. L'estudi inclou una tecnologia no convencional, que és capaç de generar un efluent de bona qualitat, com és el cas de la infiltració-percolació modificada; el sistema que més habitualment s'utilitza com a tractament previ al diòxid de clor, el filtre de sorra; mentre que el fisicoquímic es tria perquè és una tecnologia que cada vegada més s'empra en les línies de regeneració. El sistema de desinfecció escollit, el diòxid de clor, respon al fet que és el sistema de desinfecció que en més ocasions apareix com a millor tecnologia disponible (vegeu l'apartat 6.6.) per a diferents tipus de reutilització.

A l'hora de calcular el risc en les línies estudiades, s'empren normalment dos models diferents (beta-Poisson i exponencial), tal com recull la bibliografia consultada. La probabilitat que es calcula amb el model beta-Poisson s'aplica en els casos d'*E. coli*, poliovirus 3 i rotavirus, mentre que el model exponencial s'utilitza amb poliovirus 1, *Giardia* i *Cryptosporidium*.

En aquest estudi s'han determinat els indicadors bacterians i virals, a més de dur a terme el monitoratge de *Giardia* i *Cryptosporidium*. Com no és possible disposar de models específics per a organismes indicadors, ja que únicament els patògens són els responsables de produir malalties, es decideix fer una aproximació del risc pels indicadors microbiològics estudiats (vegeu la taula 6.20.). Així, el QMRA corresponent a coliformes fecals pren com a referència el model fixat per l'*E. coli* O157:H7, mentre que els colífags somàtics s'equiparen amb poliovirus (1 i 3) i els bacteriòfags ARN F-específics es fan coincidir amb rotavirus.

Els resultats corresponents a l'avaluació del risc quantitatiu es presenten en la taula 6.20. Cal indicar que en el cas dels colífags somàtics es decideix fer l'estudi de les dues aplicacions matemàtiques (beta-Poisson per a poliovirus 3; i exponencial per a poliovirus 1), atesa la manca d'estudis més específics i amb l'objectiu d'assegurar que en cap cas s'excedeix el risc fixat en la reutilització d'aigües regenerades (1×10^{-4}).

Taula 6.20. Estimació quantitativa del risc en les línies d'infiltració-percolació modificada + diòxid de clor, filtre de sorra + diòxid de clor, i fisicoquímic + diòxid de clor

Paràmetre unitats	Model	IPm + ClO ₂	FS + ClO ₂	FQ + ClO ₂	Estimació del risc
Coliformes fecals (<i>E. coli</i> O157:H7) ufc/100 mL	Beta-Poisson $\alpha = 0,1705$ $\beta = 1,61 \times 10^6$	< 1	< 1	< 1	IPm + ClO ₂ : $< 1,06 \times 10^{-7}$ FS + ClO ₂ : $< 1,06 \times 10^{-7}$ FQ + ClO ₂ : $< 1,06 \times 10^{-7}$
Colífags somàtics (poliovirus 1) ufp/100 mL	Exponencial $r = 0,009102$	1,70	< 1	1,36	IPm + ClO ₂ : $1,54 \times 10^{-2}$ FS + ClO ₂ : $< 9,06 \times 10^{-3}$ FQ + ClO ₂ : $1,23 \times 10^{-2}$
Colífags somàtics (poliovirus 3) ufp/100 mL	Beta-Poisson $\alpha = 0,409$ $\beta = 0,788$	1,70	< 1	1,36	IPm + ClO ₂ : $3,75 \times 10^{-1}$ FS + ClO ₂ : $< 2,85 \times 10^{-1}$ FQ + ClO ₂ : $3,36 \times 10^{-1}$
Bacteriòfags (rotavirus) ufp/100 mL	Beta-Poisson $\alpha = 0,253$ $\beta = 0,422$	< 1	n.d.	1,49	IPm + ClO ₂ : $< 2,65 \times 10^{-1}$ FS + ClO ₂ : n.d. FQ + ClO ₂ : $3,18 \times 10^{-1}$
<i>Giardia</i> quist/L	Exponencial $r = 0,0198$	< 1	< 1	< 1	IPm + ClO ₂ : $< 1,96 \times 10^{-2}$ FS + ClO ₂ : $< 1,96 \times 10^{-2}$ FQ + ClO ₂ : $< 1,96 \times 10^{-2}$
<i>Cryptosporidium</i> ooquist/L	Exponencial $r = 0,00467$	< 1	3	< 1	IPm + ClO ₂ : $< 4,66 \times 10^{-3}$ FS + ClO ₂ : $1,39 \times 10^{-2}$ FQ + ClO ₂ : $< 4,66 \times 10^{-3}$

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FQ: Físicoquímico; ClO₂: Diòxid de clor
n.d.: No determinat

Els resultats obtinguts mostren que el càlcul realitzat per l'*E. coli* OH157:H7 és l'únic que presenta un risc d'infecció anual inferior a 1×10^{-4} . No obstant això, cal fer notar que tot i que el contingut de la resta de microorganismes estudiats (colífags somàtics, bacteriòfags, *Giardia* i *Cryptosporidium*) ha estat, en alguns casos, inferior al límit de detecció, el QMRA no es situa en un valor inferior a 1×10^{-4} . L'ús d'organismes indicadors suposa la introducció d'un nivell addicional d'incertesa en l'estimació quantitativa del risc, atès que es realitza una sobreestimació del risc al considerar que tots els organismes indicadors causen malaltia. El cas més clar és el corresponent a l'*E. coli*, ja que únicament el 8% de la concentració d'aquest microorganisme és patògenic (Haas et al., 1999). D'altra banda, cal indicar que es disposen de pocs estudis epidemiològics precisos (Howard et al., 2006). Finalment, es pot apuntar que els mètodes analítics disponibles no són prou acurats per a determinar el contingut de microorganismes (en aquest punt s'obre un debat relacionat amb la precisió dels mètodes analítics disponibles que no es tractarà en aquest treball per no formar part dels objectius establerts).

De manera global, si es comparen les línies de regeneració escollides (infiltració-percolació modificada + diòxid de clor, filtre de sorra + diòxid de clor, i fisicoquímico + diòxid de clor), es pot determinar que les combinacions de tractaments que presenten una estimació de risc menor són les corresponents a infiltració-percolació modificada + diòxid de clor i filtre de sorra + diòxid de clor.

6.7.3. DALY

L'OMS contempla una altra forma de realitzar l'avaluació quantitativa del risc microbiològic: els DALY (*Disability-Adjusted Life Years*) (OMS, 2006). Recordem que els DALY són un indicador epidemiològic que mesura la salut d'una població o la seva càrrega de malaltia en relació amb una determinada afecció o un factor de risc. Es mesura en anys de vida perduts a causa d'incapacitat o mort (vegeu l'apartat 3.4.5. del capítol «Introducció»).

L'OMS (2006) estableix que la càrrega tolerable per a malalties d'origen hídric que es donen com a conseqüència de la ingestió d'aigua ha de ser inferior a 10^{-6} DALY per persona i per any. També assenyala el nivell de reducció de rotavirus i d'ous d'helminths que assegurin un risc sanitari inferior a 10^{-6} DALY per diferents escenaris de reutilització en agricultura (vegeu la taula 3.7. del capítol «Introducció»).

La primera consideració que s'ha de fer a l'hora d'aplicar la metodologia de l'OMS a les línies de regeneració descrites anteriorment és que aquest estudi no ha inclòs la determinació del contingut de rotavirus. Per aquest motiu es pren com a referència les dades indicades per l'OMS (2006) que fixa el contingut d'aquest microorganisme en l'aigua residual en 10^2 rotavirus/L (= 4 ulog/100 mL). D'altra banda, cal apuntar que s'equipara el contingut de bacteriòfags (indicador viral estudiat) a rotavirus. Cal indicar que la línia filtre de sorra + diòxid de clor no es pot analitzar atesa la mancança de dades relatives a bacteriòfags.

A partir dels resultats obtinguts (vegeu la taula 6.21.) es pot observar que la combinació de tractaments corresponent a la infiltració-percolació modificada + diòxid de clor no requereix de mesures de protecció sanitàries addicionals quan l'aigua regenerada es destina a agricultura de reg restrictiu i reg localitzat, mentre que la línia fisicoquímica + diòxid de clor sempre necessita mesures de protecció de la salut addicionals, a excepció dels cultius de creixement ràpid que reben aigua mitjançant el reg localitzat (reg gota a gota).

Taula 6.21. Mesures de protecció de la salut humana a implementar en les línies de regeneració corresponents a la infiltració-percolació modificada + diòxid de clor i fisicoquímic + diòxid de clor per tal d'assegurar que els DALY $\leq 10^{-6}$

Escenari d'exposició	DALY $\leq 10^{-6}$		IPm+ClO ₂		FQ+ClO ₂	
	Reducció rotavirus (ulog) ^a	Reducció aconseguida (ulog)	Mesures protecció salut addicionals	Reducció aconseguida (ulog)	Mesures protecció salut addicionals	Reducció aconseguida (ulog)
Reg no restrictiu						
Enciam	6	4	Rentat amb desinfectants Reducció: 2 ulog	2,5	No s'aconsella aquest ús	
Ceba	7	4	No regar entre 1 i 2 dies abans de la collita (extinció) i pelar producte Reducció: 0,5-2 ulog/dia (extinció) + 2 ulog (pelar)	2,5	Tractament tèrmic Reducció: 6-7 ulog	
Reg restrictiu						
Producció molt mecanitzada	3	4	-	2,5	No regar entre 1 i 2 dies abans de la collita (mort) Reducció: 0,5-2 ulog/dia (extinció)	
Molta mà d'obra	4	4	-	2,5	No regar entre 2 i 3 dies abans de la collita (extinció) Reducció: 0,5-2 ulog/dia (extinció)	
Reg localitzat (gota a gota)						
Cultius de creixement ràpid	2	4	-	2,5	-	
Cultius de creixement lent	4	4	-	2,5	No regar entre 2 i 3 dies abans de la collita (extinció) Reducció: 0,5-2 ulog/dia (extinció)	

^a Reducció de rotavirus (ulog) necessària per assolir un nivell de DALY $\leq 10^{-6}$

IPm: Infiltració-percolació modificada; FQ: Físicoquímic; ClO₂: Diòxid de clor

-: No és necessari aplicar cap mesura de protecció per a la salut addicional, atès que el tractament de desinfecció ja aconseguix la reducció necessària

Les mesures de protecció de la salut establertes per l'OMS (2006) són diverses. En aquest treball es fa necessari implementar alguna d'elles amb l'objectiu de poder assolir la reducció de rotavirus fixada per l'OMS. La taula 6.21. descriu les mesures de protecció escollides en cada cas:

i) Efluent generat per infiltració-percolació modificada + diòxid de clor:

- Reg no restrictiu (enciam). Es proposa rentar el cultiu amb desinfectants per tal d'assolir una reducció addicional de 2 ulog.
- Reg no restrictiu (ceba). Se suggereix no regar el cultiu entre 1 i 2 dies abans de la collita. Amb aquesta mesura es produeix l'extinció de rotavirus i es redueix el seu contingut entre 1 i 2 ulog. Addicionalment, es fa necessari pelar el producte, d'aquesta manera s'aconsegueix disminuir 2 ulog el contingut de rotavirus.

ii) Efluent generat per la combinació fisicoquímica + diòxid de clor:

- Reg no restrictiu (enciam). No es recomana aquesta reutilització, atès que les mesures de protecció que es podrien implementar afectarien de manera directa sobre la qualitat del producte al mercat.
- Reg no restrictiu (ceba). Es recomana realitzar un tractament tèrmic del producte, d'aquesta manera es redueix entre 6 i 7 ulog el contingut de rotavirus. Amb aquesta mesura, el cultiu no podrà ser destinat a la comercialització com a producte fresc.
- Reg restrictiu (producció molt mecanitzada). Se suggereix no regar el cultiu entre 1 i 2 dies abans de la collita, amb aquesta mesura es produeix l'extinció de rotavirus i es redueix el seu contingut entre 1 i 2 ulog.
- Reg restrictiu (producció amb molta mà d'obra) i reg localitzat (cultius de creixement lent). Se suggereix no regar el cultiu entre 2 i 3 dies abans de la collita, amb aquesta mesura es produeix l'extinció de rotavirus i es redueix el seu contingut entre 1,5 i 3,0 ulog.

Novament, aquest anàlisi mostra que la combinació corresponent a la infiltració-percolació modificada seguida de diòxid de clor genera un efluent que presenta un major nombre d'opcions de reutilització i requereix d'un menor nombre de mesures de protecció per a la salut de l'home en comparació amb la línia fisicoquímica + diòxid de clor.

6.7.4. Avaluació qualitativa del risc microbiològic

Per tal de classificar els perills en rellevants i no rellevants, hi ha taules matricials que relacionen la severitat dels perills i la probabilitat que ocorrin (vegeu l'apartat 3.4.6. «Estimació qualitativa del risc»). Les matrius d'avaluació del risc estimen els perills identificats depenent de la severitat o capacitat d'afectació sobre el consumidor, i la freqüència o probabilitat que ocorrin. Els resultats derivats de l'aplicació de les matrius qualitatives (vegeu taules 3.19. a 3.21. de l'apartat 3.4.6.) en les tres línies de tractament estudiades (infiltració-percolació

modificada, filtre de sorra i fisicoquímic, tots ells seguits d'un tractament amb diòxid de clor) es presenten a les taules 6.22., 6.23. i 6.24.

Taula 6.22. Resultats derivats de l'aplicació de la matriu qualitativa de l'avaluació del risc en la línia infiltració-percolació modificada + diòxid de clor

Paràmetre	Probabilitat que ocorri un perill	Conseqüències	Avaluació risc
Coliformes fecals	Improbable	Moderades	3
Colifags somàtics	Moderada	Importants	12
Bacteriòfags ARN F-específics	No gaire probable	Importants	8
<i>Giardia</i>	Improbable	Importants	4
<i>Cryptosporidium</i>	Improbable	Importants	4
Risc total línia			31

Taula 6.23. Resultats derivats de l'aplicació de la matriu qualitativa de l'avaluació del risc en la línia filtre de sorra + diòxid de clor

Paràmetre	Probabilitat que ocorri un perill	Conseqüències	Avaluació risc
Coliformes fecals	Improbable	Moderades	3
Colifags somàtics	Moderada	Importants	12
Bacteriòfags ARN F-específics	n.d.	Importants	n.d.
<i>Giardia</i>	No gaire probable	Importants	8
<i>Cryptosporidium</i>	Probable	Importants	16
Risc total línia			39*

n.d.: No disponible

* El risc total de la línia no inclou el valor de l'avaluació del risc per a bacteriòfags ARN F-específics, ja que no es disposen d'anàlitzes corresponents a aquest indicador viral

Taula 6.24. Resultats derivats de l'aplicació de la matriu qualitativa de l'avaluació del risc en la línia fisicoquímic + diòxid de clor

Paràmetre	Probabilitat que ocorri un perill	Conseqüències	Avaluació risc
Coliformes fecals	Improbable	Moderades	3
Colifags somàtics	No gaire probable	Importants	8
Bacteriòfags ARN F-específics	Moderada	Importants	12
<i>Giardia</i>	Improbable	Importants	4
<i>Cryptosporidium</i>	Improbable	Importants	4
Risc total línia			31

Després de l'aplicació de la matriu qualitativa del risc s'observa que les combinacions corresponents a la infiltració-percolació modificada + diòxid de clor i fisicoquímic + diòxid de clor presenten la mateixa valoració del risc total (31), mentre que la línia que combina filtre de

sorra + diòxid de clor mostra un risc total superior (39), tot i que no inclou l'avaluació del risc corresponent a bacteriòfags ARN F-específics.

L'avaluació del risc total de les tres línies indica que les combinacions corresponents a la infiltració-percolació modificada + diòxid de clor i fisicoquímic + diòxid de clor són més segures que la línia que incorpora el filtre de sorra. Aquest fet s'explica ja que la capacitat del filtre de sorra per eliminar quists i ooquistes de *Giardia* i *Cryptosporidium*, respectivament, és inferior que en les tecnologies d'infiltració-percolació modificada i fisicoquímic.

Cal destacar que els resultats obtinguts en l'avaluació qualitativa del risc concorden amb els obtinguts en l'avaluació quantitativa del risc microbiològic. Aquest fet indica que una avaluació qualitativa del risc inicial pot ser útil a l'hora de decidir quines són les línies de tractament més adients per als diferents usos de l'aigua regenerada. Posteriorment, l'avaluació quantitativa del risc ajudarà a determinar els tractaments necessaris en a cada cas.

6.7.5. Aplicació dels principis de l'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC) en línies de regeneració d'aigües residuals

L'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC) és una eina que es pot implementar en el marc de la regeneració d'aigües. L'APPCC garanteix el compliment dels requeriments legals fixats en la normativa espanyola (RD 1620/2007) i redueix els perills associats a la reutilització d'aigües regenerades.

Recordem que l'APPCC consta de 7 principis (FAO/OMS, 1998):

- Principi 1. Anàlisi de perills
- Principi 2. Determinació dels punts de control crítics
- Principi 3. Establiment dels límits crítics
- Principi 4. Sistema de vigilància o monitoratge
- Principi 5. Establiment d'accions correctores
- Principi 6. Procediments per a la verificació
- Principi 7. Establiment de la documentació pertinent per a tots els procediments

La identificació dels punts de control crítics (PCC) és un aspecte clau en l'APPCC, ja que s'han d'esmerçar molts esforços a l'hora de controlar les etapes que inclouen PCC. El Codex Alimentarius (FAO/OMS, 1998) defineix què és un PCC, i adaptant la definició a la reutilització d'aigües residuals podem indicar-ho com “una etapa en la què es pot aplicar un control – i és essencial fer-ho – per prevenir, eliminar o reduir fins a nivells acceptables un perill per la seguretat de l'aigua regenerada reutilitzada” (Salgot, 2008).

La determinació dels PCC es pot portar a terme mitjançant un arbre de decisió que inclou un conjunt de preguntes relacionades amb els perills potencials i que es responen amb un “Sí” o “No” (vegeu la figura 6.4.). Depenent de les respostes obtingudes, se seguirà una branca particular de l'arbre fins arribar a la següent pregunta. Cal indicar que amb quatre qüestions es poden identificar els PCCs associats a l'esquema de regeneració (vegeu la figura 6.4.).

En aquesta recerca, l'aplicació de l'arbre de decisió per a la determinació de PCC (figura 6.4.) s'implementa a les línies d'estudi de Vall/llobrega-Palamós corresponents a la infiltració-percolació modificada, filtre de sorra i fisicoquímic cadascun d'ells seguit de diòxid de clor. A més a més, s'inclouen les etapes d'emmagatzematge, distribució i punt d'ús de l'aigua regenerada.

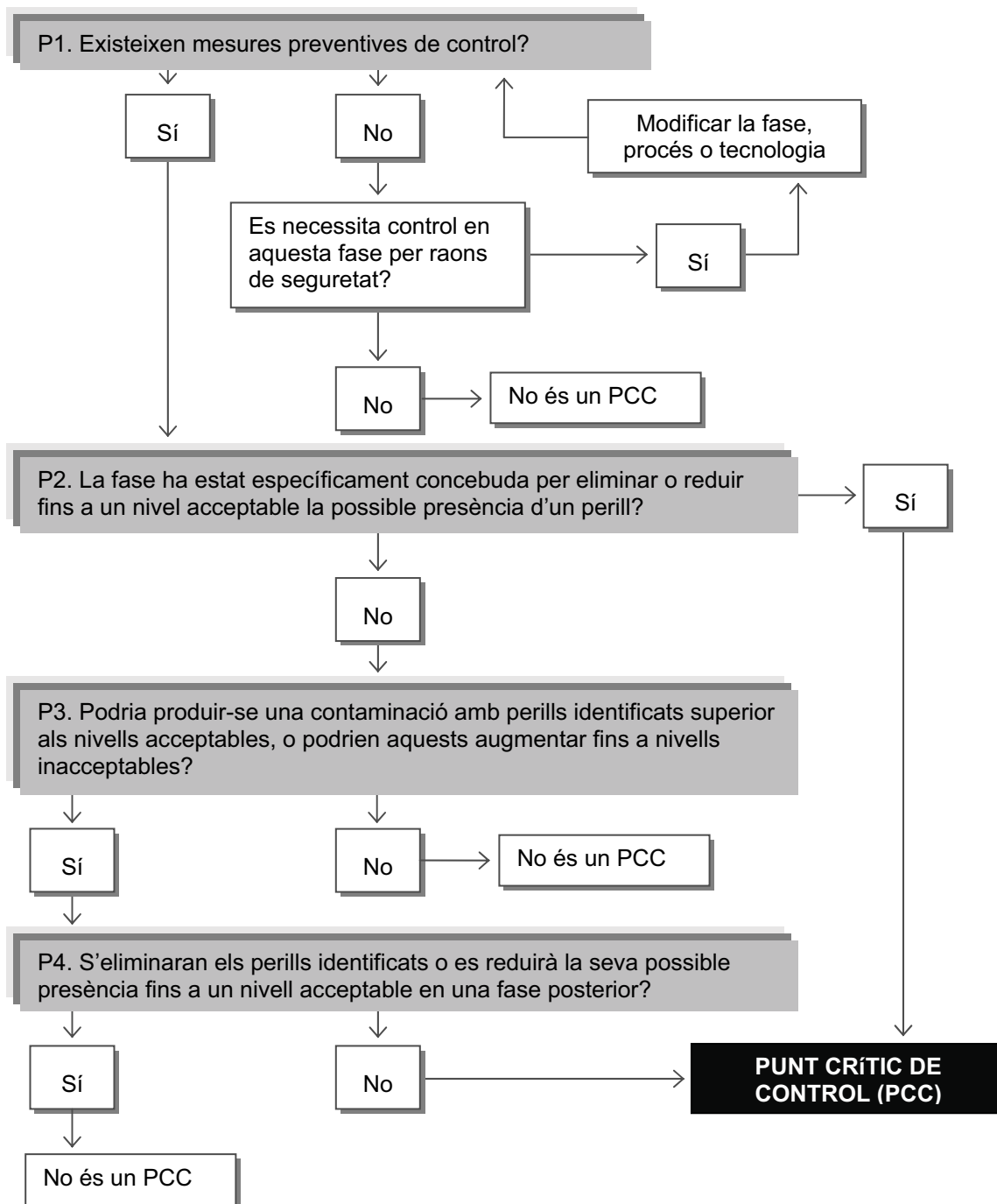


Figura 6.4. Seqüència de determinació de punts de control crítics (FAO/OMS, 1998)

Els resultats corresponents a l'aplicació de l'arbre de decisió per a la determinació dels PCC associats a les línies de regeneració esmentades anteriorment, i que inclouen de manera

adicional les etapes d'emmagatzematge, distribució i punt d'ús de l'aigua regenerada, es presenten en la taula 6.25.

Taula 6.25. Aplicació de l'arbre de decisió de PCC en les línies infiltració-percolació modificada + diòxid de clor, filtre de sorra + diòxid de clor, i fisicoquímic + diòxid de clor, incloent les etapes d'emmagatzematge, distribució i punt d'ús de l'aigua regenerada

Etapa	Perill	P1	P2	P3	P4	PCC
Infiltració-percolació modificada	Sòlids en suspensió	Sí	Sí	-	-	Sí
	Terbolesa	Sí	Sí	-	-	Sí
	Matèria orgànica	Sí	Sí	-	-	Sí
	Nitrats	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrogen total	Sí	No	No	-	No
	Fòsfor total	Sí	No	No	-	No
	Bacteris, virus, protozous	Sí	Sí	-	-	Sí
Filtre de sorra	Sòlids en suspensió	Sí	Sí	-	-	Sí
	Terbolesa	Sí	Sí	-	-	Sí
	Matèria orgànica	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrats	Sí	No	No	-	No
	Nitrogen total	Sí	No	No	-	No
	Fòsfor total	Sí	No	No	-	No
	Bacteris, virus, protozous	Sí	No	Sí	No	Sí
Fisicoquímic	Sòlids en suspensió	Sí	No	Sí	No	Sí
	Terbolesa	Sí	No	Sí	No	Sí
	Matèria orgànica	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrats	Sí	No	No	-	No
	Nitrogen total	Sí	No	No	-	No
	Fòsfor total	Sí	No	No	-	No
	Bacteris, virus, protozous	Sí	Sí	-	-	Sí
Diòxid de clor	Sòlids en suspensió	Sí	No	Sí	No	Sí
	Terbolesa	Sí	No	Sí	No	Sí
	Matèria orgànica	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrats ¹	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrats ²	Sí	No	No	-	No
	Nitrogen total	Sí	No	No	-	No
	Fòsfor total	Sí	No	No	-	No
	Bacteris, virus, protozous	Sí	Sí	-	-	Sí
	Clor residual, Ferro, Manganès, Sofre	Sí	No	Sí	No	Sí

P: Preguntes que constitueixen la seqüència de determinació de PCC

¹ Si l'influent prové de la infiltració-percolació modificada

² Si l'influent prové de filtre de sorra o fisicoquímic

Taula 6.25. Aplicació de l'arbre de decisió de PCC en les línies infiltració-percolació modificada + diòxid de clor, filtre de sorra + diòxid de clor, i fisicoquímic + diòxid de clor, incloent les etapes d'emmagatzematge, distribució i punt d'ús de l'aigua regenerada (continuació)

Etapa	Perill	P1	P2	P3	P4	PCC
Emmagatzematge	Sòlids en suspensió	Sí	No	No	-	No
	Terbolesa	Sí	No	No	-	No
	Matèria orgànica	Sí	No	No	-	No
	Nitrats ¹	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrats ²	Sí	No	No	-	No
	Nitrogen total	Sí	No	No	-	No
	Fòsfor total	Sí	No	No	-	No
	Bacteris, virus, protozous	Sí	No	Sí	No	Sí
	Clor residual	Sí	No	Sí	No	Sí
Distribució	Sòlids en suspensió	Sí	No	No	-	No
	Terbolesa	Sí	No	No	-	No
	Matèria orgànica	Sí	No	No	-	No
	Nitrats ¹	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrats ²	Sí	No	No	-	No
	Nitrogen total	Sí	No	No	-	No
	Fòsfor total	Sí	No	No	-	No
	Bacteris, virus, protozous	Sí	No	Sí	No	Sí
	Clor residual	Sí	No	Sí	No	Sí
Punt d'ús	Sòlids en suspensió	Sí	No	No	-	No
	Terbolesa	Sí	No	No	-	No
	Matèria orgànica	Sí	No	No	-	No
	Nitrats ¹	Sí	No	Sí	No	Sí
	Nitrats ²	Sí	No	No	-	No
	Nitrogen total	Sí	No	No	-	No
	Fòsfor total	Sí	No	No	-	No
	Bacteris, virus, protozous	Sí	No	Sí	No	Sí
	Clor residual	Sí	No	Sí	No	Sí

P: Preguntes que constitueixen la seqüència de determinació de PCC

¹ Si l'influent prové de la infiltració-percolació modificada

² Si l'influent prové de filtre de sorra o fisicoquímic

L'establiment del pla d'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC) inclou les diferents etapes de la línia de regeneració d'aigües, la identificació dels perills, la determinació de les mesures preventives, l'especificació de PCC, els límits crítics dels paràmetres a monitorar (PCC), el sistema de monitoratge o vigilància, així com l'establiment d'accions correctores (vegeu la taula 6.26.). Cal fer notar que l'elaboració de la taula 6.26. s'ha basat en el coneixement i experiència derivades del treball de les línies de regeneració, ha tingut en compte les recomanacions tècniques dels fabricants d'equips, i s'ha considerat la bibliografia, la normativa espanyola (RD 1620/2007) i l'històric de resultats de les tecnologies estudiades. Val a dir que l'APPCC inclou dos principis addicionals (procediments per a la verificació i establiment de la documentació pertinent per a tots els procediments) que no s'inclouen en aquesta investigació.

Taula 6.26. Principis de l'APPCC aplicats a les línies de regeneració IPm + ClO₂, FS + ClO₂, FS + ClO₂ i FQ + ClO₂ tenint en compte l'emmagatzematge, la distribució i punt d'ús de l'aigua residual

Etapa	Perill	Mesura preventiva	Límits crítics dels paràmetres	Monitoratge	Accions correctores
IPm	Químics Microbiològics	Optimitzar els cicles d'aplicació d'aigua i repòs del filtre	Terbolesa < 10 UNT SS < 35 mg/L DQO < 75 mg/L Per qualitat 5.1. i 5.2. (RD 1620 /2007): Nitrats < 25 mg/L Resta casos: Nitrats: 15-30 mg/L NI < 1 ou/10 L	Mesura contínua: terbolesa, oxigen dissolt, nitrats SS, DQO: setmanals NI: mensual	Recuperació del filtre (retirada de material retingut en superfície, treball amb motocoltor) Augmentar el temps entre els cicles d'aplicació d'aigua i repòs del filtre Inspecció i neteja d'elements Substitució d'elements en mal estat
FS	Químics Microbiològics	Retroreatatge	Terbolesa < 10 UNT SS < 35 mg/L DQO < 75 mg/L P _{sistema} : 0,2 i 0,9 bars NI < 1 ou/10 L	Mesura contínua: terbolesa i pressió sistema SS, DQO: setmanals NI: mensual	Optimització del procés Revisió i calibratge de l'equip Inspecció i neteja d'elements Substitució d'elements en mal estat
FQ	Químics Microbiològics	Optimitzar dosificació de coagulants i floculants i condicions de barreja Retroreatatge (FS)	Terbolesa < 10 UNT SS < 35 mg/L DQO < 75 mg/L NI < 1 ou/10 L	Mesures contínua: terbolesa i pH SS, DQO: setmanals NI: mensual	Canvi de: dosificació de coagulants i floculants, condicions de barreja, pH Revisió i calibratge de l'equip Inspecció i neteja d'elements Substitució d'elements en mal estat
ClO ₂	Químics Microbiològic	Optimitzar la dosi i el temps de contacte	Segons RD 1620/2007 Terbolesa < 2 UNT Clor residual < 1,5 mg/L	Mesura contínua: terbolesa, clor residual Segons RD 1620/2007 Fe, Mn, S: 2 vegades/any	Canvi de dosificació Revisió i calibratge de l'equip Inspecció i neteja d'elements Substitució d'elements en mal estat

IPm: Infiltració-percolació modificada; FS: Filtre de sorra; FQ: Físicquímic; ClO₂: Diòxid de clor
SS: Sòlids en Suspensió; DQO: Demanda química d'oxigen; NI: Nematodes intestinals

Resultats i discussió

Taula 6.26. Principis de l'APPCC aplicats a les línies de regeneració IPm + ClO₂, FS + ClO₂ i FQ + ClO₂ tenint en compte l'emmagatzematge, la distribució i punt d'ús de l'aigua residual (continuació)

Etapa	Perill	Mesura preventiva	Límits crítics dels paràmetres	Monitoratge	Accions correctores
E	Químics Microbiològics	Evitar emmagatzematge oberts Reduir el temps de residència Manteniment de clor residual Integritat de la construcció dels tancs	Segons RD 1620/2007 Terbolesa < 2 UNT Clor residual < 1,5 mg/L	Mesura contínua: terbolesa Inspecció	Recloració Reparació/substitució elements en mal estat
XD	Químics Microbiològics	Pressió positiva Reduir la formació potencial de biopel·lícules Evitar culs de sac Reduir el temps de residència Manteniment de clor residual Integritat de la construcció de canonades	Segons RD 1620/2007 Clor residual < 1,5 mg/L P _{sistema} > 1 bar	Inspecció	Recloració Aïllament de part del sistema Purga del sistema Substitució d'elements en mal estat
PU	Químics Microbiològics	Manteniment de clor residual Integritat dels elements al punt d'ús	Segons RD 1620/2007 Clor residual < 1,5 mg/L	Segons RD 1620/2007 Inspecció	Recloració Substitució d'elements en mal estat

E: Emmagatzematge aigua regenerada; XD: Xarxa de distribució; PU: Punt d'ús

La implementació dels principis de l'APPCC descrits anteriorment es realitza en les tres línies de regeneració escollides (infiltració-percolació modificada/filtre de sorra/fisicoquímic, seguit d'una desinfecció amb diòxid de clor), així com en les etapes d'emmagatzematge (punt de lliurament de l'aigua regenerada a l'usuari), distribució i punt d'ús de l'aigua. Cal indicar que sempre s'ha de donar compliment als límits fixats pel RD 1620/2007 que descriu diferents valors paramètrics en funció de l'ús de l'aigua regenerada. En el cas de superar els valors fixats per la normativa cal aturar la reutilització d'immediat per tal d'esbrinar les causes de l'incompliment. Addicionalment, es poden fixar límits d'advertència en cada etapa de l'estació de regeneració d'aigües (ERA) per tal de reduir el nombre d'incompliments. A l'hora de determinar els límits d'advertència s'ha de tenir en compte, entre d'altres, les característiques intrínseques del sistema, paràmetres d'operació, ús final de l'aigua regenerada, etc. Ara bé, aquest estudi inclou específicament la determinació dels límits crítics i no es fa esment als límits d'advertència. Els límits crítics estableixen la diferència entre l'acceptabilitat o inacceptabilitat del procés en una determinada fase. Els límits crítics inclouen sempre els valors fixats en el RD 1620/2007 i paràmetres operacionals que definiran quan el sistema està funcionant correctament. Tanmateix s'estableix la freqüència de monitoreig i les accions correctores que s'han de realitzar quan els resultats del monitoreig siguin superiors als límits crítics fixats (vegeu la taula 6.26.).

Els sistemes de filtració avançada (infiltració-percolació modificada, filtre de sorra i fisicoquímic) es consideren etapes que cal controlar, ja que s'encarreguen d'eliminar sòlids en suspensió, terbolesa i matèria orgànica. La dosificació del desinfectant (diòxid de clor), en la fase posterior, ve determinada per la qualitat de l'efluent generat pels diferents sistemes de filtració. Així doncs, si el tractament previ a la desinfecció (filtració avançada) no assoleix els rendiments esperats (en termes de matèria orgànica), probablement no s'obtindrà la desinfecció de disseny. Les mesures en continu dels sistemes de filtració varien, a excepció de la terbolesa que s'ha de controlar en tots els pretractaments, ateses les diferències pròpies de les tecnologies. En el cas de la infiltració-percolació modificada s'ha de controlar la concentració d'oxigen dissolt i nitrats a l'efluent. Ambdós paràmetres informen sobre les condicions de treball del filtre; recordem que aquesta tecnologia ha de treballar en condicions aeròbies per tal de garantir els rendiments de treball de disseny. Pel que fa al filtre de sorra és important conèixer la pressió de treball del sistema, mentre que el fisicoquímic requereix la mesura contínua del pH. Respecte a la resta de paràmetres identificats, s'ha determinat el mateix tipus de monitoreig per als tres sistemes de filtració (infiltració-percolació modificada, filtre de sorra i fisicoquímic): sòlids en suspensió i DQO s'han de determinar setmanalment, mentre que els nematodes intestinals s'han d'analitzar mensualment. En el cas de no complir els límits crítics especificats, cal implementar les accions correctores descrites a la taula 6.26.

Respecte el diòxid de clor, es proposa disposar d'un control continu de la terbolesa i clor residual; d'aquesta manera, en el cas que es superin els límits crítics fixats, es permet la implementació de les accions correctores (canvi de dosificació, revisió i calibratge de l'equip, inspecció i neteja d'elements, substitució d'elements en mal estat) de manera ràpida i eficient. Tanmateix, se suggereix l'anàlisi puntual (dues vegades l'any) de la concentració de ferro, manganès i sofre de les aigües a desinfectar, ja que aquests elements reaccionen amb el diòxid de clor i, com a conseqüència, es redueix la concentració de diòxid de clor disponible per a la desinfecció.

L'emmagatzematge i la xarxa de distribució són etapes on es poden donar recontaminacions i recreixements de microorganismes patògens. La recontaminació s'ha de prevenir mitjançant la construcció adequada dels diferents elements (tancs, canonades, etc.), manteniment de la pressió hidrostàtica positiva i a través de precaucions higièniques que poden evitar la recontaminació microbiològica i/o química (evitar emmagatzematges oberts, etc.). El control en continu de la terbolesa a la sortida del tanc d'emmagatzematge pot informar sobre les possibles recontaminacions i recreixements de microorganismes, i permet adoptar les accions correctores (recloració, reparació/substitució d'elements en mal estat) de manera ràpida i eficient.

6.8. Bibliografia

- Alcalde L., Folch M., Tapias J.C., Martínez F., Bernácer I. i Enguídanos S. (2008). Secondary effluent reclamation: combination of pretreatment and disinfection technologies. *Wat. Sci. Technol.*, 57(12): 1963-1968.
- Auset M. (2002). Approche des mecanismes de décontamination en infiltration percolation. Tesi Doctoral Université Montpellier II.
- Ausland G., Stevik T. K., Hanssen J. F., Køhler J. C. i Jenssen P. D. (2002). Intermittent filtration of wastewater – removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Res.*, 36(14): 3507-3516.
- Bahgat M., Dewedar A. i Zayed A. (1999). Sand-filters used for wastewater treatments: building up and distribution of microorganisms. *Water Res.*, 33(8): 1949-1955.
- Bancolé A., Brissaud F. i Gnagne T. (2003). Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration. *Wat. Sci. Technol.*, 48(11-12): 139-146.
- Bécares E. (2004). Función de la vegetación y proceso de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial. A: *Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos*. Garcia J., Morató J. i Bayona J.M. (ed.). Ediciones CPET. Barcelona. 51-62.
- Bick A. i Oron G. (2005). Post-treatment design of seawater reverse osmosis plants: boron removal technology selection for potable water production and environmental control. *Desalination*, 178(1-3): 233-246.
- Bitton G. i Harvey R. (1992). Transport of pathogens through soils and aquifers. *Environmental Microbiology*. 19th edition. Ralph Mitchell Publishers. New York.
- Boller M., Schwager A., Eugster J. i Mottier V. (1993). Dynamic behaviour of intermittent buried filters. *Wat. Sci. Technol.*, 28(10): 99-107.
- Bouwer H. (1974). Renovating municipal wastewater by high-rate infiltration for groundwater recharge. *J. Am. Water Works Assc.*, 66: 159-162.
- Brissaud F., Joseph C., Schmitt A. i Lefevre F. (1991). L'épuration par infiltration: éléments théoriques et applications. Société Hydrotechnique de France. XXI Journées de l'Hydraulique. Antipolis. 29-31 janvier 1991.

- Brissaud F., Salgot M., Bancolé A., Campos C. i Folch M. (1999). Residence time distribution and disinfection of secondary effluents by infiltration percolation. *Wat. Sci. Technol.*, 40(4-5): 215-222.
- Brissaud F., Xu P. i Auset M. (2003). Extensive reclamation technologies, assets for the development of water reuse in the Mediterranean. *Wat. Sci. Tech.* 3(4): 209-216.
- Brix H., Schierup H. H. i Arias C. A. (2007). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark – what did we learn?. *Wat. Sci. Technol.*, 56(3): 63-68.
- Campbell A. T. i Wallis P. (2002). The effect of UV irradiation on human-derived *Giardia lamblia* cysts. *Water Res.*, 36: 963-969.
- Campos C. (1998). Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de agua residual regenerada en suelos. Tesi Doctoral Universitat de Barcelona.
- Capizzi S. i Schwartzbrod J. (1998). Helminth egg concentration in wastewater: Influence of rainwater. *Wat. Sci. Technol.*, 38(12): 77-82.
- Caretti C. i Lubello C. (2003). Wastewater disinfection with PAA and UV combined treatment: a pilot plant study. *Water Res.*, 37(10): 2365-2371.
- CEDEX (1999). Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal. No publicat.
- Chen C., Kuo J. i Stahl J. F. (1998). *The role of infiltration for wastewater reuse*. A: Asano T. (editor). Wastewater reclamation and reuse. Technomic Publishing. Lancaster, PA.
- Cirelli G. L., Consoli S., Di Grande V., Milania M. i Toscano A. (2007). Subsurface constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in agriculture: five years of experiences in Sicily, Italy. *Wat. Sci. Technol.*, 56(3): 183-191.
- Cooper R. C. i Olivieri A. W. (1998). *Infectious disease concerns in wastewater reuse*. A: Asano T. (editor). Wastewater reclamation and reuse. Technomic Publishing. Lancaster, PA.
- Cooper P. F., Job G. D., Green M. B. i Shutes R. B. E. (1996). Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc publications, Medmenham, Marlow.
- Corapcioglu M. Y. i Haridas A. (1984). Transport and fate of microorganisms in porous media: a theoretical investigation. *J. Hidrology*, 72: 149-169.
- Craik S. A., Weldon D., Finch G. R., Bolton J. R. i Belosevic M. (2001). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts using medium- and low- pressure ultraviolet radiation. *Water Res.*, 35(6): 1387-1398.
- Decamp O., Warren A. i Sánchez R. (1999). The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. *Wat. Sci. Technol.*, 40(3): 91-98.
- Emerick R. W., Test R. M., Tchobanoglous G. i Darby G. (1997). Shallow intermittent sand filtration: microorganism removal. *Small flows*, 3(1): 12-22.
- FAO/OMS (1998). Codex Alimentarius. Requisitos generales (Higiene de los Alimentos). FAO/OMS. Roma, Itàlia.

- Flemming H. C. (1997). Reverse osmosis membrane biofouling. *Exp. Thermal Fluid Sci.* 14: 382391.
- Flemming H. C. (2002). Biofouling in water systems – cases, causes and countermeasures. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 59(6): 629-640.
- Fletcher M. (1994). Bacterial biofilms and biofouling. *Current Opinion in Biotechnology*, 5(3): 302-306.
- Florida Department Environmental Protection (1998). Risk impact statement. No publicat.
- Folch M. (1997). Tratamiento terciario de aguas residuales por infiltración-percolación: parámetros de control. Tesis Doctoral Universitat de Barcelona.
- Folch M., Salgot M. i Huertas E. (2001). Combinación de tecnologías no convencionales en el tratamiento de aguas residuales de pequeñas comunidades: Els Hostalets de Pierola. VII Simposio de Hidrología. Murcia.
- Gagnon V., Chazarenc F., Comeau Y. i Brisson J. (2007). Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 56(3): 249-254.
- García J., Vivar J., Aromir M. i Mujeriego R. (2003). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Res.*, 37(11): 2645-2653.
- Gersberg R. M., Elkins B. V. i Goldman C. R. (1983). Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Res.*, 17(9): 1009-1014.
- Gehr R., Wagner M., Veerasubramanian P. i Payment P. (2003). Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. *Water Res.*, 37: 4573-4586.
- Gold A., Lamb B., Loomis G., Boyd J., Cabello V. i McKiel C. (1992). Wastewater renovation in buried and recirculating sand filters. *J. Environ. Qual.*, 21: 720-725.
- Gómez M., Rúa A. de la, Garralón G., Plaza F., Hontoria E. i Gómez M. A. (2006). Urban wastewater disinfection by filtration technologies. *Desalination*, 190(1-3): 16-28.
- Green M. B., Griffin P., Seabridge J. K. i Dhobie D. (1997). Removal of bacteria in subsurface flow wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 35(5): 109-116.
- Griffin P. (2004). Ten years experience of treating all flows from combined sewerage systems using package plant and constructed wetland combinations. *Wat. Sci. Technol.*, 48(11-12): 93-99.
- Guessab M., Bize J., Schwartzbrod J., Maul A., Nivault N. i Schwartzbrod L. (1993). Wastewater treatment by infiltration-percolation on sand: Results in Ben Sergao, Morocco. *Wat. Sci. Technol.*, 27(9): 91-95.
- Guilloteau J. A., Lienard A., Vachon A. i Lesavre J. (1993). Wastewater treatment by infiltration basins. Case study: Saint Symphorien de Lay, France. *Wat. Sci. Technol.*, 27(9): 97-104.
- Haas C. N., Rose J. B. i Gerba C. P. (1999). Quantitative microbial risk assessment. John Wiley. New York.

- Hamoda M. F., Al-Ghusain I. i Al-Mutairi N. Z. (2004). Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. *Desalination*, 164(3): 203-211.
- Herberg M. i Elimelech M. (2007). Biofouling of reverse osmosis membranes: Role of biofilm-enhanced osmotic pressure. *J. Memb. Sci.*, 295: 11-20.
- Herzig J. P. (1970). Etude de l'écoulement de suspensions à travers les milieux poreux. Tesi Doctoral Université de Nancy.
- Howard G., Pedley S. i Tibatemwa S. (2006). Quantitative microbial risk assessment to estimate health risks attributable to water supply: Can the technique be applied in developing countries with limited data?. *J. Wat. Health.*, 4(1): 49-65.
- Huang J., Reneau R. B. i Hagedorn C. (2000). Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Res.*, 34(9): 2582-2588.
- Huysman F. i Verstraete W. (1993). Water-facilitated transport of bacteria in unsaturated soil columns: influence of inoculation and irrigation methods. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 91-97.
- Ivnitsky H., Katz I., Shimoni E., Chen Y., Tarchitzky J., Semiat R. i Dosoretz C. G. (2005). Characterization of membrane biofouling in nanofiltration processes of wastewater treatment. *Desalination*, 185: 255-268.
- Kadlec R. H. i Knight R. L. (1996). Treatment wetlands. CRC Press. Florida.
- Kamizoulis G. (2006). Setting health based targets for water reuse (in agriculture). *Desalination*. 218(1-3): 154-163.
- Koivunen J., Siitonen A. i Heinonen-Tanski, H. (2003). Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Res.*, 37(3): 690-698.
- Lance J. C., Rice R. i Gilbert G. (1980). Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 52(2): 381-388.
- Lazarova V., Janex M. L., Fiksdal L., Oberg C., Barcina I. i Pommepuy M. (1998). Advanced disinfection technologies: short and long term efficiency. *Wat. Sci. Technol.*, 38(12): 109-117.
- Lazarova V. i Savoye P. (2004). Technical and sanitary aspects of wastewater disinfection by UV irradiation for landscape irrigation. *Wat. Sci. Technol.*, 50(2): 203-209.
- Lefevre F. (1988). Épuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation. Étude expérimentale et définition de procédé. Tesi Doctoral Université Montpellier II.
- Liberti L., Notarnicola M. i Petruzelli D. (2002). Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation. *Desalination*, 152(1-3): 315-324.
- Logan A. J., Stevik T. K., Siegrist R. L. i Rønn R. M. (2001). Transport and fate of *Cryptosporidium parvum* oocysts in intermittent sand filters. *Water Res.*, 35(18): 4359-4369.
- Lubello C., Gori R., Nicese F. P. i Ferrini, F. (2004). Municipal-treated wastewater reuse for plant nurseries irrigation. *Water Res.*, 38: 2939-2947.
- Lucena F. i Jofre J. (2006). Los bacteriófagos, un instrumento útil en la gestión de la calidad microbiológica del agua regenerada. *Tecno. Agua*, 272(26): 56-68.

- Macler B. A. i Regli S. (1993). Use of microbial risk assessment in setting US drinking water standards. *Int.J. Food Micro.*, 18(4): 245-256.
- Meschke J. S. i Sobsey M. D. (1998). Comparative adsorption of Norwalk virus, poliovirus 1 and F⁺ RNA coliphages MS2 to soils suspended in treated wastewater. *Wat. Sci. Technol.*, 38(12): 187-189.
- Mottier V., Brissaud F., Nieto P. i Alamy Z. (2000). Wastewater treatment by infiltration-percolation: a case study. *Wat. Sci. Technol.*, 41(1):77-84.
- Nakhla G. i Farooq S. (2003). Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters. *J. Hard. Mat.*, B96: 291-303.
- Nasser A., Adin, A. i Fattal B. (1993). Adsorption of poliovirus 1 and F⁺ bacteriophages into sand. *Wat. Sci. Technol.*, 27(7-8): 331-338.
- Natural Resource Management Ministerial Council (NRMMC), Environmental Protection and Heritage Council i Australian Health Ministers' Conference (2008). Australian guidelines 21 for water recycling: managing health and environmental risks (phase 2). Augmentation of drinking water supplies. Biotext Pty Ltd. Canberra, Austràlia.
- OMS (2006). WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume II, Wastewater use in agriculture. Ginebra, Suïssa.
- Ottová V., Balcarová J. i Vymazal J. (1997). Microbial characteristics of constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 35(5): 117-123.
- Ouazzani N., Bousselhaj K. i Abbas Y. (1996). Reuse of wastewater treated by infiltration percolation. *Wat. Sci. Technol.*, 33(10-11): 401-408.
- Pascual L. (2002). Calidad microbiológica del aire en diferentes ambientes laborales. Aplicación de métodos moleculares. Tesis Doctoral Universitat de Barcelona.
- Pell M. i Nyberg F. (1989). Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand filter system: I reduction of organic matter and phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 18: 451-457.
- Petala M., Tsiridis V., Smaras P., Zouboulis A. i Sakellaropoulos G. P. (2006). Wastewater reclamation by advanced treatment of secondary effluents. *Desalination*, 195(1-3): 109-118.
- Puznava N., Thornberg D., Magnin P. i Reddet E. (2000). Aeration control on a nitrifying biofilter system by using on-line analyzers. *Wat. Sci. Technol.*, 41(4-5): 369-374.
- Rajala R. L., Pulkkanen M., Pessi M. i Heinonen-Tanski H. (2003). Removal of microbes from municipal wastewater effluent by rapid sand filtration and subsequent UV irradiation. *Wat. Sci. Technol.*, 47(3): 157-162.
- Rajala R. L., Toivola P. S. i Heinonen-Tanski H. (1997). Effects of peracetic acid and UV irradiation on the inactivation of coliphages in wastewater. *Wat. Sci. Technol.*, 35(11-12): 237-241.
- RD 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE núm. 294 de 8 de diciembre de 2007.
- Rose J. B., Dickson L. J., Farrah S. R. i Carnahan R. P. (1996). Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Res.*, 30(11): 2785-2797.

- Rossini M., Garcia J. i Galluzzo M. (1998). Optimization of the coagulation-flocculation treatment: influence of rapid mix parameters. *Water Res.*, 33(8): 1817-1826.
- Rousseau D. P. L., Lesageb E., Storyc A., Vanrollegheme P. A. i De Pauwc N. (2008). Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination*, 218: 181-189.
- Sagiv A. i Semiat R. (2004). Analysis of parameters affecting boron permeation through reverse osmosis membranes. *J. Membr. Sci.*, 243(1-2): 79-87.
- Salgot M. (2008). Buenas prácticas para la reutilización de aguas regeneradas. No publicat.
- Salgot M., Brissaud F. i Campos C. (1996). Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation. *Wat. Sci. Technol.*, 33(10-11): 271-276.
- Salgot M. i Huertas E. (2006). *Guidelines for quality standards for water reuse in Europe*. AQUAREC. University of Barcelona.
- Schmitt A. (1989). Modélisation de l'épuration par infiltration. Tesi Doctoral Université Montpellier II.
- Schulze-Makuch D., Guan H. i Pillai S. D. (2003). Effects of pH and geological medium on bacteriophages MS2 transport in a model aquifer. *Geomicrobiology. J.*, 20: 73-84.
- Seidel A., Waypa J. J. i Elimelech M. (2001). Role of charge (Donnan) exclusion in removal of arsenic from waters by a negatively charged porous nanofiltration membrane. *Environ. Eng. Sci.*, 18(2): 105-113.
- Smith M. S., Thomas G. W., White R. D. i Ritonga D. (1985). Transport of *Escherichia coli* through intact and distributed soil columns. *J. Environ. Qual.*, 14: 87-91.
- Soto F., García M., de Luís E. i Bécares E. (1999). Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Wat. Sci. Technol.*, 40(3). 241-247.
- Taghipour F. (2004). Ultraviolet and ionizing radiation for microorganism inactivation. *Water Res.*, 38: 3940-3948.
- Tanner C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 44(11-12): 9-17.
- Tanner C. C., Clayton J. S. i Upsdell M. P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy from wastewaters in constructed wetlands. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Water Res.*, 29(1): 17-26.
- Torrens A., Molle P., Boutin C. i Salgot M. (2009). Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Res.*, 43(7): 1851-1858.
- Tunçsiper B., Ayaz S.Ç. i Akça L. (2006). Modelling and evaluation of nitrogen removal performance in subsurface flow and free water surface constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 53(12): 111-120.
- US EPA (1999). *Alternative disinfectants and oxidants guidance manual*. EPA 815-R-99-014. Washington, DC.

Van Cuyk S., Siegrist R., Logan A., Masson A., Fischer E. i Figueroa L. (2001). Hydraulic and purification behaviours and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Res.*, 35(4): 953-964.

Vega E., Lesikar B. i Pillai S. D. (2003). Transport and survival of bacterial and viral tracers through submerged-flow constructed wetland and sand-filter system. *Biores. Tech.*, 89(1): 49-56.

Wang X. C., Qiu F. G. i Jin P. K. (2006). Safety of treated water for re-use purposes – comparison of filtration and disinfection processes. *Wat. Sci. Technol.*, 53(9): 213-220.

Xu P., Janex M. L., Savoye P., Cockx A. i Lazarova V. (2002). Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. *Water Res.*, 36(4): 1043-1055.

Yao K. M., Habibian M. T. i O'Melia C. R. (1971). Water and wastewater filtration: concepts and application. *Environ. Sci. Tech.*, 5(11): 1105-1112.

Capítol 7

Conclusions

Les conclusions d'aquest treball s'han estructurat atenent a uns objectius secundaris que donen resposta a un objectiu general. Addicionalment, es presenten algunes idees de futur en el marc d'aquesta recerca.

Conclusions particulars relacionades amb les tecnologies estudiades

Objectiu. Aconseguir definir el sistema de pretractament més adient previ a les tecnologies de desinfecció

Els sistemes de pretractament són necessaris per tal d'assegurar l'eficàcia de les tecnologies de desinfecció.

Els rendiments obtinguts per cadascuna de les tecnologies estudiades han estat en línia amb els seus rendiments de disseny.

La infiltració-percolació modificada és la tecnologia que mostra els millors rendiments d'eliminació de sòlids en suspensió i matèria orgànica, i a més presenta capacitat de desinfecció.

Els rendiments acceptables obtinguts amb el filtre de sorra, s'han vist millorats amb l'addició de reactius químics.

El filtre d'anelles assoleix els rendiments d'operació previstos.

Objectiu. Determinar la influència dels processos d'operació i manteniment sobre els rendiments de depuració en la infiltració-percolació modificada

Els processos d'operació i manteniment de la infiltració-percolació modificada són un aspecte clau en el seu funcionament.

El tipus d'influent (primari o secundari) té incidència sobre la gestió i manteniment de la infiltració-percolació modificada.

Les característiques del material de reblliment del filtre són de gran importància si es vol garantir la màxima eficiència del sistema.

Objectiu. Estudiar els sistemes convencionals i no convencionals per a la desinfecció d'aigües

Els rendiments obtinguts per cadascuna de les tecnologies convencionals estudiades, a les dosis i temps de contacte definits, són com a mínim els esperats.

L'ozó és el desinfectant químic més eficient, ja que és el que utilitza menor dosi i menys temps de contacte.

El diòxid de clor és el desinfectant més fiable, atès que genera una qualitat microbiològica adient (coliformes fecals) de baixa variabilitat.

L'àcid peracètic requereix més dosificació i temps de contacte per assolir els nivells de desinfecció obtinguts amb l'ozó i el diòxid de clor.

La radiació ultraviolada presenta rendiments de treball inferiors als esperats, atès que el pilot utilitzat en aquesta experimentació no està concebut per a la regeneració d'aigües depurades.

Els tractaments no convencionals (infiltració-percolació modificada i zones humides construïdes) presenten rendiments de desinfecció inferiors als obtinguts pels desinfectants químics i físic. D'altra banda, els sistemes naturals són una bona solució per a la millora de la qualitat dels cossos d'aigua receptors, i a més a més poden contribuir a la recuperació ambiental de zones degradades.

Objectiu. Fixar línies de tractament de regeneració d'aigües, utilitzables a partir de les qualitats especificades en el RD 1620/2007

La infiltració-percolació modificada seguida de diòxid de clor és la millor línia de tecnologia disponible per als usos més restrictius, sempre i quan no existeixin limitacions d'espai.

El filtre de sorra, el filtre d'anelles i el tractament fisicoquímic seguits de diòxid de clor són línies eficients per a la regeneració d'aigües hi hagi o no limitacions d'espai i poden ser la millor línia de tecnologia disponible quan hi ha limitacions d'espai.

Objectiu. Analitzar el risc associat a la reutilització d'aigües regenerades i implementar eines de gestió de risc

L'avaluació quantitativa i qualitativa del risc microbiològic que es pot associar a cada tractament és útil per a determinar quines línies de regeneració són més segures per a la reutilització.

Cal seguir treballant en els aspectes sanitaris de la identificació dels perills, perquè s'ha detectat que els indicadors clàssics no són els més adients per fer l'avaluació quantitativa i qualitativa del risc microbiològic.

El pas endavant que ha significat l'aplicació dels mètodes associats al risc, com l'anàlisi de perills i punts de control crítics (APPCC), encaixa difícilment amb els estàndards clàssics, com per exemple els establerts en el RD 1620/2007.

L'aplicació dels principis associats a l'APPCC a un escenari de reutilització aporta un nivell de confiança addicional, ja que es tracta d'una eina preventiva que permet que s'adoptin les accions correctives en cas de tendències anòmales dels valors analítics obtinguts.

Conclusions particulars relacionades amb l'estudi del bor

Objectiu. Establir la influència de la formació d'una capa de biopel·lícula en tecnologies de membrana (nanofiltraçió i osmosi inversa) sobre l'eliminació de bor

Les biopel·lícules juguen un paper molt important tant pel que fa a la microbiologia, com a la química i la física en tots els sistemes de filtraçió.

Els treballs que s'han fet amb el bor han demostrat que la formació de biopel·lícules en tecnologies de membrana (nanofiltraçió i osmosi inversa) causa una reducció de la capacitat d'eliminació de bor d'aquestes tecnologies i una disminució del flux del permeat.

Objectiu principal. Recerca aplicada sobre tecnologies existents per a la regeneració d'aigües residuals

La reutilització de les aigües regenerades pot millorar fins a un punt determinat l'abastament de recursos hídrics, tant en quantitat com en qualitat, de les regions on l'aigua és un bé escàs.

Cal pensar sempre que la reutilització és una eina de substitució i intercanvi de recursos que requereix fer servir millores tecnològiques de regeneració.

L'anàlisi de risc suposa un pas endavant respecte a l'eina de regulació administrativa clàssica que són els estàndards.

Propostes de futur

Cal continuar desenvolupant i combinant tecnologies per a la regeneració per tal d'obtenir línies de tractament eficients i viables que garanteixin el futur de la reutilització.

Cal impulsar l'ús de l'APPCC en tot el cicle antròpic de l'aigua incloent l'estació depuradora d'aigües residuals, l'estació de regeneració d'aigües, la xarxa de distribució de l'aigua regenerada i el punt d'ús, així com en les matrius receptores, per tal de minimitzar el risc associat a la reutilització i facilitar la gestió del recurs.

Seguint la Directiva Marc de l'aigua de la Unió Europea que fa que s'hagin de repercutir totes les despeses en el preu final de tots els tipus d'aigua, es poden fer les consideracions següents:

- l'anàlisi de risc és una eina d'estalvi de costos tant analítics com tecnològics;
- l'aplicació del principi de precaució o cautela de la Unió Europea que indica que cal treballar amb els millors coneixements científics disponibles, en aquest cas l'anàlisi de risc, també és una eina d'estalvi.

Capítol 8

Annexes

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

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

Uso del agua previsto	Valor máximo admisible (VMA)				Otros criterios
	Nematodos intestinales ¹	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	
1.- Usos urbanos					
Calidad 1.1: Residencial²					
a) Riego de jardines privados. ³	1 huevo/10 L	0 ufc ⁴ /100 mL	10 mg/L	2 UNT ⁵	Otros contaminantes ⁶ contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas ⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs. ⁸ <i>Legionella spp.</i> : 100 ufc/L (si existe riesgo de aerosolización)
b) Descarga de aparatos sanitarios. ³	1 huevo/10 L	200 ufc ⁴ /100 mL	20 mg/L	10 UNT ⁵	
Calidad 1.1: Residencial²					
a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares). ⁹					
b) Baño de calles. ⁹					
c) Sistemas contra incendios. ⁹					
d) Lavado industrial de vehículos. ⁹					

¹ Considerar en todos los grupos de calidad al menos los géneros: *Ancylostoma*, *Trichuris* y *Ascaris*.

² Deben someterse a controles que aseguren el correcto mantenimiento de las instalaciones.

³ Su autorización estará condicionada a la obligatoriedad de la presencia doble circuito señalizado en todos sus tramos hasta el punto de uso.

⁴ Unidades Formadoras de Colonias.

⁵ Unidades Nefelométricas de Turbidez.

⁶ ver el Anexo II del RD 849/1986, de 11 de abril.

⁷ ver Anexo IV del RD 907/2007, de 6 de julio.

⁸ Norma de calidad ambiental ver el artículo 245.5.a del RD 849/1986, de 11 de abril, modificado por el RD 606/2003 de 23 de mayo.

⁹ Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados.

Uso del agua previsto	Valor máximo admisible (VMA)				
	Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	Otros criterios
2.- Usos agrícolas¹					
Calidad 2.1²					
a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1 huevo/10 L	100 ufc/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases ³ con los valores: n= 10 m= 100 ufc/100 mL M= 1.000 ufc/100 mL c= 3	20 mg/L	10 UNT	Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas ⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs. ⁸ <i>Legionella spp.</i> : 1.000 ufc/L (si existe riesgo de aerosolización) Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (<i>Salmonella</i> , etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=1.000

¹ Características del agua regenerada que requieren información adicional: Conductividad 3,0 dS/m; Relación de Adsorción de Sodio (RAS): 6 meq/L; Boro: 0,5 mg/L; Arsénico: 0,1 mg/L; Berilio: 0,1 mg/L; Cadmio: 0,01 mg/L; Cromo: 0,1 mg/L; Cobre: 0,2 mg/L; Manganeseo: 0,2 mg/L; Molibdeno: 0,01 mg/L; Niquel: 0,2 mg/L; Selenio: 0,02 mg/L; Vanadio: 0,1 mg/L.

Para el cálculo de RAS se utilizará la fórmula:

$$RAS(meq/L) = \frac{[Na]}{\sqrt{\frac{[Ca] + [Mg]}{2}}}$$

² Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados.

³ Siendo n: n° de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias; M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

Uso del agua previsto	Valor máximo admisible (VMA)				
	Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	Otros criterios
<p>Calidad 2.2</p> <p>a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en freso sino con un tratamiento industrial posterior.</p> <p>b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.</p> <p>c) Acuicultura.</p>	1 huevo/10 L	<p>1.000 ufc/100 mL</p> <p>Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases¹ con los valores:</p> <p>n= 10</p> <p>m= 1.000 ufc/100 mL</p> <p>M= 10.000 ufc/100 mL</p> <p>c= 3</p>	35 mg/L	No se fija límite	<p>Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs.⁸</p> <p><i>Taenia saginata</i> y <i>Taenia solium</i>: 1 huevo/L (si riega pastos para consumo de animales productores de carne)</p> <p>Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (<i>Salmonella</i>, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=10.000</p>
<p>Calidad 2.3</p> <p>a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana.</p> <p>b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones.</p> <p>c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.</p>	1 huevo/10 L	10.000 ufc/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	<p>Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs.⁸</p> <p><i>Legionella spp.</i>: 100 ufc/L</p>

¹ Siendo n: nº de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias; M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

Uso del agua previsto	Valor máximo admisible (VMA)				Otros criterios
	Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	
3.- Usos industriales					
Calidad 3.1¹					
a) Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria. b) Otros usos industriales.	No se fija límite	10.000 ufc/100 mL	35 mg/L	15 UNT	Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas ⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs. ⁸ <i>Legionella spp.</i> : 100 ufc/L
c) Aguas de proceso y limpieza para uso en la industria alimentaria.	1 huevo/10 L	1.000 ufc/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases ² con los valores: n= 10 m= 1.000 ufc/100 mL M= 10.000 ufc/100 mL c= 3	35 mg/L	No se fija límite	Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas ⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs. ⁸ <i>Legionella spp.</i> : 100 ufc/L Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (<i>Salmonella</i> , etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=10.000
Calidad 3.2					
a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.	1 huevo/10 L	Ausencia ufc/100 mL	5 mg/L	1 UNT	<i>Legionella spp.</i> : Ausencia ufc/L Para su autorización se requerirá: - La aprobación, por la autoridad sanitaria, del Programa específico de control de las instalaciones contemplado en el RD 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. - Uso exclusivamente industrial y en localizaciones que no estén ubicadas en zonas urbanas ni cerca de lugares con actividad pública o comercial.

¹ Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados.

² Siendo n: nº de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias; M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

Uso del agua previsto	Valor máximo admisible (VMA)				
	Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	Otros criterios
4.- Usos recreativos					
Calidad 4.1¹					
a) Riego de campos de golf.	1 huevo/10 L	200 ufc/100 mL	20 mg/L	10 UNT	Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. Si el riego se aplica directamente a la zona del suelo (goteo, microaspersión) se fijan los criterios del grupo de Calidad 2.3 <i>Legionella spp.</i> : 100 ufc/L (si existe riesgo de aerosolización).
Calidad 4.2					
a) Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua.	No se fija límite	10.000 ufc/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. P.T: 2 mg P/L (en agua estancada).

¹ Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados.

Uso del agua previsto	Valor máximo admisible (VMA)				
	Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	Otros criterios
5.- Usos ambientales					
Calidad 5.1 a) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno.	No se fija límite	1.000 ufc/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	N _T ¹ : 10 mg/L NO ₃ : 25 mg NO ₃ /L Art. 257 a 259 del RD 849/1986
Calidad 5.2 a) Recarga de acuíferos por inyección directa.	1 huevo/10 L	0 ufc/100 mL	10 mg/L	2 UNT	
Calidad 5.3 a) Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesible al público. b) Silvicultura.	No se fija límite	No se fija límite	35 mg/L	No se fija límite	Otros contaminantes contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs.
Calidad 5.4 a) Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, caudales mínimos y similares).	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso				

¹ Nitrogeno total, suma del nitrógeno inorgánico y orgánico presente en la muestra.

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

El control deberá realizarse a la salida de la planta de regeneración, y en todos los puntos de entrega al usuario.

La frecuencia de análisis se modificará en los siguientes supuestos:

- i. Tras 1 año de control se podrá presentar una solicitud motivada para reducir la frecuencia de análisis hasta un 50%, para aquellos parámetros que no sea probable su presencia en las aguas.
- ii. Si el número de muestras con concentración inferior al VMA del Anexo I.A es inferior al 90% de las muestras durante controles de un trimestre (o fracción, en caso de periodos de explotación inferiores), se duplicará la frecuencia de muestreo para el periodo siguiente.
- iii. Si el resultado de un control supera al menos en uno de los parámetros los rangos de desviación máxima establecida en el Anexo I.C, la frecuencia de control del parámetro que supere los rangos de desviación se duplicarán durante el resto de este periodo y el siguiente.

Las frecuencias mínimas de análisis se especifican en la tabla siguiente:

Uso	Calidad	Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	SS	Turbidez	N _r y P _r	Otros contaminantes	Otros criterios
1.-Uso urbano	1.1 y 1.2	Quincenal	2 veces semana	Semanal	2 veces semana	-		Mensual
	2.1	Quincenal	Semanal	Semanal	Semanal	-		Mensual
	2.2	Quincenal	Semanal	Semanal	-	-		Quincenal
2.-Uso agrario	2.3	Quincenal	Semanal	Semanal	-	-		-
	3.1	-	Semanal	Semanal	Semanal	-		Mensual
	3.2	Semanal	3 veces semana	Diaria	Diaria	-	El Organismo de cuenca valorará la frecuencia de análisis sobre la base de la autorización de vertido y del tratamiento de regeneración.	<i>Legionella spp.</i> 3 veces semana
3.-Uso industrial	4.1	Quincenal	2 veces semana	Semanal	2 veces semana	-		-
	4.2	-	Semanal	Semanal	-	-		-
	5.1	-	2 veces semana	Semanal	-	-		-
4.-Uso recreativo	5.2	Semanal	3 veces semana	Diaria	Diaria	Semanal		Semanal
	5.3	-	-	Semanal	-	Semanal		-
	5.4							Frecuencia igual al uso más similar

8.2. Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal, AEAS (2005)

CRITERIOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS MÍNIMOS OBLIGATORIOS DE CALIDAD A CONSEGUIR EN EL AGUA RESIDUAL DEPURADA A REUTILIZAR Y FRECUENCIA DE ANÁLISIS

Uso del agua residual regenerada	Criterios de Calidad				Frecuencia mínima de análisis
	Biológica		Fisicoquímica		
	Huevos de Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	
<p>1.1.- Residenciales: Riego de jardines privados, descarga de aparatos sanitarios, sistemas de calefacción y refrigeración de aire domésticos, y lavado de vehículos</p> <p>1.2.- Servicios urbanos: Riego de zonas verdes urbanas de acceso público (parques, campos deportivos,...); baldeo de calles; sistemas contra incendios; fuentes y láminas ornamentales</p>	< 1 huevo/ 10 L	0 ufc /100 mL	< 10 mg/L	< 2 NTU	<p>Legionella spp. (cuando se prevea riesgo de aerosolización) < 1000 ufc/L</p> <p>Fagos</p> <p>TIPO II</p>
	< 1 huevo/ 10 L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 10 NTU	<p>Legionella spp. (cuando se prevea riesgo de aerosolización) < 1000 ufc/L</p> <p>TIPO II</p>

Uso del agua residual regenerada	Criterios de Calidad				Frecuencia mínima de análisis (de aquellos parámetros para los que se fija criterio)	
	Biológica		Fisicoquímica			
	Huevos de Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez		
2.1.- Cultivos de Invernadero. Riego de cultivos para consumo en crudo. Frutales regados por aspersión Nota: en caso de riego localizado los criterios se adecuarán a lo establecido en el apartado 2.3	< 1 huevo/ 10 L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 10 NTU	Legionella spp. (cuando se prevea riesgo de aerosolización) < 1000 ufc/L Fagos	TIPO III
2.2.- Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne. Riego de cultivos destinados a industrias conserveras y productos que no se consuman crudos. Riego de frutales excepto por aspersión Acuicultura Nota: en caso de riego localizado los criterios se adecuarán a lo establecido en el apartado 2.3	< 1 huevo/ 10 L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Taenia saginata y T. Solium (cuando se rieguen pastos para consumo de animales productores de carne) < 1 huevo/L	TIPO III
2.3.- Riego de cultivos industriales, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas. Cultivo de flores ornamentales	< 1 huevo/L	< 10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite		TIPO IV

Uso del agua residual regenerada	Criterios de Calidad						Frecuencia mínima de análisis (de aquellos parámetros para los que se fija criterio)
	Biológica		Fisicoquímica		Otros Criterios		
	Huevos de Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez			
3.- Usos industriales Refrigeración Industrial, excepto industria alimentaria 4.1.- Riego de campos de golf Nota: en caso de riego localizado los criterios se adecuarán a lo establecido en el apartado 2.3	No se fija límite	<10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	< 15 NTU	<i>Legionella</i> spp. <100 ufc/L	TIPO III	
	< 1 huevo/ 10 L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 10 NTU		TIPO II	
4.- Usos ambientales y recreativos 4.2.- Estanques, masas de agua y caudales circulantes, de uso recreativo en los que está permitido el acceso del público al agua (excepto baño) 4.3.- Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Fósforo total (en caso de masas de agua estancadas) < 2 mg/L	TIPO II	
	No se fija límite	< 10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Fósforo total (en caso de masas de agua estancadas) < 2 mg/L	TIPO IV	
5.- Recarga de acuíferos 4.4.- Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público. Silvicultura 5.1.- Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno 5.2.- Recarga de acuíferos por inyección directa	No se fija límite	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite		TIPO IV	
	No se fija límite	<1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Nitrógeno Total < 35 mg/L	TIPO II	
	< 1 huevo/10 L	0 ufc/100 mL	< 10 mg/L	< 2 NTU	Nitrógeno Total < 15 mg/L Fagos	TIPO I	

8.3. Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal, CEDEX (1999)

PROPUESTA DE CRITERIOS FÍSICO-QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS MÍNIMOS OBLIGATORIOS DE CALIDAD A CONSEGUIR EN EL AGUA RESIDUAL DEPURADA A REUTILIZAR

(TABLA I)

Uso del agua residual regenerada	Criterios de Calidad					
	Biológica		Fisicoquímica			Otros Criterios
	Huevos de Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez		
1 Usos domiciliarios: Riego de jardines privados, descarga de aparatos sanitarios, sistemas de calefacción y refrigeración de aire domésticos, y lavado de vehículos	< 1 huevo/10 L	< 1 ufc/100 mL	< 10 mg/L	< 2 NTU		
2 Usos y Servicios urbanos: Riego de zonas verdes de acceso público (campos deportivos, campos de golf, parques públicos, etc.); baldeo de calles; sistemas contra incendios; fuentes y láminas ornamentales	< 1 huevo/ L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 NTU		

Uso del agua residual regenerada		Criterios de Calidad					
		Biológica			Fisicoquímica		
		Huevos de Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez	Otros Criterios	
3	Cultivos de Invernadero	< 1 huevo/ L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 NTU	<i>Legionella pneumophila</i> < 1 ufc/100 mL	
4	Riego de cultivos para consumo en crudo. Frutales regados por aspersión	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 NTU		
5	Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	<i>Taenia saginata</i> y <i>T. solium</i> < 1 huevo/L	
6	Riego de cultivos destinados a industrias conserveras y productos que no se consuman crudos. Riego de frutales excepto por aspersión	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite		
7	Riego de cultivos industriales, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas	< 1 huevo/L	< 10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite		
8	Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público	<1 huevo/L	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite		
9	Refrigeración Industrial, excepto industria alimentaria	No se fija límite	<10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	<i>Legionella pneumophila</i> <1 ufc/100 mL	

Uso del agua residual regenerada		Criterios de Calidad					
		Biológica			Fisicoquímica		Otros Criterios
		Huevos de Nematodos intestinales	<i>Escherichia coli</i>	Sólidos en suspensión	Turbidez		
10	Estanques, masas de agua y caudales circulantes, de uso recreativo en los que está permitido el contacto del público con el agua (excepto baño)	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite		
11	Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el contacto del público con el agua	No se fija límite	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite		
12	Acuicultura (Biomasa vegetal o animal)	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite		
13	Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Nitrógeno Total < 50 mg/L	
14	Recarga de acuíferos por inyección directa	< 1 huevo/10 L	0 ufc/100 mL	< 10 mg/L	< 2 NTU	Nitrógeno Total < 15 mg/L	