DESENVOLUPAMENT D'EINES PER AL SUPORT EN LA IMPLEMENTACIÓ I GESTIÓ DE LA REUTILITZACIÓ

(SUGGEREIX)

PT2: IDENTIFICACIÓ I MONITORATGE DE CONTAMINANTS

Juny 2022

Líders del lliurable: ICRA Institut Català de Recerca de l'Aigua

Participants del lliurable: CETAQUA CENTRE TECNOLÒGIC DE L'AIGUA, eurecat Centre Tecnològic de Catalunya

Agència Catalana de l'Aigua

Generalitat de Catalunya
Departament de Territori i Sostenibilitat
Secretaria de Medi Ambient i Sostenibilitat

AUTORS/RES

Mercè Font, Wolfgang Gernjak, Joaquim Comas, Gianluigi Buttiglieri - ICRA

Mireia Mesas, Lídia Fernández - Eurecat

Clàudia Puigdomènech – CETAQUA

CONTINGUT

1. RESUM 6

2. OBJECTIUS I ABAST 6

3. METODOLOGIA D'IDENTIFICACIÓ I MONITORATGE DE CONTAMINANTS 8

3.1 SELECCIÓ D'INDICADORS QUÍMICS I MICROBIOLÒGICS 9

3.2 IDENTIFICACIÓ DE PARÀMETRES SUBROGATS PER AL MONITORATGE DELS TRACTAMENTS 16

3.3 MÈTODES DE MONITORATGE 17

3.4 METODOLOGIA PER DEFINIR ELS REQUERIMENTS DE MONITORATGE 21

3.5 REVISIÓ DE MÈTODES DE PRIORITZACIÓ I SELECCIÓ DE CONTAMINANTS I INDICADORS 33

4. CONCLUSIONS 38

5. REFERÈNCIES 40

TAULES DEL LLIURABLE

Taula 1. Límits de l'abast de la metodologia proposada en el PT2, indicant-ne les diferències respecte dels requeriments necessaris d'acord amb el marc del procés d'avaluació de riscos 7

Taula 2. Definicions dels conceptes indicador i paràmetre subrogat 10

Taula 3. Selecció inicial de 68 substàncies químiques 11

Taula 4. Selecció dels 18 indicadors químics 12

Taula 5. Selecció dels 3 indicadors microbiològics 13

Taula 6. Mètodes d'anàlisi principals d'amoni, nitrat i fosfat 18

Taula 7. Models dosi resposta utilitzats per al càlcul de valors de reducció logarítmica de patògens 22

Taula 8. Proposta de freqüències de monitoratge al punt de sortida de la planta en funció dels valors de reducció logarítmica de patògens requerits per a un tren de tractament 25

Taula 9. Proposta de rangs del quocient de risc (RQ) al punt de sortida i freqüències de monitoratge associades 29

Taula 10. Llindars d'eficiència d'eliminació d'indicadors químics considerats per a la proposta de monitoratge al llarg d'un determinat tractament 30

Taula 11. Exemple: proposta de requeriments per al monitoratge d'un tren de tractament per a la producció d'aigua regenerada per a irrigació 32

Taula 12. Principals criteris proposats en guies, normatives i projectes per a la selecció de contaminants i indicadors per al monitoratge de la qualitat de l'aigua i l'eficiència de trens de tractament per a la producció d'aigua regenerada a partir d'aigua residual urbana 34

Taula 13. Informació bàsica sobre el monitoratge operacional en 4 plantes de producció d'aigua regenerada per a ús prepotable 36

TAULES DE L'ANNEX

ANNEX A

Taula A1. Selecció de contaminants químics i microbiològics

Taula A2. Selecció d'indicadors químics i microbiològics

Taula A3. Propietats dels contaminants i indicadors, i comportament equivalent en els tractaments

Taula A4. Mètodes d'anàlisi de contaminants, indicadors, i paràmetres subrogats que depenen de la qualitat de l'aigua

Taula A5. Monitoratge dels tractaments amb paràmetres subrogats

Taula A6. Monitoratge dels tractaments: punts de mostreig i freqüències de monitoratge

Taula A7. Monitoratge de la qualitat química

Taula A8. Monitoratge de la qualitat microbiològica

Taula A9. Assumpcions per al càlcul dels valors de reducció logarítmica de bacteris, virus i protozous

ANNEX B

Taula B1. Descripció de la infraestructura de tractament existent

Taula B2. Rangs de concentracions típiques dels indicadors a la sortida de la decantació primària

Taula B3. Rangs de concentracions típiques dels indicadors a la sortida de tractaments secundaris

ACRÒNIMS

AAS	Espectrometria d'absorció atòmica	ICP-OES	Espectrometria d'emissió òptica de plasma acoblat inductivament
ACA	Agència Catalana de l'Aigua	MDMA	Metilendioximetanfetamina
AMPA	Àcid aminometilfosfònic	MF	Membrana de microfiltració
BDE	Èter difenílic polibromat	NDMA	N-nitrosodimetilamina
BRM	Reactor biològic de membrana	NRMMC	Natural Resource Management Ministerial Council (Austràlia)
CAG	Carbó actiu granular	OI	Osmosi inversa
CEU	Council of the European Union, Consell de la Unió Europea	PFOA	Àcid perfluorooctanoic
COT	Carboni orgànic total	PFOS	Àcid perfluorooctanosulfònic
DALY	Disability-adjusted life years, anys de vida ajustats per discapacitat	qPCR	Reacció en cadena de la polimerasa quantitativa
DEET	N,N-dietil-m-toluamida	QR	Quocient de risc
DEHP	Bis(2-etilhexil) ftalat (DEHP)	SAD	Sistema d'ajuda a la decisió
ECETOC	European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals	TCPP	Tris(2-cloro-1-metiletil)fosfat
EP	European Parliament, Parlament Europeu	UF	Membrana d'ultrafiltració
ERA	Estació regeneradora d'aigües residuals	US EPA	United States Environmental Protection Agency
ICC-PCR	Mètode integrat de cultiu-reacció en cadena de la polimerasa	UV	Radiació ultraviolada
ICP-MS	Espectrometria de masses de plasma acoblat inductivament	VP	Valor protector
ISO	International Organisation for Standardisation, Organització Internacional per a l'estandardització	WHO	Organització Mundial de la Salut, World Health Organisation

1. RESUM

En aquest treball es descriu la metodologia d'identificació i monitoratge de contaminants que s'ha desenvolupat en el paquet de treball 2 (PT2) del projecte SUGGEREIX.

Com s'explica a la Secció 2, la metodologia té com a objectiu fer una proposta de monitoratge de la qualitat de l'aigua als punts d'entrada i sortida d'una planta de producció d'aigua regenerada i de cadascun dels tractaments que formen un tren de tractament.

A la Secció 3 es descriu la metodologia desenvolupada.

- A la Secció 3.1 es presenta el llistat dels indicadors químics i microbiològics que el sistema d'ajuda a la decisió (SAD) utilitzarà per avaluar els trens de tractament avançats definits en el PT4 i fer-ne una proposta de monitoratge operacional.
- A la Secció 3.2 s'introdueixen els paràmetres subrogats, paràmetres que permeten avaluar l'eficiència de processos de tractament en continu o de manera ràpida.
- A la Secció 3.3 es fa un resum dels mètodes d'anàlisi dels indicadors químics i microbiològics i dels mètodes de monitoratge dels tractaments en temps real.
- A la Secció 3.4 es descriu la metodologia que el SAD implementarà per definir els requeriments de monitoratge: proposta de paràmetres subrogats i indicadors químics i microbiològics que caldria monitorar a cada punt de mostreig, i freqüències de monitoratge de cada punt determinades segons els valors protectors (VP) (o valors objectiu de qualitat) que caldria aconseguir, definits en el PT3.
- A la Secció 3.5 s'indiquen les principals fonts d'informació que es van consultar per definir els criteris de selecció dels contaminants i indicadors.

2. OBJECTIUS I ABAST

Els objectius del PT2 són:

- Identificar contaminants químics i microbiològics que poden ser presents als efluents de plantes de tractament d'aigües residuals urbanes, i que s'han de tractar amb tecnologies addicionals perquè l'aigua es pugui reutilitzar.
- Fer una proposta d'una selecció reduïda d'indicadors perquè el SAD pugui avaluar trens de tractament avançats segons la seva capacitat d'eliminar-los, i en pugui fer una pla de monitoratge factible.
- Desenvolupar una metodologia per fer una proposta de monitoratge per a una planta de regeneració d'aigua que el SAD implementarà:

- al punt d'entrada i al punt de sortida de la planta per garantir el compliment dels VP de l'aigua regenerada, que poden variar en funció de l'ús a què l'aigua es vulgui destinar;
- a l'entrada i/o a la sortida de cadascun dels tractaments (o barreres) individuals i trens de tractament per controlar que operen adequadament en temps real.

A la Taula 1 s'identifiquen els límits de l'abast de la metodologia de monitoratge elaborada en el PT2, indicant-ne les principals diferències respecte dels requeriments de monitoratge necessaris d'acord amb el marc del procés d'avaluació de riscos (Organització Mundial de la Salut—WHO 2006, 2008, 2017b; European Parliament—EP, Council of the European Union—CEU 2020 a, b). Tot i que el seu abast és més general, la metodologia proposada també hauria de servir com a guia perquè, en el cas d'identificar contaminants difícils de tractar, se'n puguin investigar les fonts i s'hi estableixin mesures per prevenir-ne l'emissió, p. ex., promovent canvis en processos productius, comercials, en pràctiques agrícoles o en pautes de consum.

Taula 1. Límits de l'abast de la metodologia proposada en el PT2, indicant-ne les diferències respecte dels requeriments necessaris d'acord amb el marc del procés d'avaluació de riscos

Metodologia proposada en el PT2	Procés d'avaluació de riscos*
Proposta d'una selecció d'indicadors químics i microbiològics per avaluar trens de tractament segons la seva capacitat d'eliminar-los; avaluació orientativa.	Identificació dels perills i avaluació detallada de riscos del sistema des de l'abastament (anàlisi de les fonts d'aigua) fins al punt d'ús; també inclou el manteniment.
Descripció del principi del procés de validació[1]	Determinació i validació de les mesures de control, reavaluació i priorització de riscos: aplicació de proves (p. ex. "challenge testing") i càlculs teòrics per validar l'eficiència de cada tractament per eliminar contaminants; definició del marc operacional dins del qual el tractament es pot dur a terme (p. ex. cabal d'aigua i transmitància mínima de radiació ultraviolada (UV) per a desinfecció UV).

[1] En el procés d'avaluació de riscos, un cop s'han identificat i avaluat els riscos, cal identificar i validar l'eficiència de les mesures de control, p. ex., cal demostrar que cada tractament individual permet aconseguir els valors objectiu de reducció dels riscos, que el tren en conjunt assoleix tots els valors objectiu de reducció, i cal definir el marc operacional dins del qual cada tractament és efectiu (WHO 2009, 2017).

Taula 1 (continuació). Límits de l'abast de la metodologia proposada en el PT2, indicant-ne les diferències respecte dels requeriments necessaris d'acord amb el marc del procés d'avaluació de riscos

Metodologia proposada en el PT2	Procés d'avaluació de riscos*
Proposta de punts de mostreig i freqüències de monitoratge d'una selecció d'indicadors i paràmetres subrogats per al monitoratge operacional[2] d'una planta de producció d'aigua regenerada.	Monitoratge operacional i de verificació[3]: definició del monitoratge de les mesures de control i verificació que el sistema assoleix els valors objectiu de qualitat o VP.
Vinculació de la proposta de monitoratge amb informació de plantes de producció d'aigua regenerada amb trens de tractament semblants, que pot contenir informació exemplar sobre procediments de gestió (p. ex. en situacions d'emergència).	Gestió i comunicació: preparació de procediments de gestió i programes de suport; p. ex. en situacions d'emergència.
*Fonts: WHO 2006, 2009, 2017; EP i CEU 2020 a, b	

3. METODOLOGIA D'IDENTIFICACIÓ I MONITORATGE DE CONTAMINANTS

La metodologia d'identificació i monitoratge de contaminants es va definir seguint les següents etapes:

- Selecció d'indicadors químics i microbiològics de la qualitat de l'aigua.
- Identificació de paràmetres subrogats per avaluar en línia o de manera ràpida l'eficiència dels tractaments.
- Revisió dels mètodes de monitoratge de la qualitat de l'aigua i dels tractaments.

[2] El monitoratge operacional és el conjunt de mesures i activitats que cal dur a terme per demostrar que els mitjans de control funcionen eficientment, és a dir, que cada tractament opera eficientment per garantir el compliment dels objectius de reducció, i poder actuar al més ràpidament possible en el cas d'identificar desviacions significatives que poguessin afectar la qualitat de l'aigua (WHO 2006, 2017).
[3] El monitoratge de verificació es distingeix de l'operacional només en el sentit que pot comprendre el monitoratge menys freqüent d'un major nombre d'indicadors i contaminants (WHO 2017).

- Definició de la metodologia per definir els requeriments de monitoratge al llarg d'un tren de tractament.

Els resultats obtinguts en cadascuna de les etapes es descriuen amb més detall a les següents seccions.

3.1 SELECCIÓ D'INDICADORS QUÍMICS I MICROBIOLÒGICS

En aquest treball es va fer una selecció reduïda de 3 indicadors microbiològics i 18 químics que el SAD utilitzarà per avaluar trens de tractament avançat per a la producció d'aigua regenerada i fer-ne una proposta de monitoratge operacional. El SAD també permetrà considerar indicadors addicionals per ajustar millor l'avaluació de possibles riscos a la situació real d'una planta i la proposta de trens de tractament per controlar-los.

La

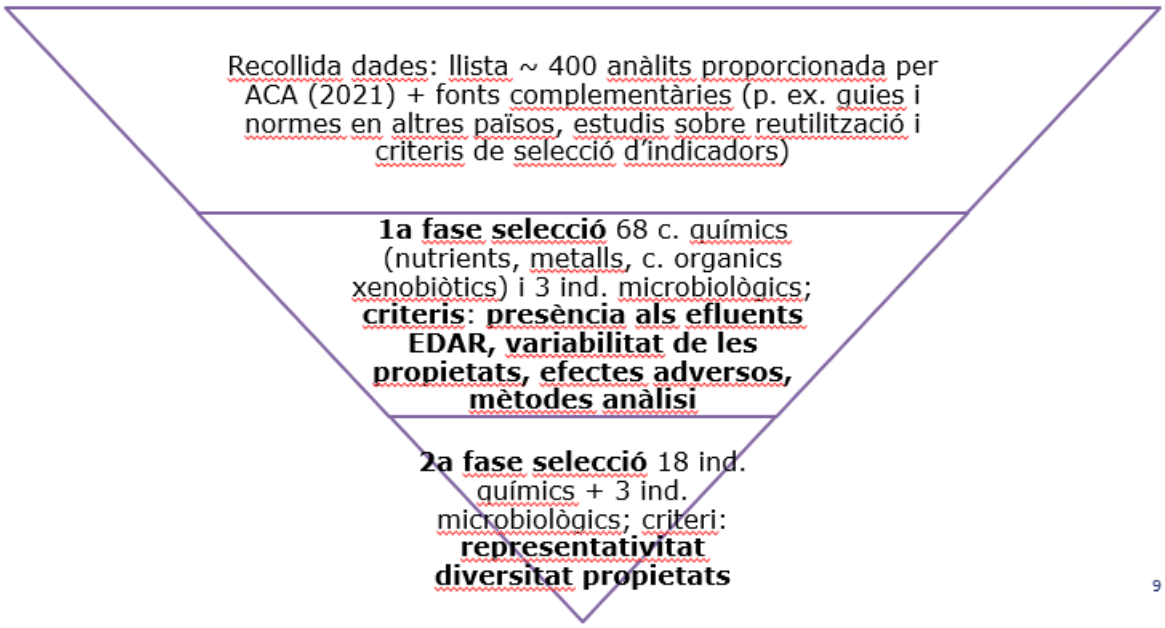

Figura 1 mostra les etapes que es van seguir per fer la selecció reduïda d'indicadors. En una primera etapa es van consultar els resultats obtinguts durant les proves fetes per l'Agència Catalana de l'Aigua—ACA a l'estació regeneradora d'aigües (ERA) del Prat de Llobregat el 2019 (ACA 2021). Es van consultar fonts addicionals (v. Secció 3.5) per fer una primera selecció de 68 components químics i 3 microbiològics dels aproximadament 400 components estudiats per l'ACA (2021). Els criteris considerats per fer aquesta primera selecció van ser:

- Risc de presència als efluents d'estacions depuradores de Catalunya
- Representativitat de la diversitat de propietats fisicoquímiques (p. ex. polaritat, toxicitat, persistència i biodegradabilitat)
- Capacitat de produir efectes adversos o tòxics sobre les persones o altres organismes vius
- Possibilitat de poder-se mesurar amb mètodes estandarditzats

Per poder dissenyar protocols de monitoratge efectius, en un segon pas, es van escollir 18 indicadors químics de la llista de 68 substàncies químiques. En fer aquesta segona selecció, es va intentar conservar la representativitat de la diversitat de propietats. A la Secció 3.1.1 es presenten els indicadors químics seleccionats, i a la Secció 3.1.2 els microbiològics.

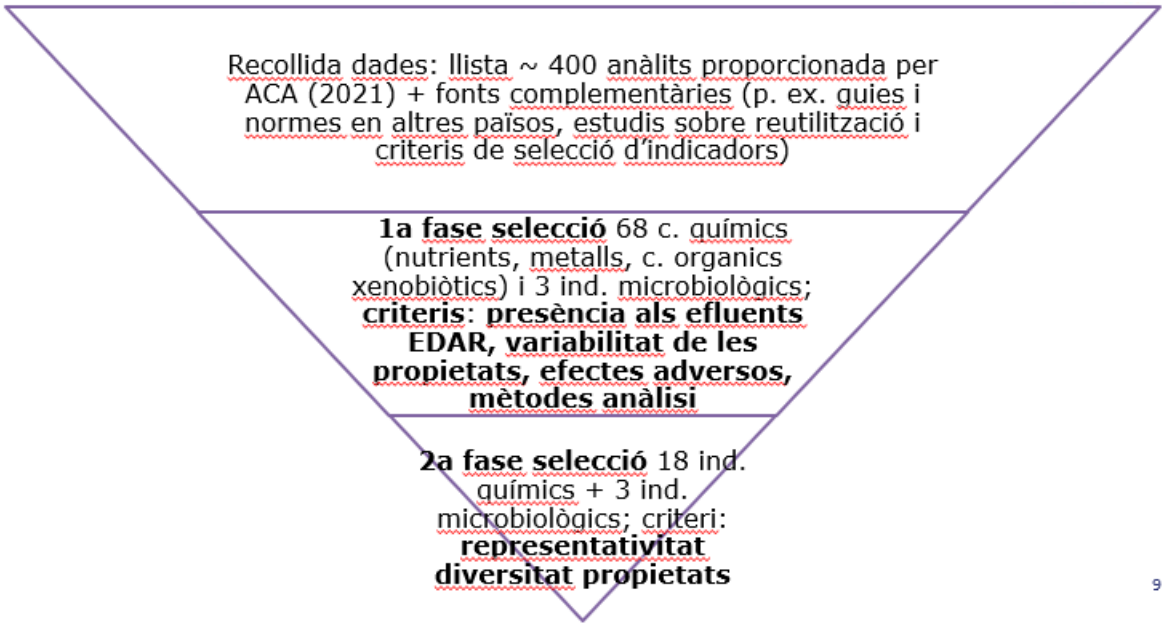

Figura 1. Esquema del procés de selecció dels indicadors considerats per a l'estudi

La Taula 2 recull els conceptes de contaminant i indicador que s'apliquen en aquest treball, així com el de paràmetre subrogat, que es descriu amb més detall a la Secció 3.2.

Taula 2. Definicions dels conceptes indicador i paràmetre subrogat

Terme	Concepte
Contaminant	Substància química o microorganisme present a les aigües residuals (urbanes en aquest treball) que pot tenir un efecte advers sobre la salut humana i/o el medi (normalment a partir d'una determinada concentració).
Indicador	Substància química o microorganisme que pot ser també un contaminant. Pot indicar la presència de contaminants i es pot utilitzar per mesurar l'eficiència d'un tractament per a un grup de compostos relacionats estructuralment.

Paràmetre subrogat	Paràmetre mesurable que és funció de nombrosos components (p. ex. carboni orgànic total (COT), absorbància de radiació UV, terbolesa, conductivitat elèctrica) i permet avaluar l'eficiència d'un tractament en continu o de manera ràpida.

3.1.1 SELECCIÓ D'INDICADORS QUÍMICS

La llista de de 68 substàncies químiques seleccionades inicialment es mostra a la Taula 3. Pertanyen a les següents categories: nutrients, metalls i semimetalls, compostos orgànics i subproductes d'oxidació o desinfecció.

Taula 3. Selecció inicial de 68 substàncies químiques

Categoria	Elements i compostos químics
Nutrients	Amoni (NH_4^+), nitrat (NO_3^-), nitrogen total, fosfat (PO_4^{3-})
Metalls/semimetalls	Ni, Pb, Cd, Hg, Al, Mn, Fe, Zn, Cu, As, Cr, Se, Sb, Sn
Comp. orgànics	Comp. farmacèutics: carbamazepina, salbutamol, citalopram, claritromicina, diclofenac, hidroclorotiazida, metoprolol, venlafaxina, candesartan, irbesartan, sulfametoxazol, gemfibrozil, metformina, amisulprida
	Agent contrast raigs X: iopromida
	Drogues: nicotina, metilendioximetanfetamina (MDMA)
	Additius alimentaris: cafeïna, 1,7-dimetilxantina (metabòlit de la cafeïna), sucralosa
	Biocides: N,N-dietil-m-toluamida (DEET), imidacloprid, glifosat, àcid aminometilfosfònic (AMPA, metabòlit del glifosat), diuron, terbutrin, acetamiprid, mecoprop, triclosan
	Altres comp.: 1,4-dioxà, 1H-benzotriazol, toliltriazol, àcid perfluorooctanosulfònic (PFOS), àcid perfluorooctanoic (PFOA), tris(2-cloro-1-metiletil)fosfat (TCPP), bis(2-etilhexil) ftalat (DEHP),

	èters difenílics polibromats (BDE 28, 47, 99, 153, 154), bisfenol A
Subproductes oxidació/desinfecció	BrO_3^-, ClO_3^-, N-nitrosodimetilamina (NDMA), trihalometans $CHCl_3$, $CHBr_3$, $CHBr_2Cl$, $CHBrCl_2$

La llista de 18 indicadors químics que es va elaborar per poder fer una proposta de monitoratge efectiva es reprodueix a la Taula 4. La selecció dels indicadors es va fer a partir de la llista prèviament preparada, intentant conservar-ne la representativitat de la diversitat de propietats fisicoquímiques.

Taula 4. Selecció dels 18 indicadors químics

Categoria	Elements i compostos químics
Nutrients	NH_4^+, NO_3^-
Metalls	Ni, Zn
Comp. orgànics	Comp. farmacèutics: carbamazepina, diclofenac, venlafaxina
	Agent contrast raigs X: iopromida
	Additiu alimentari: cafeïna
	Biocida: DEET
	Altres comp.: 1,4-dioxà, PFOS, DEHP
Suproductes oxidació/desinfecció	NDMA, $CHCl_3$, BrO_3^-, ClO_2^-, ClO_3^-

El grup de subproductes d'oxidació o desinfecció escollits inicialment es va modificar per considerar només els principals compostos que es poden formar en els tractaments estudiats en el projecte (ozonització, cloració, desinfecció amb diòxid de clor i cloraminació). El SAD considerarà aquesta classe d'indicadors a la fase de monitoratge, advertint-ne la possible formació de forma qualitativa (Secció 3.4.2.3.3).

Les propietats avaluades dels indicadors químics es descriuen amb més detall a la Secció 3.1.3. Aquesta avaluació es va fer per estimar-ne el comportament en els diversos tractaments considerats en el projecte (Secció 3.1.4).

3.1.2 SELECCIÓ D'INDICADORS MICROBIOLÒGICS

A més dels 18 indicadors químics, la llista completa dels indicadors inclou tres indicadors microbiològics que es mostren a la Taula 5, cada un representatiu de diferents grups de patògens, tenint en compte les limitacions relacionades amb el seu ús, que es resumeixen en aquesta mateixa secció més avall.

Taula 5. Selecció dels 3 indicadors microbiològics

Indicador	Aplicació
Escherichia coli (E.coli)	Indicador de la presència i l'eficiència dels tractaments d'eliminar bacteris
Bacteriòfags (virus de bacteris): colífags somàtics i colífags ARN F específics	Indicadors de l'eficiència de determinats tractaments d'eliminar virus
Espores de *Clostridium perfringens*	Indicador de l'eficiència de determinats tractaments d'eliminar protozous paràsits ((oo)cists de *Cryptosporidium* i *Giardia*)

El nou reglament europeu sobre reutilització de l'aigua per a irrigació agrícola i la nova directiva sobre la qualitat de l'aigua potable (EP i CEU 2020 a, b) consideren aquests indicadors microbiològics i estableixen que els valors de reducció logarítmica aconseguits pels trens de tractament han de ser suficients per controlar el risc d'exposició a patògens.

Els trens de tractament es dissenyen per aconseguir uns valors de reducció logarítmica de bacteris, virus i protozous presents en l'aigua en funció de l'ús de l'aigua regenerada produïda i l'exposició de les persones a l'aigua, assignant una càrrega tolerable al risc de contreure una determinada malaltia transmesa per patògens. L'Organització Mundial de la Salut (WHO, de l'anglès) ha adoptat l'ús de l'any de vida ajustat per discapacitat (disability-adjusted life year, DALY, de l'anglès) com una mesura de la càrrega de malaltia total, expressada com el nombre d'anys perduts a causa d'una malaltia, discapacitat o mort prematura. Per al risc microbiològic en l'aigua potable i l'aigua regenerada per a irrigació agrícola, la WHO ha definit un nivell de referència de 10^{-6} DALY per persona i any (WHO 2006, 2017). Els patògens de referència usats per determinar l'eficiència mínima dels trens de tractament són, p. ex., *Campylobacter*, rotavirus o norovirus i *Cryptosporidium*, representatius de bacteris, virus i protozous respectivament (EP i CEU 2020 a; WHO 2017) (v. Secció 3.4.1.1 per a una explicació més detallada d'aquest càlcul).

Els indicadors microbiològics tenen una aplicació important en el monitoratge de validació i control del funcionament dels tractaments de l'aigua. Mesurar canvis en les concentracions de patògens pot ser difícil per les baixes

concentracions en què es troben a les aigües. En canvi, poden mesurar-se més fàcilment canvis en les concentracions d'indicadors que tenen un comportament semblant en aquell mateix tractament (s'eliminen amb una eficiència equivalent o menor) i hi són presents en concentracions més elevades (United States Environmental Protection Agency—US EPA 2005; WaterSecure 2017 a, d). Per a la validació de força tractaments, es poden utilitzar com a indicadors *E.coli*, colífags i espores de *Clostridium perfringens*.

E. coli és un bon indicador del comportament dels bacteris en els diferents tractaments en general; i per a la validació de força tractaments, especialment els que es basen en processos de filtració i el reactor biològic de membrana (BRM), es poden utilitzar colífags i espores de *Clostridium perfringens* com a indicadors de virus i protozous respectivament (Department of Health, Victoria State 2013; US EPA 2005; WaterSecure 2017 c, d, e). També els colífags es poden emprar per validar el tractament d'osmosi inversa (OI) (WaterSecure 2017 a). Els colífags ARN F específics s'han estudiat sobretot en tractaments de filtració amb membrana perquè tenen una mida i forma semblant a les de virus entèrics (US EPA 2005; WaterSecure 2017 a, d). Les espores de *Clostridium perfringens* tenen una mida lleugerament inferior a la dels protozous, i per això, també s'han proposat com a indicadors de protozous en tractaments de filtració (Department of Health, Victoria State 2013; WaterSecure 2017 d).

D'altra banda, el comportament de les espores de *Clostridium perfringens* és diferent que el de *Cryptosporidium* en els tractaments de desinfecció química i desinfecció amb radiació UV (Gerba 2009; Lamy et al. 2020). Els colífags són més resistents que determinats grups de virus que afecten humans, però menys resistents que altres grups de virus que afecten humans (p. ex. adenovirus) (Gerba 2009). A més, la utilitat dels indicadors com a mesura de l'ocurrència de virus i protozous a les aigües és limitada (Lamy et al. 2020; Natural Resource Management Ministerial Council—NRMMC et al. 2006; Teunis i Schijven 2017; WHO 2017).

3.1.3 PROPIETATS DELS INDICADORS

Els compostos químics es van caracteritzar d'acord amb la mida (massa i volum molar), i si són iònics o ionitzables, amb la càrrega de l'espècie dominant a pH 7 i condicions oxidants (columnes C-I de la Taula A3 de l'Annex). A més, els compostos químics orgànics es van caracteritzar d'acord amb paràmetres descriptors de propietats addicionals (columnes J-O i Q de la Taula A3 de l'Annex):

- Capacitat de sorció a matèria orgànica
- Susceptibilitat a biodegradació aeròbia
- Susceptibilitat a oxidació per ozó i radicals hidroxil
- Susceptibilitat a fotòlisi directa per radiació ultraviolada

Com a aproximació a la capacitat de sorció dels compostos orgànics a matèria orgànica, es van recollir valors dels models ACD/Labs de la constant de repartiment octanol aigua (expressada com a log Kow o log P) per a

compostos neutres i del quocient de distribució octanol aigua (expressat com a log Dow o log D) per a compostos ionitzables (columnes J i K de la Taula A3 de l'Annex). Els resultats d'aquests models es van consultar al web Chemspider (2021), que és d'accés lliure. No obstant això, cal utilitzar els valors d'aquesta base de dades amb cautela, ja que tenen associats incerteses: els valors log Kow i log Dow poden ser diferents per a compostos neutres (quan teòricament haurien de tenir el mateix valor), i els valors Dow modelats per a compostos ionitzables, especialment els bàsics, tenen associats incerteses notables (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals—ECETOC 2013; Kah et al. 2017).

Com a aproximació a la susceptibilitat dels compostos orgànics a biodegradació aeròbia, es van considerar els valors dels models BIOWIN (US EPA EPISuite) —també disponibles al web Chemspider (2021)— d'acord amb el criteri general que, si els models prediuen una biodegradació lenta, aquests resultats es poden utilitzar per confirmar que un determinat compost no és fàcilment biodegradable, i si prediuen una biodegradació ràpida, cal estudiar amb altres mètodes la susceptibilitat d'aquell compost a biodegradació (ECETOC 2013; Pavan i Worth 2006). Concretament, els valors recollits a l'Annex són els resultats dels models BIOWIN3 i BIOWIN5 (columnes L i M de la Taula A3 de l'Annex). Els models prediuen una biodegradació ràpida per a un determinat compost si el resultat de BIOWIN3 és de "setmanes" o temps més curt i el valor de BIOWIN5 és major de 0,5 (Pavan i Worth 2006). Els resultats obtinguts confirmen que la majoria de compostos seleccionats no són fàcilment biodegradables.

La susceptibilitat a oxidació per ozó i radicals hidroxil (columnes N i O de la Taula A3 de l'Annex respectivament) es va estimar a partir de dades disponibles de constants de velocitat de reacció (obtingudes en condicions de temperatura i pH T i pH ambientals (T aprox. 25 ºC i pH aprox. 7).

La susceptibilitat a fotòlisi directa per radiació ultraviolada dels contaminants (columna Q de la Taula A3 de l'Annex) es va estimar de manera qualitativa (alta, mitjana, baixa, no susceptiblitat) a partir de dades disponibles de constants de velocitat de reacció determinades en funció de la fluència[4], i per als contaminants per als quals aquestes constants no es van trobar, la susceptibilitat es va estimar a partir de les constants de velocitat de reacció determinades en funció del temps i les condicions experimentals indicades a la literatura consultada.

L'especiació dels metalls es va tenir en compte a l'hora d'assignar-los la càrrega de l'espècie dominant a pH 7 i condicions oxidants (columna I de la Taula A3 de l'Annex). Però el monitoratge es proposa per als elements (les concentracions totals), ja que els mètodes d'anàlisi disponibles permeten

[4] La fluència es defineix com el quocient entre l'energia radiativa total que creua una petita esfera diana que conté el punt d'estudi i la secció transversal d'aquesta esfera, mesurada en J/m^2 (o mJ/cm^2). La velocitat de fotòlisi es pot determinar en funció de la velocitat de fluència mitjana, el rendiment quàntic i el coeficient d'absorció molar a una determinada longitud d'ona (Bolton i Stefan 2002).

quantificar més fàcilment els elements que no pas les diferents espècies de cada element (p. ex. Ungureanu et al. 2015).

Per als indicadors microbiològics, es va considerar la susceptibilitat a oxidació per àcid hipoclorós (HOCl) de manera qualitativa (columna P de la Taula A3 de l'Annex). Tot i que alguns compostos químics també puguin reaccionar-hi, en general, la seva susceptibilitat a oxidació per HOCl no està gaire estudiada.

3.1.4 AVALUACIÓ DEL COMPORTAMENT DELS CONTAMINANTS I INDICADORS EN ELS TRACTAMENTS

La Taula A3 de l'Annex relaciona cada contaminant o indicador amb el seu comportament en cadascun dels tractaments considerats en el projecte. El comportament en cada tractament s'expressa de dues maneres diferents:

- Per als indicadors químics seleccionats, el comportament en cada tractament és el de l'indicador mateix, ja que se'n van recollir dades d'eficiència d'eliminació (en el PT4).
- Per a contaminants químics per als quals no es van recollir dades d'eficiència d'eliminació en el marc del PT4, el comportament en cada tractament es va associar (sempre que va ser possible) al d'un indicador que, per tenir propietats similars, pot tenir un comportament semblant en aquell determinat tractament. Es va seguir el criteri conservador d'assimilar el comportament d'un compost que s'assembla a dos indicadors de referència al comportament de l'indicador que pitjor s'elimina en un tractament determinat.
- El comportament dels 3 indicadors microbiològics en els diferents tractaments es va aproximar al dels 3 grups de patògens (bacteris, virus i protozous), per als quals es van recollir dades d'eficiència d'eliminació (en el marc del PT4).

La informació sobre el comportament de cada component en cada tractament estimat a partir de les propietats s'hauria de revisar i actualitzar. Per al SAD desenvolupat en el marc del projecte, finalment es va decidir només considerar la llista reduïda d'indicadors.

3.2 IDENTIFICACIÓ DE PARÀMETRES SUBROGATS PER AL MONITORATGE DELS TRACTAMENTS

A banda dels indicadors descrits a l'anterior secció, la proposta de monitoratge dels tractaments que farà el SAD comprèn el monitoratge de paràmetres subrogats, paràmetres que permeten avaluar l'eficiència de processos de tractament en continu o de manera ràpida, especialment necessari per al monitoratge operacional. A la Taula A5 de l'Annex, cada tractament es relaciona amb els paràmetres subrogats més rellevants (columna B de la Taula A5): p. ex., l'OI amb el COT i la conductivitat elèctrica; el carbó actiu amb l'absorbància de radiació UV, i l'ozonització amb l'anomenat "temps de contacte", és a dir, la integral de la concentració d'ozó en cada moment de l'exposició durant el temps d'exposició amb les unitats de (min·mg/L). També s'hi indiquen altres paràmetres que es recomanen de

mesurar contínuament per determinar els paràmetres subrogats principals i/o avaluar l'eficiència dels tractaments (columna D de la Taula A5).

Canvis en els paràmetres subrogats poden relacionar-se amb reduccions de les concentracions d'indicadors químics i/o microbiològics si es duen a terme els estudis de validació necessaris durant la posada en marxa. De manera orientativa, la Taula A5 de l'Annex indica si canvis en els paràmetres subrogats utilitzats per monitorar un determinat tractament poden relacionar-se amb reduccions de les concentracions dels indicadors químics (columna E de la Taula A5) i/o indicadors microbiològics o patògens (columna F de la Taula A5). A més, la Taula A5 de l'Annex (columna G) proporciona referències de protocols de validació disponibles per avaluar l'eficiència de desinfecció/oxidació de determinats tractaments mitjançant l'ús de paràmetres subrogats i indicadors microbiològics o patògens.

Per a la validació i posada en marxa de tractaments que són eficients en l'eliminació d'indicadors químics, cal fer mesures dels rendiments d'eliminació obtinguts per als paràmetres subrogats i els indicadors químics alhora perquè durant la fase d'operació es puguin relacionar els canvis dels paràmetres subrogats amb els dels indicadors químics (Drewes et al. 2008; WHO 2017).

El procés de validació dels tractaments de desinfecció és semblant al procés que se segueix per validar els tractaments d'eliminació dels indicadors químics. Mitjançant testos específics ("challenge tests") s'obtenen mesures dels rendiments d'eliminació de patògens de referència per a tractaments de desinfecció, i alhora, es mesuren els canvis que es produeixen en paràmetres subrogats amb els quals es volen relacionar els resultats dels "challenge tests" durant la fase d'operació (p. ex. US EPA 2005; WaterSecure 2017 a, d). Com s'ha comentat a la Secció 3.1 i s'indica a la Taula A5 de l'Annex, poden utilitzar-se indicadors en lloc de patògens per validar el funcionament de determinats tractaments.

3.3 MÈTODES DE MONITORATGE

En aquesta secció es descriu la informació sobre mètodes de monitoratge que el SAD proporcionarà a l'usuari en el moment de fer-li la proposta de monitoratge.

3.3.1 CONTROL DE LA QUALITAT DE L'AIGUA

La Taula A4 de l'Annex relaciona cada component de la Taula A1 de l'Annex amb els mètodes d'anàlisi principals (columna G) i les matrius d'aigua per a les quals els mètodes són aplicables (columnes C-F). Els mètodes de mesura poden ser en línia o fora de línia, en un laboratori.

Els nutrients NH_4^+, NO_3^- i PO_4^{3-} es poden mesurar mitjançant mètodes en línia o al laboratori, que es presenten resumits a la Taula 6.

Taula 6. Mètodes d'anàlisi principals d'amoni, nitrat i fosfat

Mètode	Nutrients	En línia/laboratori
Potenciometria: elèctrodes selectius de ions	NH_4^+, NO_3^-	En línia (sensors)
Espectrofotometria de radiació UV i visible	NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-}	En línia (sensors "humits") i al laboratori
Absorció radiació UV	NO_3^-	En línia (sensors)
Cromatografia iònica	Quantificació simultània d'anions (incloent NO_3^- i PO_4^{3-}) i cations (NH_4^+)	Al laboratori
Fonts: Michalski i Kurzyca 2006; Pellerin et al. 2016; Vanrolleghem i Lee 2003		

Els diferents mètodes analítics tenen avantatges i inconvenients, però el principal avantatge dels mètodes en línia en general és que permeten recollir dades amb una elevada freqüència temporal (p. ex. segons o minuts), la qual cosa permet avaluar canvis en la qualitat de l'aigua que ocorren en intervals de temps curts (Pellerin et al. 2016).

Pel que fa als metalls (i semimetalls), els mètodes més habituals per quantificar-ne concentracions totals inclouen mètodes d'espectrometria atòmica: d'absorció atòmica de flama (F-AAS), de forn de grafit (GF-AAS) o amb atomització electrotèrmica (ET-AAS), de generació d'hidrurs (HG-AAS), espectrometria d'emissió òptica de plasma acoblat inductivament (ICP-OES) i espectrometria de masses de plasma acoblat inductivament (ICP-MS) (De Vos et al. 2013; Ungureanu et al. 2015). El mercuri es determina mitjançant mètodes d'espectrometria d'absorció atòmica específics per evitar-ne pèrdues per volatilització (en la forma de metall elemental). Els mètodes més habituals per determinar concentracions de mercuri total són l'espectrometria d'absorció atòmica amb vapor fred (CV-AAS) i l'espectrometria de fluorescència atòmica amb vapor fred (CV-AFS), a banda d'ICP-MS (De Vos et al. 2013; Kallithrakas-Kontos i Foteinis 2016). El principal avantatge dels mètodes ICP-MS i ICP-OES és que permeten mesurar múltiples elements alhora en una sola anàlisi (De Vos et al. 2013; Loos et al. 2012).

Quant als mètodes d'anàlisi dels compostos orgànics, la Taula A4 de l'Annex proporciona referències de mètodes desenvolupats per mesurar-los amb una sensibilitat adequada. Dins d'aquest grup de mètodes, es distingeixen:

- Mètodes que permeten quantificar múltiples compostos alhora, principalment mitjançant cromatografia líquida-espectrometria de masses en tàndem (LC-MS-MS), cromatografia de gasos-espectrometria de masses en tàndem (GC-MS-MS) o cromatografia de gasos-espectrometria de masses (GC-MS). Un determinat mètode analític, amb el seus respectius protocols per a la preparació i anàlisi de la mostra, permet mesurar en una sola anàlisi una multitud de compostos o només uns quants, segons la similitud dels compostos. Com a exemples d'aplicacions d'aquests mètodes s'indiquen els següents:
    - LC-MS-MS per quantificar la mateixa classe de compostos químics: p. ex., grup de biocides neonicotinoids (Münze et al. 2017) o compostos farmacèutics sartans (Castro et al. 2019);
    - LC-MS-MS per determinar diferents classes de compostos: p. ex., diverses classes de compostos farmacèutics: antibiòtics, agents de contrast de rajos X, diurètics, agents bloquejadors beta, etc.) (Gros et al. 2012);
    - GC-MS per quantificar diverses classes de compostos orgànics no polars (p. ex. èsters de ftalat i difenil èters polibromats) (Bizkarguenaga et al. 2012; Erger et al. 2013).
- Mètodes que mesuren compostos individuals. Aquests mètodes es necessiten quan les propietats del compost són molt específiques, diferents de les d'altres compostos més típics. Exemples d'aplicacions d'aquests mètodes són els següents:
    - LC-MS-MS per determinar metformina (Scheurer et al. 2012; Tisler i Zwiener 2018);
    - GC-MS per quantificar 1,4-dioxà (Rüdel et al. 2020; Sun et al. 2016);
    - LC-MS-MS per quantificar glifosat i àcid aminometilfosfònic (Valle et al. 2019).

Mètodes usualment emprats per a la determinació dels productes de transformació comprenen mètodes estandarditzats que permeten quantificar múltiples compostos alhora per la semblança entre ells respecte a les propietats:

- cromatografia iònica per quantificar bromat o bromat i clorat (Michalski 2005);
- GC-MS per determinar trihalometans (Munch 1995);
- GC-MS per mesurar NDMA i altres nitrosamines (Farré et al. 2011; Munch i Bassett 2004).

Els indicadors microbiològics poden analitzar-se amb mètodes de cultiu estàndards. Pel que fa a les espores de *Clostridium perfringens*, com que el mètode d'anàlisi estàndard (International Organisation for Standardisation—ISO 2013) requereix l'ús d'un reactiu cancerigen en l'etapa de confirmació, es pot optar per referir-s'hi com a "Presumptament *C. perfringens* i espores" o utilitzar un altre mètode estàndard (ISO 1986) per enumerar els bacteris

reductors de sulfit (enumeració de totes les espècies de Clostridia) (Lamy et al. 2020).

D'altra banda, mètodes de biologia molecular, més ràpids que els tradicionals i d'elevada sensibilitat, poden complementar el monitoratge de patògens i indicadors. Específicament, convé esmentar l'assaig quantitatiu de la reacció en cadena de la polimerasa (qPCR) (p. ex. Lamy et al. 2020). No obstant això, l'enumeració amb qPCR proporciona recomptes de còpies de gens; per tant, aquesta tècnica no és capaç de distingir entre patògens infectius i no infectius.

Per a patògens que es poden cultivar, es pot utilitzar el quocient entre nombre de partícules infeccioses i nombre de còpies de gens com a mesura de la sensibilitat (Gerba et al. 2017; Teunis i Schijven 2017). Per a patògens que no es poden cultivar, p. ex. norovirus, cal fer assumpcions sobre la sensibilitat de la mesura obtinguda de nombre de còpies de gens. Gerba et al. (2017) van recomanar considerar un quocient entre nombre de virus infectius i virions menor d'1:10 tret dels casos en què es pogués provar el contrari. WHO (2017) va utilitzar mesures disponibles de norovirus en còpies de gens com a referència per definir valors logarítmics de reducció per a virus en aigua potable. A més, per a patògens que no creixen bé en cultius, p. ex. rotavirus i *Cryptosporidium*, s'han desenvolupat mètodes integrats de cultiu-reacció en cadena de la polimerasa (ICC-PCR), que integren els avantatges dels dos mètodes per quantificar patògens infecciosos amb una major sensibilitat (Gerba et al. 1996; Haramoto et al. 2018; Li et al. 2010; Rousseau et al. 2018).

3.3.2 MONITORATGE DELS TRACTAMENTS EN TEMPS REAL

La Taula A5 de l'Annex relaciona cada tractament amb paràmetres subrogats i altres paràmetres que permeten avaluar-ne l'eficiència de tractament en continu o de manera ràpida (v. Secció 3.2). Alguns d'aquests paràmetres depenen de la qualitat de l'aigua (p. ex. COT, terbolesa i conductivitat) i els mètodes d'anàlisi corresponents es recullen a la Taula A4 de l'Annex. També es recullen a la Taula A4 els mètodes d'anàlisi habitualment utilitzats per monitorar contínuament les concentracions residuals de desinfectants (clor lliure, diòxid de clor) i ozó. Altres paràmetres depenen del disseny dels equipaments i només es recullen a la Taula A5 de l'Annex (p. ex. reactors UV i paràmetres de monitoratge per al control de la dosi de radiació UV: intensitat i transmitància UV, cabal d'aigua i estat de la làmpada). Es fa referència als mètodes de monitoratge estàndards en tots els casos en què ha estat possible, tot i que poden tenir associats alguns desavantatges; p. ex. el test de caiguda de pressió per avaluar la integritat de membranes de microfiltració (MF) i ultrafiltració (UF) cal fer-lo fora de línia, i no permet identificar orificis de la mida dels virus. Mètodes nous per avaluar la integritat de membranes encara estan en fase de recerca i desenvolupament (Hüsch i Hochstrat 2017).

3.4 METODOLOGIA PER DEFINIR ELS REQUERIMENTS DE MONITORATGE

El SAD recomanarà estratègies de monitoratge operatiu en funció de l'ús de l'aigua regenerada i els riscos microbiològics (Secció 3.4.1) i químics (Secció 3.4.2) associats.

3.4.1 MONITORATGE DE LA QUALITAT MICROBIOLÒGICA

En aquesta secció es descriuen els càlculs i les assumpcions fetes per determinar valors de reducció logarítmica de grups de patògens requerits per a un tren de tractament en funció de l'ús de l'aigua regenerada (Seccions 3.4.1.1 i 3.4.1.2), i es presenta la proposta de monitoratge de la qualitat microbiològica en funció d'aquests valors de reducció logarítmica de patògens (Secció 3.4.1.3).

3.4.1.1 DEFINICIÓ DE VALORS DE REDUCCIÓ LOGARÍTMICA REQUERITS PER A UN TREN DE TRACTAMENT

La Taula A8 de l'Annex estima valors de reducció logarítmica mínims requerits per a un tren de tractament que ha de proporcionar aigua regenerada amb un determinat ús. Aquests valors de reducció logarítmica es van estimar mitjançant la següent equació:

$$Reducció\ log\ requerida = log \frac{C_{i,aigua\ residual}}{VP_{i,sortida}} \quad (1)$$

on $C_{i,aigua\ residual}$ és la concentració d'un patogen de referència a les aigües residuals i $VP_{i,\ sortida}$ és el valor protector (VP) o valor objectiu de qualitat a la sortida de la planta de producció d'aigua regenerada.

Per a usos d'aigua regenerada associats amb un VP igual a 0, procedents de la Taula 5.4 del lliurable del PT3, el valor de reducció logarítmica mínim requerit per a un tren de tractament es va estimar a partir de la següent equació (WHO 2017):

$$Reducció\ log\ requerida = log \frac{C_{i,aigua\ residual}}{C_{i,sortida,equivalent\ a\ 10^{-6}DALY\ pers^{-1}any^{-1}}} \quad (2)$$

La concentració d'un determinat patogen de referència equivalent a 10^{-6} DALY per persona i any és igual a:

$$C_{i,sortida,eq.\ 10^{-6}DALY\ pers^{-1}any^{-1}} = \frac{D}{V} \quad (3)$$

on D és la dosi equivalent a la càrrega tolerable per any (org/any) i V és el volum ingerit d'aigua per any (l/any).

Es va considerar *Campylobacter* com a patogen de referència dels bacteris, *Cryptosporidium* com a patogen de referència dels protozous, i norovirus com a patogen de referència dels virus (WHO 2017). Adenovirus requereix els

valors de reducció logarítmica majors segons el càlcul, però la WHO no el recomana utilitzar com a patogen de referència per la major incertesa associada en la determinació de la càrrega de la malaltia en DALY (WHO 2017).

Els models dosi resposta utilitzades per al càlcul s'indiquen a la Taula 7.

Taula 7. Models dosi resposta utilitzats per al càlcul de valors de reducció logarítmica de patògens

Patogen	Model dosi resposta
Campylobacter	$P_{inf,Campylobacter} = \frac{\alpha}{\beta} D$
Norovirus	$P_{inf,Norovirus} = \frac{\alpha}{\alpha + \beta} D$
Cryptosporidium	$P_{inf,Cryptosporidium} = rD$

P_{inf} és la probabilitat d'infecció per persona i any.

Els paràmetres relatius a la càrrega de malaltia per cas i probabilitat de malaltia per infecció utilitzats per al càlcul de D s'indiquen a la Taula A9 de l'Annex i inclouen els recollits en el marc del PT3. La Taula A9 de l'Annex també recull els volums ingerits d'aigua i el nombre d'esdeveniments per any en funció de l'ús de l'aigua regenerada —els mateixos que els definits per als escenaris desenvolupats en el PT3—, així com les concentracions inicials de patògens de referència considerades per al càlcul dels valors de reducció logarítmica mínims requerit per a un tren de tractament.

Cal remarcar que aquest càlcul dels valors de reducció logarítmica és només indicatiu del procés d'avaluació quantitativa del risc microbiològic que s'utilitza habitualment per definir les bases del monitoratge de la qualitat microbiològica; els valors de reducció requerits poden variar, per exemple, en funció de les concentracions inicials de patògens de referència. També cal mencionar que el valor del denominador de l'equació (2) és funció de l'ús de l'aigua regenerada i l'exposició associada dels humans. En aquest treball, es va seguir el mateix procediment d'estimació de valors de reducció logarítmica que a EP i CEU (2020 a), que es basa en NRMMC et al. (2006) (Alcalde-Sanz i Gawlik 2017).

3.4.1.2 CRITERIS I ASSUMPCIONS ADDICIONALS PER A LA DEFINICIÓ DE VALORS DE REDUCCIÓ LOGARÍTMICA

El SAD considerarà els VP per als indicadors microbiològics definits per la normativa (recollits en el PT3), o alternativament, si no hi ha definits VP per la normativa, els valors de reducció logarítmica. El SAD permetrà modificar

els valors de reducció logarítmica si es disposa d'una avaluació més específica del risc microbiològic.

Per als usos d'irrigació, descàrrega de cisternes de vàter, neteja de carrers, neteja interna (en establiments industrials) i l'ús prepotable, els valors de reducció logarítmica es van determinar seguint el mètode descrit a la Secció 3.4.1.1.

Per als usos d'irrigació agrícola B, C i D, es va assumir que es poden aconseguir valors de reducció logarítmica addicionals als determinats per a l'ús d'irrigació A aplicant mesures de control de l'exposició que afecten la ingestió dels tres grups de patògens de la mateixa manera (Alcalde-Sanz i Gawlik 2017; EP i CEU 2020 a; NRMMC et al. 2006). Específicament, per a l'ús d'irrigació B, es va considerar 1 valor de reducció logarítmica addicional al determinat per a l'ús d'irrigació A pel fet que la part comestible creix sobre el sòl sense contacte directe amb l'aigua regenerada; per a l'ús d'irrigació C, 2 valors de reducció logarítmica addicionals pel fet que el mètode de reg és gota a gota; i per a l'ús d'irrigació D, 3 valors de reducció logarítmica addicionals pel fet que els productes cultivats es processen abans de consumir (Taula A9 de l'Annex).

Per a l'ús d'irrigació de boscos i silvicultura, p. ex. en situacions de sequera, es va considerar una exposició semblant a la considerada per a l'ús d'irrigació agrícola classe D (Ministerio de Medio Ambiente Rural y Medio Marino 2010).

Per a la recàrrega d'aqüífers per percolació, seguint un criteri conservador, el SAD considera per defecte els mateixos valors de reducció logarítmica per als colífags i espores de *Clostridium perfringens* que els necessaris per a la recàrrega d'aqüífers per injecció directa. Però l'usuari podrà modificar-los si disposa d'una avaluació específica del risc microbiològic, en què s'avaluïi la capacitat d'inactivació dels patògens per processos naturals a la zona vadosa. El transport dels virus representa el major risc microbiològic, ja que, per la seva menor mida, poden recórrer distàncies més llargues que no pas els bacteris i protozous (Betancourt et al. 2014).

Per a l'ús de l'aigua regenerada per a manteniment dels cabals ecològics dels rius, manquen valors guia definits per la normativa per als tres grups d'indicadors microbiològics. El SAD considera per defecte els mateixos valors de reducció logarítmica que els definits per a l'ús d'irrigació agrícola.

3.4.1.3 PROPOSTA DE PUNTS DE MOSTREIG I FREQÜÈNCIES DE MONITORATGE

En aquesta secció s'explica la proposta de monitoratge de la qualitat microbiològica de l'aigua als punts d'entrada i sortida de la planta (Secció 3.4.1.3.1) i dels tractaments (Secció 3.4.1.3.2), i s'indiquen consideracions addicionals relacionades amb el monitoratge en situacions d'emergència (Secció 3.4.1.3.3).

3.4.1.3.1 MONITORATGE DELS PUNTS D'ENTRADA I SORTIDA DE LA PLANTA DE TRACTAMENT

La Taula 8 mostra les freqüències recomanades per monitorar els indicadors microbiològics al punt de sortida en funció de l'ús de l'aigua regenerada i els corresponents valors de reducció logarítmica requerits per a un tren de tractament. Per fer aquesta proposta, es van considerar els requeriments de les normatives sobre aigües (EP i CEU 2020 a, b; Ministerio de la Presidencia 2003, 2007), indicant un rang de freqüències en els casos en què diverses normatives afecten usos associats amb valors de reducció logarítmica similars. Per exemple, per a l'ús recàrrega d'aqüífers per injecció directa, la freqüència de monitoratge requerida per a *E. coli* és 3 cops/setmana segons la normativa actual (Ministerio de la Presidencia 2007). En canvi, per a l'ús prepotable, caldria calcular la freqüència en funció del volum d'aigua distribuïda (EP i CEU 2020 b).

Taula 8. Proposta de freqüències de monitoratge al punt de sortida de la planta en funció dels valors de reducció logarítmica de patògens requerits per a un tren de tractament

Ús aigua regenerada (exemples)	Reducció log requerida per a virus	Freqüència
12, 15	Reducció log ≥ 9.5	Determinada segons el volum d'aigua distribuïda* - 3 cops/setm.***
1, 2, 3, 4, 5, 6	5 ≤ Reducció log < 9.5	1** - 2 cops/setm.***
7, 8, 13	3 ≤ Reducció log < 5	Cada 2 setm.**

Classes d'usos de l'aigua regenerada utilitzades en el SAD:

[1] Urbà residencial: reg de jardins privats

[2] Urbà residencial: descàrrega de cisternes de vàter

[3] Urbà serveis: reg de zones verdes

[4] Urbà serveis: neteja de carrers

[5] Agrícola A: aliments crus i aigua en contacte directe

[6] Agrícola B: aliments crus sense contacte directe amb l'aigua, tots els mètodes de reg

[7] Agrícola C: aliments crus sense contacte directe amb l'aigua, reg gota a gota

[8] Agrícola D: cultius per a productes industrials, energètics i llavors

[9, 10] Industrial: neteja interior, indústria no alimentària i alimentària

[11] Ambiental: recàrrega d'aqüífers per percolació; classe d'ús per a la qual el SAD considerarà, mentre no es disposin de dades procedents d'una avaluació específica del risc, els mateixos valors de reducció log que per a la recàrrega d'aqüífers per injecció directa.

[12] Ambiental: recàrrega d'aqüífers per injecció directa

[13] Ambiental: reg de boscos i silvicultura; classe per a la qual el SAD considerarà els mateixos valors de reducció que per a l'ús d'irrigació agrícola D.

[14] Ambiental: altres usos (manteniment aiguamolls, cabals mínims i similars); classe d'ús per a la qual el SAD considera valors de reducció logarítmica per defecte semblants als definits per a l'ús agrícola.

[15] Prepotable

*EP i CEU 2020 b

**EP i CEU 2020 a

***Ministerio de la Presidencia 2007

Inicialment, es podrien considerar les mateixes freqüències de la Taula 8 per monitorar els indicadors microbiològics a l'entrada de la planta, i posteriorment, si les concentracions es mantinguessin relativament estables, la freqüència de mostreig podria ser menor. Per això, és imprescindible que hi hagi una estratègia bona de monitoratge en línia que asseguri que la qualitat de l'aigua residual en tot moment no es diferencia significativament de la qualitat de referència.

3.4.1.3.2 MONITORATGE DELS TRACTAMENTS

A la Taula A6 de l'Annex es recullen freqüències recomanades per controlar periòdicament els valors de reducció aconseguits per diversos tractaments de desinfecció física, que, com el BRM, són més difícils de monitorar amb paràmetres subrogats amb una sensibilitat semblant a la dels testos "challenge" de mesura d'eliminació de patògens (WHO 2017): coagulació, floculació i decantació, filtre de sorra, filtre biològic de sorra, microfiltració o ultrafiltració i osmosi inversa. Freqüències quinzenals durant els primers mesos i trimestrals al cap d'un any es recomanen per monitorar el tractament BRM (WaterSecure 2017 d) i aquestes freqüències es van considerar com a referència per a la resta de tractaments excepte per a l'osmosi inversa. Per a l'osmosi inversa es va considerar una freqüència de monitoratge anual (Department of Health, Victoria State 2013). Aquestes freqüències són recomanables assumint que els tractaments operen correctament d'acord amb els protocols de validació i s'aconsegueix la qualitat de l'aigua desitjada. Caldria augmentar la freqüència de monitoratge d'aquests tractaments en situacions en què no es poguessin aconseguir els valors de reducció logarítmics objectiu.

3.4.1.3.3 CONSIDERACIONS ADDICIONALS

El SAD vincularà la proposta de monitoratge amb informació de plantes de producció d'aigua regenerada amb trens de tractament semblants, que pot contenir informació exemplar sobre procediments de gestió, p. ex. en situacions d'emergència. Els procediments de gestió en situacions d'emergència són especialment necessaris en plantes que produeixen aigua regenerada per a usos associats amb una exposició de les persones elevada. En situacions en què els valors de reducció logarítmica objectiu no es poguessin assolir, possibles mesures que caldria aplicar serien:

- Notificar-ho a les administracions públiques competents i als usuaris afectats.
- Investigar l'origen del focus de contaminació microbiològica.
- Monitorar i prendre mostres a l'entrada i sortida de cadascun dels tractaments que formen el tren de tractament.
- Prendre mesures per reduir-ne l'impacte aigües avall. Aquestes mesures podrien incloure la suspensió del subministrament d'aigua regenerada als usuaris amb una major exposició.

3.4.2 MONITORATGE DE LA QUALITAT QUÍMICA

En aquesta secció es descriu el càlcul del quocient de risc (Secció 3.4.2.1), els criteris utilitzats per determinar-lo (Secció 3.4.2.2), i la proposta de monitoratge de la qualitat química de l'aigua en funció del valor d'aquest quocient (Secció 3.4.2.3).

3.4.2.1 DEFINICIÓ DEL QUOCIENT DE RISC

El quocient de risc (QR) el SAD l'utilitzarà per avaluar el nivell de risc associat a una determinada concentració d'un indicador químic a les aigües i suggerir una freqüència de monitoratge de l'indicador químic. El QR es defineix com:

$$QR_{i,j} = \frac{C_{i,sortida}}{VP_{i,sortida}} \quad (4)$$

on $C_{i,sortida}$ és la concentració d'un determinat indicador *i* a la sortida de la planta de producció d'aigua regenerada; i $VP_{i,sortida}$ és el valor protector definit en el PT3 per a aquell indicador al punt de sortida de la planta en funció de l'ús de l'aigua regenerada.

3.4.2.2 CRITERIS DE SELECCIÓ DELS VP DE QUALITAT QUÍMICA

El càlcul del QR (equació (4)) requereix la selecció d'un determinat VP. La Taula A7 de l'Annex recull els VP per als indicadors químics, obtinguts de la Taula 5.4 del lliurable del PT3. Els VP es van organitzar a la Taula A7 en tres tipus segons els principals organismes exposats: VP de qualitat ambiental, VP de salut humana i VP de plantes. Així, per als usos d'irrigació i ambientals, es consideren els VP de qualitat ambiental i els VP de salut humana. Per a l'ús prepotable, com que l'aigua s'infiltra pel sòl o circula pel riu abans d'arribar a la planta de tractament, també es consideren els VP de qualitat ambiental.

Els VP de qualitat ambiental per als metalls i els compostos orgànics són els definits per a l'escenari ambiental en el marc del PT3. Com a VP de qualitat ambiental per als nutrients per als usos d'irrigació agrícola, es consideren els VP definits en el PT3 per a l'escenari d'irrigació.

Per defecte, el SAD considerarà els VP més baixos (dels aplicables) per a cada un dels indicadors, seguint un criteri conservador. Si l'usuari desitja utilitzar l'aigua per a més d'un ús alhora, el SAD mostrarà els VP menors dels assignats als dos usos. L'usuari, però, podrà modificar els VP. A més, el SAD identificarà els VP regulats per la normativa sobre reutilització de l'aigua respecte dels VP que són orientatius o recomanables.

3.4.2.3 PROPOSTA DE PUNTS DE MOSTREIG I FREQÜÈNCIES DE MONITORATGE

En aquesta secció es descriu la proposta de monitoratge de la qualitat química de l'aigua als punts d'entrada i sortida de la planta (Secció 3.4.2.3.1) i dels tractaments (Secció 3.4.2.3.2), i es recullen consideracions addicionals relacionades amb el monitoratge dels indicadors de productes de

transformació i amb el monitoratge en situacions d'emergència (Secció 3.4.2.3.3).

3.4.2.3.1 MONITORATGE DELS PUNTS D'ENTRADA I SORTIDA DE LA PLANTA

La Taula 9 recull les freqüències que el SAD recomanarà per monitorar els indicadors químics al punt de sortida en funció dels valors del $QR_{i,sortida}$ i el tipus de VP. Per elaborar aquesta proposta, es van considerar els requeriments de les normatives sobre aigües (Council of the European Communities—CEC 1991; EP i CEU 2008, 2020 b; Ministerio de la Presidencia 2003, 2007; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015).

En el cas que un mateix indicador químic (p. ex. els nutrients) estigui regulat per més d'una normativa, el SAD indicarà el rang de freqüències de monitoratge requerides per les diferents normatives d'acord amb el tipus de VP elegit per al càlcul del QR.

La freqüència de monitoratge suggerida en situacions en què $QR_{i,sortida}$ sigui inferior a 0,6 es basa en el criteri establert per la normativa sobre aigua potable, segons el qual es pot disminuir la freqüència de monitoratge d'un determinat paràmetre químic sempre que els resultats del monitoratge durant un període d'almenys tres anys indiquin que la seva concentració és inferior al 60 % del valor paramètric (EP i CEU 2020 b: Annex II, Part C). D'altra banda, la normativa sobre aigua potable determina que no caldria monitorar un paràmetre químic si els resultats del monitoratge durant un període d'almenys tres anys demostren que la seva concentració és inferior al 30 % del valor paramètric (EP i CEU 2020 b: Annex II, Part C).

Taula 9. Proposta de rangs del quocient de risc (RQ) al punt de sortida i freqüències de monitoratge associades

Rang $QR_{i,sortida}$	Tipus VP	Freqüència	
QR > 1	1, 3	Diària – setmanal	Freqüència de monitoratge major que la requerida per les normatives* fins que QR ≤ 1: setmanal, diària o major freqüència.
	2	Diària - determinada segons volum d'aigua distribuïda	Freqüència de monitoratge major que la determinada segons el volum d'aigua produïda**.
0,6 ≤ QR ≤ 1	1, 3	Mensual per a la majoria d'indicadors	Freqüència determinada per les normatives* mentre QR ≤ 1: mensual per a la majoria d'indicadors, setmanal-cada 2 setmanes per a nutrients.
	2	Determinada segons el volum d'aigua distribuïda	Freqüència determinada segons el volum d'aigua produïda** mentre QR ≤ 1.
0,3 ≤ QR ≤ 0,6	1, 2, 3	Trimestral	Freqüència menor que la determinada per les normatives.
QR < 0,3	1, 2, 3	nd	No caldria monitorar un paràmetre químic si els resultats del monitoratge durant un període d'almenys 3 anys mostren que la seva concentració és inferior al 30 % del VP.

*CEC 1991; Ministerio de la Presidencia 2007; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015

**EP i CEU 2020 b, Ministerio de la Presidencia 2003

Les freqüències de monitoratge al punt d'entrada de la planta podrien ser les mateixes que a la sortida, i podrien disminuir si el monitoratge en línia al punt d'entrada també indiqués que la qualitat de l'aigua es manté relativament estable.

3.4.2.3.2 MONITORATGE DELS TRACTAMENTS

El SAD recomanarà el monitoratge periòdic dels indicadors químics que un determinat tractament elimina amb una eficiència elevada. La Taula 10 mostra els llindars d'eficiència d'eliminació considerats per fer aquesta selecció.

Taula 10. Llindars d'eficiència d'eliminació d'indicadors químics considerats per a la proposta de monitoratge al llarg d'un determinat tractament

Tractament	Eficiència eliminació (%)		
	Nutrient	Metall	Comp. org.
Existent	Sempre	Sempre (si es detecta a les aigües)	(Opcional)
Avançat	≥ 70	≥ 5	≥ 70
Tractaments existents: decantació primària, llots actius convencionals, reactor biològic de membrana			

Per als metalls, el llindar és menor ja que durant el desenvolupament de la base de dades es van trobar pocs estudis detallats sobre la seva quantificació en plantes de tractament.

Les freqüències recomanades per controlar periòdicament les eficiències de reducció aconseguides pels diversos tractaments s'indiquen a la Taula A6 de l'Annex. Fer mesures cada 6 mesos seria recomanable assumint que els tractaments operen correctament d'acord amb els protocols de validació i s'aconsegueix la qualitat de l'aigua desitjada (Carere et al. 2017; Drewes et al. 2008). Caldria augmentar la freqüència de monitoratge dels tractaments en els casos en què no es poguessin assolir els VP objectiu.

3.4.2.3.3 CONSIDERACIONS ADDICIONALS

Quant als productes de transformació, el SAD advertirà de la seva possible formació de forma qualitativa (Taula A6 de l'Annex), ja que és molt difícil estimar la quantitat que se'n pot produir: depèn fortament de les condicions dels tractaments de desinfecció i tant de les concentracions dels reactius aplicats com de les dels precursors presents.

Les estratègies de monitoratge s'haurien de relacionar amb els procediments de gestió en situacions d'alerta o emergència, situacions que es produirien, per exemple, si s'identifiquessin indicadors difícils de tractar —p. ex., 1,4-dioxà— amb concentracions molt elevades per sobre dels VP suggerits pel

SAD. Caldria aplicar mesures com les suggerides a la Secció 3.4.1, tenint en compte l'ús de l'aigua i els riscos potencials associats.

3.4.3. EXEMPLE DE SISTEMA DE MONITORATGE PER A UN TREN DE TRACTAMENT

Un exemple de sistema de monitoratge per a un tren de tractament es mostra a la Taula 11. El tren consisteix en (1) un reactor biològic de membrana (BRM), (2) un tractament amb carbó actiu granular (CAG) i (3) una desinfecció amb UV. Se suposa que produeix aigua regenerada per a irrigació. Cadascun dels tractaments que formen el tren es poden monitorar de manera contínua, mesurant paràmetres subrogats i altres paràmetres en temps real (Taula A5 de l'Annex).

Els tractaments BRM i UV permeten reduir les concentracions de patògens. Els valors de reducció aconseguits aplicant UV es poden monitorar directament amb la dosi UV transmesa en funció de la validació prèvia i la definició dels rangs d'operació validats per al reactor UV, procés que pot tenir lloc a la fàbrica o *in situ*. En canvi, els valors de reducció que aconsegueix el BRM no es poden monitorar directament amb paràmetres subrogats específics. Per això, es recomana mesurar periòdicament les concentracions dels indicadors microbiològics a l'entrada i al permeat del BRM per verificar que els valors de reducció validats se segueixen complint (WaterSecure 2017 d). D'altra banda, al punt de sortida de la planta, passat el tractament UV, cal comprovar periòdicament que s'assoleixen els VP per a l'aigua regenerada d'acord amb el seu ús. I al punt d'entrada i/o a la sortida del tractament secundari, és recomanable controlar periòdicament la qualitat de l'aigua inicial i verificar que les concentracions dels patògens de referència i indicadors es troben dins dels rangs de concentracions utilitzades per al disseny del tren de tractament. Així mateix, cal assegurar que l'aigua d'entrada compleix els requeriments dels rangs definits en el procés de validació per assegurar que l'aigua residual es pot tractar de manera adequada.

En l'exemple de la Taula 11, els tractaments BRM i CAG permeten reduir les concentracions de determinats indicadors químics. Per verificar que els tractaments segueixen aconseguint les eficiències d'eliminació d'aquests indicadors, es recomana mesurar periòdicament les concentracions dels indicadors a l'entrada i a la sortida (dels tractaments respectius). Es poden utilitzar valors validats d'eficiència d'eliminació de COT i/o absorbància UV per monitorar de manera contínua l'eficiència dels tractaments BRM i CAG (Taula A5 de l'Annex). També, com s'ha comentat per a la qualitat microbiològica, convé monitorar la qualitat química de l'aigua al punt de sortida del tractament secundari i al punt de sortida de la planta.

Taula 11. Exemple: proposta de requeriments per al monitoratge d'un tren de tractament per a la producció d'aigua regenerada per a irrigació

Punt	Paràmetre/Indicador	Freqüència
Punt entrada al tren avançat (ind. químics), punt entrada a la planta (ind. microbiològics)	pH, terbolesa, conductivitat elèctrica (NH_4^+, NO_3^-)	Continu
	NH_4^+, NO_3^-, Zn, Ni, carbamazepina, diclofenac, DEET, iopromida, cafeïna, PFOS, DEHP, venlafaxina	Taula 9
	E. coli, colífags i espores *Clostridium perfringens*	Taula 8
BRM	Reactor biològic: temps de retenció hidràulic, concentració de sòlids en suspensió, COT, absorbància UV, concentració d'O2 dissolt, pH; membrana: permeabilitat per a l'aigua, T, terbolesa, flux d'aigua a través de la membrana	Continu
	Cafeïna (entrada i permeat)	Cada 6 mesos
	E. coli, colífags i espores *Clostridium perfringens* (entrada i permeat)	Cada 15 dies durant els primers mesos, cada 3 mesos al cap d'1 any
CAG	Absorbància UV i/o COT (entrada i sortida)	Continu
	Carbamazepina, diclofenac, DEET, iopromida, cafeïna, PFOS, DEHP, Ni, Zn (entrada i sortida)	Cada 6 mesos
UV	Dosi UV: intensitat UV, UV transmitància, cabal i estat de la làmpada	Continu

Taula 11 (continuació). Exemple: proposta de requeriments per al monitoratge d'un tren de tractament per a la producció d'aigua regenerada per a irrigació

Punt	Paràmetre/Indicador	Freqüència
Punt sortida	pH, conductivitat elèctrica, terbolesa (NH_4^+, NO_3^-)	Continu
	NH_4^+, NO_3^-, Zn, Ni, carbamazepina, diclofenac, DEET, iopromida, cafeïna, PFOS, DEHP, venlafaxina	Taula 9
	E. coli, colífags i espores *Clostridium perfringens*	Taula 8

3.5 REVISIÓ DE MÈTODES DE PRIORITZACIÓ I SELECCIÓ DE CONTAMINANTS I INDICADORS

La necessitat de prioritzar i seleccionar un conjunt de compostos químics i microorganismes per avaluar la qualitat de l'aigua i l'eficiència dels trens de tractament es planteja atesa la dificultat de mesurar tots els contaminants i l'ocurrència de contaminants desconeguts o en concentracions difícilment mesurables fins i tot amb mètodes analítics avançats (WHO 2017). A la Secció 3.5.1 es resumeix la informació més rellevant que es va consultar per definir els criteris de selecció dels contaminants i indicadors que es mostren a la Secció 3.1; i a la Secció 3.5.2 es resumeix la informació que es va consultar sobre mètodes de monitoratge implementats en plantes que operen en altres països.

3.5.1 MÈTODES PROPOSATS EN GUIES, NORMATIVES I PROJECTES

La Taula 12 mostra les principals guies, normatives i projectes consultats que incorporen criteris de selecció de contaminants i indicadors per al monitoratge de la qualitat de l'aigua i l'eficiència de trens de tractament per a la producció d'aigua regenerada a partir d'aigua residual urbana. La major part de fonts consultades coincideixen a aplicar criteris semblants a l'hora de fer recomanacions per a la selecció de contaminants i indicadors, i per això, la descripció dels criteris es fa de manera resumida incorporant una breu descripció dels principals criteris considerats al final de la taula i indicant a la taula de manera visual les fonts que els recomanen.

Taula 12. Principals criteris proposats en guies, normatives i projectes per a la selecció de contaminants i indicadors per al monitoratge de la qualitat de l'aigua i l'eficiència de trens de tractament per a la producció d'aigua regenerada a partir d'aigua residual urbana

Referència	Cont./Ind. químics				Cont. microbio-lògics	
	1	2	3	4	5	6
WHO 2017	X	X	X	X	X	X
WHO 2006	X	X			X	
EP i CEU 2020 a	X	X			X	
NRMMC et al. 2006, 2008, 2009	X	X	X	X	X	X
US EPA i CDM Smith 2018	X	X	X	X	X	X
NORMAN i Water Europe 2019	X	X	X	X		
McArdell et al. 2015; McArdell i Meier 2019 (Swiss Water Protection Act)	X		X	X		
Polesello et al. 2018 (FRAME project)	X	X	X	X	X	
Carere et al. 2017 (NEREUS COST Action ES 1403)	X	X	X	X		

Descripció dels criteris:

[1] Ocurrència a les aigües en concentracions mesurables

[2] Toxicitat per a les persones i el medi

[3] Representativitat de la diversitat de propietats fisicoquímiques

[4] Anàlisi amb mètodes estandarditzats o amb sensibilitat adequada

[5] Definició de valors de reducció logarítmica per a bacteris, virus i protozous patogènics de referència per a usos d'aigua regenerada com el potable i la irrigació de productes agrícoles. Aquests valors de reducció logarítmica es calculen mitjançant una avaluació quantitativa del risc microbiològic, i s'apliquen per identificar trens de tractament que permeten assolir-los (WHO 2017).

[6] Anàlisi amb mètodes estandarditzats o amb sensibilitat adequada

3.5.2 EXEMPLES IMPLEMENTATS PER LA INDÚSTRIA EN ALTRES PAÏSOS

La Taula 13 mostra informació bàsica relativa al monitoratge operacional de 4 plantes existents a escala industrial de producció d'aigua regenerada per a ús prepotable. Aquest és l'ús per al qual es va trobar informació de monitoratge de més detall i fàcilment accessible. Les plantes seleccionades es troben a 4 països diferents: Estats Units (Orange County), Singapur (NEWater), Austràlia (Beenyup) i Bèlgica (Torreele). En general, s'observa que totes les plantes monitoren contínuament cada un dels tractaments mitjançant combinacions semblants de paràmetres subrogats, i inclouen en el monitoratge operacional indicadors químics representatius de les categories també considerades en el present treball. D'altra banda, la informació sobre indicadors microbiològics i patògens utilitzats durant el monitoratge és més escassa i difereix més entre els casos.

Taula 13. Informació bàsica sobre el monitoratge operacional en 4 plantes de producció d'aigua regenerada per a ús prepotable

Projecte	P. subrogats i indicadors		Freqüència	Referència
Orange County, Califòrnia, EUA	1	MF: terbolesa, test de caiguda de pressió; OI: COT, conductivitat, terbolesa; tractament amb UV i peròxid d'hidrogen dosi UV (transmitància UV, intensitat UV)	Continu	State Water Resources Control Board 2018; Dadakis 2015; WHO 2017
	2	Comp. orgànics (p. ex. comp. farmacèutics, biocides, 1,4-dioxà, retardants de flama), productes transformació (p. ex. NDMA, trihalometans), metalls	Cada 3 mesos	
	3	Validació del tren per eliminar valors definits de reducció logarítmica per a virus i protozous; monitoratge continu dels paràmetres subrogats	nd	
NEWater, Singapur	1	MF_UF: terbolesa; OI: COT, conductivitat; UV: dosi UV	Continu	WHO 2017
	2	Comp. orgànics (p. ex. comp. farmacèutics, èters alifàtics, 1,4-dioxà, hormones, bifenils policlorinats), productes transformació (p. ex. NDMA)	nd	
	3	nd	nd	

Taula 13 (continuació)

Projecte	P. subrogats i indicadors		Freqüència	Referència
Beenyup Advanced Water Recycling Plant, Perth, Austràlia	1	UF: test de caiguda de pressió, terbolesa; OI: COT, conductivitat; UV: dosi UV (UV transmitància, cabal)	Continu	WHO 2017
	2	17 indicadors: compostos orgànics (hidrocarburs aromàtics policíclics, clorobenzens, comp. farmacèutics, biocides, compostos radioactius, fenols halogenats, 1,4-dioxà), productes transformació, nutrients, bor	Freqüència major per a la selecció de 17 indicadors que per a una selecció més extensa de paràmetres (292)	
	3	Colífags (colífag MS2)	Mateixa freqüència que per a la resta de 17 indicadors químics	
Torreele, Bèlgica	1	UF: terbolesa; OI: conductivitat; UV: dosi UV	Continu	Böckelmann et al. 2009; Onyango et al. 2014
	2	Nutrients, metalls, productes transformació, hidrocarburs aromàtics policíclics	nd	
	3	Indicadors (p. ex. *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*) i patògens (*Cryptosporidium*, *Giardia*)	nd	

[1] Exemples de paràmetres subrogats; [2] exemples d'indicadors químics; [3] exemples de patògens/indicadors microbiològics; nd: informació no disponible

4. CONCLUSIONS

La metodologia d'identificació i monitoratge de contaminants que es presenta en aquest treball permet fer una proposta de monitoratge de paràmetres subrogats i indicadors químics i microbiològics a l'entrada i a la sortida d'una planta de producció d'aigua regenerada i al llarg d'un tren de tractament. Els paràmetres subrogats permeten avaluar l'eficiència dels tractaments de manera contínua o ràpida; els indicadors permeten avaluar la qualitat de l'aigua; i es poden establir relacions entre canvis en paràmetres subrogats i canvis en indicadors. Així, és possible fer una proposta de requeriments de monitoratge en funció dels usos d'aigua regenerada, i de l'eficiència dels tractaments en temps real per controlar els riscos que poden afectar la qualitat de aigua.

La metodologia integra part dels resultats obtinguts en els altres paquets de treball PT3 i PT4. Específicament, considera els VP definits en el PT3 per determinar les freqüències de monitoratge, i els tractaments i trens de tractament definits en el PT4.

La metodologia es va desenvolupar per etapes. Durant la primera etapa, es va fer una priorització i selecció de contaminants, escollint contaminants que es troben en efluents de plantes de tractament d'aigües residuals urbanes i que són representatius de la diversitat de propietats fisicoquímiques. Es va obtenir una llista de 71 contaminants potencialment rellevants. A partir d'aquesta llista, es va elaborar una llista més reduïda de 18 indicadors (15 químics i 3 microbiològics), intentant conservar-ne la representativitat de la diversitat de propietats fisicoquímiques i de comportament en diferents tractaments.

Durant la segona etapa, es va preparar una proposta de paràmetres subrogats per monitorar cadascun dels tractaments considerats en el projecte, una descripció de possibles relacions entre canvis en paràmetres subrogats i canvis en indicadors.

Durant la tercera etapa, es van identificar els mètodes d'anàlisi més habituals per quantificar els indicadors seleccionats.

Durant la quarta etapa, es va desenvolupar una metodologia per fer una proposta de monitoratge de cada tractament i dels punts d'entrada i de sortida de la planta en funció dels valors de qualitat de l'aigua i dels usos de l'aigua regenerada.

La metodologia es va concebre considerant les etapes principals del procés d'avaluació de riscos, però els requeriments de monitoratge determinats segons aquesta metodologia són orientatius. Queda fora de l'abast fer una proposta de requeriments de monitoratge per a una planta de producció d'aigua regenerada amb el nivell de detall que caldria d'acord amb el marc del procés d'avaluació de riscos. No obstant això, la metodologia proposada també hauria de servir com a guia perquè, en el cas d'identificar contaminants difícils de tractar, se'n puguin investigar les fonts i s'hi estableixin mesures

per prevenir-ne l'emissió, p. ex., promovent canvis en processos productius, comercials, en pràctiques agrícoles o en pautes de consum. La base de coneixement que s'ha creat al llarg d'aquest treball es pot anar ampliant a mesura que es recopilin noves dades sobre l'ocurrència, mètodes d'anàlisi i comportament de contaminants en processos de tractament i ecosistemes aquàtics i terrestres; així com informació sobre noves mesures de prevenció i gestió de la contaminació.

5. REFERÈNCIES

Agència Catalana de l'Aigua—ACA (2019 a) Pla de Gestió 2022-2027: Document EPTI 2019: Esquema provisional dels temes importants al Districte de conca fluvial de Catalunya per a la revisió del Pla de gestió del Districte de conca fluvial de Catalunya i del seu Programa de mesures per al període 2022-2027. Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya

Agència Catalana de l'Aigua—ACA (2019 b) Pla de Gestió 2022-2027: Document IMPRESS 2019: Memòria: Estudi general de la demarcació, anàlisi d'impactes i pressions de l'activitat humana, i anàlisi econòmica de l'ús de l'aigua a les masses d'aigua al Districte de conca fluvial de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya

Agència Catalana de l'Aigua—ACA (2021) Reutilització ERA del Prat de Llobregat. Prova demostrativa: Informe tècnic: Resultats de l'anàlisi de compostos químics, indicadors microbiològics analitzats i toxicitat ambiental, durant la prova demostrativa d'aigua regenerada de l'ERA del Prat de Llobregat realitzada a l'estiu de 2019. Document de treball per al Panell d'Experts

Alcalde-Sanz, L., Gawlik, B. M. (2017) Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge: Towards a legal instrument on water reuse at EU level. Joint Research Centre, EUR 28962 EN, Publications Office of the European Union; doi: 10.2760/887727

Betancourt, W. Q., Kitajima, M., Wing, A. D., Regnery, J., Drewes, J., Pepper, I. L., Gerba, C. P. (2014) Assessment of virus removal by managed aquifer recharge at three full-scale operations. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 49, pp. 1685-1692; doi: 10.1080/10934529.2014.951233

Bizkarguenaga, E., Ros, O., Iparraguirre, A., Navarro, P., Vallejo, A., Usobiaga, A., Zuloaga, O. (2012) Solid-phase extraction combined with large volume injection-programmable temperature vaporization–gas chromatography–mass spectrometry for the multiresidue determination of priority and emerging organic pollutants in wastewater. Journal of Chromatography A, 1247, pp. 104-117; doi: 10.1016/j.chroma.2012.05.022

Böckelmann, U., Dörries, H. H., Ayuso-Gabella, M. N., Salgot de Marc, M., Tandoi, V., Levantesi, C., Masciopinto, C., Van Houtte, E., Szewzyk, U., Wintgens, T., Grohmann, E. (2009) Quantitative PCR monitoring of antibiotic resistance genes and bacterial pathogens in three European artificial groundwater recharge systems. Applied and Environmental Microbiology, 75(1), pp. 154-163; doi:10.1128/AEM.01649-08

Bolton, J. R. i Stefan, M. I. (2002) Fundamental photochemical approach to the concepts of fluence (UV dose) and electrical energy efficiency in photochemical degradation reactions. Research on chemical intermediates, volume 28(7-9), pp. 857-870

Bourgin, M., von Gunten, U., McArdell, C. S., Hollender, J., Hofman-Caris, R. (2015) Deliverable D32.1: Compilation of kinetics and mechanisms for the oxidative transformation of organic substances: Project "Demonstration of promising technologies to address emerging pollutants in water and waste water" (DEMEAU), funded within the European Union Seventh Framework Programme, grant agreement no. 308339; https://www.demeau-fp7.eu

Carere, M., Lundy, L., Manaia, C., Fatta-Kassinos, D., Vazquez, M., Koenemann, S., Weinberg, D., Rodríguez, S., Michael-Kordatou, I., Schaar, H. P., European Chemicals Bureau—ECB Members (2017): Deliverable 19: List of quality criteria concerning ARB&ARGs and biological risks related to contaminants of emerging concern: NEREUS Cost Action ES1403: New and emerging challenges and opportunities in wastewater reuse (NEREUS), supported by COST (European Cooperation in Science and Technology); http://www.nereus-cost.eu/working-groups/deliverables/

Castro G., Rodríguez, I., Ramil, M., Cela, R. (2019) Selective determination of sartan drugs in environmental water samples by mixed-mode solid-phase extraction and liquid chromatography tandem mass spectrometry. Chemosphere, 224, pp. 562-571; doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.137

Chemspider (2021) http://www.chemspider.com/

Council of the European Communities—CEC (1991) Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC)

Dadakis, J. S. (2015) Orange County's Groundwater Replenishment System; https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/documents/recharge/rw_swa_dprexpertpanel/item04-dadakis.pdf

De Vos, E., Charoud-Got, J., de Vos, P., Oostra, A., Bacquart, T., Held, A. (2013) Certification report: The certification of the mass concentration of arsenic, cadmium, chromium, copper, iron, manganese, mercury, lead, nickel and selenium in wastewater: ERM®-CA713. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Reference Materials and Measurements, EUR 25839 EN, Publications Office of the European Union; doi: 10.2787/76888

Department of Health, Victoria State (2013) Guidelines for validating treatment processes for pathogen reduction: Supporting Class A recycled water schemes in Victoria. State Government of Victoria, Australia; https://www2.health.vic.gov.au/about/publications/policiesandguidelines/Guidelines-for-validating-treatment-processes-for-pathogen-reduction-Supporting-Class-A-recycled-water-schemes-in-Victoria

Drewes, J. E., Sedlak, D., Snyder, S., Dickenson, E. (2008) Development of indicators and surrogates for chemical contaminant removal during wastewater treatment and reclamation. WateReuse Foundation, Alexandria, US; https://watereuse.org/

Erger, C., Balsaa, P., Werres, F., Schmidt, T. C. (2013) Determination of organic priority pollutants in the low nanogram-per-litre range in water by

solid-phase extraction disk combined with large-volume injection/gas chromatography–mass spectrometry. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 405, pp. 5215-5223; doi: 10.1007/s00216-013-6918-x

European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals—ECETOC (2013) Environmental exposure assessment of ionisable organic compounds. Technical report no. 123; https://www.ecetoc.org/

European Commission—EC (2009) Commission Directive 2009/90/EC of 31 July 2009 laying down, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, technical specifications for chemical analysis and monitoring of water status

European Parliament—EP, Council of the European Union—CEU (2006) Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration

European Parliament—EP, Council of the European Union—CEU (2008) Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council

European Parliament—EP, Council of the European Union—CEU (2020 a) Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse

European Parliament—EP, Council of the European Union—CEU (2020 b) Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption

Farré, M. J., Reungoat, J., Argaud, F. X., Rattier, M., Keller, J., Gernjak, W. (2011) Fate of N-nitrosodimethylamine, trihalomethane and haloacetic acid precursors in tertiary treatment including biofiltration. Water Research, 45(17), pp. 5695-5704; doi: 10.1016/j.watres.2011.08.033

Gerba, C. P. (2009) Disinfection. In: Maier, R. M., Pepper, I. L., Gerba, C. P. (eds.) Environmental Microbiology. Second edition, Academic Press, Elsevier

Gerba, C. P., Betancourt, W. Q., Kitajima, M. (2017) How much reduction of virus is needed for recycled water: A continuous changing need for assessment? Water Research, 108, pp. 25-31; doi: 10.1016/j.watres.2016.11.020

Gerba, C. P., Rose, J. B., Haas, C. N., Crabtree, K. D. (1996) Waterborne rotavirus: A risk assessment. Water Research, 30(12), pp. 2929-2940; doi: 10.1016/S0043-1354(96)00187-X

Gros, M., Rodríguez-Mozaz, S., Barceló, D. (2012) Fast and comprehensive multi-residue analysis of a broad range of human and veterinary

pharmaceuticals and some of their metabolites in surface and treated waters by ultra-high-performance liquid chromatography coupled to quadrupole-linear ion trap tandem mass spectrometry. Journal of Chromatography A, 1248, pp. 104-121; doi: 10.1016/j.chroma.2012.05.084

Haramoto, E., Kitajima, M., Hata, A., Torrey, J. R., Masago, Y., Sano, D., Katayama, H. (2018) A review on recent progress in the detection methods and prevalence of human enteric viruses in water. Water Research, 135, pp. 168-186; doi: 10.1016/j.watres.2018.02.004

Hüsch, R., Hochstrat, R. (2017) Deliverable D2.1: Best practice and trends in membrane integrity monitoring: Literature Review: Project "Innovation Demonstration for a Competitive and Innovative European Water Reuse Sector" (DEMOWARE), funded within the European Union Seventh Framework Programme, grant agreement no. 619040; http://demoware.ctm.com.es/

International Organisation for Standardisation—ISO (1986) ISO 6461: Water quality: Detection and enumeration of the spores of sulfite-reducing anaerobes (clostridia)

International Organisation for Standardisation—ISO (2013) ISO 14189: Water quality: Enumeration of *Clostridium perfringens*: Method using membrane filtration

Kah, M., Sigmund, G., Xiao, F., Hofmann, T. (2017) Sorption of ionizable and ionic organic compounds to biochar, activated carbon and other carbonaceous materials. Water Research, 124, pp. 673-692; doi: 10.1016/j.watres.2017.07.070

Kallithrakas-Kontos, N., Foteinis, S. (2016) Recent advances in the analysis of mercury in water: A review. Current Analytical Chemistry, 12(1), pp. 22-36; doi: 10.2174/1573411012011510071203 24

Kim, I., Tanaka, H. (2009) Photodegradation characteristics of PPCPs in water with UV treatment. Environment International, 35(5), pp. 793-802; doi: 10.1016/j.envint.2009.01.003

Kruithof, J. C., Kamp, P. C., Martijn, B. J. (2007) UV/H2O2 treatment: A practical solution for organic contaminant control and primary disinfection. Ozone: Science and Engineering, 29, pp. 273-280: doi: 10.1080/01919510701459311

Lamy, M. C., Sanseverino, I., Niegowska, M., Lettieri, T. (2020) Microbiological parameters under the Drinking Water Directive: Current state of art on somatic coliphages and *Clostridium perfringens* and spores. EUR 29932 EN, Publications Office of the European Union; doi: 10.2760/005492

Li, D., Gu, A. Z., Yang, W., He, M., Hu, X. H., Shi, H. C. (2010) An integrated cell culture and reverse transcription quantitative PCR assay for detection of infectious rotaviruses in environmental waters. Journal of Microbiological Methods, 82(1), pp. 59-63; doi: 10.1016/j.mimet.2010.04.003

Loos, R., Carvalho, R., Comero, S., Antonio, D. C., Ghiani, M., Lettieri, T., Locoro, G., Paracchini, B., Tavazzi, S., Gawlik, B. M., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Schwesig, D., Haglund, P., Fick, J., Gans, O. (2012) EU-wide monitoring survey on wastewater treatment plant effluents. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, EUR 25563 EN, Publications Office of the European Union; doi: 10.2788/60663

McArdell, C. S., Bourgin, M., von Gunten, U., Hollender, J., Kienle, C., Hofman-Caris, R. (2015) Deliverable D32.3: Decision basis for implementation of oxidation technologies: Project "Demonstration of promising technologies to address emerging pollutants in water and waste water" (DEMEAU), funded within the European Union Seventh Framework Programme, grant agreement no. 308339; https://www.demeau-fp7.eu

McArdell, C. S., Meier, A. (2019) The Swiss approach in reducing micropollutants in wastewater. STOWA Workshop: Beating micropollutants in WWTPs, Aquatech Expo RAI, Amsterdam, The Netherlands; https://www.stowa.nl/

Merel, S., Anumol, T., Park, M., Shane A. Snyder, S. A. (2015) Application of surrogates, indicators, and high-resolution mass spectrometry to evaluate the efficacy of UV processes for attenuation of emerging contaminants in water. Journal of Hazardous Materials, 282, pp. 75-85; doi: doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.008

Michalski, R. (2005) Inorganic oxyhalide byproducts in drinking water and ion chromatographic determination methods. Polish Journal of Environmental Studies, 14(3), pp. 257-268

Michalski, R., Kurzyca, I. (2006) Determination of nitrogen species (nitrate, nitrite and ammonia ions) in environmental samples by ion chromatography. Polish Journal of Environmental Studies, 15(1), pp. 5-18

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015) Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Gobierno de España

Ministerio de la Presidencia (2003) Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. Gobierno de España

Ministerio de la Presidencia (2007) Real Decreto 1620/2007, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Gobierno de España

Ministerio de Medio Ambiente Rural y Medio Marino (2010) Guía para la aplicación del Real Decreto 1620/2007, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Gobierno de España

Munch, J. W. (1995) Method 524.2: Measurement of purgeable organic compounds in water by capillary column gas chromatography/mass spectrometry. US EPA

Munch, J. W., Bassett, M. V. (2004) Method 521: Method development for the analysis of N-nitrosodimethylamine and other N-nitrosamines in drinking water at low nanogram/liter concentrations using solid-phase extraction and gas chromatography with chemical ionization tandem mass spectrometry. US EPA/600/R-05/054

Münze, R., Hannemann, C., Orlinskiy, P., Gunold, R., Paschke, A., Foit, K., Becker, J., Kaske, O., Paulsson, E., Peterson, M., Jernstedt, H., Kreuger, J., Schüürmann, G., Liess, M. (2017) Pesticides from wastewater treatment plant effluents affect invertebrate communities. Science of The Total Environment, 599-600, pp. 387-399; doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.008

Natural Resource Management Ministerial Council—NRMMC, Environment Protection and Heritage Council—EPHC, Australian Health Ministers' Conference—AHMC (2006) National guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (phase 1): National Water Quality Management Strategy. Commonwealth of Australia; https://www.waterquality.gov.au/guidelines

Natural Resource Management Ministerial Council—NRMMC, Environment Protection and Heritage Council—EPHC, National Health and Medical Research Council (2008) National guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (phase 2): Augmentation of drinking water supplies: National Water Quality Management Strategy. Commonwealth of Australia; https://www.waterquality.gov.au/guidelines

Natural Resource Management Ministerial Council—NRMMC, Environment Protection and Heritage Council—EPHC, National Health and Medical Research Council—NHMRC (2009) National guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (phase 2): Managed aquifer recharge: National Water Quality Management Strategy. Commonwealth of Australia; https://www.waterquality.gov.au/guidelines

NORMAN, Water Europe (2019) Contaminants of emerging concern in urban wastewater: Joint NORMAN and Water Europe Position Paper; http://www.norman-network.net

Onyango, L., Leslie, G., Wood, J.G. (2014) Global Potable Reuse Case Study 5: Torreele/St. Andre, Koksijde Belgium. Australian Water Recycling Centre of Excellence, Brisbane, Australia; https://legacy.water360.com.au/wp-content/uploads/2015/07/WQ-Case-Study-5-Koksijde-Belgium-100815.pdf

Pavan, M., Worth, P. A. (2006) Review of QSAR models for ready biodegradation. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection, EUR 22355 EN, Publications Office of the European Union

Pellerin, B. A., Stauffer, B. A., Young, D. A., Sullivan, D. J., Bricker, S. B., Walbridge, M. R., Clyde, G. A., Shaw, D. M (2016) Emerging tools for continuous nutrient monitoring networks: Sensors advancing science and water resources protection. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA), 52(4), pp. 993-1008; doi: 10.1111/1752-1688.12386

Polesello, S., Samanipour, S., Petersen, K., Aurouet, A., Hertout, A., Pettenati, M., Picot-Colbeaux, G., Blanc, P., Devau, N., Mazzoni, M., Valsecchi, S., Mascolo, G., Carere, M., Drewes, J.E., Hübner, U., Hellauer, K., Herzog, B., Hermes, N., Müller, J., Jewell, K., Ternes, T.A. (2018) Handbook for end-users: Project "A novel framework to assess and manage contaminants of emerging concern in indirect potable reuse" (FRAME), supported by the European research initiative "Water JPI (Joint Programming Initiative "Water Challenges for a Changing World")"; http://www.frame-project.eu/index.html

Rousseau, A., La Carbona, S., Dumètre, A., Robertson, L. J., Gargala, G., Escotte-Binet, S., Favennec, L., Villena, I., Gérard, C., and Auber, D. (2018) Assessing viability and infectivity of foodborne and waterborne stages (cysts/oocysts) of *Giardia duodenalis*, *Cryptosporidium* spp., *and Toxoplasma gondii*: a review of methods. Parasite 25(14), pp. 1-21; doi: 10.1051/parasite/2018009

Rüdel, H., Körner, W., Letzel, T., Neumann, M., Nödler, K., Reemtsma, T. (2020) Persistent, mobile and toxic substances in the environment: a spotlight on current research and regulatory activities. Environmental Sciences Europe, 32(5), pp. 1-11; doi: 10.1186/s12302-019-0286-x

Scheurer, M., Michel, A., Brauch, H. J., Ruck, R., Sacher, F. (2012) Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanylurea in the environment and during drinking water treatment. Water Research, 46(15), pp. 4790-4802; doi: 10.1016/j.watres.2012.06.019

State Water Resources Control Board (2018) Title 17 and 22 California Code of Regulations: Regulations related to recycled water. Division of Drinking Water, California Water Boards, State of California

Sun, M., Lopez-Velandia, C., Knappe, D. R. U. (2016) Determination of 1,4-dioxane in the Cape Fear River Watershed by heated purge-and-trap preconcentration and gas chromatography−mass spectrometry. Environmental Science and Technology, 50, pp. 2246-2254; doi: 10.1021/acs.est.5b05875

Teunis, P., Schijven, J. F. (2017) Generic guidance to quantitative microbial risk assessment for food and water. WHO Collaborating Centre Risk Assessment of Pathogens in Food and Water, National Institute for Public Health and the Environment—RIVM report no. 2017-0188, The Netherlands; doi: 10.21945/RIVM-2017-0188

Tisler, S., Zwiener, C. (2018) Formation and occurrence of transformation products of metformin in wastewater and surface water. Science of The

Total Environment, 628-629, pp. 1121-1129; doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.105

Ungureanu, G., Santos, S., Boaventura, R., Botelho, C. (2015) Arsenic and antimony in water and wastewater: Overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption. Journal of Environmental Management, 151, pp. 326-342; doi: 10.1016/j.jenvman.2014.12.051

United States Environmental Protection Agency—US EPA (2005) Membrane filtration guidance manual

United States Environmental Protection Agency—US EPA, CDM Smith (2018) Potable reuse compendium; https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-01/documents/potablereusecompendium_3.pdf

Valle, A. L., Mello, F. C. C., Alves-Balvedi, R. P., Rodrigues, L. P., Goulart, L. R. (2019) Glyphosate detection: methods, needs and challenges; Environmental Chemistry Letters, 17, pp. 291-317; doi: 10.1007/s10311-018-0789-5

Vanrolleghem, P. A., Lee, D. S. (2003) On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art. Water Science and Technology, 47(2), pp. 1–34; doi: 10.2166/wst.2003.0074

WaterSecure (2017 a) Reverse osmosis and nanofiltration. WaterVal validation protocol, Australian WaterSecure Innovations Ltd, Brisbane, Australia

WaterSecure (2017 b) Ultraviolet disinfection. WaterVal validation protocol, Australian WaterSecure Innovations Ltd, Brisbane, Australia

WaterSecure (2017 c) Chlorine disinfection. WaterVal validation protocol, Australian WaterSecure Innovations Ltd, Brisbane, Australia

WaterSecure (2017 d) Membrane bioreactor. WaterVal validation protocol, Australian WaterSecure Innovations Ltd, Brisbane, Australia

WaterSecure (2017 e) Ozone disinfection. WaterVal validation protocol, Australian WaterSecure Innovations Ltd, Brisbane, Australia

World Health Organisation—WHO (2006) WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume II: Wastewater use in agriculture

World Health Organisation—WHO (2009) Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking-water suppliers; http://apps.who.int/iris/handle/10665/75141

World Health Organisation—WHO (2017) Potable reuse: Guidance for producing safe drinking water; http://apps.who.int/iris/handle/10665/258715

DESENVOLUPAMENT D'EINES PER EL SUPORT EN LA IMPLEMENTACIÓ I GESTIÓ DE LA REUTILITZACIÓ

(SUGGEREIX)

PT3: METODOLOGIA D'ANÀLISIS DE RISC DE LA GUIA DE REUTILITZACIÓ DEL PT5

Juny 2022

Líders del lliurable: eurecat Centre Tecnològic de Catalunya

Participants del lliurable: ICRA Institut Català de Recerca de l'Aigua; CETAQUA Centre Tecnològic de l'Aigua; UPC Universitat Politècnica de Catalunya BarcelonaTech; CWP Catalan Water Partnership

Agència Catalana de l'Aigua

Generalitat de Catalunya
Departament de Territori i Sostenibilitat
Secretaria de Medi Ambient i Sostenibilitat

AUTORS/ES

Lídia Fernández i Mireia Mesas- Eurecat

Vicenç Martí- UPC

Clàudia Puigdomènech, Susana González i Albert Serra- Cetaqua

Mercè Font - ICRA

ÍNDEX

AUTORS/ES 2
ÍNDEX 3
LLISTAT D'ACRÒNIMS 5
1. RESUM EXECUTIU 7
2. INTRODUCCIÓ I OBJECTIUS 8
3. USOS I ESCENARIS CONTEMPLATS EN EL PROJECTE SUGGEREIX 8
3.1 USOS PELS VALORS PROTECTORS BASATS EN RISC MICROBIOLÒGIC I QUÍMIC 8
3.2 ESCENARIS PELS VALORS PROTECTORS BASATS EN RISC MICROBIOLÒGIC I QUÍMIC 9
4. METODOLOGIA 9
4.1 JERARQUITZACIÓ DE LES FONTS I DETERMINACIÓ DELS VALORS PROTECTORS 10
4.2 METODOLOGIA EN FUNCIÓ DE CADA ÚS 11
4.2.1 ÚS URBÀ 11
4.2.2 ÚS AGRÍCOLA 15
4.2.3 ÚS INDUSTRIAL 17
4.2.4 ÚS AMBIENTAL 18
4.2.5 ÚS PREPOTABLE I POTABLE 24
5. CÀLCUL DE VALORS PROTECTORS DE RISC MICROBIOLÒGIC I QUÍMIC DINS DEL PROJECTE SUGGEREIX 28
5.1 CÀLCULS VPs MICROBIOLÒGICS 28
5.1.1 IDENTIFICACIÓ DE RISCOS 28
5.1.2 AVALUACIÓ DE L'EXPOSICIÓ 29
5.1.3 MODELS DE DOSI-RESPOSTA 30
5.1.4 CARACTERITZACIÓ DEL RISC 30
5.2 CÀLCULS VPs RISC QUÍMIC SALUT HUMANA 32
5.2.1 VIES I PARÀMETRES D'EXPOSICIÓ PER A CADA ESCENARI 34
5.2.2 FACTORS DE VOLATILITZACIÓ DE CONTAMINANTS 37
5.2.3 TOXICITAT DELS CONTAMINANTS I LA SEVA JERARQUIA 38
5.2.4 PROPIETATS FÍSICO-QUÍMIQUES DELS CONTAMINANTS 38
5.2.5 CÀLCUL FINAL DE VPs INTEGRANT VIES 39
5.2.6 APLICACIÓ AL CÀLCUL D'ESCENARIS: S1, S2, S3, S4 i S6 40
5.2.7 CÀLCUL SIMPLIFICAT VPs PER FÀRMACS I SIMILARS 43
5.3 CÀLCUL VPs RISC QUÍMIC ECOSISTEMES 44
5.3.1 METODOLOGIA GENERAL CÀLCUL VPs 44

5.3.2 APLICACIÓ A L'ESCENARI S5 PROTECCIÓ ECOSISTEMES AQUÀTICS..... 45

5.4 VPs PELS CONTAMINATS I ELS ESCENARIS PLANTEJATS 46

6. ELABORACIÓ DE PLANS DE SEGURETAT DE REUTILITZACIÓ D'AIGUA PER A ÚS POTABLE 47

6.1 METODOLOGIA I GUIES DE REFERÈNCIA DELS PLANS SANITARIS DE SANEJAMENT 47

6.2 ELABORACIÓ DE PLANS DE SEGURETAT DE REUTILITZACIÓ D'AIGUA PER A ÚS POTABLE 50

6.2.1 ANTECEDENTS 50

6.2.2 IMPLEMENTACIÓ DE REGENERACIÓ POTABLE..... 51

6.2.3 TRACTAMENTS I VALIDACIÓ DE LES MESURES DE CONTROL 53

6.2.4 MONITORITZACIÓ..... 55

7. CONCLUSIONS 56

8. REFERÈNCIES DE MENORIA I ANNEXOS 59

LLISTAT D'ACRÒNIMS

ACA	Agència Catalana de l'Aigua
ADI	Acceptable Daily Intake
AEMPS	Agencia Española de Medicamentos y Productos Sanitarios
AQR	Anàlisi (o Avaluació) Quantitativa de Risc
AQRM	Anàlisi (o Avaluació) Quantitativa del Risc Microbiològic
ATSDR	Agency for Toxic Substance and Disease Registry's
CALEPA	California Environmental Protection Agency
CG	Còpies Genòmiques
DALY	Disability-Adjusted Life Year
DBO_5	Demanda Biològica d'Oxigen a 5 dies
DEET	N,N-dietil-m-toluamida
DDT	Dicloro Difenil Tricloretà
DMA	Directiva Marc de l'Aigua
ECHA	European Chemicals Agency
ETAP	Estació Tractament d'Aigua Potable
FQ	Físico-Químic
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GDWQ	Guidelines for Drinking-water Quality
HEAST	Health Effects Assessment Summary Tables
HQ	Hazard Quotient
IFQ	Indicador Físico Químic
IR	Ingestion Rate
IRIS	Integrated Risk Information System
LDTD	Lowest Daily Oral Therapeutic Dose for an Adult
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effects Level
MRL	Minimal Risk Levels
NDMA	N-nitrosodimethylamine
NOAEL	No Observed Adverse Effects Level
NQA	Normes de Qualitat Ambiental (EQS, Environmental Quality Standards)
OMS	Organització Mundial de la Salut (WHO, World Health Organization)
PAH	Poly Aromatic Hydrocarbons (HAP, Hidrocarburs Aromàtics Policíclics)

PCC	Punts Crítics de Control
PEC	Predicted Environmental Concentraction
PFAS	Per Fluoro Alkylated Substances
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
PPRo	Punts de Prerequisit operatiu
PPR	Punts de Prerequisit
PPRTVs	Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values
PT	Paquet de Treball
QUASAR	Qualitat d'Aigües Subterrànies basada en Avaluació de Risc
R	Risc (carcinogènic)
RD	Reial Decret
RPD	Reutilització Potable Directa
RPI	Reutilització Potable Indirecta
SAD	Sistema Ajuda Decisió
SSP	Sanitation Safety Plan
SST	Sòlids en Suspensió Totals (TSS, Total Suspended Solids)
STD	Salinitat Total Dissolta (TDS, Total Dissolved Salinity)
TOC	Total Organic Carbon (COT, Carboni Orgànic Total)
THQ	Total Hazard Quocient
THMs	Trihalometans
TTC	Threshold of Toxicological Concern
TR	Total Risk
TU	Toxicity Unit
THMs	Trihalometans
UFC	Unitats Formadores de Colònies
UNT	Unitats Nefelomètriques de Turbidesa (NTU, Nephelometric Turbidity Units)
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultraviolat
VP	Valor protector
WSP	Water Safety Plans (PSA, Pla de Seguretat de l'aigua)

1. RESUM EXECUTIU

En aquest document es presenten i s'apliquen les metodologies basades en risc per derivar els valors protectors de contaminants en aigua regenerada per a la salut humana i ecosistemes en base al risc microbiològic i químic. La metodologia d'avaluació de risc basada en l'estudi de model conceptual, exposició i toxicitat per tal de derivar finalment el valor protector en aigua és la que s'ha aplicat en aquest paquet de treball.

Aquestes metodologies s'han emprat sovint per a la determinació de valors legislatius, molts cops en base a estudis d'entitats científiques de prestigi. També es poden trobar diverses fonts científiques en forma d'estudis, projectes o guies internacionals basades en la mateixa metodologia.

Per unificar aquesta informació basada en risc i aplicar-la a diferents usos considerats en el projecte SUGGEREIX, s'ha elaborat una jerarquia que es pot aplicar a la derivació d'aquests valors protectors.

Un cop definida aquesta jerarquia s'han considerat diversos usos de l'aigua regenerada i els escenaris associats a aquests usos en base a la legislació vigent sobre reutilització. En aquest estudi s'ha separat la part del risc microbiològic del risc químic, degut a les particularitats de cadascun.

Addicionalment, es fa un breu resum dels plans de seguretats de reutilització per a ús potable, resumint els punts claus per a la seva aplicació basant-se principalment amb la guia: Potable Reuse: Guidance for Producing Safe drinking-water (WHO, 2017).

2. INTRODUCCIÓ I OBJECTIUS

L'objectiu d'aquest document és recollir les metodologies i criteris que s'han definit en el PT3 per tal de quantificar el risc associat a l'ús de l'aigua regenerada. Amb aquesta finalitat, s'ha definit una metodologia per a establir valors protectors (VP) per als contaminants presents a l'aigua regenerada en base a la quantificació del risc (químic i microbiològic) considerant els diversos usos que s'han definit en el projecte: ús urbà, agrícola, industrial, ambiental i l'ús potable/prepotable de l'aigua regenerada. De manera conjunta amb altres PTs del projecte, s'ha definit un llistat de contaminants estratègics que s'abordaran en el projecte SUGGEREIX.

Inicialment, s'ha fet una revisió de les metodologies disponibles per a l'avaluació del risc químic i microbiològic i s'han revisat les normatives, guies existents i altres documents de referència rellevants per tal de definir una jerarquia de VPs a considerar, tant de manera genèrica com específica per cadascun dels usos de l'aigua regenerada avaluats.

Els VPs definits per a cadascun dels usos s'inclouran al Sistema d'Ajuda a la Decisió (SAD) desenvolupat en el PT5 així com a la Guia pràctica de reutilització que es contempla al PT7.

Addicionalment, també s'ha realitzat una revisió d'estratègies integrades per identificar, avaluar i gestionar els riscos en les diferents etapes del tractament i posterior utilització com són els plans sanitaris de sanejament (Sanitation safety plans) promoguts per l' Organització Mundial de la Salut (OMS), focalitzant en el cas de regeneració per a ús potable

3. USOS I ESCENARIS CONTEMPLATS EN EL PROJECTE SUGGEREIX

3.1 USOS PELS VALORS PROTECTORS BASATS EN RISC MICROBIOLÒGIC I QUÍMIC

En aquest lliurable es contemplen l'ús urbà, agrícola, industrial, ambiental i l'ús potable/prepotable de l'aigua regenerada.

Aquests tipus d'usos de l'aigua, excepte l'ús potable/prepotable, són els que queden definits amb major detall al RD 1620/2007 (usos urbà, industrial i ambiental) i al Reglament UE 2020/741 (usos agrícoles).

Malgrat aquestes normatives regulen requisits mínims per protegir-se del risc microbiològic per la via d'ingestió de les aigües regenerades, s'han escollit aquests usos perquè marquen uns escenaris clars (que també són d'aplicació per a l'estudi del risc químic) i perquè les concessions de reutilització vindran marcades per les legislacions citades. També cal entendre que davant de les aigües regenerades és de vital importància assegurar, com a mínim, que el risc microbiològic sigui admissible, duent a terme els tractaments necessaris

per garantir aquesta qualitat i, en segon terme, avaluar el risc químic dels contaminants potencials de l'aigua tractada (tant els contaminants que hi havia com els que s'han pogut generar).

Per tant, en els següents apartats es tracta cadascun d'aquests usos des de l'òptica del risc microbiològic i del risc químic, distingint els escenaris a aplicar en cada cas.

3.2 ESCENARIS PELS VALORS PROTECTORS BASATS EN RISC MICROBIOLÒGIC I QUÍMIC

Tot i una primera classificació dels usos definits en l'apartat anterior, cal concretar els escenaris específics en els que es basen aquests usos. En el cas del RD 1620/2007, els usos per catalogar la qualitat de l'aigua regenerada es divideixen en conjunts d'escenaris. Per exemple els usos urbans enfocats a serveis (qualitat 1.2. del RD 1620/2007) engloben el reg de zones verdes urbanes, neteja de carrers, sistemes contra incendis i rentat industrial de vehicles. Aquesta agrupació correspon a una qualitat microbiològica que marca la legislació i que resulta útil per establir aquests criteris de protecció microbiològica a nivell legislatiu.

Tot i així, els escenaris inclosos en el conjunt proposat en cada ús del RD 1620/2007 cal separar-los i considerar-los de forma individual quan s'aborda el risc químic. Això és degut a que cada escenari individual suposa unes vies de transferència de contaminants químics amb diverses propietats (per exemple volatilitat, penetrabilitat a través de la pell, etc.) que, a diferència dels agents microbiològics, no es poden considerar en el conjunt dels escenaris definits en el RD 1620/2007, sinó que s'han d'especificar de forma individual per cada escenari.

Per tot això, cal distingir entre els grups d'escenaris considerats en el risc microbiològic i els escenaris individuals considerats per l'estudi del risc químic. A tal efecte, en apartats posteriors es detalla aquest doble enfocament per l'estudi microbiològic i químic.

4. METODOLOGIA

El nucli final de la metodologia emprada en aquest projecte es basa en l'avaluació quantitativa de risc per la salut humana i els ecosistemes (AQR). Breument, la metodologia genèrica de l'avaluació de risc es basa en: model conceptual, avaluació de l'exposició, avaluació de toxicitat i, en el present estudi, càlcul dels nivells protectors a partir dels valors objectiu de risc.

El model conceptual considera els camins que defineixen la transferència de contaminants microbiològics o químics a partir de l'ús de l'aigua regenerada. En aquesta fase cal concretar els escenaris o conjunt d'escenaris on es tindran els diferents receptors amb unes pautes de comportament respecte l'ús de l'aigua regenerada. En el cas del risc químic també cal considerar els diferents models d'equilibri i de transferència dels contaminants cap a altres fases (per exemple de l'aigua a l'aire). Aquesta informació quantificada ja permet avaluar l'exposició.

D'altra banda, cal considerar els efectes adversos dels microorganismes i contaminants químics sobre la salut humana i ecosistemes a través de diferents estudis que formen l'estat de l'art. Aquesta part definirà l'avaluació de toxicitat.

La comparació de l'exposició i la toxicitat ens permetrà derivar, finalment, els valors protectors en base a indicadors de risc admissibles.

Aquest enfocament és el que ha utilitzat, per exemple, l'OMS per determinar els valors protectors dels contaminants químics en l'aigua de consum. A nivell conceptual es considera la ingestió d'aigua amb contaminants, que permet definir unes pautes específiques (p.e. ingestió de 2 L/dia d'aigua amb cada contaminant). A partir de valors de toxicitat coneguda es compara la dosi de contaminant ingerida amb la dosi tolerable màxima i aquest càlcul permet establir el valor protector. Els valors de l'OMS han suposat el referent principal per elaborar la legislació referent al consum d'aigua (ex: Directiva 98/83/CE i la recent Directiva 2020/2184). En el cas de l'AQR per risc químic en salut humana realitzat en aquest estudi, s'estableixen dos tipus d'indicadors diferents, enfocats a avaluar el risc sistèmic i cancerigen.

Un altre exemple d'aplicació de l'AQR a la legislació són les Normes de Qualitat Ambiental (NQA) que regulen la protecció dels ecosistemes aquàtics i que, com es detallarà més endavant, es basen en una avaluació de risc químic per la protecció dels ecosistemes. Per tant, novament, els valors protectors de les NQA es basen en una metodologia de risc (en aquest cas risc químic) que finalment han passat a un text legal.

La necessitat de derivar valors protectors basats en el risc ha de prioritzar el marc normatiu que es basi en aquest enfocament de risc. El RD 1620/2007 i el reglament UE 2020/741 no només donen valors útils per la reutilització, sinó que també citen una gran quantitat de legislació entorn als diferents usos de l'aigua regenerada, entre la qual destaca la vinculada a les NQA.

Les metodologies de risc aplicades als valors protectors també s'han utilitzat per diverses entitats de reconegut prestigi en guies d'abast nacional, europeu o internacional, publicacions científiques especialitzades i diversos projectes europeus.

El fet que hi hagi aquestes múltiples fonts, apart de la pròpia metodologia de risc aplicable a cada cas, precisa d'una ordenació prèvia que les prioritzi de forma jeràrquica en diferents nivells, donant més pes als valors legislatius basats en risc d'obligat compliment i seguint per altres fonts fins acabar en la pròpia aplicació de la metodologia dins del marc de SUGGEREIX.

4.1 JERARQUITZACIÓ DE LES FONTS I DETERMINACIÓ DELS VALORS PROTECTORS

Atenent a la metodologia, s'ha fet la següent jerarquització en funció de l'origen de les fonts consultades, que apareix a la Taula 4-1. El nivell 0 correspon a les normatives de reutilització d'aigües actualment vigent. El nivell 1 correspon a d'altres normatives que s'han de complir en funció de l'ús que se'n vulgui fer. El nivell 0 i 1 són d'obligat compliment. Els nivells 2, 3, i

4 són orientatius i corresponen als valors de guies internacionals, valors toxicològics calculats que han estat publicats (ex. PNEC) i valors calculats mitjançant l'anàlisi quantitativa del risc dins del projecte SUGGEREIX, respectivament. Aquesta jerarquització pot ser especialment útil a l'hora d'incloure nous compostos en el SAD, ja que indica en quin ordre s'ha de procedir per determinar els valors protectors. En el cas que algun paràmetre aparegués en més d'un nivell, el SAD escollirà d'entre aquests valors protectors el que sigui més restrictiu.

Taula 4-1. Jerarquia genèrica considerada en l'estudi

Nivell	Valors protectors	Obligatori/Orientatiu
0	Normatives de reutilització (RD 1620/2007 i Reglament 2020/741)	Obligatori
1	Altres normatives basades en el risc que s'han de complir segons escenaris	Obligatori
2	Valors protectors basats en el risc de guies internacionals	Orientatiu
3	Valors toxicològics calculats publicats (ex. PNEC)	Orientatiu
4	Valors protectors basats en AQR(M) i valors toxicològics calculats en el marc SUGGEREIX	Orientatiu

4.2 METODOLOGIA EN FUNCIÓ DE CADA ÚS

A nivell de classificació, s'ha utilitzat l'enfocament del RD 1620/2007. Això implica que es pot distingir l'ús general de l'aigua (ex: urbà), que es subdivideix en qualitats que engloben conjunts d'escenaris (com per exemple urbà residencial). El RD 1620/2007 dins d'aquestes qualitats engloba diversos escenaris individuals però no els diferencia, assignant els valors protectors en base al risc microbiològic a les qualitats (conjunt d'escenaris) i no en base als escenaris individuals. En el cas dels valors protectors dels contaminants químics sí que cal detallar aquests escenaris individuals, per tant en la descripció dels diversos usos s'ha tingut en compte aquesta diferència.

4.2.1 ÚS URBÀ

Els conjunts d'escenaris i escenaris individuals per avaluar els valors protectors en base al risc microbiològic i químic es presenten a la Taula 4-2.

Taula 4-2. Escenaris considerats per ús urbà

	Escenaris risc microbiològic		Escenaris risc químic		
Qualitat	**Codi ús**	**Referència**	**Escenari regant exterior**	**Escenari descàrrega sanitaris**	**Escenari neteja exterior**
Urbà residencial	1.1.	RD 1620/2007	Reg de jardins privats	Descàrrega sanitaris	-
Urbà serveis	1.2.	RD 1620/2007	Reg zones verdes	-	Neteja carrers Rentat Industrial de vehicles

En el cas dels escenaris microbiològics, s'ha considerat el conjunt d'escenaris codificats en les qualitats detallades en el RD 1620/2007.

En el cas del risc químic i per l'ús urbà, cal individualitzar els escenaris i específicament s'han considerat els tres següents:

- Escenari regant exterior: reg de jardins privats i reg de zones verdes
- Descàrrega sanitaris: descàrrega d'aparells sanitaris en l'àmbit residencial
- Escenari neteja exterior: neteja de carrers i rentat industrial de vehicles

4.2.1.1 AVALUACIÓ DEL RISC MICROBIOLÒGIC

Per aquest ús, el RD 1620/2007 defineix dues qualitats (urbà residencial i urbà serveis). Cada una d'aquestes qualitats engloba més d'un escenari. Per exemple, la qualitat d'urbà residencial comprèn els escenaris reg de jardins privats i descàrrega d'aparells sanitaris. El RD 1620/2007 atribueix els mateixos valors protectors per aquests dos escenaris de l'aigua ja que estan inclosos dins d'una mateixa qualitat.

Els valors protectors pel risc microbiològic que determina el RD 1620/2007 per usos urbans inclouen paràmetres indicadors de matèria fecal (ex. *Escherichia coli (E. coli)*, ous de nemàtodes intestinals) i paràmetres físico-químics (sòlids totals en suspensió (SST) i terbolesa). Aquests últims, tot i no ser paràmetres microbiològics, s'ha decidit incloure'ls en l'avaluació del risc microbiològic perquè en la potabilització o tractament d'aigües es solen emprar tradicionalment com una mesura indirecta de la qualitat de l'aigua, especialment pel que fa a la proliferació de microorganismes (ex. fitoplàncton). Finalment, el RD determina també que en el cas que existeixi el risc d'aerolització, per exemple, en el reg de jardins privats o de zones verdes, o en la descàrrega d'aparells sanitaris, s'ha de limitar la presència de *Legionella* a 100 UFC/100 mL.

D'altra banda, com a paràmetre extra i de comparació amb el que estableixen altres guies internacionals, s'ha decidit incloure els coliformes fecals (inclou *E.coli*) de la guia de l'Agència de Protecció Ambiental d'Estats Units (USEPA, 2012). És destacable que en el cas de la guia nord-americana, el valor protector per coliformes fecals per reg de zones verdes i/o neteja de carrers (accés obert al públic) és més restrictiu que l'ús privat de l'aigua reutilitzada, mentre que en RD 1620/2007, el valor protector d'*E.coli* és més restrictiu per ús privat que per ús públic.

Es recullen en l'annex A.1 i l'annex A.2 els valors protectors pels escenaris contemplats dins de l'ús urbà (urbà residencial i urbà serveis).

4.2.1.2 AVALUACIÓ DEL RISC QUÍMIC

En la guia interpretativa del RD 1620/2007 (MMAMRM, 2010) s'exposen els usos urbans amb detalls que es poden utilitzar per establir el model conceptual dels escenaris inclosos en aquest ús (veure Taula 4-2.).

Un primer aspecte a considerar és la qualitat microbiològica de l'aigua exigida de partida en urbà residencial i en urbà serveis és diferent. Aquest aspecte no condiciona els nivells protectors, però si la qualitat de l'aigua de la qual es parteix i, per tant, els possibles contaminants i nivells d'aquests que pugui tenir.

Per exemple, en el cas d'urbà serveis en la guia interpretativa es demana una qualitat d'aigua regenerada amb tractament bàsic (típicament tractament físico-químic amb decantació, microfiltració, tractament UV i desinfecció). En el cas d'urbà residencial, s'exigeix un tractament que es podria catalogar d'avançat, amb criteris més estrictes.

Tot i així, els regs urbans (jardins privats i zones verdes) es consideren de forma general com a un escenari únic a la guia interpretativa del RD (MMAMRM, 2010) i es fan extensius a usos agrícoles i recreatius.

En l'ús urbà es recomanen els sistemes de reg localitzat, però evitant l'embassament. També determina que en aquest tipus d'usos en zones freqüentades pel públic, s'ha d'evitar l'accés del públic en general a l'aigua regenerada (distància de 30 m a àrees accessibles a públic i 100 m a nuclis habitats).

El reg per aspersió amb aigua regenerada és el que pot suposar un major contacte amb les persones i és el que més es detalla.

En instal·lacions públiques, el reg ha de fer-se de nit o quan no hi ha un accés al públic. Les plantes han d'estar seques quan pugui accedir el públic a la zona regada. Les fonts d'aigua potable han d'estar protegides dels aerosols d'aigua regenerada que pugui contactar per acció del vent. Els aspersors no han de ruixar de forma permanent als treballadors i han de tenir un abast curt i baixa pressió. Amb aquestes definicions es pot concebre un escenari en el qual els principals receptors que poden estar en risc són els regants i els vegetals regats.

En l'ús de descàrrega d'aparells sanitaris a la guia (MMAMRM, 2010) no es dona gaire detall, si bé es parla de la utilització d'una concentració important de desinfectants amb l'aigua regenerada i inhibidors de la corrosió (en cas d'elements metàl·lics). Apart dels criteris de risc, existeixen altres criteris estètics com el color i l'olor, que es podrien tenir en compte (Asano, 2007), però no afecten al risc.

Respecte la neteja de carrers, la guia (MMAMRM, 2010) estableix que s'ha de realitzar de nit (es suposa que per evitar contacte amb públic en general). Els usos típics poden incloure neteja dels propis vehicles de neteja, que s'ha considerat també dins del rentat industrial de vehicles. El RD 1620/2007 (MMAMRM, 2010) detalla poc l'ús pel rentat industrial de vehicles. Es fa especial èmfasi en la proliferació de microorganismes degut a l'estancament i la temperatura, per tant es recomana emmagatzemar petits volums. Igual que en l'ús anterior, existeixen altres criteris estètics com el color i l'olor, que no intervenen en el risc (Asano et al., 2007).

En aquest ús, igual que en la resta dels usos, es demana limitar l'entrada de contaminants en el medi ambient, per tant s'interpreta que la qualitat de l'aigua ha de protegir els ecosistemes aquàtics en el cas que aquest contacte es pugui produir. Per aquests casos, es demana el compliment de les NQAs, definides en l'escenari d'ús ambiental.

Amb totes aquestes característiques, un primer escenari a considerar és un escenari amb una persona adulta regant (S1 escenari regant en exterior), sense que hi hagi possibilitat d'entrar en contacte amb altres receptors (per exemple receptors infantils). El regant es considera un adult, tant a l'escenari privat com públic. Es considera sempre que es tracta d'un reg en exterior i no en escenaris interiors (ex: hivernacles). Com el cas més conservatiu és el reg per aspersió, es considerarà aquesta modalitat de reg. En aquest escenari es considerarà la inhalació de volàtils que pugui contenir l'aigua regenerada (incloent, p.e. productes de desinfecció), el contacte dèrmic de l'aigua amb la pell del regant i també la ingestió involuntària d'una petita quantitat d'aigua de reg. La guia (MMAMRM, 2010) estableix les condicions de seguretat pels treballadors (prohibició d'anar descalços, equips de protecció com guants, roba i calçat específic, higiene, etc.). Aquests elements han d'ajudar a atenuar els efectes de l'exposició. Dins d'aquests escenari s'ha de suposar, conjuntament, la protecció dels vegetals regats (gespa principalment). Per tant, aquest escenari cal complementar-lo amb valors protectors per evitar que les plantes regades no es morin degut a les característiques de l'aigua (salinitat, metalls, etc.).

Un segon escenari que es deriva serà la descàrrega d'aparells sanitaris dins d'habitatges amb ús residencial (S2 escenari descàrrega sanitaris). La consideració d'aquest tipus d'escenari seria més conservatiu que l'ús en hotels, ja que implica una activitat diària. La via d'exposició considerada serà la inhalació dels volàtils en escenari interior i també la ingestió involuntària d'una minúscula quantitat d'aigua. Aquest escenari inclou receptors infantils, pels quals s'ha de considerar una exposició subcrònica.

Finalment, un tercer escenari derivat de l'ús urbà seria la neteja de carrers (S3 escenari neteja exterior), on es suposa novament que la persona que neteja és l'única que pot entrar en contacte per la via d'inhalació de volàtils, la via dèrmica i la ingestió involuntària d'aigua. De la mateixa manera que amb el regant, es recomanen una sèrie d'elements per minimitzar l'exposició als contaminants de les aigües. Aquest escenari també inclou el rentat industrial de vehicles, ja que considera de manera conservadora una persona que es dedica al rentat en exterior mitjançant aspersors.

Degut a la manca de valors legislatius, les opcions pel càlcul dels valor protectors en aquests escenaris es limiten a trobar càlculs d'estudis fets amb enfocaments similars (nivell 2 de jerarquia) i/o desenvolupar el càlcul de valors protectors en base a risc (nivell 4 de jerarquia).

El capítol 5 desenvolupa les hipòtesis dels escenaris, la toxicitat dels contaminants i les expressions per derivar els valors protectors per aquests escenaris.

4.2.2 ÚS AGRÍCOLA

El Reglament UE 2020/741 estableix els requisits mínims de qualitat o classe de les aigües regenerades només per reg agrícola, en funció dels cultius i el seu posterior ús (Taula 4-3). Aquesta legislació és força recent, però ja s'haurà d'implementar en el cas de l'ús agrícola substituint als usos agrícoles definits al RD 1620/2007.

Taula 4-3. Classes d'aigües regenerades per reg agrícola establertes en l'Annex 1 del Reglament 2020/741

Classe d'aigua regenerada	Categoria del cultiu
A	Aliments que es consumeixen crus i la part comestible està en contacte directe amb les aigües regenerades (incloent tubercles)
B	Aliments que es consumeixen crus i la part comestible es produeix per sobre del sòl i no està en contacte directe amb les aigües regenerades, aliments transformats i cultius no alimentaris, inclosos els cultius utilitzar per alimentar els productors de llet o carn – tots els mètodes de reg
C	Aliments que es consumeixen crus i la part comestible es produeix per sobre del sòl i no està en contacte directe amb les aigües regenerades, aliments transformats i cultius no alimentaris, inclosos els cultius utilitzar per alimentar els productors de llet o carn – reg per gota a gota o altre mètode que eviti el contacte directe amb la part comestible del cultiu
D	Cultius destinats a la indústria i a la producció d'energia i llavors

En el cas dels escenaris microbiològics, s'han considerat aquestes quatre classificacions de la taula, mentre que en el cas del risc químic, es considera el reg de cultius destinats a la indústria i a la producció d'energia i llavors (classe D). Aquesta classe correspondria a la qualitat d'aigua 2.3 del RD 1620/2007 que coexisteix amb el nou reglament. Per la resta de qualitats no es pot fer una relació directa entre el Reglament 2020/741 i el RD 1620/2007, ja que en el Reglament la classificació es fa en base al mètode de reg, si pot o no tocar l'aliment, excepte el D que correspon a usos industrials dels aliments. En canvi en el RD la classificació en qualitats es fa en base al receptor de l'aigua. En la Taula 4-4 es presenta la relació entre les classes del reglament 2020/741 i les qualitats de l'aigua que defineix el RD 1620/2007. En aquest cas no s'ha tingut en compte la qualitat 2.2 c) Aqüicultura ja que no es troba recollit en Reglament 2020/741.

Taula 0-4. Classes d'aigües regenerades establertes en el Reglament 2020/741 i equivalència en el RD 1620/2007.

Classes Reglament 2020/741	Qualitats d'aigua RD 1620/2007
A (Crus i contacte directe amb aigües)	**2.1** Contacte directe amb aigua, per consum humà en fresc
B (Crus i sense contacte directe amb aigües, tots els mètodes de reg)	**2.2 a)** No evita el contacte directe amb aigua, per consum humà després de transformació de l'aliment **2.2 b)** Reg de pastures per productors de carn i llet
C (Crus i sense contacte directe amb aigües, reg gota a gota)	**2.2 b)** Reg de pastures per productors de carn i llet **2.3 a)** Reg de cultius llenyosos que evitin el contacte directe amb l'aigua, per consum humà en fresc
D (Indústria i producció d'energia i llavors)	**2.3 b)** Reg de cultius de flors ornamentals, vivers, hivernacles sense contacte directe amb l'aigua regenerada **2.3 c)** Cultius industrials no alimentaris, vivers, farratges ensitjats, cereals i llavors oleaginoses

4.2.2.1 AVALUACIÓ DEL RISC MICROBIOLÒGIC

Com a paràmetre microbiològic, el Reglament 2020/741 només regula la presència *d'E.coli*, de nemàtodes intestinals si s'utilitza l'aigua pel reg de pastures o farratges i de *Legionella* spp. si existeix el risc de generació d'aerosols. Com a paràmetre físico-químic de mesura indirecta de l'activitat microbiana també regula la Demanda Biològica d'Oxigen a 5 dies (DBO_5), els SST i la terbolesa. En general, el Reglament 2020/741 és més restrictiu que el RD 1620/2007 per tots els usos. No obstant, el RD 1620/2007 té en compte la detecció de patògens que s'hauria de dur a terme per les classes A, B i C del Reglament i la detecció de *T. saginata* i *T. solium* en el cas que es destini l'aigua a reg de farratges o pastures (classes B i C). Els valors protectors per aquestes quatre classes es troben recollits en els annexos A.3-A.6.

4.2.2.2 AVALUACIÓ DEL RISC QUÍMIC

L'escenari específic considerat en aquest apartat és el Reg de cultius industrials no alimentaris (qualitat D de la Taula 4-4) del reglament EU 2020/741. Aquest ús especifica que en el cas de regs que imiten la pluja (aspersió) ha de prestar-se especial atenció a la protecció de la salut dels treballadors. Aquest escenari no inclou la transferència de contaminants a través de la cadena alimentària, ja sigui aliments destinats a consum humà o pastures per alimentar animals productors de carn o llet.

Amb aquestes consideracions, l'escenari és el mateix que l'escenari regant (S1 escenari regant exterior) des del punt de vista de risc per salut humana i també des del punt de vista de protecció de les espècies regades. La qualitat de l'aigua de partida definida per UE 2020/741 és molt poc exigent i es pot assimilar a un tractament de regeneració fins i tot inferior al bàsic. El capítol 5 desenvolupa el càlcul dels valors protectors per aquest escenari.

Al igual que en altres casos, si es considera que les aigües regenerades han d'entrar en contacte amb ecosistemes aquàtics, s'han de complir les NQAs (veure ús ambiental).

Ja que es considera l'escenari S1, el càlcul dels valor protectors en aquests escenaris es basarà en trobar estudis fets amb enfocaments similars (nivell 2 de jerarquia) i/o desenvolupar el càlcul de valors protectors en base a risc (nivell 4 de jerarquia).

4.2.3 ÚS INDUSTRIAL

La Taula 4-5 presenta els conjunts d'escenaris i escenaris individuals per avaluar els valors protectors en base al risc microbiològic i químic.

Taula 4-5. Escenaris considerats per a ús industrial

	Escenaris risc microbiològic		Escenaris risc químic
Qualitat	**Codi ús**	**Referència**	**Escenari neteja interior**
Industrial qualitat 3.1 Aigües de procés i de neteja	3.1. a i b Indústria no alimentària	RD 1620/2007	Aigües neteja, excepte indústria alimentària
Industrial qualitat 3.1. Aigües de procés i de neteja	3.1.c Indústria alimentària	RD 1620/2007	Aigües neteja indústria alimentària
Industrial qualitat 3.2: torres de refrigeració i condensadors evaporatius	3.2	RD 1620/2007	-

4.2.3.1 AVALUACIÓ DEL RISC MICROBIOLÒGIC

En aquest ús es regulen els paràmetres microbiològics i físico-químics mencionats anteriorment pels altres usos. La qualitat més alta per aquests tres usos correspon a l'ús de qualitat 3.2., per torres de refrigeració i condensadors evaporatius. En aquest cas, s'haurà d'obtenir l'aprovació per l'autoritat sanitària i s'haurà de vetllar per complir també amb el RD 865/2003, pel que s'estableixen els criteris higiènic-sanitaris per la prevenció i control de la legionel·losis.

4.2.3.2 AVALUACIÓ DEL RISC QUÍMIC

A l'ús industrial, s'ha considerat la qualitat 3.1.a que inclou aigües de procés i neteja, excepte en la indústria alimentària. La qualitat exigida des del punt de vista microbiològic és baixa, amb un tractament inferior al tractament bàsic (nivell exigit per reg de zones verdes urbanes). Aquest tractament de l'aigua depurada inferior al bàsic podria ser una etapa de filtració, tractament UV i desinfecció.

L'altra qualitat industrial a considerar és la 3.1.b que inclou aigües de procés i neteja de la indústria alimentaria. Val a dir que aquest ús, com ja diu el RD 1620/2007, està supeditat a la prohibició de l'ús de l'aigua regenerada en aplicacions que impliquin el seu consum (article 4.4.b) i es considera només la neteja i procés com a excepció. La qualitat del tractament d'aquesta aigua seria equivalent a un tractament bàsic. Igual que en els altres escenaris, cal que l'ús d'aquesta aigua no impacti sobre els ecosistemes aquàtics, ja que en aquest cas caldria aplicar les NQA.

Amb aquest enfocament s'ha proposat un escenari S4 Neteja interior, que considera aquests 2 usos industrials, distingits únicament per la qualitat de l'aigua de partida que fixa el RD 1620/2007.

El capítol 5 desenvolupa el càlcul dels valors protectors per aquest escenari, ja que el seu càlcul es basarà en enfocaments del nivell 2 i 4 de la jerarquia.

4.2.4 ÚS AMBIENTAL

La Taula 4-6 recull els conjunts d'usos i escenaris tractats al projecte per l'ús ambiental. En el cas de risc químic, es considerarà només la qualitat 5.4 que està enfocada a la protecció d'ecosistemes aquàtics.

Taula 4-6. Escenaris considerats per a ús ambiental

	Escenaris risc microbiològic		Escenaris risc químic
Qualitat	**Codi ús**	**Referència**	**Protecció ecosistemes aquàtics**
Recàrrega d'aqüífers per percolació	5.1.	RD 1620/2007	-

Recàrrega d'aqüífers per injecció directa	5.2.	RD 1620/2007	-
Reg de boscos, zones verdes i altres no accessibles, silvicultura	5.3	RD 1620/2007	-
Altres usos ambiental (manteniment aiguamolls, cabals mínims i similars)	5.4	RD 1620/2007	Protecció ecosistemes aquàtics aigües superficials

4.2.4.1 AVALUACIÓ DEL RISC MICROBIOLÒGIC

En la qualitat de risc 5.1 i 5.2, es regulen els paràmetres que ha de tenir l'aigua per recàrrega d'aqüífer, ja sigui per percolació o per injecció directa. En el primer cas, la qualitat de l'aigua requerida és menys exigent que en el segon cas. En qualsevol d'aquests dos usos s'han de controlar el nitrogen total i els nitrats, per tal d'evitar la possible eutrofització en aquestes masses d'aigua.

En el reg de boscos i zones no accessibles al públic i la silvicultura (ús 5.3) només estan fixats els nivells de sòlids en suspensió. El risc microbiològic de l'aigua reutilitzada destinada a l'abocament aigües amunt dels rius per tal d'augmentar el seu cabal no té valor màxims admissibles en el RD 1620/2007 (ús 5.4), especificant que les qualitats mínimes s'estudiaran cas per cas. Els valors protectors per aquests quatre usos es troben recollits en els annexos A.10-A.13. Les normes de qualitat ambiental estableixen paràmetres per mesurar la qualitat biològica dels rius (p.e. fitoplàncton, indicadors de flora i fauna aquàtica, macro invertebrats), però en cap cas s'estableixen límits de contaminació d'origen microbiològic com pot ser la contaminació fecal. En el RD 1620/2007, s'especifica que s'haurà de vetllar pel compliment de les NQA en els usos 5.3 i 5.4.

En les guies internacionals consultades, la guia estatunidenca USEPA (2012) dona valors de referència que no s'haurien de sobrepassar en el cas de manteniment de cabals mínims. Pel reg de boscos no s'ha establert cap valor protector, i per la recàrrega d'aqüífers, ja sigui per percolació o per injecció directa, aquests s'interpreten com subusos de la potabilització indirecta, amb la qual cosa la qualitat microbiològica exigida és elevada.

4.2.4.2 AVALUACIÓ DEL RISC QUÍMIC

En aquest apartat es considera la qualitat 5.4 d'altres usos ambientals (manteniment d'aiguamolls, cabals mínims i similars). El RD 1620/2007 indica que per aquest ús s'ha de considerar un estudi de cas per cas i no dona cap valor microbiològic de compliment. Tampoc s'estableix, per tant, quina ha de ser la qualitat de l'aigua regenerada a nivell de tractament de partida.

L'enfocament que s'ha fet doncs és desenvolupar un escenari S5 dedicat a la protecció d'ecosistemes aquàtics.

La normativa bàsica d'on arrenca la protecció dels ecosistemes aquàtics és la Directiva Marc de l'Aigua (DMA) (2000/60/CE). L'objectiu ambiental que fixa

la DMA consisteix en l'assoliment i la preservació del bon estat de les masses d'aigua. Aquest enfocament es realitza per mantenir i garantir un nivell de qualitat ambiental satisfactori que permeti la protecció dels ecosistemes, alhora que garanteixi el control d'elements químics nocius i perillosos per la salut de les persones.

L'impacte d'activitats industrials i urbanes es manifesta amb la presència de contaminants en aigües per sobre dels nivells legislats o establerts tècnicament. La superació d'aquests nivells contribueix a empitjorar l'estat ecològic i químic de les aigües superficials i l'estat químic de les aigües subterrànies.

La relació entre els contaminants químics i el possible impacte sobre les estats ambientals es resumeix a la Figura 4-1.

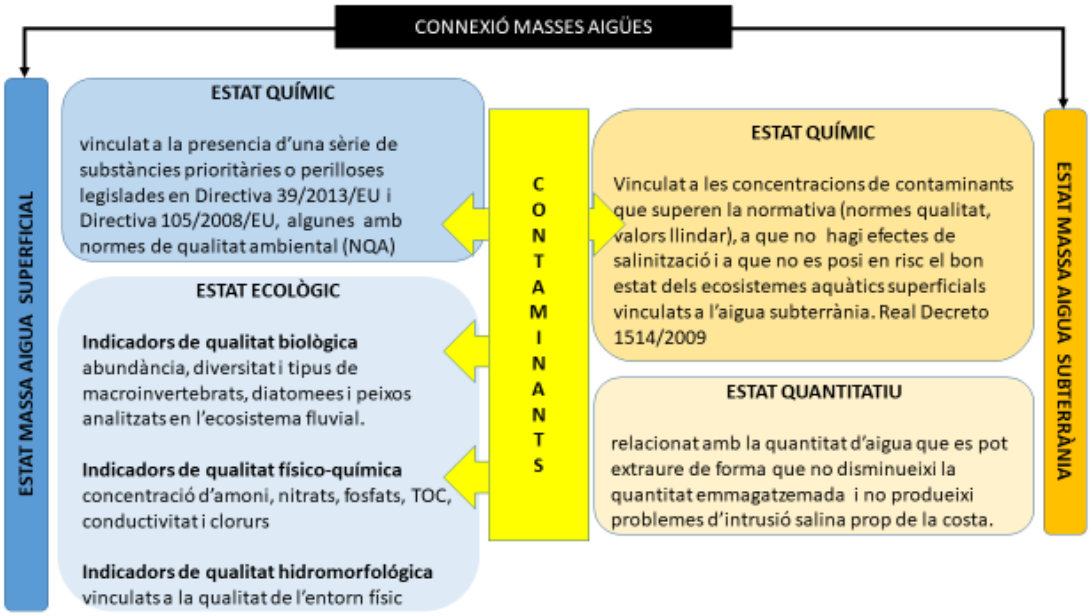

Figura 4-1. Efecte dels contaminants sobre els estats ambientals de les masses d'aigua (elaboració pròpia a partir de (ACA, 2010))

L'estat químic en les aigües superficials es controla per la presència de determinades substàncies prioritàries i substàncies prioritàries perilloses legislades en les Directives 2013/39 i 2008/105 a través de les NQA. Aquestes directives han estat transposades al RD 817/2015.

Respecte a l'estat ecològic de les aigües superficials, es consideren també els contaminants que determinen la qualitat físico-química i que es detallen també al RD 817/2015. Sobre aquests tipus de paràmetres, d'impacte més genèric, també cal considerar la Directiva 91/271/CE que regula la qualitat de l'aigua residual depurada que es pot abocar al riu.

En el cas de la reutilització de l'aigua es fa un ús per tal de millorar la qualitat i quantitat disponible d'aquesta, si bé les restriccions, a nivell químic, han de ser les mateixes que per l'aigua superficial. Aquest aspecte queda clarament reflectit en els documents sobre reutilització d'aigües d'àmbit estatal i europeu. En el mateix RD 1620/2007 sobre reutilització d'aigües ja anomena les NQA com a un requisit addicional a complir. També a l'annex II de la

proposta sobre el requeriments mínims de la reutilització de l'aigua del reglament UE 2020/417 s'estableix que la DMA i la legislació que inclou les NQA, entre d'altres, suposen legislacions clau en la consideració de l'avaluació del risc.

En quant a la metodologia, a l'annex II de la proposta sobre el requeriments mínims de la reutilització de l'aigua en el reglament UE 2020/741 s'estableix que pel cas dels riscos ambientals (riscos de cara als ecosistemes) s'ha de considerar la confirmació del tipus de naturalesa dels perills, incloent el valor del PNEC (Predicted No-Effect Concentration) quan es consideri rellevant. També cal establir el rang potencial de concentracions d'exposició i, a partir d'aquests elements establir la caracterització de risc, fet pel qual les anàlisis prèvies són rellevants.

Normes de Qualitat Ambiental (NQAs)

L'establiment de les NQA (*Environmental Quality Standards, EQS*) suposa el control legislatiu d'unes concentracions de substàncies preferents, substàncies prioritàries i substàncies perilloses prioritàries en aigües superficials sota les quals s'assegura principalment la protecció dels ecosistemes aquàtics. Un mal estat químic de les aigües superficials està definit per la superació de les NQA de substàncies prioritàries i substàncies perilloses prioritàries i, per tant, pot suposar efectes tòxics sobre els receptors dels ecosistemes aquàtics. Aquest mal estat químic, secundàriament, pot donar lloc a indicadors de qualitat biològica baixos (p. ex. en produir la mortaldat d'organismes) que afecten també l'estat ecològic. Els valors legislatius de les NQA estan detallats principalment en la Directiva 2008/105/EU i en la Directiva 2013/39/EU (transposades al RD 817/2015).

La publicació de les NQA a nivell legislatiu és la culminació d'un procés de priorització a nivell europeu on es consideren les substàncies que impacten de forma important sobre ecosistemes aquàtics i també sobre la salut humana.

En les guies de derivació dels NQA per aigua dolça (EC, 2011) (EC, 2018) es detalla que s'inclouen els següents usos d'aigua:

- Ús ambiental. Inclou el càlcul de l'efecte directe de cada substància sobre receptors de l'ecosistema aquàtic (algues, invertebrats i peixos) considerant el valor PNEC en aigua dolça.
- Ús ambiental. Inclou també l'efecte enverinament secundari del contaminant degut al seu potencial de bioacumulació en receptors de l'ecosistema aquàtic.
- Ingestió d'aigua que afecta a salut humana, considerant la Directiva 98/83/EC (o la transposició nacional) o les Drinking Water Quality Guidelines de la OMS de l'època.
- La ingestió de pesca que es trobi en contacte amb les aigües considerades pel cas de Salut Humana

Entre tots aquests usos, les NQA consideren els més conservatius, que acostumen a ser el relacionats amb l'ús ambiental (principalment PNEC).

El càlcul del PNEC (*Predicted No-effect concentration*) és un enfocament que permet fer una valoració del risc d'una substància perillosa en el medi per

conèixer per sota de quina concentració llindar no origina danys en els organismes del medi. Concretament, el PNEC estima la concentració llindar per sota de la qual un grup d'organismes o receptors no presenten cap efecte a partir de l'estat de l'art disponible.

En el projecte SUGGEREIX s'adoptaran, per tant, es valors de NQA ja legislats, entenent que ja són protectors dels ecosistemes i seria convenient buscar o derivar, per aquells que no estiguin legislats, valors de protecció sobre ecosistemes considerant els dos primers punts anteriors. En la protecció d'ecosistemes, per tant, no es consideraran els dos darrers punts inclosos en les NQA.

La inclusió de les NQAs permet considerar també en cadascun dels usos dels altres escenaris, l'impacte potencial sobre els ecosistemes.

Indicadors físico-químics (IFQ)

La superació dels indicadors de qualitat físico-química en aigües superficials i les NQA de substàncies preferents també pot suposar una qualitat biològica baixa per efectes d'eutrofització, manca d'oxigen dissolt, toxicitat de l'amoni i de les substàncies preferents i afecta també l'estat ecològic.

El RD 817/2015 considera aquests valors pels rius espanyols, atenent a la seves característiques (tipus de rius). En el cas de SUGGEREIX ens hem centrat en el tram final del Llobregat assimilant-lo a un tipus RT-14, que correspon a Eixos mediterranis de baixa altitud, que és el més freqüent en els grans rius vinculats al cas d'estudi. En el cas de que es tracti d'una altra tipologia de riu s'hauria de consultar la classificació i els valors IFQ del RD 817/2015, tot i que no varien extraordinàriament.

La nomenclatura segons ACA dels trams de rius estudiats a SUGGEREIX seria la d'eix principal i els valors que es prenen de referència són els de la Taula 3.2. en base a les masses d'aigua 1000900 i 1000950 del tram final del Llobregat (ACA, 2021).

Cal dir que el RD 1620/2007 sobre reutilització d'aigües específica algun d'aquests valors per altres usos ambientals, però no específicament per l'escenari que es pretén desenvolupar.

Al reglament UE 2020/741 es citen alguns paràmetres en relació a la qualitat de les aigües a la sortida de les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) contemplades en la Directiva 91/271/CE sobre el tractament de les aigües residuals urbanes, per tant aquesta informació també s'ha de tenir en compte a l'hora de considerar els paràmetres físico-químics.

Jerarquia dels usos ambientals per cabals mínims

Aquest apartat desenvolupa la jerarquia dels VPs dels anomenats usos ambientals. Específicament considera la reutilització de l'aigua per un abocament directe d'aigües regenerades aigües amunt de rius amb la idea d'augmentar el cabal disponible a l'altura de les estacions de potabilització, per tant l'apartat avalua l'impacte ambiental sobre els ecosistemes en termes de risc químic. Aquest aspecte inclou tant la toxicitat dels contaminants sobre els ecosistemes aquàtics com fenòmens globals que també els afecten (eutrofització, salinitat, etc.). Val a dir que aquest tipus d'escenari seria

assimilable per la qualitat d'usos ambientals a la qualitat 5.4 d'altres usos definida al RD 1620/2007, per la qual no hi ha valors màxims admissibles.

Tal i com s'ha comentat, en una primera opció s'escolliran els valors legislats i, per aquells contaminants sense aquests valors, s'enfocarà l'escenari en base a un càlcul basat en una avaluació de risc, que en darrer terme requereix l'estudi dels valors toxicològics.

Els mètodes per a la determinació dels valors PNEC actualment són regulats per la Agència Europea de Productes Químics (ECHA) a través de la guia (ECHA, 2008) i van dirigits a productes químics existents o nous. Aquesta agència també publica els valors de PNEC per aquells productes amb suficients dades (ECHA,2020). Al capítol 5 es detalla el càlcul de PNEC.

A partir del que s'ha comentat en anteriors apartats, és possible establir una jerarquia que ens permeti avaluar els nivells protectors de cada contaminant respecte a la protecció d'ecosistemes aquàtics. Aquesta jerarquia es recull a la Taula 4-7.

Taula 4-7. Jerarquia proposada pel càlcul dels nivells protectors per ecosistemes

Nivell	Valors protectors	Obligatori/Orientatiu
0	Normatives de reutilització (RD 1620/2007 i Reglament 2020/741)	Obligatori
1a	Valor de la NQAs en aigua superficial si està legislat, inclou substàncies preferents, substàncies prioritàries i substàncies perilloses prioritàries. Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015	Obligatori en el medi receptor considerant factors de dilució
1b	Contaminants basats en indicadors físico-químics de l'estat ecològic i en abocament permès des de depuradores. RD 817/2015 i Directiva 91/271/CE	Obligatori en el medi receptor considerant factors de dilució
2	Valors d'altres guies internacionals, sempre que es centrin exclusivament a la protecció de l'ecosistema aquàtic	Orientatiu
3	Valors de PNEC publicats (ex (ECHA,2020)	Orientatiu
4	Si la qualitat de les dades toxicològiques ho permet, càlcul de PNEC mitjançant la metodologia [ECHA, 2008] / RD 817/2015	Orientatiu

L'aplicació d'aquesta jerarquia és partir d'una llista de contaminants dels quals es vol avaluar l'impacte sobre ecosistemes i anar seguint les opcions des de la 0 fins a la 5. L'opció que ocupi un lloc amb un nombre menor serà l'escollida. Ex: Si existeix una NQA s'adoptarà l'opció 1 com a valor protector sense aplicar la resta d'opcions. Si un paràmetre ja apareix a les normatives de reutilització (opció 0) s'adoptarà directament.

L'opció 0 implica atendre a la legislació nacional i a les propostes de lleis europees sobre reutilització d'aigües vigents.

L'opció 1a implica buscar directament els valors de la màxima concentració admissible en aigua dolça a la legislació els valors de NQA vigents.

L'opció 1b implica l'adopció dels següents valors de la qualitat físico-química de l'aigua de cara a la protecció de l'ecosistema aquàtic (RD 817/2015).

L'opció 2 suposa buscar els valors de PNEC, potencial de bioacumulació i propietats lligades a la base de dades de l'ECHA (ECHA, 2020). Aquesta informació es troba als BP (*Brief Profile*) en l'apartat *Scientific Properties*. En algunes substàncies pot no existir el valor de PNEC. Alternativament es poden trobar valors mínims de PNEC a la web NORMAN (NORMAN, 2022) i en altres reculls de PNEC com els associats al RD 9/2005 de sòls contaminats (IGME et al., 2007).

L'opció 3 es basa en buscar guies internacionals que es centrin en la protecció d'ecosistemes aquàtics, sense combinar cap altre ús.

L'opció 4 es basa en derivar valors de PNEC a partir d'informació toxicològica adequada existent (ECHA, 2008), si bé els valors finals poden ser molt conservatius si no hi ha prou dades.

No es preveuen altres opcions, atès que si les substàncies prioritàries noves i existents estan registrades a Europa i no tenen cap valor toxicològic no haurien de ser perilloses en el medi aquàtic.

En aquest escenari no es considera cap dilució de l'aigua regenerada per incloure l'ús directe en aiguamolls. En el cas dels rius, si bé pot haver dilució en barrejar aigua regenerada amb aigua de riu, també cal considerar la presència dels contaminants aigües amunt del punt de barreja (ex: metalls).

Als annexes A.15 i A.16 es recopilen les taules derivades dels nivells 1, ja que com s'ha comentat, no existeix cap valor explícit en la legislació del nivell 0.

4.2.5 ÚS PREPOTABLE I POTABLE

4.2.5.1 ÚS PREPOTABLE

El terme "prepotable" no es troba referenciat a nivell internacional. A nivell internacional es parla d'ús potable indirecte. Segons l'USEPA (2012) aquest és l'ús que se'n fa de l'aigua que, després de ser sotmesa a un tractament d'aigües residuals, ha estat transferida a un reservori d'aigua natural, com pot ser un embassament o un aqüífer superficial, abans de tornar a ser tractada per una planta potabilitzadora. La Figura 4.2 mostra les possibles vies de reutilització de l'aigua potable indirecte (IPR, de les sigles en anglès *Indirect Potable Reuse*). La reutilització potable indirecte inclou la reutilització de l'aigua que passa per un reservori d'aigües superficials, i la que s'incorpora a l'aqüífer com aigües subterrànies.

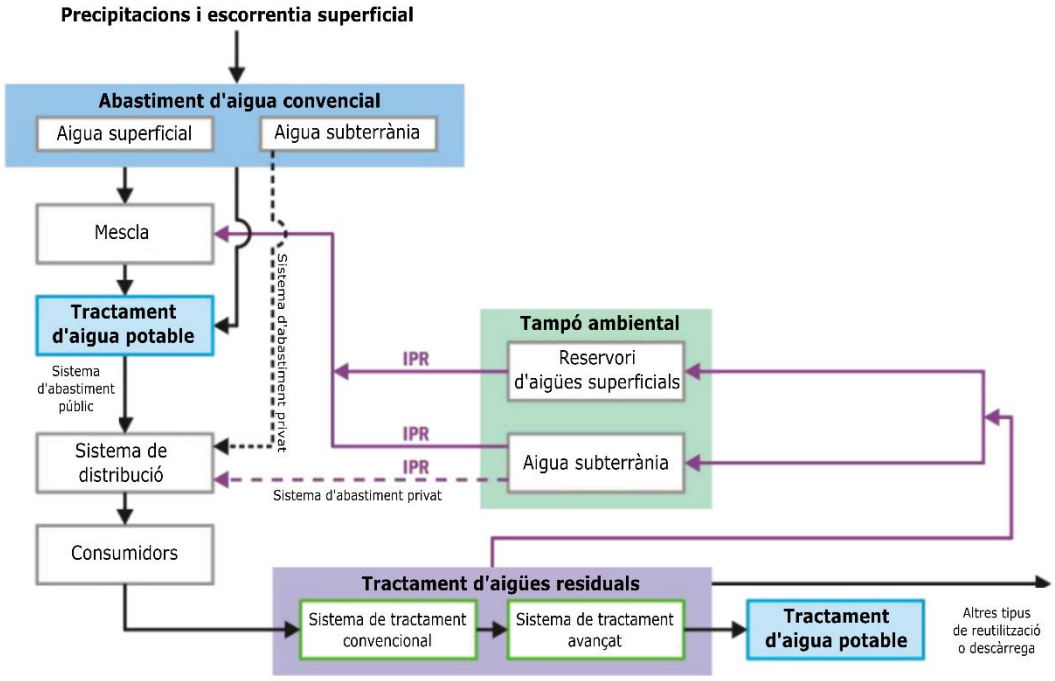

Figura 0-2. Esquema de possibles vies de reutilització indirecta de l'aigua (IPR: Indirect Potable Reuse). Modificat a partir d'USEPA (2012).

En el RD 1620/2007 no es contempla de forma expressa aquest ús de l'aigua regenerada. En la guia de l'USEPA (2012) en canvi, sí que s'estableixen uns valors indicadors sobre els paràmetres de qualitat que hauria de complir l'aigua tractada que s'aboca al tampó ambiental per ús potable indirecte. Els valors indicadors que determina l'USEPA (2012) són: coliformes fecals 0 UFC/100 mL, Cl_2 residual 1 mg/L, pH 6,5–8,5, UNT ≤ 2, TOC ≤ 2 mg/L. Aquests valors s'haurien de complir en el punt de descàrrega de l'estació de tractament d'aigües, per qualsevol dels tres usos descrits en la guia (recàrrega de l'aqüífer a través del terreny per infiltració, recàrrega d'aqüífer per injecció directa i augment dels reservoris d'aigües superficials). Aquests usos, en el cas del RD 1620/2007, estarien englobats dins de l'ús ambiental, però les qualitats que es determinen allà no es correspondrien amb una qualitat per ús potable indirecte.

La guia també especifica que l'aigua no hauria de tenir nivells mesurables de patògens en el punt d'injecció o de descàrrega, excepte si la recàrrega es fa a través del terreny per infiltració. En aquest cas, el contingut en patògens hauria de ser inferior al límit de detecció després de la percolació a través de la zona vadosa. A banda d'aquests criteris, s'especifica que s'han de complir els estàndards de qualitat per aigua potable. A la pràctica això implicaria que la qualitat de l'aigua per reutilització potable indirecta hauria de tenir una qualitat com la de l'aigua potable, amb la qual cosa el tractament previ a seguir hauria de ser complet (tractament físico-químic, decantació, filtració, ultrafiltració, i etapa de desinfecció). Des del punt de vista del risc, l'ús potable indirecte s'hauria d'abordar amb una perspectiva de concatenació de diferents usos i escenaris: 1) protecció ecosistemes aquàtics i 2) ús potable.

En el cas que l'aigua vagi a parar directament a una planta potabilitzadora, no hi ha valors legislats vigents, però sí que van existir a través del RD 1541/1994, ja derogat, que es basava en la Directiva 75/440 CE. Actualment aquesta competència recau sobre l'Agència Catalana de l'Aigua, que ha de fixar aquests valors.

4.2.5.2 ÚS POTABLE

És l'ús que es fa de l'aigua pel consum humà i es basa en considerar la seva ingestió. Independentment del seu origen, la utilització final de l'aigua prepotable és assolir, mitjançant una estació potabilitzadora, aigua potable, qualitat per la qual sí que hi ha valors legislats i es pot aplicar l'enfocament de risc per la salut humana, ja que està definit el seu ús (ingestió d'aigua).

Cal dir que, en el procés de potabilització es desinfecta l'aigua i es poden generar també productes de desinfecció (López-Roldan et al., 2016), que depenen de les característiques de l'aigua prepotable i del desinfectant utilitzat (Figura 4-3).

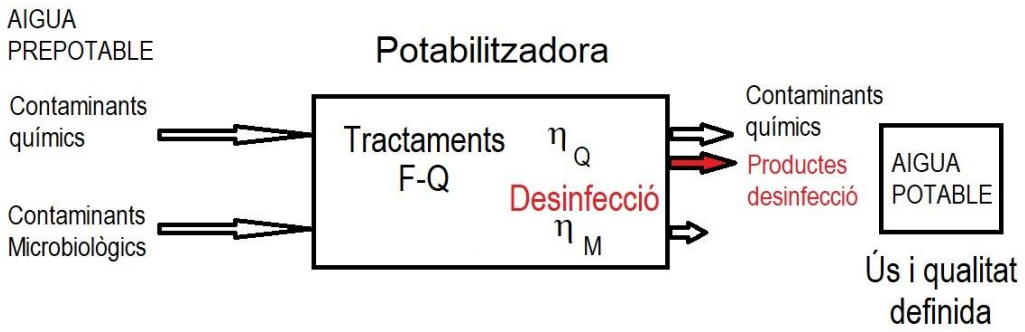

Figura 4-3. Esquema de la consideració de l'aigua prepotable- i potable

Per tots aquests aspectes, resulta útil fer un enfocament de la qualitat de l'aigua sobre aigua d'ús potable (no prepotable), ja que permet incloure legislació vigent i aplicar una jerarquia similar a la definida.

4.2.5.3 AVALUACIÓ DEL RISC MICROBIOLÒGIC

Com ja s'ha mencionat anteriorment, el RD 1620/2007, inclòs en el nivell 0 de la jerarquia, no regula l'ús de l'aigua regenerada per aigua potable. En aquest cas els valors protectors estan definits en la Directiva 2020/2184 i el RD 140/2003, que són les normatives que regulen l'aigua per consum humà a nivell europeu i espanyol. Aquestes normatives es situen en el nivell 1 de la jerarquia ja que són d'obligat compliment. S'han afegit alguns paràmetres provinents de la guia de la OMS (WHO, 2017a) (nivell jeràrquic 2). A més a més, s'han calculat els valors protectors d'alguns dels patògens de referència més sovint utilitzats, mitjançant un anàlisi quantitatiu del risc microbiològic. En l'apartat 5.1 s'explica la metodologia aplicada que s'ha seguit per derivar aquests valors. A l'annex A.14 es recopilen les dades derivades dels nivells 1, per risc microbiològic.

4.2.5.4 AVALUACIÓ DEL RISC QUÍMIC PER A LA SALUT HUMANA

L'objectiu d'aquest apartat és considerar la ingestió de l'aigua com a escenari S6 ús potable per derivar els valors protectors dels contaminants químics en base a ús potable.

Aquests VPs de contaminants químics per ingestió d'aigua es poden comparar amb l'aigua que cal potabilitzar per tal de determinar quins contaminants requereixen una major eliminació durant el procés de potabilització.

Conegut l'efecte de la potabilització sobre l'eliminació de contaminants químics i coneguts tots els mecanismes de la generació de subproductes de desinfecció, també es podria assignar nivells en aigua prepotable a partir de factors d'eliminació de contaminants η_Q i microorganismes η_M fiables (veure Figura 4-3).

Aquest escenari es desenvoluparà en el capítol 5 juntament amb la resta, però cal considerar també la legislació vigent en matèria d'aigua de consum. Degut a això, s'aplicarà la següent jerarquia (Taula 4-8), que prioritza la recent directiva EU/2020/2184 (que actualitzen el RD 140/2003), després la versió més recent de les Drinking Water Guidelines de la OMS (WHO 2017b). Els valors d'ús de boca de la directiva EU/2020/2184 es troben a l'Annex A.17. També s'han considerats els valors d'aigua potable per fàrmacs derivats a la Guia Australiana (EPHC et al., 2008) com a punt de partida dels altres escenaris.

Finalment, per aquells contaminants que no estiguin en anteriors fonts es derivaran valors basats en risc, tant contaminants en general com a productes farmacèutics (pels qual s'adaptarà la metodologia).

Taula 4-8. Jerarquia proposada pel càlcul dels nivells protectors de risc químic per ús potable

Nivell	Valors protectors	Obligatori/Orientatiu
1	Valors RD 140/2003 i nova directiva UE/2020/2184.	Obligatori
2	Drinking Water Quality Guidelines (WHO) i d'altres guies internacionals (ex: Guies Australianes), sempre que es centrin exclusivament en ingestió d'aigua i considerin toxicitat o valor substitutiu. Judici expert.	Orientatiu
4a	Càlcul de VP a partir de valors de toxicitat sistèmics i cancerígens reconeguts.	Orientatiu
4b	Càlcul de VP a partir de succedanis de valors de toxicitat (ex: dosi terapèutica).	Orientatiu

5. CÀLCUL DE VALORS PROTECTORS DE RISC MICROBIOLÒGIC I QUÍMIC DINS DEL PROJECTE SUGGEREIX

En aquest capítol s'assimilen els escenaris de salut humana i ecosistemes i se'n deriven valors per contaminants microbiològics i químics per cadascun d'ells.

5.1 CÀLCULS VPs MICROBIOLÒGICS

Per l'anàlisi quantitatiu del risc microbiològic (AQRM), es segueix la metodologia descrita en la guia de l'OMS sobre la reutilització d'aigua per ús potable (WHO, 2017a). Aquest pas s'englobaria en el nivell 4 de la jerarquia definida (Taula 4-1). En aquest projecte es podrien derivar VPs per aquells escenaris en els quals els valors d'indicadors microbiològics, escollits en el marc del PT2, no estan definits, com per exemple en la majoria de casos per les espores de *Clostridium perfringens* o colífags. En aquest cas, l'abast de l'AQRM serà el mateix que pels escenaris químics, ja que per aplicar aquesta metodologia es necessiten dades específiques com el número d'esdeveniments i el volum ingerit que depenen de cada escenari i no de cada ús segons està definit en el RD 1620/2007. Per tant, s'ha decidit desenvolupar aquesta metodologia de manera complementària als valors protectors prèviament definits en el cas dels escenaris regant exterior, descàrrega sanitaris, neteja exterior, neteja interior i ús potable.

5.1.1 IDENTIFICACIÓ DE RISCOS

Les aigües residuals són una font de microorganismes patògens (bactèries, virus i protozous) susceptibles a sobreviure als tractaments de regeneració d'aigua. Aquest patògens poden causar un efecte advers en la salut humana, que es manifestarà en forma de diferents símptomes tot i que el més predominant és la gastroenteritis i la diarrea associada.

Per controlar el bon estat de les aigües es solen utilitzar microorganismes indicadors de matèria fecal. Aquests indicadors han d'estar en les femtes humanes o animals, no s'han de multiplicar o reproduir en les aigües naturals, i han d'estar presents en altes concentracions per ser detectats. *E.coli* és l'indicador de bactèries patògenes més utilitzat; les espores de *Clostridium perfringens,* s'utilitzen com indicador de la presència de protozous patògens, ja que aquests són més nombrosos que les espores; els colífags, que són els virus de la bactèria *E.coli*, s'utilitzen com indicadors de virus entèrics.

Respecte els virus entèrics, en el Reglament UE 2020/74, sobre reutilització d'aigües pel reg agrícola, s'assenyala que s'han de seguir o colífags totals, o colífags F-específics, o colífags somàtics, mentre que en la Directiva 2020/2184, sobre consum d'aigua s'han de monitoritzar els colífags somàtics. El Reglament UE 2020/74 recomana seguir els colífags totals, que inclou els colífags F-específics i els colífags somàtics. Si no es pot seguir aquest

paràmetre es poden monitoritzar els colífags somàtics, que són els més freqüents en les femtes humanes, o els colífags F-específics. Aquests últims es consideren millors indicadors de la presència de virus entèrics que els colífags somàtics (UB, 2021).

En aquest projecte, s'ha decidit desenvolupar la metodologia d'AQRM de forma complementària als paràmetres microbiològics legislats. Els indicadors mencionats anteriorment són genèrics per detectar diferents grups de patògens i són útils per monitoritzar la qualitat de les aigües de manera rutinària. No obstant, en la metodologia d'AQRM no s'utilitzen aquests indicadors, sinó microorganismes patògens de referència dels quals es coneix la seva infectivitat, i el seu efecte advers sobre la salut. En aquest cas, s'ha escollit *Campylobacter* com patogen de referència de bactèries patògenes, *Adenovirus*, *Norovirus*, *Enterovirus*, i *Rotavirus* com patògens referència de virus patògens, i *Cryptosporidium* com protozou de referència. Aquests patògens poden causar gastroenteritis (*Campylobacter*, Adenovirus, Norovirus, Rotavirus, *Cryptosporidium*), afectació sobre el sistema respiratori (Adenovirus, Enterovirus), febre, mal de cap o atàxia (algunes espècies d'Enterovirus).

5.1.2 AVALUACIÓ DE L'EXPOSICIÓ

En l'AQRM, el primer que s'ha de fer és determinar les pautes d'exposició del receptor. Per cada escenari s'han considerat el nombre d'esdeveniments, el volum ingerit d'aigua en cada un (en litres) i les taxes d'ingestió (IR) (Taula 5-1). A continuació, s'ha de calcular la dosi (d, en nombre de patògens) d'exposició, segons l'equació 5.1, on V correspon al volum ingerit per esdeveniment i C_i és la concentració en unitats de nombre patògens/L.

Taula 5-1. Paràmetres pel càlcul d'IR dels escenaris

Usos del RD 1620/2007 o Reglament UE 2020/741	**Regant exterior: 1.1. i 1.2, agrícola D**	**Descàrrega sanitaris: 1.1**	**Neteja exterior: 1.2**	**Neteja interior: 3.1**	**Ús potable: (NA)**
Escenari	**S1**	**S2**	**S3**	**S4**	**S6**
Volum (L)/esdeveniment	2,0E-03[a]	1,0E-05[a]	1,0E-04[a]	1,0E-04[a]	2,0E+00[a]
esdeveniments/any	100[b]	1100[a]	298[b]	250[b]	365[b,a]
IR (L/any)	0,2	0,011	0,0298	0,025	730
IR (L/dia)	5,5E-04	3,0E-05	8,2E-05	6,8E-05	2,0E+00

a Criteris basats en (NRMMC et al., 2006), b Veure paràmetres d'exposició

$$d = C_i V \qquad \textbf{(5.1)}$$

5.1.3 MODELS DE DOSI-RESPOSTA

A partir de la dosi, es calcula la probabilitat diària d'infecció mitjançant els models de dosi-resposta que són específics per cada patogen (Annex B.1, Taula B.1). Existeixen dos models de dosi-resposta de patògens, el model exponencial i el Beta-Poisson, que són els que majoritàriament s'utilitzen en AQRM. Sovint també es fa una simplificació d'aquests per facilitar el càlcul, aplicable en certes condicions. L'equació 5.2, i les equacions 5.3 i 5.4 presenten el model de dosi-resposta exponencial, i els de Beta-Poisson simplificats utilitzats en aquest projecte, respectivament. Aquests models serveixen per calcular la probabilitat diària d'infecció del receptor P_{inf}(dia). "r", "α" i "β" són paràmetres intrínsecs dels models.

Exponencial: $$P_{inf}(dia) = 1 - \exp(-rd) \quad \textbf{(5.2)}$$

Beta-Poisson aproximat: $$P_{inf}(dia) = \frac{\alpha}{\beta} d \quad \textbf{(5.3)}$$

Beta-Poisson exacte: $$P_{inf}(dia) = \frac{\alpha}{\alpha + \beta} d \quad \textbf{(5.4)}$$

Un cop calculada la P_{inf}(dia), es calcula la probabilitat d'infecció anual P_{inf}(a) mitjançant la següent equació (5.5), on "n" és el nombre d'esdeveniments, que depèn de cada escenari.

$$P_{inf}(a) = 1 - (1 - P_{inf}(dia))^n \quad \textbf{(5.5)}$$

5.1.4 CARACTERITZACIÓ DEL RISC

Per calcular el risc d'infecció s'ha de definir abans quina és la càrrega de malaltia de cada patogen. Això es fa mitjançant els DALY (de l'anglès *Disability-Adjusted Life Year*), que mesura la càrrega de malaltia expressat com el nombre d'anys perduts a causa de la mala salut, discapacitat o mort prematura. El nombre de DALY és específic de cada organisme i es determina mitjançant la identificació dels diferents símptomes de la malaltia i la seva freqüència relativa d'ocurrència. En aquest projecte el nombre de DALY utilitzats en els càlculs de risc, s'han obtingut de manera bibliogràfica.

L'OMS considera que el DALYs acceptables són de 10^{-6} per persona i per any. En base a aquesta premissa es calcula el risc de malaltia tolerable, per persona i per any (5.6)

$$Risc\ de\ malaltia\ tolerable = \frac{DALY\ acceptables}{DALY\ per\ cas\ de\ malaltia} \quad \textbf{(5.6)}$$

Amb el ràtio de casos de malaltia/casos d'infecció, inherent a cada microorganisme, es calcula el risc d'infecció tolerable (5.7):

$$Risc\ d'infecció\ tolerable = \frac{Risc\ de\ malaltia\ tolerable}{\frac{Casos\ de\ malaltia}{Casos\ d'infecció}} \qquad \textbf{(5.7)}$$

Finalment es calcula el risc d'infecció amb la següent equació (5.8):

$$Risc\ d'infecció\ = \frac{P_{inf}(a)}{Risc\ d'infecció\ tolerable} \qquad \textbf{(5.8)}$$

Si el risc d'infecció és superior a 1, es considera que és un risc inacceptable. Si és inferior entra dins del rang de risc acceptable. La Figura 5-1 presenta el diagrama de flux que s'ha de seguir per calcular el risc d'infecció.

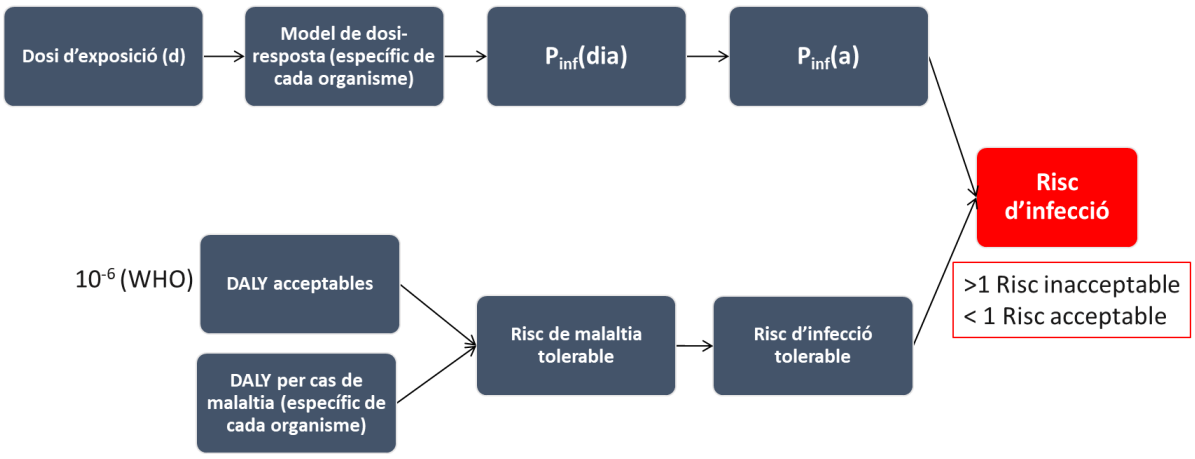

Figura 5-1. Diagrama de flux per calcular el risc d'infecció

Normalment, en mesures d'aigua puntuals es mesuraria la concentració del patogen i es determinaria quin és el risc associat al consum d'aquella aigua. En aquest cas, s'ha aplicat la **metodologia de càlcul del risc invers** per determinar, d'acord amb les premisses descrites, quina és la concentració del patogen pel qual el risc associat és de 1, que és el que es considera el límit del risc acceptable. El valor obtingut és el valor protector. Els resultats obtinguts en cada pas del càlcul i els valors protectors calculats es troben recollits en les Taules B.2.1-B.2.6 de l'Annex B.2.

Aquest valor protector no sol ser pràctic com a unitat de mesura per fer el seguiment analític d'una estació de tractament, ja que són valors baixos amb gran incertesa analítica. És per això que es sol utilitzar el terme de reducció logarítmica requerida, que és el nombre d'unitats de logaritme que s'han d'eliminar d'un patogen en una estació de tractament, per assolir el valor protector. Es calcula amb la següent equació (5.9):

$$Reducció\ logarítmica\ requerida = \log\frac{[Patogen\ en\ aigua\ residual]}{[Valor\ protector]} \qquad \textbf{(5.9)}$$

Aquest terme s'utilitza en el Reglament UE 2020/741 sobre l'ús d'aigües regenerades de classe A, i apareix per fer esmena a la reducció de $\log_{10}$ de *E.coli*, Colífags totals/Colífags F-específics/ Colífags somàtics/Colífags i d'espores de *Clostridium perfringens* com a controls de validació de la cadena de tractament.

Per traslladar els VPs dels patògens calculats en el marc del PT3 amb la metodologia AQRM als grups d'indicadors definits en el PT2 (*E.coli*, espores de *Clostridium perfringens* i colífags) s'hauria de calcular la reducció logarítmica per cada patogen i agafar la més restrictiva dins de cada grup d'indicadors. Per exemple, Adenovirus és el patogen que té un VP més baix dins dels virus i probablement serà el que requerirà una reducció logarítmica més gran. El valor de reducció logarítmica que s'obtindria en aquest cas podria assimilar-se a l'indicador de colífags. De manera anàloga, la reducció logarítmica obtinguda per *Crypstosporidium* es podria assimilar a l'indicador d'espores de *Clostridium perfringens* i la de *Campylobacter* a l'indicador d'*E.coli*.

5.2 CÀLCULS VPs RISC QUÍMIC SALUT HUMANA

L'objectiu d'aquest apartat és presentar la metodologia general per calcular VPs per contaminants químics d'aigües regenerades a nivell de jerarquia 4 i també tenir les bases per entendre i integrar VPs que han estat estudiats anteriorment en projectes o guies (nivell jerarquia 2). El càlcul de VPs descrits en aquest apartat, per tant, no aplica si existeixen valors per nivells de jerarquia inferiors.

En aquest darrer grup, l'ACA ha derivat prèviament valors genèrics de contaminants per la restauració d'aigües subterrànies utilitzant una metodologia basada en el risc per a la salut humana i publicats en els documents (ACA, 2007),(ACA,2010b). Recentment, ACA ha actualitzat aquests valors emprant una metodologia més actual sobre nous contaminants i vells contaminants amb nous valors de toxicitat (Martí i Jubany, 2019).

Aquests valors genèrics estan enfocats als contaminants més comuns de l'aigua subterrània amb la idea de reutilitzar l'aigua per diversos usos un cop s'ha extret del subsol, per tant es tracta d'un context molt similar al de la utilització de l'aigua regenerada, de manera que aquests valors poden ser útils per integrar a nivell de jerarquia 3.

En el cas de les aigües superficials, l'ACA també ha derivat valors genèrics de contaminants enfocats a contaminants definits en un grup d'experts (ACA, 2018) (ACA, 2021).

En tots dos nivells de jerarquia (3 i 4), cal conèixer amb major detall la metodologia de càlcul del VPs.

La metodologia per obtenir les valors basats en risc per salut humana (amb l'excepció del escenari S5 Protecció d'ecosistemes aquàtics) s'esquematitza en la Figura 5-2.

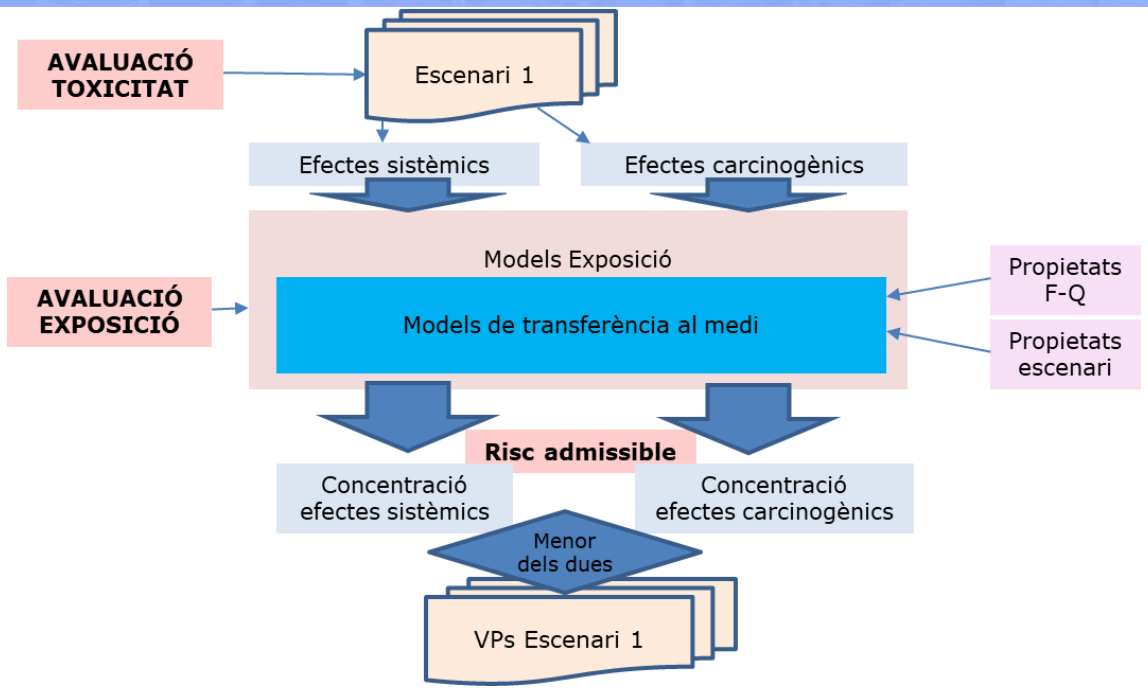

Figura 5-2. Metodologia general emprada en el càlcul dels VPs

Aquesta metodologia defineix un bloc central on es calculen les concentracions de cada contaminant a l'aigua regenerada que suposen efectes adversos per una determinada via (veure Annex B.3.).

El valors per fer aquests càlculs precisen del desenvolupament de les següents etapes:

- L'avaluació de toxicitat dels contaminants estableix finalment els valors toxicològics per salut humana. Aquesta anàlisi permet dividir els efectes de cada contaminant en sistèmics (considerar efectes crònics i subcrònics) i cancerígens. En aquest cas cal també recopilar informació de la toxicitat per via oral i d'inhalació i extrapolar els valors a via dèrmica. També es consideren els valors de toxicitat succedanis pels fàrmacs i similars.
- L'avaluació d'exposició fixa les hipòtesis pel càlcul de la dosi i concentració equivalent de contaminants rebuda a partir de l'aigua. Aquesta anàlisi, que es detalla a l'Annex B.3 i B.4., estableix els usos i escenaris on es subministra informació de les pautes de comportament dels receptors i s'avaluen les vies d'exposició. Una part important de l'anàlisi d'exposició són els factors de transferència entre l'aigua i l'aire (VF) que es desenvolupen l'Annex B.5. i es basen en paràmetres físico-químics i pautes dels escenaris.

Els escenaris emprats en el present projecte s'han detallat a l'anterior capítol i són els de la Taula 5-2.

Taula 5-2. – Vies i receptors dels escenaris en el projecte SUGGEREIX

ESCENARIS	Receptor	Aigua		Aire	
		Ingestió	Contacte Dèrmic	Inhalació Interior	Inhalació Exterior
S1 Regant exterior	Adult	X	X	-	Aspersió
S2 Descàrrega sanitaris	Adult + infant	X	-	Superfície plana	-
S3 Neteja exterior	Adult	X	X	-	Aspersió
S4 Neteja interior	Adult	X	X	Aspersió	-
S6 Ús potable	Adult	X	-	-	-

En la metodologia del present projecte, per cadascun dels escenaris s'obtenen les concentracions per cada contaminant en aigua que provoquen efectes sistèmics (C_o) i cancerígens (C'_o) per cada via (amb les expressions de l'Annex B.3). Per a aquest càlcul s'ha adoptat un nivell de risc admissible preestablert (THQ=1, TR=10^{-5}).

La integració de totes les vies per cada element permet obtenir una concentració d'efectes sistèmics i cancerígens total i finalment adoptar el valor inferiors dels dues.

En la Figura 5-2 aquests valors són els VPs o Valors Protectors i estan basats en criteris de risc admissible per la salut humana.

5.2.1 VIES I PARÀMETRES D'EXPOSICIÓ PER A CADA ESCENARI

Les vies i receptors que s'han considerat en els escenaris apareixen a la Taula 5-2.

En el cas de la via inhalació es detalla el model de transferència aigua-aire (transferència en superfície plana o aspersió) i si aquesta transferència es duu a terme en interior o exterior.

La justificació d'aquestes vies està descrita en detall a (ACA,2007), (CTM, 2007) i (Martí i Jubany,2019).

A l'Annex B.3 es presenta un resum de les expressions emprades per calcular el valors de concentració sistèmica i carcinògena (en cas del que el contaminant presenti toxicitat carcinògena) per cadascuna d'aquestes vies. En aquestes expressions es considera la transmissió que només té lloc per una de les vies i, per tant, els valors THQ=1 i TR=10^{-5}, que són els valors admissibles de risc sistèmic i carcinogen.

Posteriorment, es combinaran els valors de totes les vies que actuen en paral·lel per determinar finalment el valor protector.

La via oral (Annex B.3.1.) considera la ingestió d'aigua, tant a l'escenari S6 d'ingestió d'aigua potable com en els escenaris S1 a S4 partint del VP de l'escenari S6, tal i com es comentarà més endavant . El càlcul dels efectes es basa en la dosi deguda a la ingestió directa del aigua (USEPA, 1989). Pel càlcul de les concentracions d'efectes es considera els valors RfD_{oral} i SF_{oral}. Com es cita a (EPHC et al., 2008) el valor RfD_{oral} és equivalent a TDI de l'OMS.

En el cas de fàrmacs per humans i veterinaris s'ha utilitzat un RfD^*_{oral}, valor substitutiu de RfD_{oral}. Per fàrmacs humans, aquest valor s'obté a partir de la *Lowest Daily Oral Therapeutic Dose for an Adult* (LDTD) (EPHC et al., 2008). La LDTD és una estimació que permet derivar un valor substitutiu de la ADI (Acceptable Daily Intake). El valor substitutiu de la RfD_{oral} es pot obtenir a partir de l'expressió (EPHC et al., 2008):

$$RfD^*_{oral} = \frac{LDTD}{BW \cdot AF} \qquad \textbf{(5.10)}$$

LDTD està expressada en mg/dia, BW és la massa corporal d'un adult (70 kg) i AF és un factor de seguretat (1000 pels fàrmacs en general i 10000 per drogues citotòxiques i esteroides hormonalment actius) (EPHC et al., 2008). Els valors de LDTD es poden trobar a les farmacopees MIMS o altres publicacions com Martindale (Medicines Complet, 2011).

En el cas dels fàrmacs veterinaris s'utilitza un valor ADI (Acceptable Daily Intake) (European Medicine Agency) que directament ja faria el mateix paper que RfD^*_{oral} (EPHC et al., 2008). Aquest valor, per tant, ja té incorporat el valor AF.

Finalment hi ha alguns compostos presents sense cap tipus d'informació toxicològica als quals s'assigna un valor fix de dosi anomenat *Threshold of Toxicological Concern* TTC. Aquest valor seria equivalent als valors ADI. Un d'aquests compostos seria la cafeïna, entès com a component alimentari. Els valors TTC s'obtenen a partir d'un percentil de NOAEL (*No Observed Adverse Effects Level*) o del LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effects Level*) i un valor major d'AF en cas de no disposar de NOAEL (cas habitual). En el cas de la cafeïna, també es poden considerar els valors de dosi de cafeïna d'estudis considerats com a segurs (EFSA, 2017).

Per calcular la concentració d'efectes sistèmics, C_o, per via oral (Annex B.3.1.) a nivell general es considera un valor P, que és la proporció de dosi atribuïble a l'aigua, suposant una entrada de contaminant per altres fonts. En general aquest valor és 1 pels fàrmacs d'ús poc habitual, ja que s'interpreta que l'entrada del contaminant serà predominantment per l'aigua. En algun cas (p.e. diclofenac) s'interpreta que l'arribada del fàrmac, ja sigui humà o veterinari, pot arribar per altres vies (acció terapèutica molt habitual, ingesta

d'animals que han pres el fàrmac, etc.). Com que la cafeïna és molt habitual també s'ha utilitzat un valor P=0,1 (EPHC et al., 2008).

Cal dir, doncs, que el càlcul de valors RfD^*_{oral} per fàrmacs i compostos associats no és una tasca fàcil, ja que demana derivar un valor toxicològic i cal un judici expert en aquest camp per obtenir valors substitutius de la toxicitat. En referències com (EPHC et al., 2008) es poden trobar alguns valors toxicològics per fàrmacs comuns i altres emergents.

La via oral s'ha inclòs en els escenaris S1 a S4 i a S6 s'han utilitzat les taxes d'ingestió (IR) de la Taula 5-1. Per S1 a S4 es tracta d'una ingestió indirecta com a conseqüència de l'activitat ja que, com s'ha definit en la part dels escenaris, existeix una informació de què l'aigua és regenerada i un seguit de precaucions a nivell d'ús públic per evitar aquesta ingestió.

La via dèrmica (Annex B.3.2.) inclou la transferència de contaminants de l'aigua als receptors a través de l'exposició per la pell. El càlcul dels efectes es basa en la dosi rebuda dels contaminants a través d'aquesta via. La toxicitat considerada es mesura amb RfD_D i SF_D . Generalment aquest valor s'extrapola a través dels valors de RfD_{oral} i SF_{oral} utilitzant el Factor d'Absorció Gastrointestinal (GAF) (USEPA, 1992)(USEPA, 2004).

$$RfD_D = RfD_{oral} \cdot GAF \qquad \textbf{(5.11)}$$

$$SF_D = \frac{SF_{oral}}{GAF} \qquad \textbf{(5.12)}$$

El coeficient de permeabilitat per cada contaminant (k_p) és el paràmetre que regula la transferència de l'aigua al cos a través de la via dèrmica.

En la via dèrmica, els valors per fàrmacs i altres emergents s'han derivat de la mateixa manera, però partint només del valor sistèmic RfD^*_{oral}.

La via d'inhalació (Annex B.3.3.) considera la concentració de volàtils en aigua que, a través la transferència aigua-aire, acaba inhalant-se per part dels receptors. Pel càlcul dels efectes s'ha considerat l'anomenada concentració equivalent, que pondera el temps d'exposició (USEPA, 2009). Pel càlcul d'aquestes concentracions cal incorporar els valors de toxicitat dels volàtils d'aquesta via (RfC i URF) i el factor de volatilització, que també depèn de les propietats dels volàtils i de la transferència aigua-aire. Els models per desenvolupar aquests factors s'exposen a l'Annex B.5.

A partir de les expressions de les vies i del plantejament de la Taula 5-2 es poden desenvolupar els diversos escenaris (S1, S2, S3, S4 i S6) assignant uns paràmetres d'exposició. Aquests paràmetres condensen les pautes de comportament dels receptors dels contaminants dins dels escenaris detallats al capítol anterior i es recullen a les taules de l'Annex B.4.

A l'escenari S1 (regant exterior) inclou un agricultor adult en contacte amb un sistema de reg automàtic per aspersió en exterior. La superfície dèrmica exposada és aquella que estarà en contacte amb l'aigua. En el cas del reg es

considera 0,310 m^2 (IHOBE, 1998)(USEPA 1992) que té en compte la suma de mans, avantbraços i també peus/cara (tot i estar expressament prohibit anar descalç per la guia de reutilització). L'exposició centrada en el reg inclou 2 h/dia durant 100 dies.

A l'escenari S2 (descàrrega de l'inodor) a nivell d'inhalació es considera un ús d'1 h/dia durant 350 dies a l'any i per via oral es consideren 1100 descàrregues a l'any (Taula 5-1).

L'escenari S3 (neteja exterior) agrupa el rentat de vehicles, instal·lacions i contenidors mitjançant aspersió. Per a la determinació dels paràmetres d'aquest escenari s'ha recorregut a una comunicació personal amb l'Ajuntament de Barcelona i l'ACA. La neteja de carrers es realitza 298 dies a l'any en una jornada laboral de 6h 40min on el treballador està en contacte amb l'aigua 5h 30min (Ajuntament de Barcelona, 2006).

La superfície exposada d'un treballador que es dedica a la neteja de carrers és la cara i a l'estiu també pot quedar descobert part del braç. S'ha considerat igualment un valor de 0,310 m^2 que inclou els avantbraços, mans i peus/cara (IHOBE, 1998)(USEPA, 1992). També s'inclou la ingestió d'aigua.

L'escenari S4 (rentat interior) es caracteritza per un treballador industrial que està sotmès a una exposició i freqüència pròpies de la seva vida laboral (250 dies/any i 8 h/dia). És un escenari similar a l'anterior però que té lloc en ambients interiors.

L'escenari S6 (aigua potable) es caracteritza per un adult que beu 2 L/dia. És un escenari similar al que utilitza la WHO per derivar les guies (WHO, 2017b).

5.2.2 FACTORS DE VOLATILITZACIÓ DE CONTAMINANTS

Els factors de volatilització es divideixen en 4 grups atenent a la geometria de la superfície de l'aigua (làmina plana o esfera) en la transferència i si l'escenari és interior o exterior. La geometria de la transferència inclou transferència a partir de superfície plana (exemple descàrrega sanitaris) i transferència a través de gota esfèrica (aspersió).

Les expressions apareixen a l'Annex B.5. i estan basades en balanços detallats anteriorment en (CTM, 2007) (Martí et al, 2014). La referència (Martí et al, 2014) és una publicació d'accés obert que detalla l'obtenció dels factors. Els valors utilitzats pel càlcul dels factors de volatilització s'exposen a l'Annex B.4. A les taules s'indica la font dels valors emprats.

En el cas d'aspersió en ambients interiors, el cabal és un factor determinant, juntament amb la renovació de l'aire i el volum interior que es consideri. Aquesta mateixa aspersió en exterior passa a dependre també del cabal i de la velocitat del vent i de l'altura del sistema de reg i de amplada de la zona regada (model de caixa).

Respecte a la làmina plana en interior, la superfície d'emissió de contaminants, juntament amb la renovació de l'aire i el volum interior que es consideri, són els factors clau a considerar. En l'escenari de descàrrega de

sanitaris es considerarà que la concentració de contaminant és sempre la mateixa a l'aparell sanitari (de fet es renovarà en cada descàrrega).

5.2.3 TOXICITAT DELS CONTAMINANTS I LA SEVA JERARQUIA

Per poder aplicar la metodologia sobre els contaminants objecte d'estudi (dins de l'altra jerarquia establerta en la derivació de valors VPs) cal recopilar la informació sobre toxicitat que s'ha comentat anteriorment.

L'anàlisi de toxicitat descriu qualitativament i quantitativa els efectes i mecanismes segons els quals el contaminants químics poden danyar el cos humà.

Els objectius d'aquesta etapa suposen la revisió dels factors de toxicitat dels contaminats per actualitzar els efectes sistèmics i cancerígens coneguts sobre la salut.

Quan es disposa de diverses fonts de toxicitat, cal aplicar una jerarquia. La jerarquia de dades sobre toxicitat utilitzada en aquest treball ha estat la que subministra la base de dades RAIS (2021), que és la que està vigent en el programa *Superfund* des del 2003:

- Bases de dades IRIS (Integrated Risk Information System)
- Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values (PPRTVs)
- Altres Valors Peer-Reviewed i de la Agency for Toxic Substance and Disease Registry's (ATSDR), Minimal Risk Levels (MRLs), California Environmental Protection Agency (CALEPA), valors de la EPA's Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST)

En cas de no trobar valors de toxicitat, s'han mirat també els valors *Tolerable Daily Intake* (TDI) de l'Organització Mundial de la Salut OMS (WHO, 2017b), tot i que per l'escenari S6 ja s'haurà avaluat aquesta guia anteriorment abans de passar al càlcul dels VPs.

En cas dels productes farmacèutics sovint no es troba cap valor de toxicitat. Dins d'aquesta jerarquia s'ha considerat passar a un criteri basat en la dosi terapèutica o ADI, com s'ha exposat anteriorment, per calcular un valor succedani.

Per cada contaminant s'han recopilat valors crònics de dades de dosis de referència per via oral (RfD_{oral}) i concentracions de referència (RfC) d'efectes sistèmics en humans. En el cas de RfC també s'han recopilat valors subcrònics (exposició menor de 7 anys) per considerar infants. Respecte els efectes cancerígens, s'han aplicat els factors de potència cancerígena per via oral (*Slope Factor,* SF_{oral}) i les unitats de risc per inhalació (*Inhalation Unit Risk*, IUR). Els valors de la via dèrmica s'han extrapolat a partir del factor GAF. Els valors de toxicitat per la via oral i els de la via dèrmica són coincidents en la majoria de casos i en el cas del fàrmac també s'ha considerat un GAF=1.

5.2.4 PROPIETATS FÍSICO-QUÍMIQUES DELS CONTAMINANTS

Una altra entrada de valors necessària pels contaminants individuals estudiats en aquesta etapa són les propietats físico-químiques que es

relacionen a la volatilitat i la penetració a través de la pell. Aquests paràmetres ja apareixen a l'Annex B.3. i B.5. La majoria de dades dels contaminants habituals s'han extret de (RAIS, 2021), si bé per alguns fàrmacs cal mirar aquestes propietats individualment en referències bibliogràfiques específiques.

Els valors de difusió en aire i aigua, la massa molecular i la constant de Henry són el paràmetres més rellevants que finalment influeixen en la volatilització. Els factors de volatilització interiors sempre són superiors als mateixos en valors en exterior, donat que l'aire en interior es renova menys que en exterior. La tendència dels contaminants és que, com més gran sigui la constant de Henry K_H, major és el FV arribant a un valor màxim que està relacionat amb la transferència a través de l'aigua (K_L). Per contaminants molt poc volàtils la constant K_H té un gran pes en el valor de FV. Aquesta tendència està documentada a la bibliografia consultada (Martí et al., 2014).

5.2.5 CÀLCUL FINAL DE VPs INTEGRANT VIES

A partir dels Annexes B.1, B.2, B.3, dels valors de toxicitat i de les propietats físico-químiques dels contaminants, ja és possible derivar la concentració admissible per una via específica individual. Aquest càlcul s'ha pogut implementar en un full Excel® validat. En els escenaris, però, cal encara combinar l'efecte de les actuacions de les vies en paral·lel (ex: oral, dèrmica i inhalació).

Si de forma general anomenen C_{vi} al valor sistèmic i C'_{vi} al valor cancerigen per cadascuna de les vies (v) i , és possible fer la integració per obtenir la concentració de risc sistèmic total (integrant totes les vies), C_i. Aquest valor és, l'invers de la suma dels inversos de les concentracions C_{vi} suposant el risc unitari en cadascuna de les vies com si actuessin individualment.

La concentració de risc cancerigen total (integrant totes les vies), C'_i, és igualment l'invers de la suma dels inversos de les concentracions C'_{vi} suposant un objectiu de risc de 10^{-5} en cadascuna de les vies com si actuessin individualment.

És a dir:

$$\frac{1}{C_i} = \sum_v \frac{1}{C_{vi}} \qquad \textbf{(5.13)}$$

$$\frac{1}{C'_i} = \sum_v \frac{1}{C'_{vi}} \qquad \textbf{(5.14)}$$

En aquests sumatoris només intervenen les vies amb toxicitat.

La implementació de la via oral pels escenaris S1 a S4 s'ha realitzat a partir dels VPs per aigua potable (escenari S6), $VP_{6.}$ A partir del quocient entre aquest escenari S6 i la resta (expressió B.3.1.1) es pot aïllar la següent expressió, que dona la concentració de la via oral lligada a risc.

$$C_o = \frac{2 \cdot 365 \cdot VP_6 \cdot BW}{IR_w \cdot EF \cdot 70} \qquad \textbf{(5.15)}$$

On $IR_w \cdot EF/365$ és la ingestió d'aigua mitjana anual en cada escenari (l/dia). Els valors emprats per cada escenari ja s'han presentat a la Taula 5-1. El terme BW és el pes corporal del receptor infantil que es considera a l'escenari S2 (15 kg).

Finalment, el valor de VP serà el mínim de tots dos valors en el cas de que existeixin efectes sistèmics i cancerígens.

$$VP_i = \min\left(C_i, C'_i\right) \qquad \textbf{(5.16)}$$

5.2.6 APLICACIÓ AL CÀLCUL D'ESCENARIS: S1, S2, S3, S4 i S6

La metodologia de risc químic s'ha aplicat a un conjunt de contaminants representatius de la qualitat que s'espera trobar a les aigües regenerades.

Per tal de desenvolupar els càlculs de VPs de contaminants en aquests escenaris, s'han considerat les propietats físico-químiques (Annex C.1) i els valors de toxicitat (Annex C.2.). A partir d'aquests valors i el conjunt d'Annexos B.3, B.4. i B.5.

5.2.6.1 ESCENARI S1 REGANT EXTERIOR

L'escenari S1 Regant considera la protecció del regant i també considera els valors VPs per la màxima producció en regs i conreus.

En aquest cas es considera de forma complementària evitar l'efecte advers dels contaminants sobre les plantes regades o de conreu no comestible a l'escenari S1. Existeix una revisió recent d'aquests valors a partir de moltes guies per la reutilització de l'aigua en agricultura (Shoushtarian i Hegahban, 2020), que es poden estendre al reg de zones verdes i jardins privats igualment.

D'entre aquestes guies citades a la referència destacar que, a efectes d'estudi de paràmetres fisico-químics sobre la qualitat dels conreus, la guia de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (FAO, 2021) i les Guidelines for water reuse (USEPA,2012) són les de referència a nivell mundial.

La conductivitat elèctrica (que es pot traduir en un contingut salí o salinitat total dissolta (STD)) es un paràmetre rellevant que s'estudia a la de guia de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (FAO, 2021), que estableix un llindar inferior a 3 mS/cm (o dS/m) per evitar efectes severs sobre les plantes. Aquest valor pot dependre, però, de la sensibilitat de la planta específica.

A nivell de pH la revisió (Shoushtarian i Hegahban, 2020) considera que un interval entre 6 i 9 és el més estès en la majoria de guies, incloent la (USEPA,2012). Aquest interval és lleugerament major que el de la de guia de la FAO (FAO, 2021)

Aquesta mateixa revisió considera nivell de nitrats màxims entre 10 i 15 mg/L de nitrats i concentracions de NH_4^+/NH_3 entorn a 2-4 mg/L com a límit (Shoushtarian i Hegahban, 2020).

A nivell d'elements estudiats al cas d'estudi es considera que, per sobre 0,2 mg/L de níquel, 0,02 mg/L de seleni i de 2 mg/L de zinc ja hi ha efectes adversos sobre les plantes i, per tant seria el valor màxim admissible per l'escenari S1 (FAO, 2021) (USEPA,2012) (National Academy, 1972). En el cas de l'estany es cita un valor de 3 mg/L a la referència (Shoushtarian i Hegahban, 2020).

A la referència (Shoushtarian i Hegahban, 2020), s'admet que alguns contaminants emergents com 1,4-Dioxà, carbamazepina, cafeïna i iopromide no s'han trobat en cap guia sobre la protecció del conreu de forma específica.

Aquests paràmetres citats per la màxima producció en regs i conreus s'han considerat en paral·lel als valors de risc per salut humana calculats i han estat més conservatius, per tant apareixen al llistat final de valors VPs de l'escenari S1 regant (valors en verd de l'Annex C.3).

Els valors VPs pels fàrmacs s'han derivat a la Taula 5-3. Dels contaminants calculats (en vermell a l'Annex C.3.) destaca que els VPs crítics en el cas dels fàrmacs, de la cafeïna i DEET són només deguts als efectes sistèmics i que els valors derivats superen, pel diclofenac i iopromide, la solubilitat en aigua d'aquest compostos, donant un valor de VP molt elevat.

Per contra, en la resta de contaminants que s'han calculat predomina l'efecte cancerigen. Tot i així el valor més petit és de 62 µg/L per NDMA, que és un valor també força alt per estar present a l'aigua regenerada.

PFOS seria el següent contaminant que afectaria als regants, però amb valors també poc factibles (360 µg/L).

5.2.6.1 ESCENARI S2 DESCÀRREGA SANITARIS

En aquest escenari només es considera la via d'inhalació i la oral, per tant, pels contaminants que no tenen toxicitat per via inhalació i/o els que no són volàtils, tindran un valor de VP derivat només a partir de la via oral. El receptor limitant en aquest cas degut a la via oral serà l'infantil en l'efecte sistèmic i l'adult en el cancerigen.

Dels valors derivats de VPs (Annex C.4.), els més baixos són volàtils i cancerígens (excepte NH_3). El valor mínim torna a ser el NDMA, tot i que també molts THMs presenten un valor força baix. Això es deu a la naturalesa interior de l'escenari.

Degut a què en aquest escenari s'ha d'extremar la desinfecció caldria controlar la generació de THMs d'aigua destinada a descàrrega de sanitaris o bé augmentar la renovació de l'aire del bany.

Comentar que tampoc es pot derivar un rang de pH ni conductivitat específic, tot i que cal tenir en compte en algun cas la corrosió de materials (vàters metàl·lics). Aquesta corrosió també estaria relacionada amb la utilització de productes desinfectants oxidants.

5.2.6.3 ESCENARI S3 NETEJA EXTERIOR

Aquest escenari conceptualment és similar a S1 en la part de risc per salut humana, tot i que amb paràmetres diferents en el cas de la via oral, que fan que els VPs siguin inferiors. Destaca novament el valor de NDMA i, en aquest cas, el diclofenac, tot i que amb valors dels THMs són més alts (veure l'Annex C.5)., però s'hauria de controlar també la cloració. Al tractar-se d'un escenari exterior, els VPs no són massa baixos pels THMs.

5.2.6.4 ESCENARI S4 NETEJA INTERIOR

Aquest escenari presenta valors de VPs lleugerament inferiors a l'escenari anterior S3 (Annex C.6.) donat que és un escenari interior i les pautes d'exposició corresponen a un escenari laboral. Igual que en els anteriors, el diclofenac i la via inhalació de contaminants volàtils i cancerígens determina els VPs.

Al igual que en escenaris anteriors no es pot derivar un rang específic de pH ni conductivitat.

5.2.6.5 ESCENARI S6 ÚS POTABLE

En aquest escenari hi ha una forta influència de la jerarquia, especialment de la nova directiva d'aigua de consum (veure Annex A.17) i dels valors de la OMS, destacant el valor de la NDMA i del 1,4 dioxà. Cal també remarcar els valors de VPs col·lectius de THMs i PPFAS, presents a la nova directiva d'aigua de consum.

Respecte els fàrmacs, comentar el càlcul específic dels valors VPs a partir de valors succedanis de toxicitat. Per derivar aquests valors s'han derivat abans valors de toxicitat amb judici expert, que s'exposa a continuació. Aquesta informació prové de l'informe [ACA, 2021]. Per l'elaboració dels VPs d'altres productes farmacèutics s'hauria de considerar cas per cas amb judici expert.

Cafeïna. Per a la cafeïna, tot i no ser un fàrmac, s'ha agafat com a referència l'estudi (Margrete et al., 2008) que estableix un LOAEL de 2,5mg/Kg/dia pels efectes d'ansietat en nens. Aplicant els factors d'incertesa de 3 per partir d'un LOAEL, 10 per variabilitat de la població i 10 perquè es parteix d'efectes aguts, i estimant una TDI (Dosi total tolerable) de 8,3 µg/kg/dia. Sobre aquest valor s'han aplicat els factors habituals per a la població infantil (10kg de pes i un consum d'aigua diari d'1L) i assignat una contribució de l'aigua del 10% de la TDI, per a derivar el valor guia en l'aigua de consum de 8,3 µg/L.

Carbamazepina. El càlcul es basa en la guia Australiana (EPHC et al., 2008). Per derivar aquest valor es parteix d'un valor de LDTD de 200 mg/dia al qual s'aplica un AF=1000, fet que permet derivar un valor de RfDo* de 2,86E-03 mg/Kg.dia. Amb aquest valor i un factor P=1 i pel cas d'un receptor adult es deriva un valor de 100 µg/L. El mateix valor és el que s'ha agafat com a referència en (ACA,2021).

Diclofenac. Per derivar aquest valor es parteix també de (EPHC et al., 2008) amb un valor ADI de 5,0E-4 mg/Kg.dia, que ja faria el paper de RfDo*. En la derivació del valor d'us de boca es suposa una P=0,1 i un receptor adult,

obtenint-se 1,8 µg/L. El mateix valor és el que s'ha agafat com a referència en (ACA,2021).

Iopromide. Basat en (EPHC et al., 2008). Per derivar aquest valor es parteix d'un valor de LDTD de 1500 mg/dia al qual s'aplica un AF=1000, fet que permet derivar un valor de RfDo* de 2,14E-02 mg/Kg.dia. Amb aquest valor i un factor P=1 i pel cas d'un receptor adult es deriva un valor de 750 µg/L.

N,N-dietil-m-toluamida (DEET). S'ha agafat un valor de 200 µg/L segons l'enfocament fet per (MDH, 2013) (ACA,2021).

Venlafaxina. El valor es deriva de (Jongh et al., 2012), que parteix de dades del Martindale amb un valor de LDTD de 0,54 mg/Kg.dia al qual s'aplica un AF de 1000 per obtenir un RfDo* de 5,4E-04 mg/Kg.dia. Aplicant una P=0,1 s'obté finalment un valor de 19 µg/L.

En el cas dels valors derivats, pel Zn i Sn s'ha agafat un valor de P=0,1, apart dels valors de toxicitat detallats a l'annex corresponent.

Els VPs d'aquest escenari, a part d'ajudar en el disseny del procés de potabilització, també són una referència important per derivar els VPs per les vies orals de la resta dels escenaris (veure expressió 5.15). Els VPs d'aquest escenari també poden ser una referència del cas de l'aigua de xarxa (no utilització d'aigua regenerada).

5.2.7 CÀLCUL SIMPLIFICAT VPs PER FÀRMACS I SIMILARS

Els VPs dels fàrmacs per els escenaris S1 a S4 s'han derivat amb un mètode simplificat que parteix dels valors VPs per escenari potable (S6). En aquest mètode simplificat s'assumeixen diverses hipòtesis de partida. En els fàrmacs que s'estudien es tracta de compostos que no tenen toxicitat per via inhalació i tampoc són volàtils, fet pel qual caldria considerar només la via oral i dèrmica. El valor de toxicitat succedani pels fàrmacs es basa només en efectes sistèmics amb un valor P (ja integrat en els VPs de S6) que té en compte altres fonts, per tant es consideraran també aquests hipòtesis a nivell de càlcul. En el cas típic hi ha una extrapolació directe entre la via oral i dèrmica (GAF=1), per tant s'assumirà també aquesta extrapolació directa. D'altra banda, la freqüència d'exposició (EF en dies/any) de les vies oral i dèrmica serà la mateix.

Atenent a aquestes hipòtesis, la relació entre la concentració només de la via dèrmica entre la via oral per cada escenari (S1 a S4) vidrà donada per l'expressió (5.17) que s'obté partint del quocient de les expressions B.3.1.2 i B.3.1.1 de l'annex B. Els termes i les unitats també s'expliquen a l'annex B.

$$\frac{C_d}{C_0} = \frac{IR_w}{10 \cdot ET \cdot SA \cdot k_p} \qquad \textbf{(5.17)}$$

Substituint el valor de C_o per l'expressió (5.15), s'obté el valor de concentració, C_d, lligat a la via dèrmica.

$$C_d = \frac{365 \cdot VP_6 \cdot BW}{350 \cdot EF \cdot ET \cdot SA \cdot k_p} \qquad \textbf{(5.18)}$$

Finalment, integrant les expressions (5.15), (5.16) i (5.18) en (5.13) i aïllant el VP_i que integra ambdues vies (oral i dèrmica) s'obté la següent expressió que permet calcular directament el valor de VP_i pels fàrmacs de cada escenari a partir del VP_6, factors d'exposició de l'escenari i k_p.

$$VP_i = \frac{365 \cdot VP_6 \cdot BW}{70 \cdot EF_i} \cdot \left[\frac{1}{\frac{IR_{w,i}}{2} + 5 \cdot ET_i \cdot SA_i \cdot k_p} \right] \qquad \textbf{(5.19)}$$

Aplicant l'expressió (5.19) als diferents escenaris, s'obté la taula 5.3.

Taula 5-3. Càlcul dels VPs (µg/L) pels fàrmacs i similars pel mètode simplificat

Contaminant	S1 Regant Exterior	S2 Descàrrega sanitaris	S3 Neteja exterior	S4 Neteja interior	S6 Ús potable
Cafeïna	1.5E+04	1.2E+05	3.1E+03	2.8E+03	8.3E+00
Carbamazepina	1.5E+04	1.4E+06	1.8E+03	1.6E+03	1.0E+02
Diclofenac	7.0E+02	2.6E+04	8.8E+01	7.8E+01	1.8E+00
Iopromide	2.7E+06	1.1E+07	9.0E+06	9.1E+06	7.5E+02
N,N-dietil-m-toluamida (DEET)	5.8E+04	2.8E+06	7.1E+03	6.3E+03	2.0E+02
Venlafaxina	5.6E+03	2.7E+05	6.8E+02	6.1E+02	1.9E+01

Entre aquests contaminants destaquen els VPs baixos del diclofenac i els valors elevats del iopromide, que estan lligats principalment als valor baixos de l'ús potable (VP_6). En el cas del iopromide els valors de VPs són molt elevats degut a la baixa permeabilitat del fàrmac Els valors de VPs per aquests compostos s'han integrat a les taules de l'annex C pels escenaris S1, S2, S3, S4 i S6.

5.3 CÀLCUL VPs RISC QUÍMIC ECOSISTEMES

5.3.1 METODOLOGIA GENERAL CÀLCUL VPs

Aquest apartat presenta el concepte de risc per ecosistemes i la metodologia general per calcular Valors Protectors per contaminants d'aigües regenerades a nivell de jerarquia 4.

Per tal de conèixer el risc que comporta la presència de contaminants tòxics en el medi aquàtic, s'utilitza la variable *TU (Toxicity Units)*, que expressa la relació entre la concentració de contaminant predita en el medi aquàtic o *PEC*

(*predicted environmental concentration*) i el PNEC (*predicted no effect concentration*) que té en compte un valor representatiu de tot l'ecosistema aquàtic amb una exposició a llarg termini (ECHA, 2008). Mitjançant aquest quocient, que expressa la relació entre la concentració ambiental prevista, (equivalent al VP) respecte la concentració prevista sense cap efecte, es pot classificar l'índex de risc. Aquesta relació es descriu a continuació pel cas dels organismes aquàtics:

$$TU = \frac{PEC}{PNEC} = \frac{VP}{PNEC} \qquad \textbf{(5.20)}$$

Si el valor de *TU* és menor o igual que 1, el risc és admissible, és a dir, existeix una concentració de contaminant en el medi aquàtic, que persisteix durant molt temps, però no produeix un efecte crònic advers en el medi aquàtic.

- $TU \leq 1$
- $VP \leq$ PNEC

Aquest tipus de metodologies s'han aplicat a la qualitat de l'aigua del riu (López-Roldan et al., 2013). A partir d'aquest model queda clar doncs que el valor de PNEC indica directament la màxima concentració mitjana anual a la que pot estar sotmès un receptor del medi aquàtic sense desenvolupar efectes crònics adversos. Aquest darrer valor serà doncs el VP.

En el cas que després d'aplicar la jerarquia no existeixin valors de PNEC, l'enfocament per protegir els ecosistemes aquàtics es basa en determinar, a partir d'estudis d'assajos toxicològics sobre organismes aquàtics, quina és la concentració sota la qual no es produeixen efectes adversos sobre l'ecosistema aquàtic, considerant l'estat de l'art sobre toxicitat de algues, invertebrats i peixos. En el cas d'existir prou informació, la guia (ECHA, 2008) determina la metodologia a seguir per aquest càlcul.

El mateix RD 817/2015 en el seu annex VII també estableix un procediment per l'establiment de les NQA en base a aquesta metodologia que recull ECHA.

En quant a la metodologia per avaluar el risc sobre ecosistemes, a l'annex II de la proposta sobre el requeriments mínims de la reutilització de l'aigua del reglament UE/2020/741 s'estableix que pel cas dels riscos ambientals (riscos de cara als ecosistemes) s'ha de considerar la confirmació del tipus de naturalesa dels perills, incloent el valor del PNEC quan es consideri rellevant. També cal establir el rang potencial de concentracions d'exposició i, a partir d'aquests elements, establir la caracterització de risc.

Totes aquestes fonts doncs, indiquen que la metodologia a seguir es basa en calcular els PNEC en base a la guia (ECHA, 2008) com a referència. Això implica recopilar dades de qualitat suficients dels efectes adversos del contaminant sobre organismes representatius dels ecosistemes aquàtics (algues, crustacis i peixos), avaluar la quantitat d'aquestes dades, determinar les més conservatives i aplicar un *assessment factor* (AF).

5.3.2 APLICACIÓ A L'ESCENARI S5 PROTECCIÓ ECOSISTEMES AQUÀTICS

Aquest escenari, com s'ha comentat en el capítol 4 i a l'apartat anterior, està fortament influenciat per la jerarquia, especialment per les NQAs i els IFQ (Annexes A.15 i A.16, respectivament). Els VPs dels fàrmacs carbamazepina, diclofenac, iopromide i venlafaxina són molt baixos, fent cas del PNEC

corresponent, situant-se per sota d'1 µg/L (Annex C.7.). Aquest aspecte és important, perquè els VPs dels fàrmacs per l'ecosistema aquàtic són generalment inferiors als calculats per aigua de consum.

Aquest efecte s'estén també a altres contaminants estudiats com els THMs, PFOS i Se amb valors per sota de 10 µg/L. Degut a aquests efectes cal avaluar si realment és necessària una desinfecció per utilitzar l'aigua com a aportació de cabals mínims, ja que es poden produir quantitats importants de THMs que afectarien als ecosistemes. També comentar que, en el cas posterior de fer una prepotabilització, hi hauria una entrada a les ETAPs de THMs, que podrien incrementar el valor final a xarxa, que actualment ja està controlat.

5.4 VPs PELS CONTAMINATS I ELS ESCENARIS PLANTEJATS

En les següents taules es resumeixen els valors dels VPs pels exemples considerats.

Taula 5-4. Ubicació dels VPs pels riscos microbiològic i químic

(veure document Annex)

Ús general	Escenari	Codi RM	Codi RQ	Altres
Urbà residencial	Reg de jardins privats	1.1. (Annex A.1)	S1 (Annex C.3)	NQA (Annex A.15)
Urbà residencial	Descàrrega sanitaris	1.1. (Annex A.1)	S2 (Annex C.4)	-
Urbà serveis	Reg zones verdes	1.2. (Annex A.2)	S1 (Annex C.3)	NQA (Annex A.15)
Urbà serveis	Neteja carrers/ Rentat Industrial de vehicles	1.2. (Annex A.2)	S3 (Annex C.5)	-
Agrícola A	A	Annex A.3	-	NQA (Annex A.15)
Agrícola B	B	Annex A.4	-	NQA (Annex A.15)
Agrícola C	C	Annex A.5	-	NQA (Annex A.15)
Agrícola D	D	Annex A.6	S1 (Annex C.3)	NQA (Annex A.15)
Industrial	Aigües de procés i de neteja indústria no alimentària	3.1. a i b (Annex A.7)	S4 (Annex C.6)	-
Industrial	Aigües de procés i de neteja indústria alimentària	3.1.c (Annex A.8)	S4 (Annex C.6)	-
Ambiental	Recàrrega d'aqüífers per percolació	5.1 Annex A.10	-	NQA (Annex A.15) IFQ (Annex A.16)

Ús general	Escenari	Codi RM	Codi RQ	Altres
Ambiental	Recàrrega aqüífer per injecció directa	5.2 Annex A.11	-	NQA (Annex A.15) IFQ (Annex A.16)
Ambiental	Reg de boscos i silvicultura	5.3 Annex A.12	-	NQA (Annex A.15) IFQ (Annex A.16)
Ambiental	Altres usos (manteniment aiguamolls, cabals mínims i similars)	5.4 Annex A.13	**S5** (Annex C.7)	NQA (Annex A.15) IFQ (Annex A.16)
Potable	Potable	Potable Annex A.14	**S6** (Annex C.8)	Consum (Annex A.17)

6. ELABORACIÓ DE PLANS DE SEGURETAT DE REUTILITZACIÓ D'AIGUA PER A ÚS POTABLE

6.1 METODOLOGIA I GUIES DE REFERÈNCIA DELS PLANS SANITARIS DE SANEJAMENT

El propòsit subjacent de les intervencions de sanejament és protegir la salut pública. La gestió i les inversions per millorar els sistemes de sanejament s'han de fer en base a una adequada comprensió dels riscos reals per la salut, considerant la relació dels riscos amb els sistemes implicats i de com es podrien controlar millor (WHO, 2016). És des d'aquest escenari que els plans de seguretat de sanejament més coneguts de l'anglès com *Sanitation Safety Plan* (SSP) prenen rellevància i es constitueix com una eina de gestió basada en la gestió del risc per als sistemes de sanejament. Aquesta metodologia permet:

- Identificar i gestionar sistemàticament el risc per la salut al llarg de la cadena del procés de sanejament.
- Orientar la inversió basada en riscos reals amb l'objectiu de promoure beneficis per la salut i minimitzar els impactes adversos a la salut. Proporcionar garanties a les autoritats i públic respecte la seguretat dels productes i serveis relacionats amb el sanejament.

El SSP forma una estructura que permet reunir actors de diferents sectors per identificar riscos per la salut en el sistema de sanejament i arribar a un acord sobre millores i monitorització regular. Les fases a realitzar per la implementació de SSP es mostren a la Figura 6-1:

Figura 6-1. Mòduls per a la implementació de SSP (WHO, 2016)

La documentació de referència com a guia per la implementació de SSP és el document de l'OMS Planificación de la Seguridad del saneamiento – Manual para el uso y la disposición de aguas residuales, aguas grises y excretas, ja referenciat.

En aquest apartat es desenvoluparà el llistat de tasques a dur a terme pel disseny d'un SSP per la producció d'aigua regenerada, amb les guies de l'OMS com a referència. De manera resumida, la metodologia és la següent:

- **Descripció del sistema així com creació de l'equip de treball:** Formació de l'equip de treball que participarà en les fases per a la realització del SSP i obtenció de dades i documentació per definir les característiques del tractament de planta. Adequació de les dades per a les següents fases del SSP.
- **Identificació de situacions perilloses:** S'han d'identificar les situacions perilloses, periòdiques o no, que posin en risc el subministrament de l'aigua regenerada i s'han de considerar tant les potencials com les ocorregudes en tot el tractament i distribució.

- **Metodologia d'identificació de perills significatius:** Es recopilen dades de tot els paràmetres de que es disposi i cadascun dels paràmetres se sotmet a un arbre d'identificació de perills significatius que permet descartar les situacions no perilloses i catalogar els potencials perills en sanitaris, de depuració, ambientals i d'ús.

- **Avaluació de riscos accidentals:** A partir dels perills detectats, es fa una avaluació de riscos. El risc d'un perill és el producte de la probabilitat de presència del perill per la severitat dels efectes. L'equip de treball ha d'acordar una puntuació que assignar per a la probabilitat i severitat de cada perill classificat anteriorment. A partir del producte resultant, cada risc queda classificat com a baix, mitjà/alt i molt elevat, a partir d'una matriu de decisió (mètode semi-quantitatiu).

  En el cas de detectar nous perills potencials dels que no es tenen prou dades, es poden classificar en la categoria de risc corresponent segons criteri subjectiu. De tota aquesta avaluació de riscos s'extreu que com més elevat és un risc, la prioritat de realitzar accions de millora augmenta. Per altra banda, es pot realitzar una avaluació de vies d'exposició, que són les maneres en les que les persones treballadores, usuaris i el públic poden entrar en contacte amb l'aigua regenerada.

- **Identificació de punts crítics:** Aquesta metodologia permet entendre l'evolució dels riscos al llarg de les etapes de tractament i localitzar els punts on es crític realitzar accions per reduir els riscos. Aquest anàlisi es realitza sobre els riscos molt elevats i els riscos mitjans i alts. Per assegurar la qualitat de l'aigua regenerada és necessari identificar Punts Crítics de Control (PCC); etapes del tractament on cal tractar un risc i un potencial incompliment de límits. A banda dels PCC, també es detecten Punts de Prerequisit Operatiu (PPRo) i Punts de Prerequisit (PPR), etapes en les que hi ha un risc a tractar i s'han d'establir accions correctives o la correcció d'aquests no és evident, respectivament.

  Per associar cada risc a cada tipus de punt, se segueix un arbre de decisió. A partir de la identificació dels punts, s'establirà un pla de tractament amb actuacions per tractar riscos a cada etapa.

- **Barreres:** Addicionalment al control dels punts crítics, per a assegurar la innocuïtat de l'aigua per a riscos microbiològics es poden realitzar accions complementaries anomenades barreres. Aquestes es basen en canvis en l'operativitat o la sincronització d'accions.

- **Desenvolupament i implementació d'un pla de millora incremental:** és un dels productes obtinguts en la elaboració del SSP, ja que ha de tenir en compte totes les avaluacions realitzades anteriorment per tal d'establir millores per tal de reduir el nivell de risc detectat. Un pla de millora pot ser des de una obra, mesures

operatives, mesures conductuals, o combinacions de les mateixes. És important definir com es registraran tots els controls i mesures adoptades.

- **Monitorització de les mesures i verificació:** El pla de monitorització verifica regularment que el sistema estigui operant segons el que s'ha previst i defineix el que s'ha de fer en cas que no fos així. El monitorització operatiu i de verificació garanteix a les operadores, el públic i a les autoritats que el sistema està funcionant adequadament.
- **Programa de recolzament i revisió:** El programa de recolzament ajuden a garantir que la operació del SSP pugui comptar amb el recolzament de procediments de gestió clars, programes d'investigació i capacitació pel persona i comunicacions a les parts interessades. La revisió del sistema d'identificació de perills, avaluació de riscos i identificació de punts crítics es realitzarà cada cop que s'introdueixin canvis significatius en els processos de tractament, o en la metodologia d'avaluació, o com a mínim de manera periòdica.

6.2 ELABORACIÓ DE PLANS DE SEGURETAT DE REUTILITZACIÓ D'AIGUA PER A ÚS POTABLE

El present capítol resumeix els plans de seguretats de reutilització per a ús potable, i resumeix els punts claus per a la seva aplicació basant-se principalment amb la guia: Potable Reuse: Guidance for Producing Safe drinking-water (WHO, 2017), la qual descriu en profunditat la metodologia a seguir per poder implementar un pla de seguretat sanitària per a la producció de aigua potable a partir d'aigua regenerada.

6.2.1 ANTECEDENTS

En el moment en que es pot plantejar una regeneració d'aigües residuals per a finalitats potables (Reutilització potable a partir d'ara), és important definir què s'entén com a tal i quines modalitats hi ha. A continuació es presenta una breu descripció de les tres modalitats de reutilització potable que es poden trobar segons la Guia *Potable Reuse: guidance for producing safe drinking-water* (WHO, 2017):

- **Reutilització Potable Indirecta (RPI):** representa l'abocament previst d'aigües residuals tractades a les masses d'aigua que s'utilitzen com a fonts d'aigua potable. Els cossos d'aigua, que poden incloure rius, llacs, embassaments i aqüífers, s'anomenen amortidors ambientals. L'aigua que conté una proporció d'aigües residuals tractades és extreta de l'ambient i tractada posteriorment per proporcionar aigua potable.
- **Reutilització Potable Directa potable (RPD):** representa la introducció d'aigües residuals tractades (amb o sense retenció prèvia)

en una planta de tractament d'aigua potable sense descàrrega prèvia a un amortidor ambiental.

- **Reutilització Potable No Planificada** (també coneguda com a reutilització potable no reconeguda o de facto): representa diverses descripcions de llarga durada i pràctiques habituals de produir aigua potable a partir de fonts d'aigua fortament afectades per abocaments d'aigua residuals. Això és habitual en sistemes fluvials que serveixen a múltiples centres urbans on les aigües residuals abocades (tractades o no) passen a formar part del recurs hídric utilitzat aigües avall. Sempre que s'apliquin mesures de control adequades, inclòs el tractament, les plantes de tractament d'aigua potable que incorporen reutilització d'aigua no planificada poden produir subministraments d'aigua potable segura.

Actualment a la unió europea no està permès l'ús d'aigua regenerada amb finalitats potables, ja siguin reutilització potable directe o indirecte. D'altra banda, hi ha una llarga discussió entre la comunitat científica sobre les similituds i diferencies entre la RPI i les pràctiques a llarg termini de fer servir fonts per l'aigua potable fortament afectades per descarregues d'aigua residual (Reutilització Potable No Planificada) (Asano et al, 2007; NRC, 2012). Encara que aquestes descàrregues a les captacions d'aigua potable representen un potencial font de perills a les plantes de tractament, per tant no són una situació ideal, són una situació real i comuna a molts indrets (Asano et al, 2007; Rice & Westerhoff, 2015; WHO, 2017a). És per això que davant uns fets reals, creixent els avantatges associats a la planificació de la regeneració potable. El fet de planificar-ho pot millorar la garantia de qualitat aportant un major control de les quantitats i qualitats tractades podent així fer una millor gestió dels impactes i del risc. La planificació de regeneració potable normalment inclou una monitorització profunda, mentre que en la regeneració potable no planificada és menys freqüent.

6.2.2 IMPLEMENTACIÓ DE REGENERACIÓ POTABLE

Hi ha diferents països arreu del món que porten anys regenerant l'aigua de manera planificada per a usos de potabilització ja sigui de manera directe o indirecte. El que deixa clar la guia per a la reutilització per a ús potable de la OMS (WHO; 2017) és que per tal de garantir el subministrament d'aigua potable segura de tots els sistemes de potabilització, incloent la reutilització potable, requereix un marc d'aplicació per a obtenir aigua potable segura, tal com es descriu a la guia Guidelines for Drinking-water Quality (GDWQ, WHO 2017a). Aquest marc inclou 3 components:

- **Objectius basats en la salut**: són objectius mesurables basats en el risc que defineixen la seguretat de l'aigua potable. Inclouen objectius

de rendiment per assolir objectius de seguretat microbiana i així com llindars per a productes químics i paràmetres radiològics.

- **Plans sanitaris de l'aigua (PSA, de l'anglès Water Safety Plans WSP):** s'han de desenvolupar i implementar des d'un enfocament integral de gestió i avaluació del risc per les companyies productores i subministradors d'aigua. Un WSP inclou:

- *Avaluació del sistema* per identificar, avaluar i assegurar la gestió dels riscos per a la salut pública al llarg de la cadena de subministrament d'aigua. Les activitats clau inclouen la descripció del sistema de subministrament d'aigua; identificació de perills i esdeveniments perillosos i avaluació els riscos associats; determinar i validar les mesures de control, re avaluar i prioritzar els riscos; i desenvolupar, implementar i mantenir un pla de millora / actualització; el seguiment per determinar si les mesures de control posades en marxa són efectives i s'està implementant el WSP a la pràctica i que el sistema, en general, és eficaç i assoleix objectius basats en la salut. Les activitats clau inclouen definint el control de les mesures de control i verificar l'eficàcia del pla.

- *Gestió i comunicació* per garantir que hi hagi sistemes operatius i de gestió adequats per donar suport i mantenir la seguretat de l'aigua. Les activitats clau inclouen la preparació de procediments de gestió (inclosos els incidents i protocols) i el desenvolupament de programes de suport.

- **Vigilància independent:** activitats realitzades per l'agència reguladora per garantir la implementació dels WSP i que s'assoleixen els objectius basats en la salut.

Els WSP per regeneració potable necessiten implementar tots els passos descrits des de la recollida d'aigua residual a traves del tractament, distribució i subministrament als consumidors. En alguns casos, la gestió de les aigües residuals pot ser descrita a un SSP per separat (WHO, 2015a), particularment quan les entitats responsables de la gestió de les aigües residuals i les de l'aigua potable son diferents. En tot cas com es pot veure els SSP estan basats en els mateixos principis que els WSP, ja que ambdós apliquen un enfocament de gestió preventiva del risc a tot el sistema, des de la generació de l'aigua residual fins al subministrament de l'usuari final.

Segons la Guia de reutilització potable, s'ha de tenir en compte que en aquells llocs on existeixin ambdues tipologies de plans sanitaris, (WSP i SSP), aquests han d'estar completament coordinats per assegurar que es cobreix tot l'esquema de manera eficient. Per exemple, els resultats del SSP on s'identifiquin el esdeveniments perillosos, avaluacions o validacions de les

mesures de control existents, l'avaluació d'exposició del risc, mesures de monitorització i verificació, etc. son els que han d'alimentar el WSP.

6.2.3 TRACTAMENTS I VALIDACIÓ DE LES MESURES DE CONTROL

Per a totes les plantes de tractament d'aigua potable, s'utilitzen múltiples barreres per tal d'assegurar la seguretat sanitària de l'aigua i concretament pel cas de la reutilització potable s'hauria de considerar el sistema sencer des de la recol·lecció de l'aigua residual fins a la producció i distribució d'aigua potable. A part d'implicar el control de l'aigua en origen, la reutilització potable requereix de múltiples barreres de tractament per tal d'assegurar la seguretat sanitària.

Per a sistemes de reutilització potables, la fiabilitat s'utilitza per descriure la capacitat del sistema per proporcionar aigua que compleixi de manera coherent amb la protecció de la salut pública proporcionada pels subministraments existents d'aigua potable. La redundància, la robustesa i la resistència descriuen les mesures que es poden prendre per garantir aquest tipus de fiabilitat.

La redundància consisteix en l'ús de mesures més enllà dels requisits mínims per garantir que els objectius del tractament es compleixin de manera més fiable o que es pugui demostrar el rendiment de manera més fiable. Hi ha circumstàncies en què la redundància en el control també pot donar suport a una major fiabilitat.

La robustesa es refereix a la capacitat del sistema per fer front a una àmplia varietat de contaminants i resistir fallades catastròfiques. L'ús de múltiples barreres de tractament generalment farà que un multi procés sigui més robust que un sol procés fins i tot quan tant el tren de barreres múltiples com el procés únic estan dissenyats per complir el mateix objectiu de tractament (sense redundància). Els trens de barreres múltiples presenten una major resistència a fallades parcials o catastròfiques, incloent l'aparició improbable de fracàs simultani de barreres independents (Pecson et al, 2015). La Figura 6-2 mostra els avantatges d'utilitzar trens de tractament múltiples i el grau d'eliminació de determinats contaminants tant químics com microbiològics.

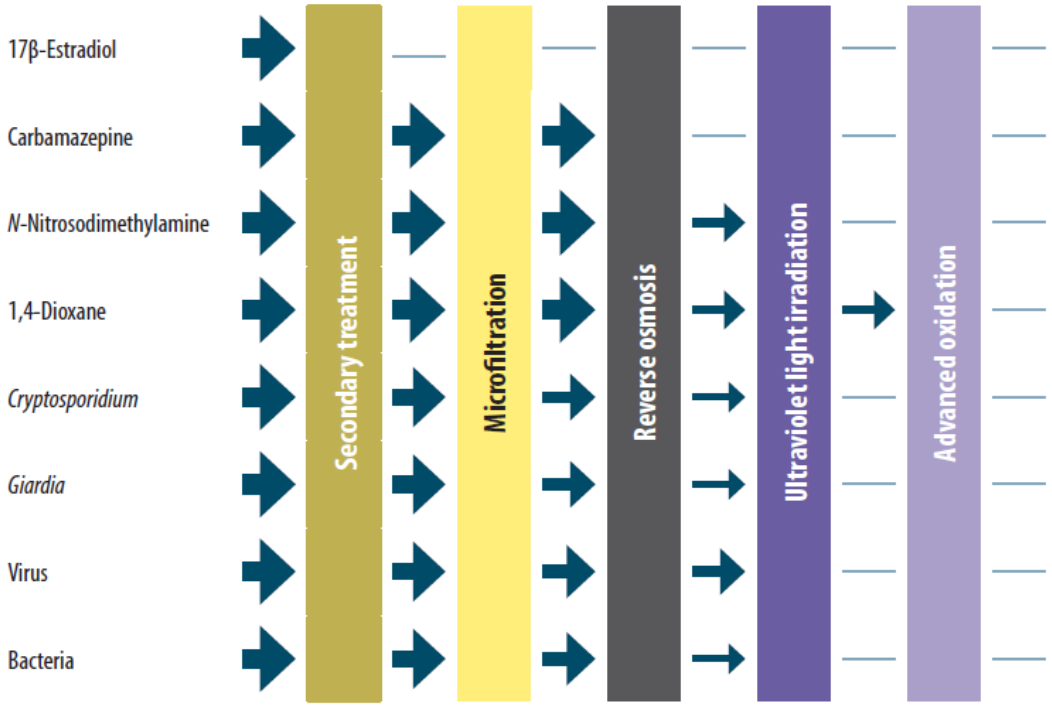

***Figura 6-2. Avantatges d'un tren de tractament de barreres múltiples en proporcionar robustesa quant a l'eliminació de contaminants. Font:* WHO, 2017**

La resiliència consisteix a garantir la fiabilitat quan la redundància i la robustesa no són suficients. Cal preveure respondre i adaptar-se a incidents i esdeveniments. Un exemple és la combinació de mesures de control dins dels trens de tractament i ús dels tancs de retenció. Si no es compleixen els criteris operatius, es poden implementar accions correctores immediates o desviar l'aigua a usos alternatius. Els tancs de retenció proporcionen temps per aturar el subministrament abans que l'aigua es lliuri als consumidors.

Les mesures de control utilitzades en esquemes de reutilització potable han de ser validades per tal de demostrar que els processos individuals aconseguiran els objectius de rendiment i de forma col·lectiva, produiran de manera coherent i fiable aigua potable segura. Així podran garantir que la salut de la ciutadania està protegida. Tot i que això no és diferent d'altres fonts d'aigua potable, la gamma més àmplia de productes químics contaminants i concentracions relativament altes de patògens microbians en aigües residuals no tractades poden augmentar el focus en la validació del rendiment.

La validació consisteix en el procés d'obtenció de proves que determinades mesures de control seran efectives per assolir nivells específics de reducció de riscos. També defineix els criteris operatius necessaris per garantir que les mesures de control continuen funcionant eficaçment (Bartram et al, 2009; WHO 2017a). És una activitat intensiva realitzada durant un període limitat de temps i és d'essencial aportació a la selecció de processos de tractament

per part de proveïdors d'aigua potable i aprovació de WSP per part de les autoritats reguladores.

La monitorització operativa es troba al centre dels WSP i és el conjunt de mesures i activitats previstes per determinar que les mesures de control funcionen eficaçment. Un sistema de monitorització i control integral és necessari per tal de mesurar i fer un seguiment del rendiment dels processos de tractament i així poder garantir que s'assoleixen els objectius operatius. La monitorització s'ha de fer amb una freqüència la qual permeti respostes ràpides i oportunes si es produeixen desviacions significatives que podrien afectar la qualitat de l'aigua. La monitorització operativa és particularment important en sistemes de reutilització potables ja que aquesta ha de fer front a les variabilitats potencials de les entrades d'aigua segons origen així com als nivells relativament alts dels perills microbiològics i químics que presenten aquestes fonts. La monitorització operativa s'hauria d'implementar per a totes les mesures de control, des de del sistema de recollida d'aigües residuals fins a l'entrega de l'aigua potable al consumidor.

Disposar de dades de control per prevenir i corregir el deteriorament del rendiment de cada unitat de barrera en un tractament és la clau per garantir una producció constant d'aigua potable. La monitorització de les unitats de procés en els punts de control requereix la identificació dels paràmetres i criteris objectiu adequats per tal de definir el rendiment operatiu acceptable. Els criteris objectiu poden adoptar la forma de límits operatius i límits crítics. D'acord amb el funcionament dels sistemes públics convencionals d'aigua, s'han de gestionar tant els riscos aguts com els crònics. La presència de patògens microbiològics són, amb diferència, la major preocupació pel que fa als possibles impactes aguts sobre la salut humana en els subministraments d'aigua potable. Canvis en els paràmetres de control operacional que puguin implicar una menor eliminació microbiològica, requerirà respostes correctores immediates, com ara reduir els cabals d'aigua o augmentar les dosis de desinfectants. També s'han de gestionar els riscos crònics, generalment deguts a concentracions potencials de químics. Tot i que les desviacions operatives dels paràmetres relacionats amb contaminació química s'han de corregir tant ràpidament com sigui possible, els riscos solen estar associats a exposicions a llarg termini i normalment no requeririen la implementació de mesures d'emergència.

6.2.4 MONITORITZACIÓ

La monitorització operativa és particularment important en sistemes de reutilització per a ús potable a causa de la necessitat per fer front al potencial de variabilitats d'orígens d'aigua i als nivells relativament alts de perills microbiològics i químics. S'hauria d'implementar un seguiment operatiu de totes les mesures de control, des de la recollida d'aigües residuals fins al sistema de lliurament d'aigua potable als consumidors.

Disposar de dades de control per prevenir i corregir el deteriorament del rendiment de cada unitat de barrera en uns trens de tractament és la clau per garantir una producció constant d'aigua potable. El seguiment dels processos de la unitat en els punts de control dins un tren de tractament requereix la identificació de paràmetres i criteris adequats per tal de definir el rendiment operatiu acceptable. Els criteris objectiu poden adoptar la forma de límits operatius i límits crítics.

6.2.5 Gestió i comunicació

Els plans de gestió que descriuen les accions a prendre en resposta a incidents i emergències són un component important de WSP per a tots els subministraments d'aigua potable (WHO, 2017a).
Els protocols de resposta d'incidents i emergències s'han de desenvolupar i documentar abans que s'implementin els esquemes de reutilització potable. Cal desenvolupar dos tipus de protocols: protocols externs que donen suport a respostes coordinades entre organismes a incidents importants de salut pública; i protocols interns dins dels proveïdors d'aigua potable per fer front a incidents menors que si es tracten adequadament evitaran que es produeixin incidents fins a un nivell que requereixi una notificació pública.
Els protocols d'incidents per a sistemes de reutilització potables s'han de basar en els mateixos principis que els protocols per a qualsevol altre tipus de sistema d'aigua potable (WHO, 2017a).
Un dels objectius dels WSP és garantir la seguretat del subministrament d'aigua potable i minimitzar l'ocurrència i els impactes de productes perillosos, esdeveniments i incidents. Els WSP i els protocols s'han de revisar i modificar si cal després d'incidents importants, particularment aquells que impliquen una notificació pública. La revisió ha d'incloure una investigació de l'incident i la resposta. (Bartram et al, 2009).

7. CONCLUSIONS

A partir del marc legal vigent, així com de guies i de metodologies d'avaluació de risc microbiològic i químic existents (Maig 2022) s'ha desenvolupat un mètode integrat per aquestes fonts en una jerarquia definida. Aquest mètode deriva uns VPs que permeten la reutilització de l'aigua per ús urbà, agrícola, industrial, ambiental i potable/prepotable.

Tot i que l'estudi dels VPs s'ha fet amb un conjunt limitat de contaminants, la metodologia desenvolupada per establir el risc microbiològic i químic de l'aigua regenerada en funció dels possibles usos i escenaris és extrapolable a nous casos i ha de permetre una integració exitosa en el SAD.

Metodologia per la determinació del risc microbiològic

En el cas de la metodologia per establir el risc microbiològic, les normatives que prevalen actualment en matèria de reutilització d'aigua regenerada (RD 1620/2007 i Reglament UE 2020/741) estan orientades a assegurar la

seguretat sanitària de les aigües des del punt de vista microbiològic. És per aquest motiu que per establir els VPs s'ha fet referència als valors legislats segons els usos contemplats en aquestes normes. A més a més, s'ha afegit l'ús potable que no es troba contemplat en les esmentades normes.

La primera selecció de paràmetres de risc microbiològic per incorporar en el SAD inclouen SST, terbolesa, *E.coli*, colífags totals/colífags somàtics/colífags F-específics i espores de *Clostridium perfringens*. Els dos últims paràmetres, colífags i espores de *Clostridium perfringens* són aplicables en els casos que hi pugui haver una ingestió de l'aigua, com és el cas de l'ús potable, o de l'ús agrícola en contacte directe amb els aliments. Els colífags són indicadors de virus entèrics i les espores de *Clostridium perfringens*, de protozous patògens. Per la resta d'usos, les normatives no mencionen aquests paràmetres i a priori, no seria necessari fer el seguiment d'aquests, ja que es considera que amb la resta d'indicadors, ja és suficient per inferir la qualitat de l'aigua regenerada.

No obstant, en aquest projecte s'ha volgut anar un pas més enllà i aplicar la metodologia AQRM per complementar els paràmetres que estan regulats i poder establir els valors protectors per determinats patògens de referència. Aquesta metodologia és útil per establir el risc associat a patògens que s'han de controlar de manera esporàdica en les estacions de tractament, i establir així les unitats logarítmiques d'eliminació desitjades. En aquest cas, s'ha considerat només l'ús potable, ja que és l'únic que considera la via directa d'ingestió de possibles patògens, tot i que el Reglament 2020/741 també obliga a fer-ne el seguiment per l'aigua de classe A. Els patògens seleccionats són d'origen fecal, i representen algun dels grups que implica un risc major per la salut humana: bactèries patògens (*Campylobacter*), virus entèrics (Adenovirus, Norovirus, Enterovirus, Rotavirus), i protozous paràsits (*Cryptosporidium*).

Metodologia per la determinació del risc químic

En el cas del risc químic, per tal de derivar els VPs per cadascun dels usos d'aigua anomenats, s'han considerat escenaris específics que s'assimilen als del RD 1620/2007, ja que les concessions de reutilització es basaran en aquests escenaris tipus. A aquests escenaris s'ha afegit el de l'ús potable/prepotable.

La metodologia desenvolupada s'ha basat en el marc legal vigent i en una avaluació quantitativa de risc per salut humana i ecosistemes que inclou les fases de model conceptual, avaluació de la toxicitat, avaluació de l'exposició i derivació de VP basant-se en valors de risc objectius. En el cas dels fàrmacs, s'ha utilitzat un valor succedani de la toxicitat oral i dèrmica a partir de les dosis orals terapèutiques diàries per un adult (LDTD) i un factor de seguretat (AF) de 1000 o metodologia similar. En base a aquest valors s'han derivat primerament els valors protectors per l'escenari aigua potable (VP_6).

La via oral dels contaminants en tots els escenaris s'ha integrat a partir dels valors VP_6 dels contaminants. En el cas dels fàrmacs no volàtils ha estat possible desenvolupar un mètode simplificat que, a partir de VP_6 i les pautes d'exposició oral i dèrmica permet esbrinar els VPs per la resta d'escenaris.

En total, s'han desenvolupat 6 escenaris (regant, descàrrega sanitaris, neteja exterior, neteja interior, ecosistemes aquàtics i potable) i s'han determinat els VPs per als contaminants seleccionats. Els resultats avaluats consideren els escenaris específics directes, si bé és possible considerar la possible concatenació entre diversos escenaris directes a escenaris indirectes, incorporant legislació vigent (NQA) o combinant VPs de diferents escenaris i escollint el valor mínim.

Cal destacar la gran versatilitat dels escenaris de risc químics desenvolupats. L'escenari regant es pot estendre al reg de zones verdes, reg de jardins privats i agrícola i considera la protecció de les plantes i de les persones regants. La neteja en interior i exterior també és un escenari versàtil pel que fa a ús urbà i industrial.

Respecte les particularitats de la metodologia per establir el risc químic, a escala general, quan hi ha contaminants volàtils, caldria tenir en compte la divisió entre escenaris interiors (descàrrega sanitaris, neteja interior) i exteriors (regant, neteja exterior) de cada ús que es faci de l'aigua, ja que en els interiors els VP químics són molt inferiors als exteriors. Un bon exemple d'aquest efecte són els valors de VP per trihalometans (THMs) i NDMA, com a representants dels productes de desinfecció. En els escenaris interiors els VP són baixos i, en el cas dels THMs, l'ordre de magnitud és similar als regulats per consum. Igualment, els VP d'aquests productes en l'escenari ambiental són també molt baixos. Aquest aspecte demanaria que es controlessin les etapes de desinfecció mitjançant cloració en escenaris interiors i fins i tot, que se suprimís la cloració en el cas d'ús ambiental.

En escenaris amb contaminants on hi ha toxicitat per les vies dèrmica i d'inhalació, la via d'inhalació preval i si, a més, hi ha cancerígens, aquest efecte és el que limita els VP.

D'altra banda, l'escenari ambiental és fortament dependent de la legislació, ja que integra els valors de NQAs i IFQ, i permet la seva combinació amb PNEC existents a la bibliografia. Els resultats obtinguts apunten a què els productes farmacèutics estudiats i alguns contaminants (THMs, PFOS, Se) haurien de ser objecte d'un estudi més detallat quan es consideri l'impacte sobre ecosistemes aquàtics utilitzant aigua regenerada, donat els valors baixos de VPs obtinguts.

8. REFERÈNCIES DE MENORIA I ANNEXOS

- Agència Catalana de l'Aigua, 2007, Valors genèrics per a la restauració d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminats per fonts d'origen puntual.
- Agència Catalana de l'Aigua, 2010, Estat de les masses d'aigua a Catalunya 2007-2009. Resultats del Programa de Seguiment i Control. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.
- Agència Catalana de l'Aigua, 2010b, Valors genèrics per a la restauració d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminats per fonts d'origen puntual. QUASAR IV: Nous contaminants i anàlisi de sensibilitat.
- Agència Catalana de l'Aigua. Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya 2016-2021, consulta web http://aca.gencat.cat/ca/plans-i-programes/pla-de-gestio/2n-cicle-de-planificacio-2016-2021/, consultat al gener 2021.
- Agència Catalana de l'Aigua, 2018, Reutilització ERA del Prat de Llobregat: Selecció de contaminants i freqüències de mostreig per a la redacció d'una proposta de control i monitorització de l'aigua reutilitzada de l'ERA del Prat de Llobregat que garanteixi la salut pública i la integritat ambiental.
- Agència Catalana de l'Aigua, Juliol 2021, Resultats de l'anàlisi de compostos químics, indicadors microbiològics analitzats i toxicitat ambiental, durant la prova demostrativa d'aigua regenerada de l'ERA del Prat de Llobregat realitzada a l'estiu de 2019. Document de treball per al Panell d'Experts
- Asano, T.; Burton, F.L.; Leverenz, H.L.; Tsuchihashi, R.; Tchobanoglous, G, 2007, Water Reuse: Issues, Technologies and Applications; McGraw-Hill: New-York, NY, USA.
- AEMPS, consulta web https://cima.aemps.es/cima/publico/home.html, febrer 2021.
- Ajuntament de Barcelona, 2006. Enquesta informativa sobre l'ús de l'aigua.
- ASTM, 1995. Emergency Standards Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites, ASTM 1739-95.
- ATSDR The Agency for Toxic Substances and Disease Registry (disponible a http://www.atsdr.cdc.gov/) minimal risk levels (disponible a MRLs).
- Bartram J, Corrales L, Davison A, Deere D, Drury D, Gordon B, Howard G, Rinehold A, Stevens M (2009). Water safety plan manual: Step-by-step risk management for drinking-water suppliers. Geneva: World Health Organization.
- CALEPA The California Environmental Protection Agency (disponible a CalEPA) Office of Environmental Health Hazard Assessment (disponible

a OEHHA) Chronic Reference Exposure Levels (disponible a RELs) and the Cancer Potency Factors (disponible a CPFs).

- Chigor VN, Sibanda T, Okoh AI. (2014). Assessment of the Risks for Human Health of Adenoviruses, Hepatitis A, Virus, Rotaviruses and Enteroviruses in the Buffalo River and Three Source Water Dams in the Eastern Cape, Food Environ Virol 6:87–98.
- CTM, Centre Tecnològic, 2007, Nivells de Referència per a la restauració d'aigües subterrànies (document ACA no publicat).
- de Jongh C. M., Kooij P.J.F., de Voogt P., ter Laak Th. L. (2012) Screening and human health risk assessment of pharmaceuticals and their transformation products in Dutch surface waters and drinking water, Science of the Total Environment 427-428 70–77.
- ECHA (European Chemical Agency). Disponible a: https://echa.europa.eu/es/.
- ECHA, 2008, Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for the environment.
- EC (European Comision), 2011, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document Nº 27-Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards.
- EC (European Comision), 2018, Scientific Advice on Guidance Document n°27: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards.
- EC (European Commission), 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) Nº 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, Part I.
- EFSA, 2017, Scientific Opinion on Flavouring Group Evaluation 49, Revision 1 (FGE.49Rev1): xanthine alkaloids from the priority list, EFSA Journal;15(4):4729
- Environment Protection and Heritage Council, National Health and Medical Research Council, Natural Resource Management Ministerial Council, 2008, Australian Guidelines for Water Recycling Augmentation of Drinking Water Supplies (Phase 2), Biotext Pty Ltd, Canberra.
- FAO, Wastewater quality guidelines for agricultural use. Disponible on-line. http://www.fao.org/3/t0551e/t0551e04.htm#2.%20wastewater%20quality%20guidelines%20for%20agricultural%20use (visitada Març 2021).
- Fourie, L.; Breytenbach, J.C.;Du Plessis, J.;Goosen, C.; Swart, H.;Hadgraft, J. , 2004, Percutaneous delivery of carbamazepine and selected N-alkyl and N-hydroxyalkyl analogues, International Journal of Pharmaceutics 279, 59–66.

- Gan ZK, Jin H, Li JX, Yao XJ, Zhou Y, Zhang XF, Zhu FC (2015). Disease burden of enterovirus 71 in rural central China: A community-based survey. Hum Vaccin Immunother.;11(10):2400-5.
- HEAST U.S. EPA Health Effects Assessment Summary Tables (disponible a HEAST).
- IHOBE, S.A., 1998. Guía Metodológica de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas, Vol.4, Ed. IHOBE, Bilbao.
- IGME, INIA, MMA, 2007, Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- IRIS U.S. EPA Integrated Risk Information System (disponible a IRIS).
- López-Roldán, R.;Rubalcaba, A.; Martin-Alonso, J.; González, S. ; Martí, V. and Cortina, J. L. , 2016, Assessment of the water chemical quality improvement based on human health risk indexes: Application to a drinking water treatment plant incorporating membrane technologies. Science of The Total Environment 540, 334-343.
- Lim KY, Hamilton AJ, Jiang SC (2015). Assessment of public health risk associated with viral contamination in harvested urban stormwater for domestic applications. Sci. Total Envron. 523:95-108.
- Loos R., Marinov D., Sanseverino I., Napierska D.; Lettieri T. Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List, EUR 29173 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-81839-4.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, (2010) Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas.
- Margrete Meltzer, H., Øystein Fotland, T., Alexander, J., Elind, E., Hallström, H., Rye Lam, H., Liukkonen, K-H., Axelstad Petersen, M., Jona Solbergsdottir, E. 2008. Risk assessment of caffeine among children and adolescents in the Nordic countries. TemaNord 2008:551. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2008. https://doi.org/10.6027/TN2008-551
- Martí, V.; De Pablo, J.; Jubany, I.; Rovira, M.; Orejudo, E.,2014, Water-air volatilization factors to determine volatile organic compound (VOC) reference levels in water Toxics, Vol. 2, 2, p. 276-290.
- Martí, V; Jubany, I. 2019, Revisió i nous valors protectors per la salut humana de contaminants en aigua subterrània (ref expedient CTN1900419 Agència Catalana de l'Aigua).
- Minessota Department of Health (MDH). (2013). Toxicological Summary for N, N-Diethyl-3-methylbenzamide (DEET): CAS: 134-62-3. 2013 Health Risk Limits for Groundwater. Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division. 651-201-4899 (https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/deet.pdf)

- Medicines Complete. 2011. Martindale—the complete drug reference. Pharmaceutical press
- National Academy of Sciences and National Academy of Engineering. 1972 Water quality criteria. United States Environmental Protection Agency, EPA-R373-033. 592. Washington DC.
- Natural Resource Ministerial Management Council, Environment Protection and Heritage Council and Australian Health Ministers' Conference, 2006. Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks (Phase 1). Biotext Pty Ltd, Canberra.
- NIOSH, Skin permeability Calculator, https://www.cdc.gov/niosh/topics/skin/skinpermcalc.html , consultat 28/4/2022.
- NORMAN, https://www.norman-network.com/nds/ecotox/lowestPnecsIndex.php, consultat al 2020/21.
- National Research Council (2012). Water reuse: Potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater. Washington (DC): National Academies Press.
- Özgüney, I. S. ; Karasulu,H. Y. ; Kantarcı, G. ; Sözer, S. ; Güneri, T, and Ertan, G., 2006, Transdermal Delivery of Diclofenac Sodium Through Rat Skin From Various Formulations, AAPS PharmSciTech 7 (4) Article 88 (http://www.aapspharmscitech.org).
- Pecson B, Trussell RS, Pisarenko A, Trussell RR (2015), Achieving reliability in potable reuse: The Four Rs. Journal of American Water Works Association. 107(3):48–58.
- PPRTV U.S. EPA Provisional Peer Reviewed Toxicity Values (disponible a PPRTVs).
- PHYSPROP Database, https://www.srcinc.com/services/engineering-operational-and-environmental-services/scientific-databases.html.
- Regli, S., Rose, J., Haas, C., & Gerba, C. (1991). Modeling the Risk From Giardia and Viruses in Drinking Water. American Water Works Association, 83(11);76-84.
- Rice J and Westerhoff P (2015). Spatial and temporal variation in de facto wastewater reuse in drinking-water systems across the USA. Environmental Science & Technology. 49:982–989.
- Risk Assessment Information System (RAIS), disponible a https://rais.ornl.gov/ (consultat al març 2021).
- RuralCat, 2005, Gestió eficient de l'aigua de reg. Dossier tècnic. Departament d'agricultura, ramaderia i pesca. www.gencat.net/darp.
- Sallwey J.; Jurado A.; Barquero F.; Fahl J. (2020) Enhanced Removal of Contaminants of Emerging Concern through Hydraulic Adjustments in Soil Aquifer Treatment, Water, 12,2627.
- SCREEN, U.S. EPA Provisional Peer Reviewed Toxicity Values Appendix Screening Levels (disponible a SCREEN).

- Shoushtarian, F. and Neghban-Azar, M. (2020) Worlwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A critical Review, Water,12,971.
- Singh, G.; Ghosh, B.; Kaushalkumar, D.; Somsekhar, V. (2008), Screening of venlafaxine hydrochloride for transdermal delivery: Passive diffusion and iontophoresis. AAPS PharmSciTech, 9, 791–797.
- UB, 2020, http://www.ub.edu/barcelonarius/web/index.php/metodologia/fq, consultat a l'Octubre 2020.
- UB, 2021, https://coliphages.com/index.php/indicators/, consultat al Març 2021.
- USEPA, 1989, Exposure Factors Handbook. EPA 600/8-89/043, Washington DC.
- USEPA, 1992, Dermic Exposure Assessment: Principles and Applications. Interim Report. EPA/600/8-91/011B. Washington DC.
- USEPA, 2001, WATER9 DATABASE https://www3.epa.gov/ttnchie1/software/water/water9_3/index.html
- USEPA, 2004, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). EPA/540/R/99/005 Washington DC.
- USEPA, 2009, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment) EPA-540-R-070-002. Washington DC.
- USEPA, 2012, Guidelines for water reuse. EPA 600-R-12-618, Washington DC.
- USEPA, 2018, 2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables. EPA 822-F-18-001, Washington DC.
- USEPA, 2021 Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11 or insert version used]. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suitetm-estimation-program-interface.
- Veryser, L., Boonen, J., Mehuys, E., Roche, N., Remon, J.-P.; Peremans, K.; Burvenich, C.; De Spiegeleer, B. (2013) Transdermal Evaluation of Caffeine in Different Formulations and Excipients. J. Caffeine Res., 3, 41–46.
- Waterloo Hydrogeologic Inc., 2001, Risc WorkBench User´s Manual: Human Health Risk Assessment Software for Contaminated Sites, WHI, Waterloo (Canadà).
- World Health Organization, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Vol. II Wastewater use in agriculture. Geneva: World Health Organization. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gsuweg2/en/ (accessed 15 June 2017).
- WHO (2015a). Sanitation safety planning: Manual for safe use and disposal of wastewater and excreta. Geneva: World Health

Organization. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/ssp-manual/en/ (accessed 15 June 2017).

- World Health Organization, 2016. Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management.
- WHO, 2017. Potable reuse. Guide for producing safe drinking-water. Geneva, Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- WHO, 2017a. Guidelines for Drinking-water Quality, 4th edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/ (accessed 20 May 2017).
- World Health Organization, 2017b. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva, Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

SUGGEREIX

DESENVOLUPAMENT D'EINES PER AL SUPORT EN LA IMPLEMENTACIÓ I GESTIÓ DE LA REUTILITZACIÓ

(SUGGEREIX)

PT3: METODOLOGIA D'ANÀLISIS DE RISC DE LA GUIA DE REUTILITZACIÓ DEL PT5

ANNEXOS

Juny 2022

Líders del lliurable: eurecat Centre Tecnològic de Catalunya

Participants del lliurable: ICRA Institut Català de Recerca de l'Aigua, CETAQUA BARCELONA, UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA BARCELONATECH, CWP CATALANWATERPARTNERSHIP

Agència Catalana de l'Aigua

Generalitat de Catalunya
Departament de Territori i Sostenibilitat
Secretaria de Medi Ambient i Sostenibilitat

Contingut

ANNEX A 4
ANNEX A.1 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER A ÚS 1.1 4
ANNEX A.2 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER A ÚS 1.2 4
ANNEX A.3 VPs PARÀMETRE MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA A. ALIMENTS CRUS I AIGUA EN CONTACTE DIRECTE 5
ANNEX A.4 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA B. ALIMENTS SENSE CONTACTE DIRECTE AMB L'AIGUA-TOTS ELS MÈTODES DE REG 5
ANNEX A.5 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA C. ALIMENTS SENSE CONTACTE DIRECTE AMB L'AIGUA-REG GOTA A GOTA 6
ANNEX A.6 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA D. CULTIUS INDÚSTRIA, ENERGIA I LLAVORS 6
ANNEX A.7 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 3.1 A I B. PROCÉS I NETEJA, EXCEPTE INDÚSTRIA ALIMENTÀRIA 7
ANNEX A.8 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 3.1 C. PROCÉS I NETEJA, INDÚSTRIA ALIMENTÀRIA 7
ANNEX A.9 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 3.2. TORRES DE REFRIGERACIÓ I CONDENSADORS EVAPORATIUS 8
ANNEX A.10 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.1. RECÀRREGA D'AQÜÍFERS PER PERCOLACIÓ 8
ANNEX A.11 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.2. RECÀRREGA AQÜÍFER PER INJECCIÓ DIRECTA 9
ANNEX A.12 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.3. REG DE BOSCOS I SILVICULTURA 9
ANNEX A.13 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.4. ALTRES USOS 9
ANNEX A.14 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS POTABLE 10
ANNEX A.15 NORMES DE QUALITAT AMBIENTAL 11
ANNEX A.15bis INDICADORS FÍSICO-QUÍMICS RIUS 15
ANNEX A.16 INDICADORS FÍSICO-QUÍMICS 16
ANNEX A.17 NORMATIVES D'AIGÜES DE CONSUM 16
ANNEX B 18
ANNEX B.1 MODELS DE DOSI-RESPOSTA UTILITZATS PELS PATÒGENS DE REFERÈNCIA 18
ANNEX B.2 CÀLCULS DELS VALORS PROTECTORS DELS PATÒGENS DE REFERÈNCIA EN ELS DIFERENTS ESCENARIS 19
ANNEX B.3 EQUACIONS PEL CÀLCUL DE LA CONCENTRACIÓ D'EFECTES 20
ANNEX B.4 VALORS DELS FACTORS D'EXPOSICIÓ 22
ANNEX B.5 FACTORS DE TRANSFERÈNCIA AIGUA-AIRE 24

ANNEX B.6 PARÀMETRES DELS FACTORS DE VOLATILITZACIÓ 25
ANNEX C 27
ANNEX C.1 PROPIETATS FÍSICO-QUÍMIQUES DELS CONTAMINANTS ESTUDIATS 27
ANNEX C.2 PROPIETATS TOXICITAT QUÍMICA DELS CONTAMINANTS ESTUDIATS 27
ANNEX C.3 VPs QUÍMICS ESCENARIS S1 REGANT EXTERIOR 28
ANNEX C.4 VPs QUÍMICS ESCENARI S2 DESCÀRREGA SANITARIS 28
ANNEX C.5 VPs QUÍMICS ESCENARI S3 NETEJA EXTERIOR 29
ANNEX C.6 VPs QUÍMICS ESCENARI S4 NETEJA INTERIOR 29
ANNEX C.7 VPs QUÍMICS ESCENARI S5 PROTECCIÓ ECOSISTEMES AQUÀTICS 30
ANNEX C.8 VPs QUÍMICS ESCENARI S6 ÚS POTABLE 30

ANNEX A

ANNEX A.1 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER A ÚS 1.1

1.1. Residencial

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	0	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Ous nemàtodes	1	ou/10 L	0		RD 1620/2007
Legionella sp.	100	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
SST	10	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	2	UNT	0		RD 1620/2007
Coliformes fecals	200	ufc/100 mL	2		EPA (2012)
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.2 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER A ÚS 1.2

1.2. Serveis

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	200	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Ous nemàtodes	1	ou/10 L	0		RD 1620/2007
Legionella sp.	100	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Coliformes fecals	0	ufc/100 mL	2		EPA (2012)
SST	20	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	10	UNT	0		RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.3 VPs PARÀMETRE MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA A. ALIMENTS CRUS I AIGUA EN CONTACTE DIRECTE

Agrícola A. Aliments crus i aigua en contacte directe					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
E.coli	10	ufc/100 mL	0		Reglament 2020/741
DBO5	10	mg/L	0		Reglament 2020/741
SST	10	mg/L	0		Reglament 2020/741
Terbolesa	5	UNT	0		Reglament 2020/741
Legionella	1000	ufc/L	0	Si risc aerolització	Reglament 2020/741
Espores de Clostridium perfringens	nd	número/100 mL	0	Reducció $\log_{10}$ ≥4 en la cadena de tractament	Reglament 2020/741
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd			Reducció $\log_{10}$ ≥6 en la cadena de tractament	
Obligatorietat detecció de patògens (ex. Salmonella)					RD 1620/2007

nd: no determinat

ANNEX A.4 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA B. ALIMENTS SENSE CONTACTE DIRECTE AMB L'AIGUA-TOTS ELS MÈTODES DE REG

Agrícola B. Aliments crus sense contacte directe amb l'aigua-tots els mètodes de reg					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
E.coli	100	ufc/100 mL	0	De conformitat amb la directiva 91/271/CEE	Reglament 2020/741
DBO_5	25	mg/L	0	De conformitat amb la directiva 91/271/CEE	Reglament 2020/741 i Directiva 91/271/CEE
SST	35	mg/L	0		Reglament 2020/741 i Directiva 91/271/CEE
Terbolesa	No fixat	UNT	0	Si risc aerolització	Reglament 2020/741
Legionella	1000	ufc/L	0	Reg de pastures o farratges	Reglament 2020/741
Ous nemàtodes	1	ou/L	0	Reg de pastures o farratges	Reglament 2020/741
Taenia saginata i *Taenia solium*	1	ou/L	0		RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				

Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd	

Obligatorietat detecció de patògens (ex. Salmonella) — RD 1620/2007

nd: no determinat

ANNEX A.5 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA C. ALIMENTS SENSE CONTACTE DIRECTE AMB L'AIGUA-REG GOTA A GOTA

Agrícola C. Aliments crus sense contacte directe amb l'aigua-reg gota a gota

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	1000	ufc/100 mL	0		Reglament 2020/741
DBO_5	25	mg/L	0	De conformitat amb la directiva 91/271/CEE	Reglament 2020/741 i Directiva 91/271/CEE
SST	35	mg/L	0	De conformitat amb la directiva 91/271/CEE	Reglament 2020/741 i Directiva 91/271/CEE
Terbolesa	No fixat	UNT	0		Reglament 2020/741
Legionella	100	ufc/L	0	Si risc aerolització	RD 1620/2007
Ous nemàtodes	1	ou/L	0	Reg de pastures o farratges	Reglament 2020/741
Taenia saginata i *Taenia solium*	1	ou/L	0	Reg de pastures o farratges	RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

Obligatorietat detecció de patògens (ex. *Salmonella*) — RD 1620/2007

nd: no determinat

ANNEX A.6 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS AGRÍCOLA D. CULTIUS INDÚSTRIA, ENERGIA I LLAVORS

Agrícola D. Cultius indústria, energia i llavors

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	10000	ufc/100 mL	0		Reglament 2020/741
DBO_5	25	mg/L	1	Reglament 2020/741: De conformitat amb la directiva 91/271/CEE	Directiva 91/271/CEE
SST	35	mg/L	1	Reglament 2020/741: De conformitat amb la directiva 91/271/CEE	Directiva 91/271/CEE
Terbolesa	No fixat	UNT	0		Reglament 2020/741
Legionella	1000	ufc/L	0	Si risc aerolització	Reglament 2020/741

Espores de *Clostridium perfringens*	nd
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd

nd: no determinat

ANNEX A.7 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 3.1 A I B. PROCÉS I NETEJA, EXCEPTE INDÚSTRIA ALIMENTÀRIA

3.1.a i b Procés i neteja, excepte indústria alimentària

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	10000	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Ous nemàtodes	No fixat	ou/10 L	0		RD 1620/2007
Legionella sp.	100	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
SST	35	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	15	UNT	0		RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.8 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 3.1 C. PROCÉS I NETEJA, INDÚSTRIA ALIMENTÀRIA

3.1.c Procés i neteja, indústria alimentària

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	1000	ufc/100 mL	0	En l'anàlisi de 10 mostres, només 3 poden estar compreses entre 1000 i 10000 ufc/1000 mL	RD 1620/2007
Ous nemàtodes	1	ou/10 L	0		RD 1620/2007
Legionella sp.	100	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
SST	35	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	No fixat	UNT	0		RD 1620/2007

Espores de *Clostridium perfringens*	nd
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd

Obligatorietat detecció de patògens (e.g. *Salmonella*) RD 1620/2007
nd: no determinat

ANNEX A.9 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 3.2. TORRES DE REFRIGERACIÓ I CONDENSADORS EVAPORATIUS

3.2. Torres refrigeració i condensadors evaporatius

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	Absència	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Ous nemàtodes	1	ou/10 L	0		RD 1620/2007
Legionella sp.	Absència	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
SST	5	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	1	UNT	0		RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.10 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.1. RECÀRREGA D'AQÜÍFERS PER PERCOLACIÓ

5.1 Recàrrega d'aqüífers per percolació

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	1000	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Ous nemàtodes	No fixat	ou/10 L	0		RD 1620/2007
SST	35	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	No fixat	UNT	0		RD 1620/2007
Nitrogen total	10	mg/L	0		RD 1620/2007
Nitrats	25	mg/L	0		RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.11 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.2. RECÀRREGA AQÜÍFER PER INJECCIÓ DIRECTA

5.2 Recàrrega aqüífer per injecció directa

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	0	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Ous nemàtodes	1	ou/10 L	0		RD 1620/2007
SST	10	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	2	UNT	0		RD 1620/2007
Nitrogen total	10	mg/L	0		RD 1620/2007
Nitrats	25	mg/L	0		RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.12 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.3. REG DE BOSCOS I SILVICULTURA

5.3 Reg de boscos i silvicultura

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	No fixat	ufc/100 mL	0		RD 1620/2007
Ous nemàtodes	No fixat	ou/10 L	0		RD 1620/2007
SST	35	mg/L	0		RD 1620/2007
Terbolesa	No fixat	UNT	0		RD 1620/2007
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.13 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS 5.4. ALTRES USOS

5.4 Altres usos

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
Coliformes fecals	200	ufc/100 mL	2	Manteniment de cabals mínims. (valor de la mediana en set dies de mesura)	EPA (2012)
E.coli	nd				
Espores de *Clostridium perfringens*	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	nd				

nd: no determinat

ANNEX A.14 VPs PARÀMETRES MICROBIOLÒGICS PER ÚS POTABLE

Potable

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
E.coli	0	ufc/100 mL	1	Sortida ETAP	Directiva 2020/2184 i RD 140/2003
Enterococs intestinals	0	ufc/100 mL	1	Sortida ETAP	Directiva 2020/2184 i RD 140/2003
Espores de *Clostridium perfringens*	0	número/100 mL	1	Sortida ETAP, *Clostridium perfringens*, incloses les espores	Directiva 2020/2184 i RD 140/2003
Bactèries coliformes	0	ufc/100 mL	1	Sortida ETAP	RD 140/2003
Recompte de colònies a 22ºC	100	ufc/1 mL	1	Sortida ETAP	RD 140/2003
Terbolesa	1	UNT	1	Sortida ETAP	RD 140/2003
SST	nd				
Colífags totals/Colífags F-específics/Colífags somàtics	0	UFP/100 mL	2	Directiva 2020/2184. Aquest paràmetre es mesurarà si l'avaluació del risc indica que és adequat fer-ho. Si es troba a l'aigua crua a concentracions> 50 PFU/100 ml, s'hauria d'analitzar després dels tren de tractament per tal de determinar les unitats logarítmiques de reducció que ofereixen les barreres existents i per avaluar si el risc d'avanç de virus patògens és prou controlat.	WHO(2017a)
Coliformes fecals	0	ufc/1 mL	2		WHO(2017a)

nd: no determinat

ANNEX A.15 NORMES DE QUALITAT AMBIENTAL

Normes de Qualitat Ambiental

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
Alaclor	0,3	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Antracè	0,1	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Atrazina	0,6	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Benzè	10	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Bromodifenil èter (cogèneres 28,47,99, 100, 153, 154)	0,0005	µg/L	1		Directives 105/2008 i RD 817/2015
Cadmi i els seus compostos	≤0,08 (<40)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Cadmi i els seus compostos	0,08 (40-50)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Cadmi i els seus compostos	0,09 (50-100)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Cadmi i els seus compostos	0,15 (100-200)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Cadmi i els seus compostos	0,25 (>200)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Tetraclorur de carboni	12	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Cloroalcans (C10-C13)	0,4	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Clorfenvinfos	0,1	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Clorpirifòs (Clorpirifosetil)	0,03	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Aldrin	Σ=0,01	µg/L	1	suma	Directives 105/2008,

Normes de Qualitat Ambiental

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
Dieldrin		µg/L	1	suma	39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Endrin		µg/L	1	suma	39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Isodrin		µg/L	1	suma	39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
DDT total	0,025	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Para-para-DDT	0,01	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
1,2-Dicloroetà	10	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Diclorometà	20	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Di(2-etilhexil)-ftalat(DEHP)	1,3	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Diuron	0,2	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Endosulfan	0,005	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Fluorantè	0,1 [0,0063]	µg/L	1	[Valor biodisponible]	39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Hexaclorobenzè	0,01	µg/L	1		105/2008 i RD 817/2015 Directives
Hexaclorobutadiè	0,1	µg/L	1		105/2008 i RD 817/2015 Directives
Hexaclorociclohexà	0,02	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,
Isoproturon	0,3	µg/L	1		39/2013 i RD 817/2015 Directives 105/2008,

Normes de Qualitat Ambiental

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
Plom i els seus compostos	7,2 [1,2]	µg/L	1	[Valor biodisponible]	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Mercuri i els seus compostos	0,05	µg/L	1		Directives 105/2008 i RD 817/2015
Naftalè	2,4 [2]	µg/L	1	[Valor biodisponible]	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Níquel i els seus compostos	20 [4]	µg/L	1	[Valor biodisponible]	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Nonilfenols (4-Nonilfenol)	0,3	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Octilfenols ((4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)-fenol))	0,1	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Pentaclrobenzè	0,007	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Pentaclorofenol	0,4	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Benzo(a)pirè, Expressat com Benzo(a)pirè	0,05 [0,00017]	µg/L	1	[Valor biodisponible]	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Benzo(b)fluorantè, Expressat com Benzo(a)pirè	Σ=0,03	µg/L	1	suma	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Benzo(k)fluorantè, Expressat com Benzo(a)pirè		µg/L	1	suma	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Benzo(g,h,i)perilè	Σ=0,002	µg/L	1	suma	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Indeno(1,2,3-cd)pirè		µg/L	1	suma	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Simazina	1	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Tetracloroetilè	10	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015

Normes de Qualitat Ambiental

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
Tricloroetilè	10	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Tributil d'estany i els seus compostos (catió del tributil d'estany)	0,0002	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Triclorobenzens	0,4	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Triclorometà	2,5	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Trifluralin	0,03	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Dicofol	0,0013	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Àcid perflourooctà sulfònic i els seus derivats (PFOS)	0,00065	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Quinoxifen	0,15	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Aclonifen	0,12	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Bifenox	0,012	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Cibutrina	0,0025	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Cipermetrin	0,00008	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Diclorvos	0,0006	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Hexabromociclododecà (HBCDD)	0,0016	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Heptaclor i epòxid d'heptaclor	0,0000002	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015

Normes de Qualitat Ambiental					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
Terbutrin	0,065	µg/L	1		Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Etilbenzè	30	µg/L	1		RD 817/2015
Toluè	50	µg/L	1		RD 817/2015
1,1,1-Tricloroetà	100	µg/L	1		RD 817/2015
Xylè(∑ isomèric ortho, meta i para)	30	µg/L	1		RD 817/2015
Terbutilazina	1	µg/L	1		RD 817/2015
Arsènic	50	µg/L	1		RD 817/2015
Coure	5 (≤ 10)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Coure	22 (10-50)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Coure	40 (50-100)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Coure	120 (>100)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Crom VI	5	µg/L	1		RD 817/2015
Crom	50	µg/L	1		RD 817/2015
Seleni	1	µg/L	1		RD 817/2015
Zinc	30 (≤ 10)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Zinc	200 (10-50)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Zinc	300 (50-100)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Zinc	500 (>100)	µg/L	1	Valor (duresa mg/L CaCO3)	RD 817/2015
Cianur total	40	µg/L	1		RD 817/2015
Fluorur	1700	µg/L	1		RD 817/2015
Clorobenzè	20	µg/L	1		RD 817/2015
Diclorobenzè (∑ isomèric ortho, meta i para)	20	µg/L	1		RD 817/2015
Metolaclor	1	µg/L	1		RD 817/2015

ANNEX A.15bis INDICADORS FÍSICO-QUÍMICS RIUS

Indicadors físico-quimics rius					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
Oxigen dissolt	5	mg/L	1	Valor transició bo a inferior a bo	RD 817-2015
Saturació d'oxigen	60-120	%	1	Valor transició bo a inferior a bo	RD 817-2015
TOC (Carboni Orgànic Total)	5	mg C/L	1	Valor transició bo a inferior a bo	RD 817-2015
Conductivitat	1000	µs/cm	1	Valor transició bo a inferior a bo	Valor ACA
Amoni	0,6	mg NH4/L	1	Valor transició bo a inferior a bo	RD 817-2015

Normes de Qualitat Ambiental					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
Nitrat	25	mg NO3/L	1	Valor transició bo a inferior a bo	RD 817-2015
Fosfat	0,5	mg PO4/L	1	Valor transició bo a inferior a bo	RD 817-2015
pH	6,0-9,0	mg/L	1	Valor transició bo a inferior a bo	RD 817-2015

ANNEX A.16 INDICADORS FÍSICO-QUÍMICS DEPURADORES

Indicadors físico-químics					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
DBO_5	25	mg O_2/L	1	Valor límit vessament EDAR	Directiva 91/271/CE
DQO	125	mg O_2/L	1	Valor límit vessament EDAR	Directiva 91/271/CE
SST	35-60	mg/L	1	Valor límit vessament EDAR	Directiva 91/271/CE
Fòsfor total	1,0-2,0	mg P/L	1	Valor límit vessament EDAR	Directiva 91/271/CE
Nitrogen total	10,0-15,0	mg N/L	1	Valor límit vessament EDAR	Directiva 91/271/CE

ANNEX A.17 NORMATIVES D'AIGÜES DE CONSUM

Normatives d'aigües de consum					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
Acrilamida	0,1	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Antimoni	10	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Arsènic	10	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Benzè	0,1	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Benzo(a)pirè-Expressat com Benzo(a)pirè	1	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Bisfenol A	2,5	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Bor	1,5	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Bromat	10	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Cadmi	5	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Clorat	0,25	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184

Normatives d'aigües de consum

Paràmetres	VP	Unitats	Jerarquia	Comentari	Referència
Clorit	0,25	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Crom	25	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Coure	2	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Cianur	50	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
1,2-Dicloroetà	3	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Epiclorohidrin	0,1	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Fluorur	1,5	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Àcids haloacètics	60	µg/L	1	Mono, di, trichlor acetic acid and mono, dibromo-acetic acid	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Plom	5	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Mercuri	1	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Microcistina-LR	1	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Níquel	20	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Nitrat	50	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Nitrit	0,5	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Pesticida	0,1	µg/L	1	individual	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Plaguicides totals	0,5	µg/L	1	general Total pesticides	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
PFAS total	0,5	µg/L	1	Alternatiu a suma	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
PFAS suma	0,1	µg/L	1	Alternatiu a total	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
PAH	0,1	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Seleni	20	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Tetracloroetà	Σ=10	µg/L	1	suma	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Tricloroetà		µg/L	1	suma	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Cloroform	Σ=100	µg/L	1	suma	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Bromodiclorometà		µg/L	1	suma	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Diclorobromometà		µg/L	1	suma	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Bromoform		µg/L	1	suma	RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Urani	30	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Clorur de vinil	0,5	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184

Normatives d'aigües de consum					
Paràmetres	**VP**	**Unitats**	**Jerarquia**	**Comentari**	**Referència**
Alumini	200	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Amoni	0,5	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Clorur	250	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Conductivitat	2500	µS/cm (20ºC)	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
pH	≥ 6,5 i ≤ 9,5	pH	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Ferro	200	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Manganès	50	µg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Oxidabilitat	5	mg O_2/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Sulfat	250	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184
Sodi	200	mg/L	1		RD 140/2003 i Directiva 2020/2184

ANNEX B

ANNEX B.1 MODELS DE DOSI-RESPOSTA UTILITZATS PELS PATÒGENS DE REFERÈNCIA

Taula B.1 Paràmetres pel càlcul de l'AQRM

Patogen	r	α	β	Ruta	DALYs per cas	Casos malaltia/ Casos infecció
Adenovirus	0,4172[a]	NA	NA	Ingestió	0,0534[d]	0,5[g]
Norovirus	NA	0,04[a]	0,055[a]	Ingestió	0,0005[c]	0,7[c]
Enterovirus	0,0145[b]	NA	NA	Ingestió	0,00347[e]	0,05[h]
Rotavirus	NA	0,26[a]	0,42[a]	Ingestió	0,014[f]	0,5[g]
Crypstosporidium	0,2[c]	NA	NA	Ingestió	0,0017[c]	0,7[c]
Campylobacter	NA	0,145[c]	7,58[c]	Ingestió	0,024[c]	0,3[c]

a WHO et al, (2016)
b Chigor et al, (2014) i les referències incloses
c WHO (2017a) i les referències incloses
d Lim et al, (2015)
e Valor conservatiu extrapolat de Gan et al, (2014)
f WHO (2017b)
g Valor genèric pels virus (Regli et al, (1971),
h Valor conservatiu extrapolat de Chigor et al, (2015)

ANNEX B.2 CÀLCULS DELS VALORS PROTECTORS DELS PATÒGENS DE REFERÈNCIA EN ELS DIFERENTS ESCENARIS

Taula B.2.1. Resultats obtinguts en els diferents passos de càlcul fins a la probabilitat d'infecció anual, comuna a tots els escenaris

Patogen	Risc de malaltia tolerable	Risc d'infecció tolerable	Pinf(a)
Adenovirus	1,87E-05	3,75E-05	3,75E-05
Norovirus	2,00E-03	2,86E-03	2,86E-03
Enterovirus	2,88E-04	5,76E-03	5,76E-03
Rotavirus	7,14E-05	1,43E-04	1,43E-04
Crypstosporidium	5,88E-04	8,40E-04	8,40E-04
Campylobacter	4,17E-05	1,39E-04	1,39E-04

Taula B.2.2 Valors protectors derivats amb AQRM per escenari S1 (regant exterior)

Patogen	Pinf(dia)	Dosi (nombre)	VP (nombre/L)	Unitats	Jerarquia
Adenovirus	3,75E-07	8,98E-07	4,49E-04	CG/L	4
Norovirus	2,86E-05	6,80E-05	3,40E-02	CG/L	4
Enterovirus	5,78E-05	3,99E-03	1,99E+00	CG/L	4
Rotavirus	1,43E-06	3,74E-06	1,87E-03	CG/L	4
Crypstosporidium	8,41E-06	4,20E-05	2,10E-02	oocist/L	4
Campylobacter	1,39E-06	7,26E-05	3,63E-02	UFC/L	4

Taula B.2.3 Valors protectors derivats amb AQRM per escenari S2 (descàrrega sanitaris)

Patogen	Pinf(dia)	Dosi (nombre)	VP (nombre/L)	Unitats	Jerarquia
Adenovirus	3,40E-08	8,16E-08	8,16E-03	CG/L	4
Norovirus	2,60E-06	6,18E-06	6,18E-01	CG/L	4
Enterovirus	5,25E-06	3,62E-04	3,62E+01	CG/L	4
Rotavirus	1,30E-07	3,40E-07	3,40E-02	CG/L	4
Crypstosporidium	7,64E-07	3,82E-06	3,82E-01	oocist/L	4
Campylobacter	1,26E-07	6,60E-06	6,60E-01	UFC/L	4

Taula B.2.4 Valors protectors derivats amb AQRM per escenari S3 (neteja exterior)

Patogen	Pinf(dia)	Dosi (nombre)	VP (nombre/L)	Unitats	Jerarquia
Adenovirus	1,26E-07	3,01E-07	3,01E-03	CG/L	4
Norovirus	9,60E-06	2,28E-05	2,28E-01	CG/L	4
Enterovirus	1,94E-05	1,34E-03	1,34E+01	CG/L	4
Rotavirus	4,79E-07	1,25E-06	1,25E-02	CG/L	4
Crypstosporidium	2,82E-06	1,41E-05	1,41E-01	oocist/L	4
Campylobacter	4,66E-07	2,44E-05	2,44E-01	UFC/L	4

Taula B.2.5 Valors protectors derivats amb AQRM per escenari S4 (neteja interior)

Patogen	Pinf(dia)	Dosi (nombre)	VP (nombre/L)	Unitats	Jerarquia
Adenovirus	1,50E-07	3,59E-07	3,59E-03	CG/L	4
Norovirus	1,14E-05	2,72E-05	2,72E-01	CG/L	4
Enterovirus	2,31E-05	1,59E-03	1,59E+01	CG/L	4
Rotavirus	5,71E-07	1,49E-06	1,49E-02	CG/L	4
Crypstosporidium	3,36E-06	1,68E-05	1,68E-01	oocist/L	4
Campylobacter	5,56E-07	2,90E-05	2,90E-01	UFC/L	4

Taula B.2.6 Valors protectors derivats amb AQRM per escenari S6 (ús de boca)

Patogen	Pinf(dia)	Dosi (nombre)	VP (nombre/L)	Unitats	Jerarquia
Adenovirus	1,03E-07	2,46E-07	1,23E-07	CG/L	4
Norovirus	7,84E-06	1,86E-05	9,31E-06	CG/L	4
Enterovirus	1,58E-05	1,09E-03	5,46E-04	CG/L	4
Rotavirus	3,91E-07	1,02E-06	5,12E-07	CG/L	4
Crypstosporidium	2,30E-06	1,15E-05	5,76E-06	oocist/L	4
Campylobacter	3,81E-07	1,99E-05	9,95E-06	UFC/L	4

ANNEX B.3 EQUACIONS PEL CÀLCUL DE LA CONCENTRACIÓ D'EFECTES

ANNEX B.3.1 INGESTIÓ D'AIGUA

Efectes sistèmics (B.3.1.1)

$$C_o = \frac{P \cdot THQ \cdot RfD_{oral} \cdot BW \cdot 365 dies/any}{EF \cdot IR_w}$$

Efectes cancerígens (B.3.1.2)

$$C'_o = \frac{TR \cdot AT \cdot BW \cdot 365 dies/any}{SF_{oral} \cdot EF \cdot ED \cdot IR_w}$$

C_O, Concentració de contaminant en l'aigua que provoca efectes sistèmics sobre la salut humana per ingestió d'aigua [mg/L]

P, Proporció de la dosi atribuïble a l'aigua

THQ, Índex de perill objectiu per cada contaminant [-]

RfD_{oral}, Dosi de referència del contaminant per via oral [mg/(kg-dia)]

BW, Massa del cos del receptor [kg]

EF, Freqüència d'exposició al contaminant [dies/any]

IR_w, Taxa d'ingestió d'aigua per part del receptor [L/dia]

C'_O, Concentració de contaminant en l'aigua que provoca efectes cancerígens sobre la salut humana per ingestió d'aigua [mg/L]

TR, Risc objectiu de desenvolupar càncer durant l'exposició a un contaminant durant tota la vida[-]

AT, Temps mitjà d' exposició durant tota la vida per contaminants cancerígens [anys]

SF_{oral}, Factor de potència cancerígena del contaminant per via oral $[mg/(kg\text{-}dia)]^{-1}$

ED, Durada de l' exposició [anys]

ANNEX B.3.2 CONTACTE DÈRMIC AMB L'AIGUA

Efectes sistèmics (B.3.2.1)

$$C_d = \frac{P \cdot THQ \cdot RfD_D \cdot BW \cdot \frac{365 dies}{any}}{EF \cdot ET \cdot SA \cdot K_p \cdot \frac{1\ litre}{1000 cm^3} \cdot \frac{10000 cm^2}{m^2}}$$

Efectes cancerígens (B.3.2.2)

$$C'_d = \frac{TR \cdot AT \cdot BW \cdot \frac{365 dies}{any}}{SF_D \cdot ED \cdot EF \cdot ET \cdot SA \cdot K_p \cdot \frac{1\ litre}{1000 cm^3} \cdot \frac{10000 cm^2}{m^2}}$$

C_d, Concentració de contaminant en l'aigua que provoca efectes sistèmics sobre la salut humana per via dèrmica [mg/L]

P, Proporció de la dosi atribuïble a l'aigua

THQ, Índex de perill objectiu per cada contaminant [-]

RfD_D, Dosi de referència del contaminant per via dèrmica [mg/(kg-dia)]

BW, Massa del cos del receptor [kg]

EF, Freqüència d'exposició al contaminant [dies/any]

ET, Temps d'exposició (h/dia)

SA, Superfície d'exposició [m^2]

Kp, Constant de permeabilitat (cm/h)

C'_d, Concentració de contaminant en l'aigua que provoca efectes cancerígens sobre la salut humana per via dèrmica [mg/L]

TR, Risc objectiu de desenvolupar càncer durant l'exposició a un contaminant durant tota la vida [-]

AT, Temps mitjà d' exposició per vida per compostos i contaminants cancerígens [anys]

SF_D, Factor de potència cancerígena del contaminant per via dèrmica $[mg/(kg\text{-}dia)]^{-1}$

ED, Durada de l' exposició [anys]

ANNEX B.3.3 INHALACIÓ DE VOLÀTILS DE L'AIGUA

Efectes sistèmics (B.3.3.1)

$$C_v = \frac{THQ \cdot RfC \cdot \frac{365 dies}{any} \cdot 24\ h/dia}{EF \cdot ET \cdot VF}$$

Efectes cancerígens (B.3.3.2)

$$C'_v = \frac{TR \cdot AT \cdot \frac{365 dies}{any} \cdot 24\ h/dia}{URF \cdot EF \cdot ET \cdot VF \cdot ED}$$

C_v, Concentració de contaminant en l'aigua que provoca efectes sistèmics sobre la salut humana per via inhalació de volàtils[mg/L]

THQ, Índex de perill objectiu per cada contaminant [-]

RfC, Concentració de referència del contaminant en aire [mg//m^3]

VF, Factor de volatilització [L/m^3] (veure Annex B,5)

EF, Freqüència d'exposició [dies/any]

C_v', Concentració de contaminant en l'aigua que provoca efectes cancerígens sobre la salut humana per via inhalació de volàtils [mg/L]

TR, Risc objectiu de desenvolupar càncer durant l'exposició a un contaminant durant tota la vida,

URF, Factor de potència cancerígena del contaminant per la via d'inhalació $[mg/m^3]^{-1}$

AT, Temps mitjà d'exposició durant tota la vida per contaminants cancerígens [anys]

ED, Durada de l' exposició [anys]

ANNEX B.4 VALORS DELS FACTORS D'EXPOSICIÓ

Els factors d'exposició de via oral dels escenaris S1 a S4 es detallen al capítol 5 de la memòria.

S1 Escenari regant exterior

Taula B.4.1 Paràmetres adoptats pel càlcul degut al contacte dèrmic

PARÀMETRE CONTACTE DÈRMIC	Valor	Referències
BW, Pes corporal (Kg)	70	USEPA, 1989
ED, Període exposició (any)	30	USEPA, 1989
EF, Freq, exposició a l'element o compost (dies/any)	100	Estimat reg
ET, temps d'exposició (h/d)	2	RuralCat, 2005
SA, Superfície dèrmica exposada (m^2)	0,310	USEPA, 1992

Taula B.4.2 Paràmetres adoptats pel càlcul d'inhalació de vapors

PARÀMETRE INHALACIÓ DE VAPORS	Valor	Referències
ED, Període exposició (any)	30	USEPA, 1989
EF, Freq, exposició (dies/any)	100	Estimat reg
ET, temps d'exposició (h/d)	2	Estimat reg

S2 Descàrrega sanitaris

Taula B.4.3 Paràmetres adoptats pel càlcul d'inhalació de vapors

PARÀMETRE INHALACIÓ DE VAPORS	Valor	Referències
ED, Període exposició (any)	30	USEPA, 1989
EF, Freq, exposició a l'element o compost (dies/any)	350	USEPA, 1989b
ET, temps d'exposició (h/d)	1	USEPA, 2004

S3 Neteja exterior

Taula B.4.4 Paràmetres pel càlcul degut al contacte dèrmic

PARÀMETRE CONTACTE DÈRMIC AMB L'AIGUA	Valor	Referències
BW, Pes corporal (Kg)	70	USEPA, 1989
ED, Període exposició (any)	25	USEPA, 1989
EF, Freq, exposició a l'element o compost (dies/any)	298	Ajuntament Barcelona, 2006
ET, temps d'exposició (h/d)	6	Ajuntament Barcelona, 2006
SA, Superfície dèrmica exposada (m^2)	0,310	USEPA, 1992

Taula B.4.5 Paràmetres adoptats pel càlcul d'inhalació de vapors

PARÀMETRE INHALACIÓ DE VAPORS	Valor	Referències
ED, Període exposició (any)	25	USEPA, 1989
EF, Freq, exposició a l'element o compost (dies/any)	298	Ajuntament Barcelona, 2006
ET, temps d'exposició (h/d)	6	Ajuntament Barcelona, 2006

S4 Neteja interior

Taula B.4.6 Paràmetres pel càlcul degut al contacte dèrmic

PARÀMETRE CONTACTE DÈRMIC AMB L'AIGUA	Valor	Referències
BW, Pes corporal (Kg)	70	USEPA, 1989
ED, Període exposició (any)	25	USEPA, 1989
EF, Freq, exposició a l'element o compost (dies/any)	250	USEPA, 1989
ET, temps d'exposició (h/d)	8	USEPA, 2004
SA, Superfície dèrmica exposada (m^2)	0,310	USEPA, 1992

Taula B.4.7 Paràmetres adoptats pel càlcul d'inhalació de vapors

PARÀMETRE INHALACIÓ DE VAPORS	Valor	Referències
ED, Període exposició (any)	25	USEPA, 1989
EF, Freq, exposició a l'element o compost (dies/any)	250	USEPA, 1989
ET, temps d'exposició (h/d)	8	USEPA, 1989

S6 Ús potable

Taula B.4.8 Paràmetres adoptats pel càlcul d'ingestió d'aigua

PARÀMETRE INGESTIÓ D'AIGUA	Valor	Referències
BW, Pes corporal (Kg)	70	USEPA, 1989
ED, Període exposició (any)	30	USEPA, 1989,
EF, Freq, exposició a l'element o compost (dies/any)	365	WHO (2017b)
IR, Taxa d'ingestió d'aigua per part del receptor (L/dia)	2	WHO (2017b)

ANNEX B.5 FACTORS DE TRANSFERÈNCIA AIGUA-AIRE

B.5.1 Factor de volatilització en model d'aspersió (Martí et al, 2014) (Waterloo, 2001)

B.5.1.1 Ambients exteriors

$$VF = \left[Q \cdot \frac{(1-\exp\left(-K_L \cdot \frac{t_g}{600d}\right))}{60 \cdot W \cdot H \cdot U_z} \right] \qquad \textbf{(B.5.1)}$$

B.5.1.2 Ambients interiors

$$VF = \left[Q \cdot \frac{(1-\exp\left(-K_L \cdot \frac{t_g}{600d}\right))}{60 \cdot V \cdot f_r} \right] \qquad \textbf{(B.5.2)}$$

On,

Q: Cabal del sistema d'aspersió, (L/min)

t_g: Temps goteig (s)

K_L: Coeficient global de transferència (m/s) (Martí i cols, 2014)

d: diàmetre de la gota (m)

W: amplada de la caixa perpendicular a la direcció del flux d'aire (m) en exterior

U_z: velocitat del vent a l'altura H en exterior, (m/s)

H: alçada (m) en exterior,

V: Volum interior (m^3)

f_R: Canvis d'aire en interior (canvis/s)

B5.2 Factor de volatilització superfície plana aigua-aire interior (Martí et al, 2014)(CTM, 2007)

$$VF = 1000 \cdot \left[\frac{f_R \cdot V}{A \cdot K_L} + \frac{1}{K_H}\right]^{-1} \qquad \textit{(B.5.3)}$$

On,

f_R: Canvis d'aire en interior (canvis/s)

V: Volum interior (m^3)

A: Superfície d'aigua exposada a l'aire (m^2)

K_L: Coeficient global de transferència (m/s) (Martí i cols, 2014)

K_H: Constant de Henry adimensional

ANNEX B.6 PARÀMETRES DELS FACTORS DE VOLATILITZACIÓ

Taula B.6.1 Paràmetres pel càlcul dels factors de volatilització exterior aspersió

PARÀMETRE ASPERSOR, EXTERIOR	S1 Regant exterior	Ref.	S3 Neteja exterior	Ref.
Cabal - Q (L/min)	30	Waterloo,2001	110	Ajuntament Barcelona, 2006
Altura - H (m)	2	Adoptat	2	Adoptat
Amplada - W (m)	8	Adoptat	8	Ajuntament Barcelona, 2006
Velocitat del vent - u_z (m/s)	2,25	ASTM, 1995	2,25	ASTM, 1995
Temps gota a gota - tg (s)	0,64	Calculat	0,64	Calculat
Diàmetre gota - d (cm)	0,2	Waterloo, 2001	0,2	Waterloo, 2001

Taula B.6.2 Paràmetres pel càlcul dels factors de volatilització interior aspersió

PARÀMETRE ASPERSIÓ, INTERIOR	S4 Neteja interior	Ref.
Cabal - Q (L/min)	30	Waterloo, 2001
Altura - H (m)	1	Waterloo, 2001
Volum - V (m^3)	2500	Calculat
Temps goteig - tg (s)	0,64	Calculat
Diàmetre gota – d (cm)	0,2	Waterloo, 2001
Canvis aire - fr (s^{-1})	0,00023	ASTM, 1995

Taula B.6.3 Paràmetres pel càlcul dels factors de volatilització interior superfície plana

PARÀMETRE SUPERFÍCIE PLANA, INTERIOR	S2 Descàrrega sanitaris	Ref.
Velocitat vent - u_z, (m/s)	0	Calculat
A (m^2)	0,01	Calculat
V (m^3)	4	Calculat
Relació V/A (m)	100	Calculat
Canvis aire - fr (s^{-1})	0,00014	ASTM, 1995

ANNEX C

ANNEX C.1 PROPIETATS FÍSICO-QUÍMIQUES DELS CONTAMINANTS ESTUDIATS

Contaminant	Chemical Abstracts Service (CAS) Number	Diffusivity in Air (cm^2/s)	Diffusivity in Water (cm^2/s)	Unitless Henry`s Law Constant	Skin Permeability Constant (cm/hr)	Molecular Weight (g/mol)	Water Solubility (mg/L)
1,4-Dioxane	123-91-1	8.74E-02	1.05E-05	1.96E-04	3.32E-04	8.81E+01	1.00E+06
Bromodichloromethane	75-27-4	5.63E-02	1.07E-05	8.67E-02	4.02E-03	1.64E+02	3.03E+03
Bromoform	75-25-2	3.57E-02	1.04E-05	2.19E-02	2.35E-03	2.53E+02	3.10E+03
Chloroform	67-66-3	7.69E-02	1.09E-05	1.50E-01	6.83E-03	1.19E+02	7.95E+03
Dibromochloromethane	124-48-1	3.66E-02	1.06E-05	3.20E-02	2.89E-03	2.08E+02	2.70E+03
Carbamazepine	298-46-4			negligible	7.50E-03	2.36E+02	1.80E+01
Diclofenac	15307-86-5			negligible	2.70E-03	2.96E+02	2.37E+00
Iopromide	73334-07-3			negligible	5.64E-06	7.91E+02	1.20E+01
N,N-diethyl-m-toluamide	134-62-3	2.88E-02	6.47E-06	8.50E-07	3.72E-03	1.91E+02	9.12E+02
NH4+/NH3	7664-41-7	2.31E-01	2.23E-05	6.58E-04	1.00E-03	1.70E+01	4.82E+05
Ni	7440-02-0				2.00E-04	5.87E+01	
N-nitrosodimethylamine (	62-75-9	9.88E-02	1.15E-05	7.44E-05	2.51E-04	7.41E+01	1.00E+06
NO3-	14797-55-8				1.00E-03	6.20E+01	
Zn	7440-66-6				6.00E-04	6.54E+01	
Caffeine	58-08-2			negligible	*3.51E-04*	1.94E+02	1.87E+04
Perfluorooctane sulfonic	1763-23-1	2.07E-02	5.25E-06	1.81E-05	**4.69E-07**	7.90E+01	680
Se	7782-49-2				**1.00E-03**	5.00E+02	
Sb	7440-36-0				**1.00E-03**	1.22E+02	
Sn	7440-31-5				**1.00E-03**	1.19E+02	
Venlafaxine	99300-78-4			negligible	3.68E-03	3.14E+02	5.86E+05
Referències (veure bibliografia)							
WATER9 (U.S. EPA, 2001)		USEPA, 2021		ECHA		https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/	
PHYSPROP		*Fourie et al., 2004*		*Özgüney et al., 2006*		*Verysier et al., 2013*	
RAIS, 2021		*Singh et al, 2008*		**USEPA, 2004**		Estimat utilitzant model modificat de Robinson	
						a partir del Mw=791 g/mol i logKow=-0.45	
						Log kow extret de Sallwey et al. 2020	

ANNEX C.2 PROPIETATS TOXICITAT QUÍMICA DELS CONTAMINANTS ESTUDIATS

Contaminant	cas #	Chronic Oral Reference Dose (mg/kg-day)*	Chronic Dermal Reference Dose (mg/kg-day)	Chronic Inhalation Reference Concentration (mg/m^3)	Subchronic Inhalation Reference Concentration (mg/m^3)	Oral Slope Factor $(mg/kg\text{-}day)^{-1}$*	Dermal Slope Factor (mg/kg-day)-1	Inhalation Unit Risk $(\mu g/m^3)^{-1}$	RAGS Part E Gastrointestinal Absorption Factor
1,4-Dioxane	123-91-1	3.00E-02	3.00E-02	*3.00E-02*	7.20E-01	1.00E-01	1.00E-01	5.00E-06	1.00E+00
Bromodichloromethane	75-27-4	2.00E-02	2.00E-02	2.00E-02	2.00E-02	6.20E-02	6.20E-02	3.70E-05	1.00E+00
Bromoform	75-25-2	2.00E-02	2.00E-02			7.90E-03	7.90E-03	1.10E-06	1.00E+00
Chloroform	67-66-3	1.00E-02	1.00E-02	9.77E-02	2.44E-01	3.10E-02	3.10E-02	2.30E-05	1.00E+00
Dibromochloromethane	124-48-1	2.00E-02	2.00E-02			8.40E-02	8.40E-02		1.00E+00
Carbamazepine	298-46-4	Veure valors sucedanis per fàrmacs a la memòria (cap. 5)							1.00E+00
Diclofenac	15307-86-5	Veure valors sucedanis per fàrmacs a la memòria (cap. 5)							1.00E+00
Iopromide	73334-07-3	Veure valors sucedanis per fàrmacs a la memòria (cap. 5)							1.00E+00
N,N-diethyl-m-toluamide (DEET)	134-62-3	Veure valors sucedanis per fàrmacs a la memòria (cap. 5)							1.00E+00
NH4+/NH3	7664-41-7	3.40E+01	3.40E+01	5.00E-01	1.00E-01				1.00E+00
Ni	7440-02-0	2.00E-02	8.00E-04	9.00E-05	2.00E-04			2.60E-04	4.00E-02
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	62-75-9	8.00E-06	8.00E-06	4.00E-05		5.10E+01	5.10E+01	1.40E-02	1.00E+00
NO3-	14797-55-8	1.60E+00	1.60E+00						1.00E+00
Zn	7440-66-6	3.00E-01	3.00E-01						1.00E+00
Caffeine	58-08-2	Veure valors sucedanis per fàrmacs a la memòria (cap. 5)							1.00E+00
Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)	1763-23-1	*2.00E-05*	2.00E-05						1.00E+00
Se	7782-49-2	5.00E-03	5.00E-03	2.00E-02					1.00E+00
Sb	7440-36-0	4.00E-04	6.00E-05	3.00E-04	1.00E-03				1.50E-01
Sn	7440-31-5	6.00E-01	6.00E-01						1.00E+00
Venlafaxine	93413-69-5	Veure valors sucedanis per fàrmacs a la memòria (cap. 5)							1.00E+00
* Utilitzats només a l'escenari S6									
Referències (veure bibliografia)									
(IRIS)	*USEPA, 2018*	(ATSDR Final)		(USEPA, 2004)		Extrapolats a partir de RfD oral, Oral Slope Factor o equiv.			
(PPRTV Current)		(CALEPA)		Asumit=1					
(HEAST)		(SCREEN)							

ANNEX C.3 VPs QUÍMICS ESCENARIS S1 REGANT EXTERIOR

Paràmetres	VP (µg/l)	Jerarquia	Comentari	Referència
1,4-Dioxane	2.5E+04	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Bromodichloromethane	3.5E+03	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Bromoform	4.4E+04	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Chloroform	4.1E+03	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Dibromochloromethane	3.9E+03	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Caffeine	1.5E+04	4b	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Carbamazepine	1.5E+04	4b	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Diclofenac	7.0E+02	4b	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Iopromide	2.7E+06	4b	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
N,N-diethyl-m-toluamide (DEET)	5.8E+04	4b	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
NH_4^+/NH_3	2000-4000	2	protecció plantes	(Shoushtarian i Hegahban., 2020)
Ni	2.0E+02	2	protecció plantes	(FAO, 2021, USEPA, 2012)
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	6.2E+01	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
NO_3^-	10000-15000	2	protecció plantes	(Shoushtarian i Hegahban., 2020)
Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)	3.6E+02	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Se	2.0E+01	2	protecció plantes	(FAO, 2021, USEPA, 2012)
Sb	2.3E+03	4a	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Sn	3.0E+03	2	protecció plantes	(Shoushtarian i Hegahban., 2020)
Venlafaxine	5.6E+03	4b	Càlcul protecció regant	SUGGEREIX
Zn	2.0E+03	2	protecció plantes	(FAO, 2021, USEPA, 2012)
Electrical Conductivity (µS/cm)	< 2500 a 3000	2	protecció plantes	(Shoushtarian i Hegahban., 2020)
pH	6 a 9	2	protecció plantes	(Shoushtarian i Hegahban., 2020)

ANNEX C.4 VPs QUÍMICS ESCENARI S2 DESCÀRREGA SANITARIS

Paràmetres	VP (µg/l)	Jerarquia	Comentari	Referència
1,4-Dioxane	2.4E+04	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Bromodichloromethane	1.8E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Bromoform	7.5E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Chloroform	2.8E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Dibromochloromethane	1.4E+06	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Caffeine	1.2E+05	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Carbamazepine	1.4E+06	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Diclofenac	2.6E+04	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Iopromide	1.1E+07	4b	Càlcul	SUGGEREIX
N,N-diethyl-m-toluamide (DEET)	2.8E+06	4b	Càlcul	SUGGEREIX
NH_4^+/NH_3	9.6E+04	4a	Càlcul, Suposat NH3	SUGGEREIX
Ni	2.8E+05	4a	Càlcul	SUGGEREIX
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	2.1E+01	4a	Càlcul	SUGGEREIX
NO_3^-	7.1E+08	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)	1.4E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Se	2.8E+05	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Sb	1.4E+05	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Sn	3.0E+07	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Venlafaxine	2.7E+05	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Zn	1.5E+07	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Electrical Conductivity (µS/cm)	nd	2	limitació corrosió material	(Asano et al., 2007)
pH	nd	2	limitació corrosió material	(Asano et al., 2007)

ANNEX C.5 VPs QUÍMICS ESCENARI S3 NETEJA EXTERIOR

Paràmetres	VP (µg/l)	Jerarquia	Comentari	Referència
1,4-Dioxane	3.8E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Bromodichloromethane	3.9E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Bromoform	6.4E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Chloroform	4.7E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Dibromochloromethane	5.3E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Caffeine	3.1E+03	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Carbamazepine	1.8E+03	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Diclofenac	8.8E+01	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Iopromide	9.0E+06	4b	Càlcul	SUGGEREIX
N,N-diethyl-m-toluamide (DEET)	7.1E+03	4b	Càlcul	SUGGEREIX
NH_4^+/NH_3	3.4E+06	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Ni	1.8E+04	4a	Càlcul	SUGGEREIX
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	9.7E+00	4a	Càlcul	SUGGEREIX
NO_3^-	7.3E+06	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)	2.4E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Se	2.2E+04	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Sb	2.8E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Sn	2.8E+05	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Venlafaxine	6.8E+02	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Zn	2.3E+05	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Electrical Conductivity (µS/cm)	nd	2	limitació corrosió material	(Asano et al., 2007)
pH	nd	2	limitació corrosió material	(Asano et al., 2007)

ANNEX C.6 VPs QUÍMICS ESCENARI S4 NETEJA INTERIOR

Paràmetres	VP (µg/l)	Jerarquia	Comentari	Referència
1,4-Dioxane	3.1E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Bromodichloromethane	9.0E+01	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Bromoform	3.1E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Chloroform	1.2E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Dibromochloromethane	4.8E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Caffeine	2.8E+03	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Carbamazepine	1.6E+03	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Diclofenac	7.8E+01	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Iopromide	9.1E+06	4b	Càlcul	SUGGEREIX
N,N-diethyl-m-toluamide (DEET)	6.3E+03	4b	Càlcul	SUGGEREIX
NH4+	3.4E+05	4a	Calcul suposat NH3	SUGGEREIX
Ni	2.1E+04	4a	Càlcul	SUGGEREIX
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	6.6E+00	4a	Càlcul	SUGGEREIX
NO3-	8.7E+06	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)	2.9E+03	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Se	2.6E+04	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Sb	3.3E+02	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Sn	3.3E+05	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Venlafaxine	6.1E+02	4b	Càlcul	SUGGEREIX
Zn	2.7E+05	4a	Càlcul	SUGGEREIX
Electrical Conductivity (µS/cm)	nd	2	Depen de les aplicacions	(Asano et al., 2007)
pH	nd	2	Evitar corrosió, altres	(Asano et al., 2007)

ANNEX C.7 VPs QUÍMICS ESCENARI S5 PROTECCIÓ ECOSISTEMES AQUÀTICS

Paràmetres	VP (µg/l)	Jerarquia	Comentari	Referència
1,4-Dioxane	5.8E+04	3	PNEC	(IGME et al., 2007)
Bromodichloromethane	5.1E-02	3	PNEC	(Norman,2021)
Bromoform	1.3E+01	3	PNEC	(ECHA, 2021)
Caffeine	8.7E+01	3	PNEC	(ECHA, 2021)
Chloroform	2.5E+00	1a	NQA	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Dibromochloromethane	1.1E-01	3	PNEC	(Norman,2021)
Carbamazepine	5.0E-02	3	PNEC	(Norman,2021)
Diclofenac	5.0E-02	3	PNEC	(Norman,2021)(Loos et al., 2018)
Iopromide	1.4E-01	3	PNEC	(Norman,2021)
N,N-diethyl-m-toluamide (DEET)	8.8E+01	3	PNEC	(Norman,2021)
NH_4^+/NH_3	6.0E+02	1b	Pot dependre tipus riu	RD 817/2015
Ni	2.0E+01	1a	NQA	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	4.3E+01	3	PNEC	(Norman,2021)
NO_3^-	2.5E+04	1b	Pot dependre tipus riu	RD 817/2015
Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and derivatives	6.5E-04	1a	NQA	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Se	1.0E+00	1a	NQA Sustancia preferent	RD 817/2015
Sb	1.1E+02	3	PNEC	(ECHA, 2021)
Sn	7.9E+01	3	PNEC Sn a partir de SnO2	(ECHA, 2021)
Venlafaxine	3.8E-02	3	PNEC	(Norman,2021)
Zn	30 a 500	1a	Segons duresa	Directives 105/2008, 39/2013 i RD 817/2015
Electrical Conductivity (µS/cm)	1.0E+03	3	Pot dependre tipus riu	(UB,2020)(ACA,2020)
pH	6 a 9	1b	Pot dependre tipus riu	RD 817/2015

ANNEX C.8 VPs QUÍMICS ESCENARI S6 ÚS POTABLE

Paràmetres	VP (µg/l)	Jerarquia	Comentari	Referència
1,4-Dioxane	5.0E+01	2		WHO, 2017
Bromodichloromethane,Bromoform, Chloroform, Dibromochloromethane	1.0E+02	1	THMs totals (els 4)	Directiva 2020/2184
Caffeine	8.3E+00	2		Magrete et al., 2008
Carbamazepine	1.0E+02	2		EPHC et al., 2008
Diclofenac	1.8E+00	2		EPHC et al., 2007
Iopromide	7.5E+02	2		EPHC et al., 2007
N,N-diethyl-m-toluamide (DEET)	2.0E+02	2		MDH, 2013
NH_4^+/NH_3	5.0E+02	1		Directiva 2020/2184
Ni	2.0E+01	1		Directiva 2020/2184
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	1.0E-01	2		WHO, 2017
NO_3^-	5.0E+04	1		Directiva 2020/2184
Sum PFAS (Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and Perfluorooctanoic acid included)	1.0E-01	1	Part PFAS totals	Directiva 2020/2184
Se	2.0E+01	1		Directiva 2020/2184
Sb	1.0E+01	1		Directiva 2020/2184
Sn	2.1E+03	4a	Càlcul P=0,1	SUGGEREIX
Venlafaxine	1.9E+01	2		De Jongh et al., 2012
Zn	1.1E+03	4a	Càlcul P=0,1	SUGGEREIX
Electrical Conductivity (µS/cm)	2.5E+03	1		Directiva 2020/2184
pH	6,5 a 9,5	1		Directiva 2020/2184

DESENVOLUPAMENT D'EINES PER EL SUPORT EN LA IMPLEMENTACIÓ I GESTIÓ DE LA REUTILITZACIÓ

(SUGGEREIX)

PT4: SISTEMES DE TRACTAMENT (M3-M12)

Juny 2021

(v3-Abril 2022)

Líders del lliurable: CETAQUA CENTRE TECNOLÒGIC DE L'AIGUA

Participants del lliurable: ICRA Institut Català de Recerca de l'Aigua, eurecat Centre Tecnològic de Catalunya

Agència Catalana de l'Aigua

Generalitat de Catalunya
Departament de Territori i Sostenibilitat
Secretaria de Medi Ambient i Sostenibilitat

AUTORS/ES

Clàudia Pastor, Mateo Pasteur, Clàudia Puigdomènech, Mario Ruiz, Carlos Echevarría, Martina Bou i Marina Arnaldos- Cetaqua

Joaquim Comas, Wolfgang Gernjak i Mercè Font- ICRA

Mireia Mesas i Xavier Martínez- Eurecat

Vicenç Martí- UPC

Contingut

1. Resum executiu 7
2. Objectius 10
3. Tipologia de operacions unitàries de regeneració segons qualitat d'aigua obtinguda 10
3.1 Operacions unitàries de regeneració convencionals 10
3.2 Operacions unitàries de regeneració avançats 15
3.3 Trens de tractament més habituals segons ús 17
4. Revisió de les eficiències de tractament en les operacions unitàries utilitzades en la regeneració d'aigua 19
4.1 Eficiències en l'eliminació de paràmetres subrogats 20
4.2 Eficiències en l'eliminació d'indicadors químics/nutrients 20
4.3 Eficiències en l'eliminació de TrOCs 20
4.4 Eficiències en l'eliminació de metalls 21
4.5 Eficiències en la desinfecció: eliminació de contaminants microbiològics 21
4.6 Manca d'informació d'eliminació de contaminants 22
5. Estimació d'impactes econòmics i ambientals de les operacions unitàries 23
5.1 Indicadors d'impacte econòmic 23
5.2 Indicadors d'impacte ambientals 24
6. Altres criteris tècnics 27
6.1 Temps d'estabilització de la operació unitària 27
6.2 Subproductes generats durant la desinfecció (SPD) 28
6.3 Superfície necessària per implementar el tractament 30
7. Conclusions 31
8. Referències 34

Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics (Format Excel)

Annex 2- Trens de tractament més habituals segons ús (Format Excel)

TAULES

Taula 1. Pretractaments i paràmetres diana de tractaments de solucions integrals. 11
Taula 2.Pretractaments i paràmetres diana de operacions unitàries post-tractament. 12
Taula 3.Processos de desinfecció més utilitzats. 14
Taula 4.Pretractaments i paràmetres diana de tractaments dels operacions unitàries de regeneració avançats. 16
Taula 5.Resum de les eficiències d'eliminació dels paràmetres subrogats en les diferents operacions unitàries..... 20
Taula 6.Resum de les eficiències d'eliminació dels indicadors químics/nutrients en les diferents operacions unitàries..... 20
Taula 7. Resum de les eficiències d'eliminació del zinc i el níquel en les diferents operacions unitàries. 21
Taula 9.Resum de les eficiències d'eliminació dels contaminants microbiològics en les diferents operacions unitàries..... 21
Taula 10.Resum de la manca d'informació dels paràmetres estudiats..... 22
Taula 11.Manca d'informació dels TrOCs en els diversos tractaments. 22
Taula 12. Referència utilitzada i cabal de la mateixa per a estimar els indicadors econòmics de les diferents operacions unitàries..... 24
Taula 13. Referència utilitzada i cabal de la mateixa per a estimar els indicadors econòmics de les diferents unitats de tractaments. 24
Taula 14. Factors utilitzats pel càlcul de la petjada de carboni i la petjada hídrica i origen dels factors. 25
Taula 15.Temps d'estabilització estimat per a les operacions unitàries i descripció 28
Taula 16.Subproductes generats en els diferents tractaments de desinfecció i els seus precursors..... 29
Taula 17. Plantes de referència utilitzades per a estimar la superfície necessària per a la instal·lació dels diferents tractaments..... 30

FIGURES

Figura 1.Esquema del tractament terciari bàsic instal·lat en ERA Baix Llobregat i Title 22 a California, USA..... 17
Figura 2.Esquema d'un tractament de regeneració avançat per a la producció d'aigua pre-potable o per a ús ambiental instal·lat a Edward C. Little WRP i OCGRS a California, USA. 18
Figura 3.Esquema d'un tractament de regeneració avançat per a la producció d'aigua pre-potable o per a ús ambiental instal·lat en ERA Baix Llobregat i Austràlia. 18

ACRONIMS

ADCA	Adsorció amb carbó actiu
BFS	Biofiltre de sorra
BRM	Bioreactor de membranes
$Ca(OH)_2$	Hidròxid de calci
CAB	Carbó actiu biològic
CAG	Carbó actiu granular
CAP	Carbó actiu en pols
CAPEX	de l'anglès *Capital expenditure*
Cl_2	Clor
ClO^-	Clorit
ClO_2	Diòxid de clor
CO_2	Diòxid de carboni
COT	Carbó orgànic total
DEET	N,N-dietil-m-toluamida
DEHP	Di-(2-etilhexyl)ftalat
DES	Desinfecció
DP	Decantació primària
DS	Decantació secundaria
EDI	Electrodiàlisis
FAC	Fangs actius convencionals
$FeCl_3$	Clorur fèrric
FQ-D	Fisicoquímic + Decantació
FS	Filtre de sorra
H_2O_2	Peròxid d'hidrogen
HAAs	Àcids haloacètics
HCl	Àcid clorhídric
HClO	Àcid hipoclorós
LRV	Valor de reducció logarítmica
MF	Microfiltració
MON	Matèria orgànica natural
N.A	No aplica
N.E	No especifica
NaClO	Hipoclorit de sodi
NAOH	Hidròxid de sodi
NDMA	N- nitrosodimetilamina
NH_4^+	Amoni
Ni	Níquel
NO_3^-	Nitrat
O_3	Ozó
OI	Osmosi inversa
OPEX	de l'anglès *Operational expenses*
PFOS	Perfluorooctà àcid sulfònic
pH	Potencial d'Hidrògen
PLC	de l'anglès Programmable Logic controller
POA	Processos d'oxidació avançats
PT	Paquet de treball

SAD	Sistema d'ajuda a la decisió
SPD	Subproducte de desinfecció
SS	Sòlids en suspensió
SST	Sòlids en suspensió totals
THMs	Trihalometans
TRA	Tractament de regeneració avançat
TrOC	Contaminants orgànics traça
UF	Ultrafiltració
UV	Radiació ultravioleta
Zn	Zinc

1. Resum executiu

En el paquet de treball 4 (PT4), en el qual s'engloba aquest lliurable, s'ha dut a terme una revisió de les diferents operacions unitàries existents en els diferents casos d'estudi per l'eliminació de traces de contaminants orgànics (TrOC), metalls i contaminants microbiològics.

Primerament s'han definit els diferents tipus d'operacions unitàries per a la regeneració de l'aigua classificant-los com a operacions unitàries de regeneració convencionals i avançats. S'han considerat com a operacions unitàries de regeneració convencionals les unitats integrals (bioreactors de membrana (BMR)), les unitats post-tractament (fisicoquímic + decantació (FQ-D), biofiltre de sorra (BFS), carbó actiu biològic (CAB) i membranes de microfiltració i ultrafiltració (MF/UF)) i les unitats de desinfecció (clor (Cl_2), hipoclorit de sodi (NaClO), cloramines, diòxid de clor (ClO_2) i ultraviolat (UV)). Com a operacions unitàries de regeneració avançat s'han considerat les unitats d'osmosis inversa (OI), d'electrodiàlisis (EDI), de carbó actiu en pols (CAP), de carbó actiu granular (CAG) i de processos d'oxidació avançats (POA).

Seguidament s'han proposat una sèrie de trens de tractaments segons els possibles usos de l'aigua regenerada. Concretament, s'han definit trenta-tres trens de tractament més sis possibles desinfeccions, obtenint un total de cent seixanta-set trens possibles. Cadascuna de les operacions unitàries definides han estat caracteritzades pel que fa a: rendiment d'eliminació dels paràmetres contaminants seleccionats al paquet de treball 2 (PT2), costos capitals i operacionals i finalment impactes ambientals. Tota aquesta informació s'ha agrupat a una base de coneixement estructurada en format Excel per a una fàcil integració al paquet de treball 5 (PT5), al Sistema d'Ajuda a la Decisió (SAD). El present document acompanya aquesta base de dades per tal d'explicar la metodologia emprada per elaborar-la així com les assumpcions que s'han realitzat quan ha calgut.

Eficiències de tractament:

S'ha analitzat l'eficiència d'eliminació de 4 paràmetres subrogats (pH, conductivitat, terbolesa, sòlids en suspensió carbó orgànic total) i, 2 indicadors químics/nutrients (amoni i nitrats), 10 TrOCs (Carbamazepina, Diclofenac, N,N-dietil-m-toluamida (DEET), Iopromida, 1,4-Dioxà, N- nitrosodimetilamina (NDMA), Venlafaxina, Cafeïna, Perfluorooctà àcid sulfònic (PFOS) i Di-(2-etilhexyl)ftalat (DEHP)), 2 metalls pesants (Níquel i Zinc) i 3 paràmetres microbiològics (bacteris, virus i protozous) segons les operacions unitàries definides. En cada una d'elles, s'ha definit les eficiències d'eliminació, l'origen de la informació i la referencia d'on s'ha extret la informació. Les eficiències d'eliminació s'han expressat com a percentatges d'eliminació mínims i màxims. No obstant, pels contaminants microbiològics les eficiències s'han expressat amb valors de reducció logarítmica (LRV) i, per la mesura del pH, com a valors mínim i màxim. L'origen de la informació manifesta si les eficiències són d'experiments realitzats al laboratori, de resultats reportats a plantes pilot o resultats reportats de plantes industrials.
Alguns paràmetres també s'han categoritzat com a N.E, no especifica, o N.A, no aplica. "N.E" indica aquells paràmetres dels quals no s'especifica o no se'n disposa

informació bibliogràfica. Mentre que "N.A" fa referència a aquells paràmetres que no tenen cap impacte o rellevància en el tractament indicat.

A la següent taula es resumeixen les operacions unitàries més eficients i significatives per l'eliminació de TrOCs (eliminació superior al 70% per tots els paràmetres estudiats), metalls (eliminació superior al 70% per tots els paràmetres estudiats) i contaminants microbiològics (reducció logarítmica entre 2 i 6 simultàniament dels tres regnes estudiats). Això no implica que hi hagi operacions unitàries no contemplades en aquesta taula, les quals eliminin de manera significativa algun dels paràmetres de tipus de contaminants.

Tipus de contaminants	Operacions unitàries més eficaces per la remoció dels contaminants
Subrogats	OI
Indicadors químics/nutrients	BFS, EDI, OI
Traces de contaminants orgànics	OI, POA
Metalls pesants	OI, EDI, CAB,CAG,CAP
Contaminants microbiològics	DES

Altres criteris de priorització:

Entre els criteris de priorització de les operacions unitàries s'ha tingut en compte el temps d'estabilització, els subproductes generats durant la desinfecció i la superfície necessària per implementar el tractament.

El temps d'estabilització de cada operació unitària ha estat calculat a partir de l'experiència de Cetaqua en l'operació d'aquest tipus d'operacions unitàries, ja que, no s'han trobat referències bibliogràfiques. Els valors varien de zero dies, fins a 30 dies depenent del tipus de operacions unitàries.

S'ha tingut en compte el criteri subproductes de desinfecció (SPD) determinant la probabilitat de formació dels SPD per cada operacions unitàries (baixa, mitja, alta) en funció de la capacitat d'eliminació dels precursors en els operacions unitàries previs.

Pel càlcul de la superfície necessària de les diferents operacions unitàries s'ha partit de casos de referència mesurant la superfície de l'operació unitària amb Google Maps per a una determinada capacitat de producció. D'aquesta manera s'ha calculat la superfície per unitat de producció, $m^2/m^3/d$, i s'ha estimat la superfície per a altres capacitats seguint la proporció d'escales similar a la de Z. Ping Li et al. (2019).

Impacte econòmic:

En l'impacte econòmic s'ha estimat el CAPEX i l'OPEX per les diferents operacions unitàries. Per a algunes unitats s'han obtingut referències per a tots els cabals de tractament però, en altres casos, s'han obtingut només referències per a un cabal i s'ha estimat el seu cost per a altres escales seguint les economies d'escala com en la referència de T. Guo et al. (2014). L'operació unitària que té un major cost és el bioreactor de membrana ja que equival a un tractament secundari i a un tractament terciari. La resta de les operacions unitàries estarien incloses en un tractament terciari. Aquelles operacions unitàries amb una alta eliminació de

matèria orgànica dissolta i/o amb una alta eliminació de sals són les que tenen un major cost (CAB, EDI, CAP/CAG, POA, BRM, UF, OI).

Impacte ambiental

En l'impacte ambiental s'han seleccionat dos indicadors: la petjada de carboni i la petjada hídrica. Els operacions unitàries que tenen una major petjada de carboni són el BRM (0,24 $kgCO_2$ eq/m^3) i la OI (0,24 $kgCO_2$ eq/m^3) a causa de l'alt consum de químics i energia. En canvi, els operacions unitàries que tenen una petjada hídrica més elevada són els que utilitzen productes químics durant l'operació, principalment els processos amb membranes que els utilitzen per a les neteges.

2. Objectius

En el PT4 es realitza una revisió de les diferents operacions unitàries existents en els diferents casos d'estudi per l'eliminació de TrOC, metalls i contaminants microbiològics. Cadascuna de les operacions unitàries serà caracteritzada pel que fa a: rendiment d'eliminació, costos capitals i operacionals i finalment impactes ambientals. Aquesta informació sistematitzada constituirà la part de metodologies de tractament que utilitzi l'eina d'ajuda a la decisió (SAD) per recomanar una operació unitària determinada en un cas d'aplicació particular.

L'objectiu principal del present lliurable és explicar la metodologia seguida així com les assumpcions que s'han realitzat per elaborar la base de coneixement així com el disseny dels trens de tractament del PT4. Per a fer-ho, s'han dut a terme les següents tasques:

- Revisió i compilació d'informació existent quant a eficiències de tractament en les operacions unitàries utilitzades per a la regeneració d'aigua.
- Estimació d'impactes econòmics i ambientals de les operacions unitàries.
- Disseny de trens de tractament a partir de trens de tractament de casos de referència del Paquet de Treball 1 (PT1) i a partir de les eficiències d'eliminació de les diferents operacions unitàries estudiades.
- Generació de base de coneixements amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics.

Aquest document servirà de guia per futurs usuaris del SAD a l'hora d'utilitzar-lo i afegir noves operacions unitàries.

3. Tipologia de operacions unitàries de regeneració segons qualitat d'aigua obtinguda

El present capítol descriu les diferents tipologies d'operacions unitàries que es tindran en compte per fer tot l'anàlisi posterior de revisió d'eficiències d'eliminació, impacte econòmic i ambiental. Aquestes es separen en operacions unitàries de regeneració convencionals, operacions unitàries de regeneració avançada així com un recull dels trens de tractament més típics segons ús.

3.1 Operacions unitàries de regeneració convencionals

Es consideren operacions unitàries de regeneració convencionals aquelles que estan dissenyades per a l'eliminació de la matèria orgànica particulada i dissolta, la terbolesa i els sòlids en suspensió. En el present subcapítol, es descriuen les diferents solucions integrals considerades com a operacions unitàries de regeneració convencionals, les solucions post-tractament així com les diferents solucions de desinfecció.

3.1.1 Solucions integrals

- **Bioreactor de membranes (BRM)**

Els BRMs són operacions unitàries de depuració de fangs actius on el decantador secundari (DS) és substituït per un sistema de membranes d'ultrafiltració (UF) o microfiltració (MF). La qualitat de l'efluent, per tant, és la mateixa que el d'una

EDAR de fangs actius convencionals (FAC) seguit d'un tractament de regeneració avançat (TRA). Són una opció en la reutilització d'efluents depurats quan no es disposa d'espai i es requereixen qualitats elevades de l'efluent, en absència de bacteris.

En la Taula 1 es mostren les etapes prèvies i els paràmetres diana que s'eliminen amb la tecnologia BRM.

Taula 1. Pretractaments i paràmetres diana de tractaments de solucions integrals.

Operacions unitàries	Etapa prèvia /pretractament	Paràmetres diana	Referències
BRM	Decantació Primària (DP)	Subrogats	(Yang et al. 2020)(Katz et al. 2008)
		Indicadors químics/nutrients	(Yang et al. 2020)
		Metalls	(Di Fabio et al. 2013)
		TrOCs	(Kümmerer, DIonysiou, and Fatta-Kassinos 2016)(Echevarría et al. 2019)(California, Management, and Region 2009)(Ouarda et al. 2018)(M. Zolfaghari, P. Drogui, B. Seyhi, S.K. Brar, G. Buelna 2014)
		Contaminants biològics	(Francy et al. 2012)(Ottoson et al. 2006)

3.1.2 Solucions post-tractament

Les solucions post-tractament son operacions unitàries afegides després del decantador secundari dels fangs actius convencionals (FAC). L'objectiu és l'eliminació de sòlids en suspensió i col·loidals, i procurar un sistema que permeti esmorteir la variabilitat de l'efluent d'entrada a l'estació regenerada d'aigües, amb la finalitat de permetre un funcionament correcte de les etapes posteriors, com la desinfecció. Aquests operacions unitàries tenen una certa acció desinfectant ja que els bacteris i virus fixats als sòlids en suspensió són eliminats amb aquests.

- **Fisicoquímic + Decantació (FQ-D)**

Els tractaments fisicoquímics es basen en la precipitació química mitjançant l'addició d'un reactiu. Normalment consten de tres etapes: coagulació, floculació i decantació. Els reactius emprats solen ser coagulants inorgànics (sals de ferro o alumini) o bé polímers orgànics (polielectròlits).

- **Biofiltre de sorra (BFS)**

Un biofiltre de sorra és una adaptació del filtre tradicional que consta de vàries etapes i elimina patògens i sòlids en suspensió a través d'una combinació de processos biològics i físics. La capa superficial del filtre (capa biològica) atrapa la matèria orgànica i microorganismes, els quals s'encarregaran, mitjançant la seva activitat biològica, d'eliminar els virus i paràsits de l'aigua. Després d'això l'aigua continua descendint pel filtre a les següents capes de sorres de diferents grandàries, en les quals quedaran retingudes les partícules en suspensió.

- **Carbó actiu biològic (CAB)**

El terme Carbó Actiu Biològic s'utilitza quan es promou deliberadament l'activitat bacteriana en un sistema de carbó actiu granulat (CAG). El major avantatge del sistema CAB és que la matèria orgànica recalcitrant eliminada de l'aigua s'adsorbeix primer en els macroporus, on queda retinguda el temps suficient per a promoure la seva lenta biodegradació pels bacteris adherits.

- **Membranes de microfiltració i d'ultrafiltració (MF/UF)**

La MF i UF es basen en la separació física. La grandària de porus de la membrana determina fins a quin punt són eliminats els sòlids dissolts, la terbolesa i els microorganismes. Les substàncies de major grandària que els porus de la membrana són retingudes totalment. En tots dos casos la qualitat de l'aigua d'alimentació influeix molt en l'eficiència, sensible a variacions brusques de sòlids en Suspensió (SS) i terbolesa.

Les membranes emprades en microfiltració (MF) retenen les partícules de grandària entre 0,1 i 0,2 µm. La MF és efectiva eliminant macromolècules i permet la retenció dels materials col·loidals d'origen inorgànic i orgànic. No obstant això, no assegura l'eliminació exhaustiva de virus. La ultrafiltració pot emprar-se per a eliminar la majoria de les partícules. S'utilitza la UF quan han d'eliminar-se pràcticament totes les partícules col·loidals (incloent la major part de microorganismes patògens).

En la Taula 2 es mostren les etapes prèvies i els paràmetres diana que s'eliminen amb les solucions post-tractament.

Taula 2.Pretractaments i paràmetres diana de operacions unitàries post-tractament.

Operacions unitàries	Etapa prèvia /pretractament	Paràmetres diana	Referències
FQ-D	DS	Subrogats	(Raquel Iglesias Esteban 2016)(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)
		Indicadors químics/nutrients	(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)
		Metalls	(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)

		TrOCs	(Sheng et al. 2016)(Merel and Snyder 2016)(Pontius 2019)(M. Zolfaghari, P. Drogui, B. Seyhi, S.K. Brar, G. Buelna 2014)
		Contaminants biològics	(LeChevallier 2013)(Bratby J. 2006)
FS	DS FQ-D	Subrogats	(Raquel Iglesias Esteban 2016)
		Metalls	(Saseendran and Swarnalatha 2016)(Box and Emirates 2010)
		Contaminants biològics	(Ottoson et al. 2006)(Raquel Iglesias Esteban 2016)(LeChevallier 2013)
BFS	DS FQ-D	Subrogats	(X. and J. 2013)(Bourgin et al. 2018)(Rizzo et al. 2015)
		Indicadors químics/nutrients	(X. and J. 2013)
		Metalls	(Saseendran and Swarnalatha 2016) (Box and Emirates 2010)
		TrOCs	(California et al. 2009)(Bourgin et al. 2018)
		Contaminants biològics	(LeChevallier 2013)(Ottoson et al. 2006)
CAB	DS FQ_D	Subrogats	(Hatt, Germain, and Judd 2013)(Kumar et al. 2020)(Luca Sbardella, Joaquim Comas, Alessio Fenu, Ignasi ROdriguez-Roda 2018)
		Indicadors químics/nutrients	(Luca Sbardella, Joaquim Comas, Alessio Fenu, Ignasi ROdriguez-Roda 2018)
		Metalls	(Meena, Rajagopal, and Organisation 2010)
		TrOCs	(California et al. 2009)
MF/UF	DS FQ-D	Subrogats	(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)
		Contaminants biològics	(World Health Organisation 2017)

3.1.3 Solucions desinfecció

La desinfecció en les operacions unitàries és essencial per a la reutilització saludable de l'aigua mitjançant la inactivació o destrucció dels microorganismes patògens. La desinfecció de l'aigua sol dur-se a terme mitjançant processos físics (com els raigs ultraviolats (UV)) o mitjançant desinfectants o higienitzadors químics (com el clor, el diòxid de clor, el peròxid d'hidrogen, l'ozó i les cloramines, etc.) o mitjançant un procés combinat. Cal mencionar que a part dels processos de desinfecció hi ha tractaments de membrana com la MF/UF/OI així com POA, els quals no obstant no estan dissenyats per aquest objectiu, també tenen poder de desinfecció.

Tot i que els processos de separació per membrana poden reduir de gran forma els patògens microbians, és necessari establir un procés de desinfecció per al tractament final i romanent per a garantir nivells segurs de patògens en cas de contaminació externa de l'efluent. Els processos de desinfecció habitualment utilitzats es mostren a la Taula 3.

Entre aquests mètodes, la cloració es considera el desinfectant més comú en forma de clor gasós, cloramines i hipoclorit de sodi. Les cloramines són moderadament efectives en la inactivació de patògens bacterians, mentre que el clor gasós i l'hipoclorit de sodi són tots dos efectius en la inactivació de patògens bacterians i virals mitjançant la generació de clor lliure. Els processos d'ozonització i UV s'identifiquen com a alternatives de desinfecció més sòlides quan s'utilitzen contra els protozous, encara que l'ozó té una eficàcia limitada contra el *Cryptosporidium spp*.

No obstant, els desinfectants utilitzats en la desinfecció química són oxidants relativament forts que poden transformar els orgànics en subproductes de la desinfecció (SPD). La selecció dels mètodes de desinfecció ha d'associar-se a les característiques de l'afluent, la qualitat de l'efluent, la toxicitat de l'agent desinfectant, la formació de subproductes, el cost i les aplicacions finals.

Taula 3.Processos de desinfecció més utilitzats.

Tipus de desinfecció			Etapa prèvia/pretractament (*)	Paràmetres diana	Referències
Química	Cloració	Clor (Cl_2)	FQ-D FS BFS BRM OI EDI CAG/CAP POA	Contaminants microbiològics	(World Health Organisation 2017)
		Hipoclorit de sodi (NaClO)			(Garmen 2015)(Lin et al. 2020)(Yang et al. 2020)
		Cloramines			(Laura J. Rose, Eugene W. Rice, Lisa Hodges, Alicia Peterson 2007)(Health, Figures, and Table 2019)(Herschy 2012)
		Diòxid de			(J L Banach, L S van Overbeek, M N Nierop

		clor (ClO_2)			Groot, P S van der Zouwen 2018)(Lechevallier and Au 2004)
Física	UV				(World Health Organisation 2017)

(*) FQ-D: Fisicoquímic + decantació; FS: Filtre de sorra; BFS: Biofiltre de sorra; BRM: Bioreactor de membranes; OI: Osmosi Inversa; EDI: Electrodiàlisis; CAG: Carbó actiu granulat; CAP: Carbó actiu en pols; POA: Processos de Oxidació avançats

3.2Operacions unitàries de regeneració avançats

En el present subcapítol, es consideren tractaments avançats aquelles operacions unitàries que estan dissenyats per a l'eliminació de sals dissoltes i microcontaminants, tant orgànics com inorgànics.

- **Osmosis inversa (OI)**

L'osmosi inversa és una tecnologia de membrana que funciona mitjançant l'aplicació de pressió mecànica amb la qual s'aconsegueix contrarestar la pressió osmòtica natural, de manera que l'aigua flueix des de la zona amb major concentració de sals a la de menor concentració fins a obtenir una aigua filtrada. El procés consisteix a fer passar l'aigua a filtrar a través d'una membrana densa que reté pràcticament totes les sals dissoltes i soluts de baix pes molecular.
La OI necessita un tractament previ, sent els més utilitzats la ultrafiltració, la microfiltració i el filtre de sorra. El pretractament seleccionat ha d'evitar el pas de partícules superiors a 10 µm i assegurar que el seu funcionament sigui continu.

- **Electrodiàlisi (EDI)**

L'electrodiàlisi és un procés de separació de sals per via electroquímica en el qual els ions són transferits a través de membranes des d'una solució menys concentrada a una altra més concentrada a conseqüència d'una diferència de potencial. Els cations són atrets cap a l'elèctrode negatiu i els anions són atrets cap a l'elèctrode positiu. Mitjançant el canvi de polaritat elèctrica es controla contínuament la precipitació sobre les membranes i l'embrutiment d'aquestes.
L'EDI es una tecnologia que no redueix SS ni elimina patògens, s'implementa exclusivament per l'eliminació de sals.

- **Carbó actiu en pols (CAP)/carbó actiu granular (CAG)**

L'adsorció amb carbó actiu és un procés d'adsorció en el qual s'utilitza un sòlid per a eliminar una substància soluble de l'aigua. El tractament consisteix en fer passar el líquid a tractar a través d'un llit de carbó actiu contingut en un reactor. El carbó actiu ve en dues variacions: Carbó activat en pols (CAP), que acostuma a tenir un diàmetre inferior a 0,074 mm., i carbó activat granular (CAG) que te un diàmetre superior a 0,1 mm.

- **Processos d'oxidació avançats (POA)**

Els processos d'oxidació avançats impliquen, en general, la generació i l'ús del radical lliure hidroxil ($^{\bullet}OH$) com a fort oxidant per a destruir compostos que no poden ser oxidats per oxidants convencionals com l'oxigen, l'ozó i el clor. Per a produir radicals hidroxils en condicions suaus (baixa temperatura i pressió) s'acostuma a utilitzar l'ozó (O_3), diverses combinacions d'ozó, peròxid d'hidrogen

(H_2O_2), catalitzadors i llum ultraviolada (UV). Els POAs són efectius en l'eliminació de la majoria de compostos orgànics i tenen una alta eficiència en l'eliminació de bacteris i virus.

En la Taula 4 es mostren les etapes prèvies i els paràmetres diana que s'eliminen amb els operacions unitàries de regeneració avançats.

Taula 4.Pretractaments i paràmetres diana de tractaments dels operacions unitàries de regeneració avançats.

Operacions unitàries		Etapa prèvia /pretractament	Paràmetres diana	Referències
OI		BMR MF/UF	Subrogats	(Del Pino and Durham 1999)(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)
			Indicadors químics/nutrients	(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)
			Metalls	(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)
			TROCs	(Rizzo et al. 2020)(Merel and Snyder 2016)(Godri et al. 2019)(Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton 2014)
			Contaminants biològics	(World Health Organisation 2017)
EDI		FQ-D BMR	Subrogats	(Del Pino and Durham 1999)
			Indicadors químics/nutrients	(Del Pino and Durham 1999)
			Metalls	(Antônio and Rodrigues 2014)
GAC		MF/UF BMR	Subrogats	(Hatt et al. 2013)(Kumar et al. 2020)(X. and J. 2013)
			Metalls	(Meena et al. 2010)
			TROCs	(Rizzo et al. 2019)(Merel and Snyder 2016)(Ahn et al. 2015)
PAC		MF/UF BMR	Subrogats	(Echevarría et al. 2019)
			Metalls	(Meena et al. 2010)
			TROCs	(Echevarría et al. 2019)(Merel and Snyder 2016)(Rizzo et al. 2019)
POA	UV/H_2O_2	MF/UF OI FQ-D	TROCs	(Rizzo et al. 2019)(Merel and Snyder 2016)(California et al. 2009)(World Health Organisation 2017)(James, Germain, and Judd 2014)(Arias Espana, Mallavarapu, and Naidu 2015)
			Contaminants biològics	(World Health Organisation 2017)
	O_3-UV	MF/UF OI FQ-D	TROCs	(Echevarría et al. 2019)(Merel and Snyder 2016)(World Health Organisation 2017) (Arias Espana et al. 2015)
			Contaminants biològics	(Matos, Gmurek, and Quinta-ferreira n.d.)

	O_3	MF/UF OI FQ-D	TROCs	(S.kumar et al. 2020),(California et al. 2009), (R.G.Saseendran et al.2016), J.Ottoson et al. 2006)
			Contaminants biològics	(Q. Lin et al. 2020)

3.3 Trens de tractament més habituals segons ús

El detall dels trens de tractaments proposats estan inclosos a *l'Annex 2- Trens de tractament més habituals segons ús*. S'han definit trenta-tres trens de tractament més sis possibles desinfeccions, obtenint un total de cent seixanta-set trens possibles. Aquests han estat dissenyats a partir de trens de tractament de casos de referència del PT1 i a partir de les eficiències d'eliminació de les diferents operacions unitàries estudiades.

Per a cada tren de tractament s'han indicat els possibles usos que l'aigua regenerada produïda podria aconseguir, que hauran de verificar-se amb les eficiències d'eliminació de les unitats de tractament i la composició de l'aigua a tractar. També s'han inclòs les referències dels tractaments corresponents al PT1. A continuació s'expliquen els trens de tractament més comuns en funció del tipus d'aplicació.

- **Tractament terciari bàsic: Producció d'aigua per a regadiu i ús urbà**

Aquest tractament conegut com a terciari bàsic, s'ha detectat en 14 plantes a nivell mundial, com l'ERA del Baix Llobregat o en diverses plantes a Califòrnia on és conegut com el Title 22 (veure Figura 1). L'objectiu és l'eliminació dels sòlids en suspensió i part de la matèria orgànica mitjançant un procés fisicoquímic. Seguidament, s'instal·la una filtració com a afinament per als sòlids en suspensió i barrera per a alguns patògens. Finalment, s'instal·la una desinfecció per a la reducció del contingut microbiològic. Depenent del tipus i dosis de desinfecció la reducció de contingut microbiològic pot ser major o menor, en aquest cas el més adequat seria la cloració, doncs la dosis emprada de clor dictaria la reducció del contingut microbiològic.

L'aigua produïda per aquest tractament a les plantes de Califòrnia sol reduir la terbolesa per sota de 2 NTU i els Coliformes Totals per sota de 2,2 MPN/100 mL. Possibles usos definits, que poden veure's en més detall en el PT1 i en Annex II, son:

- RD 1620/2007: 1.1 , 1.2, 2.1, 2.2, 2.3, 3.1, 3.2, 4.1, 4.2, 5.1, 5.2, 5.3
- Reglament EU 2020/741: A, B, C, D

Figura 1.Esquema simplificat del tractament terciari bàsic instal·lat a la ERA Baix Llobregat i Title 22 a California, USA.

- **Tractament avançat: Producció d'aigua pre-potable o manteniment de cabal mínim (recàrrega d'aqüífers).**

És un tractament basat en el concepte de múltiples barreres al pas de patògens i químics. El primer pas consisteix en membranes de UF/MF per a l'eliminació de la matèria en suspensió i part del contingut microbiològic. Aquesta aigua, lliure de sòlids alimentarà a les membranes de OI que produirà una aigua amb un baix contingut en sals i baixa concentració de matèria orgànica dissolta. Aquells compostos orgànics capaços de permear a través de les membranes de OI com el 1,4-dioxà o el N-nitrosodimetilamina (NDMA), són eliminats mitjançant un POA del tipus ultraviolat/peròxid d'hidrogen (UV/H_2O_2). Finalment, és necessària la remineralització de l'aigua mitjançant l'eliminació del diòxid de carboni (CO_2) i la dosificació de l'hidròxid de calci ($Ca(OH)_2$), tractaments instal·lats a les plantes Edward C. Little WRP en Los Angeles, USA i a Orange County Groundwater Replanishment System en Orange County, USA (veure Figura 2).

Figura 2.Esquema d'un tractament de regeneració avançat per a la producció d'aigua pre-potable o per a ús ambiental instal·lat a Edward C. Little WRP i OCGRS a California, USA.

En algunes plantes regeneradores d'aigües, com l'ERA del Baix Llobregat o a Austràlia en plantes com Beenyup o Boneo WRP, el tractament per a la recàrrega d'aqüífers i la reutilització potable indirecta és molt similar a l'explicat anteriorment (veure Figura 3). La principal diferència és que no existeix un POA per a l'eliminació d'aquells compostos que permeen a través de les membranes de OI, sinó que es procedeix directament a la seva desinfecció. D'aquesta manera, es manté un procés amb múltiples barreres per al pas de patògens, però l'eliminació de compostos orgànics és menor que si s'instal·lés un POA.

Figura 3.Esquema simplificatd'un tractament de regeneració avançat per a la producció d'aigua pre-potable o per a ús ambiental instal·lat en ERA Baix Llobregat i Austràlia.

Els dos tractaments podrien complir els requeriments per a la producció de determinats usos d'aigua regenerada. Possibles usos definits, que poden veure's en més detall en el PT1 i en l'Annex II, són:

- RD 1620/2007: 1.1 , 1.2, 2.1, 2.2, 2.3, 3.1, 3.2, 4.1, 4.2, 5.1, 5.2, 5.3
- Reglament EU 2020/741: A, B, C, D
- Ús ambiental
- Ús pre-potable

4. Revisió de les eficiències de tractament en les operacions unitàries utilitzades en la regeneració d'aigua

A continuació, es resumeixen les revisions realitzades referent a les eficiències de tractament segons tipologies de contaminants i tipus de tractament. Per a un detall exhaustiu consultar l'*Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics,* el qual és la base de dades que s'utilitzarà per el Sistema d'Ajuda a la Decisió (SAD).

En aquesta base de dades referent a les eficiències de tractament es detallen:

- Els diferents paràmetres contaminants seleccionats (llista acordada amb PT2 i PT3) per a cada categoria (TrOCs, metalls i contaminants microbiològics).
- Les eficiències d'eliminació mínimes i màximes dels diferents paràmetres per tipus de operació unitària, amb la referència pertinent.
- L'origen de la informació, és a dir, si les eficiències són d'experiments realitzats al laboratori, de resultats reportats a plantes pilot o resultats reportats de plantes industrials.

Les consideracions que s'han tingut en compte són les següents:

- Pels contaminants microbiològics, les eficiències s'han expressat amb valors de reducció logarítmica (LRV). Aquest terme matemàtic s'utilitza per expressar el número relatiu de microbis vius que s'eliminen mitjançant una desinfecció. Tot i que a les guies de la WHO "Guidance for producing safe drinking-water" (WHO, 2017) i a la legislació californiana prenen 6 com a LRV màxim possible, aquí s'ha pres 4 com a màxim LRV màxim, el que mencionen a les guies australianes. S'ha decidit optar per el valor més restrictiu.
- Per la mesura del pH, no s'ha expressat com a percentatge d'eliminació, sinó com a valor mínim i màxim. Aquest paràmetre només aplica per la dosificació de químics, l'osmosi inversa i pels tractaments de desinfecció.
- Les operacions unitàries del qual no s'ha trobat informació bibliogràfica de les eficiències de tractament d'un paràmetre, s'han categoritzat com a N.E (no especifica). Així mateix, N.A (no aplica), fa referència a aquells paràmetres que no tenen cap impacte o rellevància en l'operació unitària indicada. Per exemple, un tractament de carbó actiu no tindrà cap impacte en l'eliminació de contaminants biològics, pel que estarà categoritzat com N.A.
- Els percentatges de reducció en UV s'han pres amb una dosis de 180 mJ/cm^3 com a referent, el mateix que es pren al PT2.
- En els tractaments fisicoquímics i en decantació s'han considerat les tecnologies i coagulants més comuns, tot i que n'hi ha altres més moderns i eficients, amb els quals es poden obtenir percentatges de reducció majors.

4.1Eficiències en l'eliminació de paràmetres subrogats

Els paràmetres subrogats seleccionats pel PT2 són el pH, la conductivitat, la terbolesa, els sòlids en suspensió totals (SST) i el carbó orgànic total. A la Taula 5 es mostra un resum de les diferents operacions unitàries i els paràmetres subrogats classificant les eficients per N.E, N.A, baixa, mitja i alta. Per veure més detall consultar *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics.*

Taula 5.Resum de les eficiències d'eliminació dels paràmetres subrogats en les diferents operacions unitàries.

Eficiència/ Paràmetre*	Conductivitat	Terbolesa/SST	COT
N.A	BRM, FQ-D, FS, BFS, CAB, MF/UF, CAG, CAP, POA, DES	EDI, POA, DES, CAP	DES
BAIXA		CAB, CAG	FS, BFS, CAB, EDI, POA, MF/UF
MITJA		FQ-D, FS, BFS	FQ-D
ALTA	OI, EDI	OI, BRM, MF/UF	OI, BRM, CAG

*N.A: No aplica, Baixa: 0-40%, Mitja: 40-70%, Alta: 70-100%.

4.2Eficiències en l'eliminació d'indicadors químics/nutrients

Els indicadors químics/nutrients seleccionats pel PT2 son l'amoni (NH_4^+) i el nitrat (NO_3^-). Les operacions unitàries que permeten una eliminació efectiva son els biofiltres de sorra, l'osmosi inversa i l'electrodiàlisi.

A la Taula 6 es *m*ostra un resum de les diferents operacions unitàries i indicadors químics/nutrients classificant les eficients com N.A, baixa, mitja i alta. Per veure més detall consultar *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics.*

Taula 6.Resum de les eficiències d'eliminació dels indicadors químics/nutrients en les diferents operacions unitàries.

Eficiència/Paràmetre	NH_4^+	NO_3^-
N.A	FS, POA, DES, FQ-D, MF/UF	FS, CAP,CAG, POA, DES, FQ-D, MF/UF
BAIXA	-	-
MITJA	-	-
ALTA	BRM, BFS, OI, EDI, CAP, CAG	BFS,OI, EDI, BRM**

*N.A: No aplica, Baixa: 0-40%, Mitja: 40%-70%, Alta: 70%-100%.

**BRM pot ser alta si s'inclou desnitrificació

4.3 Eficiències en l'eliminació de TrOCs

Els TrOCs poden eliminar-se mitjançant diferents tipus de processos com l'adsorció, l'oxidació química, l'osmosi inversa o processos de filtració biològica. Els contaminants orgànics s'han classificat segons el PT2 amb els següents grups:

- Compostos farmacèutics: Carbamazepina, Diclofenac i Venlafaxina
- Biocides: N,N-dietil-m-toluamida(DEET)
- Additiu alimentari: Cafeïna

- Agents de contrast radiològic: Iopromida
- Subproductes de transformació/desinfecció: dimetilnitrosamina (NDMA)
- Altres compostos: 1,4-Dioxà, Perfluorooctà àcid sulfònic (PFOS), Di-(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP)

4.4Eficiències en l'eliminació de metalls

Les operacions unitàries disponibles per a l'eliminació de metalls pesants de les aigües residuals inclouen els processos fisicoquímics, l'adsorció amb carbó actiu (ADCA), els filtres de sorra, l'electrodiàlisi i l'osmosi inversa. Els metalls considerats a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* són el zinc i el níquel. *A la Taula 7* es mostra un resum de les diferents operacions unitàries i metalls classificant les eficiències com N.A, baixa, mitja i alta.

Taula 7. Resum de les eficiències d'eliminació del zinc i el níquel en les diferents operacions unitàries.

Eficiència /Paràmetre (*)	Zinc	Níquel
N.A	MF/UF, POA, DES	MF/UF, POA, DES
BAIXA	FQ-D	FQ-D, FS, BFS
MITJA	BRM	BRM
ALTA	FS, BFS, CAB, OI, EDI, CAP/CAG	CAB, OI, EDI, CAP/CAG

*N.A: No aplica, Baixa: 0-40%, Mitja: 40-70%, Alta: 70-100%.

4.5Eficiències en la desinfecció: eliminació de contaminants microbiològics

Les operacions unitàries disponibles per a l'eliminació de contaminants microbiològics de les aigües residuals inclouen la coagulació i floculació, la FS, MF/UF, OI, la filtració biològica i la desinfecció (Cl_2, ClO_2, NaClO, cloramines, O_3, UV). Tot i que els processos de separació per membrana poden reduir en gran mesura els patògens microbians, és necessari establir un procés de desinfecció pel tractament terminal i romanent per a garantir nivells segurs de patògens en cas de contaminació externa de l'efluent, en el cas de la desinfecció amb O_3 o Cl_2 l'eficiència dependrà de la dosis emprada.

A la Taula 8 es mostra un resum de les diferents operacions unitàries classificant les eficiències per N.A, LVR menors a 2, LVR entre 2 i 4 i LVR majors a 4 i els LVR entre 1 i 4 que són desinfectants molt dependents de la dosis.

Taula 8.Resum de les eficiències d'eliminació dels contaminants microbiològics en les diferents operacions unitàries.

Eficiència /Paràmetre	Bacteris	Virus	Protozous
N.A	CAB, EDI, CAP/CAG	CAB, EDI, CAP/CAG	CAB, EDI, CAP/CAG, Cl_2, NaClO
LVR≤2	FQ-D, FS, BFS, MF/UF	FS,BFS, BRM, FS, MF/UF	FS, BFS, cloramines, FQ-D, MF/UF
2 < LRV ≤ 4	BRM, OI, POA, UV	FQ-D, OI, POA, UV	BRM, OI, POA, UV

1 < LRV ≤ 4	O_3, Cl_2, cloramines, NaClO, ClO_2	O_3, Cl_2, cloramines, NaClO, ClO_2	O_3, ClO_2

4.6 Manca d'informació d'eliminació de contaminants

S'ha realitzat l'anàlisi d'identificar per quins paràmetres dels estudiats hi ha manca d'informació bibliogràfica sobre la seva eliminació. Per determinats compostos es detecta una manca d'informació en general mentre que per altres depèn del operació unitària estudiat. A la Taula 9 es mostren els paràmetres analitzats i si s'ha trobat informació bibliogràfica de les eficiències d'eliminació. Concretament, s'observa que els paràmetres pels quals s'ha trobat menys informació de les eficiències d'eliminació per cada tractament són les traces de contaminants orgànics. A la Taula 10 s'especifica per quins tractaments no s'ha trobat informació en el cas dels TrOCs. Aquest fet no necessàriament significa que no existeixi, sinó que en la recerca realitzada no s'ha trobat. Es per això que el futur SAD, contempla actualitzacions futures en cas que nova informació vagi apareixent.

Aquesta informació es pot veure amb més detall a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics.*

Taula 9.Resum de la manca d'informació dels paràmetres estudiats.

Paràmetres			Manca d'informació
Subrogats	pH; Conductivitat; Terbolesa; TSS; COT		No
Indicadors químics/nutrients	NH_4^+ ; NO_3^-		No
Metalls	Zn; Ni		No
TrOCs	Compostos farmacèutics	Carbamazepina	No
		Diclofenac	No
		Venlafaxina	Sí
	Biocides	DEET	No
	Additiu alimentari	Cafeïna	Sí
	Agents de contrast radiològic	Iopromida	Sí
	Indicador químic processos de transformació	NDMA	No
	Altres compostos	1,4-Dioxà	No
		PFOS	Sí
		DEHP	Sí
Contaminants biològics	Bactèries; Virus; Protozous		No

Taula 10.Manca d'informació dels TrOCs en els diversos tractaments.

Manca d'informació de paràmetres	Tractaments
Iopromida	O_3-UV, Cl_2

Venlafaxina	BFS, CAB, MF/UF, OI, CAG, CAP, UV/H_2O_2, O_3-UV, Cl_2, UV
Cafeïna	UV/H_2O_2, O_3-UV
PFOS	BFS, CAB, UV
DEHP	BFS, CAB, MF/UF, Cl_2, UV

5. Estimació d'impactes econòmics i ambientals de les operacions unitàries

Una vegada definida l'eliminació de contaminants de les diferents operacions unitàries, s'han calculat indicadors de tipus econòmic i ambiental com a criteris a l'hora de decidir el tren de tractament més adequat. D'una banda, s'han inclòs els costos d'inversió i operació i manteniment de cada operació unitària, i d'altra banda, el càlcul de la petjada hídrica i petjada de carboni.

Els resultats detallats de tots dos indicadors poden veure's a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* com a base de dades de criteris de priorització, com a informació d'entrada pel SAD. El detall dels càlculs així com la informació que conté es detalla a continuació.

5.1 Indicadors d'impacte econòmic

Els costos d'inversió (CAPEX, de l'anglès *Capital expenditure*) i d'operació i manteniment (OPEX, de l'anglès *Operation expenditure*) s'han estimat per a les diferents operacions unitàries amb l'objectiu d'obtenir un ordre de magnitud de la inversió necessària. Aquests varien depenent del cabal de la unitat a causa de les economies d'escala que són estudiades detalladament a l'article T. Guo et al. (2014) (Guo, Englehardt, and Wu 2014). Per a algunes unitats s'han obtingut referències per a tots els cabals de tractament però, en altres casos, s'han obtingut només referències per a un cabal i s'ha estimat el seu cost per a altres escales seguint les economies d'escala com a la referència de T. Guo et al. (2014). Els costos s'han actualitzat amb l'Índex de Preus de Consum a l'any 2020 i convertit a euros.

L'estimació del CAPEX (€/m^3/d) no inclou en cap cas l'obra civil prèvia necessària a la instal·lació de les unitats. Els costos inclosos són (IVA no inclòs):

- Equip principal
- Equips auxiliars de dosificació de químics, tancs i bombes
- Instrumentació i control
- Canonades i vàlvules

L'OPEX inclou els següents conceptes (IVA no inclòs):

- Consum energètic
- Consum de químics
- Reposició d'equips
- Cost de personal: manteniment i operació

A la Taula 11 es poden veure les referències utilitzades així com els cabals de referència. Per a més detalls consultar *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics.*

Taula 11. Referència utilitzada i cabal de la mateixa per a estimar els indicadors econòmics de les diferents operacions unitàries.

Operació unitària	Cabal referència
FS	(Raquel Iglesias Esteban 2016) 2.000-20.000 m^3/d
BFS*	Adaptat (Raquel Iglesias Esteban 2016): 2.000-20.000 m^3/d
CAG*	Adaptat (Guo et al. 2014): 0 – 1.000.000 m^3/d
FQ-D	Adaptat (Raquel Iglesias Esteban 2016): 2.000-20.000 m^3/d. (Guo et al. 2014): 0 – 1.000.000 m^3/d
EDI	(Raquel Iglesias Esteban 2016): 2.000-20.000 m^3/d
CAP/GAC	(Guo et al. 2014): 0 – 1.000.000 m^3/d
POA	(Guo et al. 2014): 0 – 1.000.000 m^3/d
DES	(Raquel Iglesias Esteban 2016): 2.000-20.000 m^3/d
BRM	(Raquel Iglesias Esteban 2016): 2.000-20.000 m^3/d
UF	(Guo et al. 2014): 0 – 1.000.000 m^3/d, (Raquel Iglesias Esteban 2016): 2.000-20.000 m^3/d
OI	(Guo et al. 2014): 0 – 1.000.000 m^3/d, (Raquel Iglesias Esteban 2016): 2.000-20.000 m^3/d

* Per al CAPEX i OPEX del BFS i CAG no s'han trobat referències, per la qual cosa s'ha realitzat una estimació a partir del cost del FS i CAG, suposant un 10% addicional per la possible dosificació de químics per tal d'ajustar el balanç C:N:P, la possible ventilació i el control dels microorganismes.

La operació unitària que té un major cost és el BRM, ja que equival a un tractament secundari i a un tractament terciari. La resta de les operacions unitàries estarien incloses en un tractament terciari. En la taula 16 es fa un resum classificant les operacions unitàries entre un cost d'inversió alt (>100 €/m³/d) i un cost d'inversió baix (<100 €/m³/d). Com pot veure's, aquelles operacions unitàries amb una alta eliminació de matèria orgànica dissolta i/o amb una alta eliminació de sals són les que tenen un major cost.

Taula 12. Referència utilitzada i cabal de la mateixa per a estimar els indicadors econòmics de les diferents unitats de tractaments.

CAPEX	operacions unitàries
< 100 €/m^3/d	FS, BFS, FQ-D, DES
>100 €/m^3/d	CAB, EDI, CAP/CAG, POA, BRM, UF, OI

Quant a l'impacte de l'escala en el cost, s'ha seguit la mateixa metodologia en tots els casos, esmentada anteriorment, per la qual cosa tots es veuen afectats d'igual forma per l'escala.

A *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* es pot trobar més de detall de la informació.

5.2 Indicadors d'impacte ambientals

Els impactes ambientals associats a l'ús d'una operació unitària poden jugar un paper important a l'hora de prioritzar la implantació d'un tractament sobre un altre. Per a valorar l'impacte ambiental de cada operació unitària s'han seleccionat dos indicadors ambientals àmpliament implementats i que permeten

representar dos dels aspectes més rellevants en operacions unitàries de reutilització: la petjada de carboni i la petjada hídrica.

Tant per la petjada de carboni com per la petjada hídrica, s'han considerat els impactes associats a l'operació de cada operació unitària, incloent-hi el consum associat d'electricitat, el consum de reactius químics o altres entrades rellevants (per exemple, carbó actiu). S'han exclòs del càlcul els impactes associats a la construcció de les operacions unitàries, donada la seva baixa rellevància respecte a l'impacte total (Stokes and Horvath 2006).

Els processos de producció dels diferents reactius químics i de producció i regeneració de carbó actiu s'han obtingut de la base de dades Ecoinvent v3.5 (2018). Els factors d'empremta de carboni s'han calculat mitjançant el mètode IPCC 2013 GWP 100a per a tots ells, exceptuant la petjada de carboni associada al consum d'electricitat, valor que s'ha obtingut de la darrera versió de la Guia Pràctica pel càlcul d'emissions de gasos amb efecte d'hivernacle (GEH) (OCCC 2012).

La petjada hídrica indirecta associada a cada operació unitària s'ha calculat a partir dels volums d'aigua dolça consumida en cadascun dels processos de producció. Aquests volums s'han obtingut de la mateixa base de dades Ecoinvent. Seguint l'enfocament d'empremta hídrica proposat per la Water Footprint Network (Egan 2011) no s'han considerat aquells volums d'aigua utilitzats i retornats a la conca (p.ex. volums d'aigua per refrigeració) ni aquells provinents d'aigua de mar.

A continuació, a la Taula 13 es descriuen els factors d'emissió, per a la petjada de carboni (en unitats de kg CO2 eq. per unitat d'energia, reactiu químic o carbó actiu) i la petjada hídrica indirecta (en unitats de L eq. per unitat d'energia, reactiu químic o carbó actiu) que s'han considerat pel càlcul dels impactes de cada operació unitària.

Taula 13. Factors utilitzats pel càlcul de la petjada de carboni i la petjada hídrica i origen dels factors.

Procés	Unitats *	kg CO_2 eq./un.	L eq. / un.	Font	Procés a Ecoinvent v3.5 (2018)
Electricitat	kWh	0,24	1,64	Empremta carboni: OCCC, 2020, Empremta hídrica: Ecoinvent v3.5	1 kWh Electricitat, alt voltatge {ES}| mercat per a | Alloc Def, 2019

$FeCl_3$	kg	0,58	7,77	Ecoinvent v3.5 (2018)	1 kg Fe (III) clorur sense aigua, 40% en solució {CH}| producció de clorur de Fe (III), 40 % en solució | APOS, S (del projecte Ecoinvent 3- assignació en el punt de substitució-sistema)
NaOCl	kg	2,28	18,82	Ecoinvent v3.5 (2018)	1 kg Hipoclorit de sodi, sense aigua, 15% en solució {RER}| producció d'hipoclorit de sodi, 15% en solució | APOS, S (de projecte Ecoinvent 3 - assignació en el punt de substitució - sistema)
Àcid cítric	kg	2,93	377,71	Ecoinvent v3.5 (2018)	1 kg àcid cítric {RER}| producció | APOS, S (de projecte Ecoinvent 3 - assignació en el punt de substitució - sistema)
NaOH	kg	1,11	14,17	Ecoinvent v3.5 (2018)	Hidròxid de sodi d'1 kg, 50% en H2O, mescla de producció, en planta/RER S (de processos de sistema d'Ecoinvent de projecte)
HCl	kg	0,96	9,09	Ecoinvent v3.5 (2018)	1 kg d'àcid clorhídric, sense aigua, 30% en solució {RER}| producció d'àcid clorhídric, a partir de la reacció d'hidrogen amb clor | APOS, S (del projecte Ecoinvent 3 - assignació en el punt de substitució - sistema)
H_2O_2	kg	1,20	5,86	Ecoinvent v3.5 (2018)	1 kg peròxid d'hidrogen, sense aigua, 50% en solució {RER}| producció d'hidrogen peròxid, 50% en solució | APOS, S (de projecte Ecoinvent 3 - assignació en el punt de substitució - sistema)
Carbó actiu (verge)	kg	8,04	26,39	Ecoinvent v3.5 (2018)	1 kg: carbó activat granular {RER}| producció de carbó activat, granular del carbó dur| APOS, S (de projecte Ecoinvent 3 - assignació en el punt de substitució - sistema)
Carbó actiu (regeneració)	kg	0,83	6,69	Ecoinvent v3.5 (2018)	1 kg. Carbó activat granular {RER}| tractament del carbó actiu gastat, granular del carbó dur, reactivació | APOS, S (de projecte Ecoinvent 3 - assignació en el punt de substitució - sistema)

* En el cas dels reactius químics, els factors estan expressats per kg de producte pur.

Les operacions unitàries que tenen una major petjada de carboni són el BRM (0,24 kgCO2 eq/m³) i la OI (0,24 kgCO2 eq/m³) a causa de l'alt consum de químics i energia. Les operacions unitàries que tenen una empremta hídrica més elevada són les que utilitzen productes químics durant l'operació, principalment els processos amb membranes que els utilitzen per a les neteges. Per exemple, el BRM i UF amb un valor de 377,70 Leq./un, a causa del consum d'hipoclorit sòdic, àcid cítric i fins i tot de clorur fèrric com a pre-coagulants. A *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* es pot trobar més de detall de la informació.

6. Altres criteris tècnics

Després de la cerca bibliogràfica per tal de veure les eficiències de tractament dels diferents paràmetres seleccionats segons operació unitària, s'ha vist necessari estudiar altres criteris que podrien servir per prioritzar un operació unitària o un altre. Aquests criteris son bàsicament:

- Temps d'estabilització de l'operació unitària
- Subproductes generats durant la desinfecció
- Superfície necessària per implementar el tractament.

El detall d'aquesta informació es troba a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* com a base de dades de criteris de priorització com a informació d'entrada pel SAD. El detall dels càlculs així com la informació que conté es detallen a continuació

6.1 Temps d'estabilització de l'operació unitària

Entre els criteris de priorització de les unitats de l'operació unitària s'ha inclòs el temps d'estabilització. Aquest indica el temps necessari després d'una parada perquè l'operació unitària torni a operar de manera estable a la capacitat de disseny produint la qualitat d'aigua objectiu. En el temps d'estabilització no s'inclouen els problemes electromecànics que puguin existir en la instal·lació ni el temps de comissionat de la operació unitària.

Aquests temps han estat calculats a partir de l'experiència de Cetaqua en l'operació d'aquesta mena de tractaments, ja que no s'han trobat referències. Els valors mostrats a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics són* valors arrodonits a dies d'operació (1 torn de 8 hores) per a orientar a l'usuari del SAD sobre el temps necessari per a aconseguir una producció estable d'aigua regenerada, excepte en el cas dels tractaments biològics on és el temps d'aclimatació de la fauna.

Els valors del temps d'estabilització varien de:

- zero dies, és a dir, la unitat produeix aigua de la qualitat desitjada a partir de la seva arrencada.
- Un dia, és necessari seguir un protocol curt per a la qual la unitat arriba a la producció desitjada.

- Finalment, s'han estimat 30 dies com a temps d'estabilització dels tractaments de tipus biològic com són el BRM, BFS i CAB, que indica el temps necessari perquè la fauna del reactor estigui aclimatada.

En la taula 15 es resumeixen el temps d'estabilització de cada unitat i una breu descripció dels motius de la seva durada:

Taula 14.Temps d'estabilització estimat per a les operacions unitàries i descripció

Operació unitària	Temps d'estabilització (dies)	Descripció
FS	1	Temps necessari perquè el llit del filtre s'assenti i pugui operar a la capacitat de disseny
BFS	30	Temps necessari perquè la fauna del filtre s'aclimati a les condicions d'operació
CAB	30	Temps necessari perquè la fauna del filtre s'aclimati a les condicions d'operació
FQ-D	1	Temps necessari per a l'ompliment de les cambres de coagulació-floculació i decantació, ajust de les dosificacions i arrencada del decantador
EDI	1	El grau de separació objectiu entre la part diluïda i el concentrat no s'aconsegueix de manera immediata, per la qual cosa, és necessari un temps d'estabilització
CAP/GAC	1	Temps necessari perquè el llit del filtre s'assenti i pugui operar a la capacitat de disseny
POA	0	S'ha pres com a referència un procés tipus UV/H_2O_2 on els llums UV comencen a operar de forma gairebé immediata i l'inici de la dosificació és molt breu
DES	0	S'ha pres com a referència la desinfecció mitjançant UV el qual el seu efecte és immediat
BRM	30	Temps necessari perquè la fauna del reactor s'aclimati a les condicions d'operació
UF	0	S'ha considerat que les membranes de UF són capaces de produir aigua d'alta qualitat de manera immediata
OI	1	Les membranes d'OI és possible que necessitin d'algunes hores perquè la qualitat d'aigua del permeat s'estabilitzi, encara que a vegades pot ser de forma gairebé immediata

6.2 Subproductes generats durant la desinfecció (SPD)

Els tipus de subproductes de la desinfecció que es poden formar depèn d'una sèrie de factors:

- El tipus de desinfectant.
- La dosi de desinfecció.

- El tipus i composició de l'aigua a tractar
- La desinfecció residual que queda en l'aigua.

Els subproductes de la desinfecció es formen per la reacció dels desinfectants químics amb els precursors dels subproductes i per tant, perquè es formi un subproducte de desinfecció, es requereix que siguin presents en l'aigua, simultàniament, el precursor i el desinfectant.

Respecte als SPDs inorgànics, en el cas de la formació de clorats, el principal mecanisme és la desproporció del clor lliure ($HClO/ClO^-$), en el qual l'equilibri ve determinat pel pH. Per tant, per a predir quantitativament l'acumulació de clorats en l'aigua de procés, és important determinar l'addició necessària de clor lliure per a mantenir la qualitat de l'aigua així com conèixer el temps d'emmagatzematge de l'hipoclorit sodi per tal de preveure una possible degradació. Altres SPDs inorgànics a tenir en compte són per exemple els bromats que es formen del procés d'ozonització i el clorit (i el clorat, aquest darrer en menys proporció) en el cas d'emprar diòxid de clor.

Respecte als SPDs orgànics, la majoria dels desinfectants químics habitualment utilitzats (per exemple, hipoclorit de sodi, hipoclorit de calci i clor gasós) reaccionen amb la matèria orgànica i/o el bromur en diversos graus per a formar diferents SPD. Respecte als THMs i els HAA, la matèria orgànica natural (mesurada com a COT) i la matèria inorgànica (bromur) són els precursors de subproductes de desinfecció més significatius. Reaccionen amb els àcids fúlvics i húmics presents de manera natural, els aminoàcids i altra matèria orgànica natural (MON), així com amb els ions de iodur i bromur, per a produir THM i HAA.

Finalment, el NDMA es forma a partir de compostos químics que ja disposen d'un grup amino amb dos grups funcionals de metil, sobretot en el procés de la cloraminació, però també en l'ozonització. El NDMA és un compost d'alta rellevància en l'ús prepotable per les seves propietats cancerígenes.

A *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* es mostren els subproductes generats per cada operació unitària de desinfecció així com els seus precursors i la probabilitat de formació d'aquests. La probabilitat de formació dels SPD vindrà donada per la capacitat d'eliminació dels precursors en els tractaments previs, o en tractaments posteriors, com per exemple en recloracions.

A la Taula 15 es resumeixen els subproductes generats en els diferents tractaments de desinfecció i els seus precursors.

Taula 15.Subproductes generats en els diferents tractaments de desinfecció i els seus precursors.

Procés de desinfecció		Subproductes	Precursors
Cloració	Clor (Cl_2)	Trialometans	MON
		Àcids haloacètics	MON
		Haloacetonitrils	MON
		Haloacetones	MON
		Hidratat de clor	MON
	Hipoclorit de sodi (NaClO)	Cloropicrina	MON
		Clorur de cianogen	$N\text{-}NH_4$, MON

		Clorat Cloramines	Hipoclorit, diòxid de clor N-NH_4, MON
	Cloramines	Dicloramines Tricloramines Clorur de cianogen Hidratat de clor NDMA	N-NH_4, MON N-NH_4, MON, urea N-NH_4, MON MON
	Diòxid de clor (ClO_2)	Clorit Clorat	Hipoclorit, diòxid de clor Hipoclorit, diòxid de clor Hipoclorit, diòxid de clor
Ozó (O_3)		Bromat Aldehids Cetones Cetoàcids Àcids carboxílics Bromoform Àcids acètics bromats NDMA	Bromur, hipobromit MON MON MON MON MON, bromur MON, bromur
UV		-	

6.3 Superfície necessària per implementar el tractament

La superfície necessària pels diferents tractaments inclou la instal·lació de l'operació unitària, perifèrics (tancs, bombes, emmagatzematge de productes químics, etc.) i el sistema de control tipus Controlador lògic programable (PLC de l'anglès *Programmable Logic controller*)

En l'article de Z. Ping Li et al. (2019) (Ping Li, Li Liu, Jiaojiao Wu, Rong Cheng, Lei Shi, Xiang Zheng 2019) es fa un estudi detallat de la superfície necessària per a la instal·lació de BRM en funció de la capacitat de tractament, sent aquest més eficient com més gran és la producció. Per al càlcul de la superfície necessària de la resta d'unitats, s'ha partit de casos de referència (Edward C. Little Water Recycling Facility (ECL) i l'ERA del Baix Llobregat (BLL)), mesurant la superfície del tractament amb Google Maps per a una determinada capacitat de producció. D'aquesta manera s'ha calculat la superfície per unitat de producció, $m^2/m^3/d$, i s'ha estimat la superfície per a altres capacitats seguint la proporció d'escales similar a la de Z. Ping Li et al. (2019). A l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics.

Taula 16 es resumeixen les diferents plantes de referència que s'han utilitzat per estimar la superfície necessària de les diferents instal·lacions. Per a més detall consultar a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics.*

Taula 16. Plantes de referència utilitzades per a estimar la superfície necessària per a la instal·lació dels diferents tractaments.

Operació unitària	Planta referència
FS	ECL: 150.000 m^3/d
BFS	Adaptado FS de ECL: 150.000 m^3/d
CAB	Adaptado FS de ECL: 150.000 m^3/d
FQ-D	ECL: 150.000 m^3/d BLL : 330.000 m^3/d

EDI	BLL (Sant Boi): 55.000 m^3/d
CAP/GAC	Similar a FS ECL: 150.000 m^3/d
POA	ECL: 150.000 m^3/d
DES	BLL: 330.000 m^3/d
BRM	Review de costos de BRM [40]: 0 – 600.000 m^3/d
UF	ECL: 60.000 m^3/d BLL: 15.000 m^3/d
OI	ECL: 60.000 m^3/d BLL: 15.000 m^3/d

7. Conclusions

En el PT4 s'ha explicat la metodologia seguida així com les assumpcions que s'han realitzat per elaborar una base de dades de les operacions unitàries i el disseny de diversos trens de tractament. La base de dades creada per la compilació d'informació existent està en format Excel, el qual es troba a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* i inclou:

- La revisió de les eficiències d'eliminació mínimes i màximes dels paràmetres estudiats per les operacions unitàries definides.
- Els criteris de priorització del tractament.
- L'estimació econòmica i ambiental de cada operació unitària.

Aquesta informació sistematitzada constitueix la part de metodologies de tractament que utilitzi l'eina de SAD per recomanar una operació unitària determinada en un cas d'aplicació particular.

Primerament, s'han definit els diferents tipus de operacions unitàries per a la regeneració de l'aigua classificant-los com a operacions unitàries convencionals i operacions unitàries de regeneració avançats. S'han considerat com a operacions unitàries convencionals les unitats integrals (bioreactors de membrana), les unitats post-tractament (fisicoquímic + decantació, biofiltre de sorra, carbó actiu biològic i membranes de microfiltració i ultrafiltració) i les unitats de desinfecció (clor, hipoclorit de sodi, cloramines, diòxid de clor, ozó i ultraviolat). Com a operacions unitàries de regeneració avançats s'han considerat les unitats d'osmosi inversa, d'electrodiàlisi, de carbó actiu en pols, de carbó actiu granular i de processos d'oxidació avançada.

Seguidament s'han proposat una sèrie de trens de tractaments adjuntats a *l'Annex 2- Trens de tractament més habituals segons ús* que també seran d'ajuda pel SAD. Per cada tren de tractament s'han indicat els possibles usos que l'aigua regenerada produïda podria aconseguir, que hauran de verificar-se amb les eficiències d'eliminació de les unitats de tractament i la composició de l'aigua a tractar. S'han definit trenta-tres trens de tractament més sis possibles desinfeccions, obtenint un total de cent seixanta-set trens possibles. Han estat dissenyats a partir de trens de tractament de casos de referència del PT1 i a partir de les eficiències d'eliminació de les diferents operacions unitàries estudiades.

Pel que fa a les eficiències d'eliminació, s'han analitzat per 4 paràmetres subrogats (pH, conductivitat, terbolesa, i carCOTST, 2 indicadors químics/nutrients (NH_4^+ i NO_3^-), 10 TrOCs (Carbamazepina, Diclofenac, DEET, Iopromida, 1,4-Dioxà, NDMA, Venlafaxina, Cafeïna, PFOS i DEHP, 2 metalls pesants (Ni i Zn) i 3 paràmetres microbiològics (bacteris, virus i protozous). segons els tractaments definits. Les eficiències d'eliminació s'han expressat com a percentatges d'eliminació mínims i màxims. No obstant, pels contaminants microbiològics les eficiències s'han expressat amb valors de reducció logarítmica (LRV) i per la mesura del pH com a valor mínim i màxim. Alguns paràmetres s'han classificat amb N.E, no especifica, o N.A, no aplica. "N.E" indica aquells paràmetres dels quals no s'especifica o no se'n disposa informació bibliogràfica, bàsicament es tracta de alguns TrOCs d'estudi en funció determinats tractaments. Aquests es podran afegir a la base de dades a mesura que vagi apareixent informació referent a ells. Així mateix, els paràmetres que no tenen cap impacte en el tractament s'han categoritzat com a N.A (no aplica). En cadascuna de les operacions unitàries s'ha especificat l'origen la informació, és a dir si les eficiències són d'experiments realitzats al laboratori, de resultats reportats a plantes pilot o resultats reportats de plantes industrials.

Les operacions unitàries més eficients per l'eliminació de paràmetres subrogats són les tecnologies de membranes i pels indicadors químics/nutrients són el biolfiltre de sorra, la electrodiàlisis i l'osmosi inversa. Els TrOCs poden eliminar-se mitjançant diferents tipus de processos com l'adsorció, l'oxidació química, l'osmosi inversa o processos de filtració biològica. No obstant, les operacions unitàries en els quals s'obtenen eficiències d'eliminació majors són l'osmosi inversa i processos d'oxidació avançada. Les operacions unitàries disponibles per a l'eliminació de metalls pesants de les aigües residuals inclouen la precipitació química, l'adsorció amb carbó actiu, l'intercanvi d'ions i l'osmosi inversa. En l'eliminació de contaminants microbiològics de les aigües residuals els processos de separació de membrana redueixen de gran manera els patògens microbians. No obstant és necessari establir un procés de desinfecció pel tractament terminal i romanent per a garantir nivells segurs de patògens en el cas de contaminació externa de l'efluent.

Entre els criteris de priorització de les operacions unitàries s'ha tingut en compte el temps d'estabilització, els subproductes generats durant la desinfecció i la superfície necessària per implementar el tractament.

El temps d'estabilització de cada operació unitària ha estat calculat a partir de l'experiència de Cetaqua en l'operació d'aquesta mena de tractaments, ja que no s'han trobat referències. Els valors mostrats a *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* són valors arrodonits a dies d'operació (1 torn de 8 hores) per a orientar a l'usuari del SAD sobre el temps necessari per a aconseguir una producció estable d'aigua regenerada, excepte en el cas dels tractaments biològics on és el temps d'aclimatació de la fauna. Els valors del temps d'estabilització varien de zero dies (és a dir, la unitat produeix aigua de la qualitat desitjada a partir de la seva arrencada), un dia (és necessari seguir un protocol curt per a la qual la unitat arriba a la producció desitjada) i, finalment, s'han estimat 30 dies com a temps

d'estabilització dels operacions unitàries de tipus biològic com són el BRM, BFS i CAB, que indica el temps necessari perquè la fauna del reactor estigui aclimatada.

Respecte als subproductes de desinfecció, s'han tingut en compte els generats per la formació de clorats en l'aigua com a resultats de la degradació del clor i els generats per la formació de SPD halogenats, com els trihalometans i els àcids haloacètics, a causa de la reacció del clor amb la matèria orgànica. A *l'Annex 1- Base de coneixement amb dades d'eficiències d'eliminació, impactes mediambientals i econòmics* s'ha determinat la probabilitat de formació del SPD per cada tractament (baixa, mitja, alta) en funció a la capacitat d'eliminació dels precursors en els tractaments previs. Cal mencionar que la formació de SPDs també pot tenir lloc en tractaments posteriors.

Pel càlcul de la superfície necessària del BMR s'ha utilitzat com a referència l'article de Z. Ping Li et al. (2019). Per la resta d'unitats, s'ha partit de casos de referència (Edward C.Little Water Recycling Facility (ECL) i l'ERA del Baix Llobregat (BLL)), mesurant la superfície del tractament amb Google Maps per a una determinada capacitat de producció. D'aquesta manera s'ha calculat la superfície per unitat de producció, $m^2/m^3/d$, i s'ha estimat la superfície per a altres capacitats seguint la proporció d'escales similar a la de Z. Ping Li et al. (2019).

En l'impacte econòmic s'ha estimat el CAPEX i l'OPEX per les diferents unitats de tractament. Per a algunes unitats s'han obtingut referències per a totes les escales de tractament, però en altres casos, s'han obtingut només referències per a un cabal i s'ha estimat el seu cost per a altres escales seguint les economies d'escala com en la referència de T. Guo et al. 2014. La operació unitària que té un major cost és el BRM, ja que equival a un tractament secundari i a un tractament terciari. La resta de les operacions unitàries estarien incloses en un tractament terciari. Aquelles operacions unitàries amb una alta eliminació de matèria orgànica dissolta i/o amb una alta eliminació de sals són les que tenen un major cost (CAB, EDI, CAP/CAG, POA, BRM, UF i OI).

En l'impacte ambiental s'han seleccionat dos indicadors: la petjada de carboni i la petjada hídrica. Els operacions unitàries que tenen una major petjada de carboni són el BRM (0,24 $kgCO_2$ eq/m^3) i la OI (0,24 $kgCO_2$ eq/m^3) a causa de l'alt consum de químics i energia. En canvi, els tractaments que tenen una empremta hídrica més elevada són els que utilitzen productes químics durant l'operació, principalment els processos amb membranes que els utilitzen per a les neteges.

8. Referències

Ahn, Yong-tae, Dong-wan Cho, Akhil N. Kabra, Min-kyu Ji, and Yeojoon Yoon. 2015. "Removal of Iopromide and Its Intermediates from Ozone-Treated Water Using Removal of Iopromide and Its Intermediates from Ozone-Treated Water Using Granular Activated Carbon." (September):0–9.

Antônio, Marco, and Siqueira Rodrigues. 2014. *Electrodialysis and Water Reuse*.

Arias Espana, Victor Andres, Megharaj Mallavarapu, and Ravi Naidu. 2015. "Treatment Technologies for Aqueous Perfluorooctanesulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoate (PFOA): A Critical Review with an Emphasis on Field Testing." *Environmental Technology and Innovation* 4(May):168–81.

Bourgin, Marc, Birgit Beck, Marc Boehler, Ewa Borowska, Julian Fleiner, Elisabeth Salhi, Rebekka Teichler, Urs von Gunten, Hansruedi Siegrist, and Christa S. McArdell. 2018. "Evaluation of a Full-Scale Wastewater Treatment Plant Upgraded with Ozonation and Biological Post-Treatments: Abatement of Micropollutants, Formation of Transformation Products and Oxidation by-Products." *Water Research* 129:486–98.

Box, P. O., and United Arab Emirates. 2010. "Removal of Cadmium , Copper , Lead and Nickel from Aqueous Solution by White , Yellow and Red United Arab Emirates Sand L . Pappalardo , F . Jumean and N . Abdo Department of Biology and Chemistry , American University of Sharjah ,." *Filtration* 6(3):41–44.

Bratby J. 2006. "Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment." *IWA PUBLISHING*.

California, Southern, Regional Brine-concentrate Management, and Lower Colorado Region. 2009. "Secondary / Emerging Constituents Report." (October).

Echevarría, C., C. Valderrama, J. L. Cortina, I. Martín, M. Arnaldos, X. Bernat, A. De la Cal, M. R. Boleda, A. Vega, A. Teuler, and E. Castellví. 2019. "Techno-Economic Evaluation and Comparison of PAC-MBR and Ozonation-UV Revamping for Organic Micro-Pollutants Removal from Urban Reclaimed Wastewater." *Science of the Total Environment* 671:288–98.

Egan, Matthew. 2011. *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*. Vol. 31.

Di Fabio, Silvia, Silvia Lampis, Letizia Zanetti, Franco Cecchi, and Francesco Fatone. 2013. "Role and Characteristics of Problematic Biofilms within the Removal and Mobility of Trace Metals in a Pilot-Scale Membrane Bioreactor." *Process Biochemistry* 48(11):1757–66.

Francy, Donna S., Erin A. Stelzer, Rebecca N. Bushon, Amie M. G. Brady,

Ashley G. Williston, Kimberly R. Riddell, Mark A. Borchardt, Susan K. Spencer, and Terry M. Gellner. 2012. "Comparative Effectiveness of Membrane Bioreactors, Conventional Secondary Treatment, and Chlorine and UV Disinfection to Remove Microorganisms from Municipal Wastewaters." *Water Research* 46(13):4164–78.

Garmen, Bester. 2015. "Investigating the Efficacy of Sodium Hypochlorite, Calcium Hypochlorite and Peracetic Acid on Environmental Eschericia Coli Strains." *Stellenbosch University: Carmen Thesis* (1):1–133.

Godri, Krystal J., Jae-hong Kim, Jordan Peccia, Menachem Elimelech, Yawei Zhang, Georgia Charkoftaki, Brenna Hodges, Ines Zucker, Huang Huang, Nicole C. Deziel, Kara Murphy, Momoko Ishii, Caroline H. Johnson, Andrea Boissevain, Elaine O. Keefe, Paul T. Anastas, David Orlicky, David C. Thompson, and Vasilis Vasiliou. 2019. "Science of the Total Environment 1 , 4-Dioxane as an Emerging Water Contaminant : State of the Science and Evaluation of Research Needs." *Science of the Total Environment* 690(June):853–66.

Guo, Tianjiao, James D. Englehardt, and Tingting Wu. 2014. "Review of Cost versus Scale : Water and Wastewater Treatment and Reuse Processes Water Science and Technology Review of Cost versus Scale : Water and Wastewater Treatment and Reuse Processes." *Science, Water* (January).

Hatt, J. W., E. Germain, and S. J. Judd. 2013. "Granular Activated Carbon for Removal of Organic Matter and Turbidity from Secondary Wastewater." 846–54.

Health, Introduction, References Figures, and Tables Table. 2019. "Drinking Water Guidelines, Chapter 7." (October 2005):1–25.

Herschy, Reginald W. 2012. "Water Quality for Drinking: WHO Guidelines." *Encyclopedia of Earth Sciences Series* 876–83.

J L Banach, L S van Overbeek, M N Nierop Groot, P S van der Zouwen, H. J. van der Fels-Klerx. 2018. "Efficacy of Chlorine Dioxide on Escherichia Coli Inactivation during Pilot-Scale Fresh-Cut Lettuce Processing." *Int J Food Microbiol* 269.

James, Christopher P., Eve Germain, and Simon Judd. 2014. "Micropollutant Removal by Advanced Oxidation Microfiltered Secondary Effluent for Water Reuse of Abstract." 127(April):77–83.

Katz, Lynn, Kerry Kinney, Ut-austin Civil, and Josh Simpson. 2008. "Pilot Scale Test of a Water-Treatment System for Initial Removal of Organic Compounds." 836.

Kumar, Sudheer, Shukla Noof, Rashid Said, Al Mushaiqri, Hajar Mohammed, Al Subhi, Keunje Yoo, and Hafez Al Sadeq. 2020. "Low - Cost Activated Carbon

Production from Organic Waste and Its Utilization for Wastewater Treatment." *Applied Water Science* 10(2):1–9.

Kümmerer, Klaus, DIonysios D. DIonysiou, and Despo Fatta-Kassinos. 2016. *Scope of the Book Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse*. Vol. 45.

Laura J. Rose, Eugene W. Rice, Lisa Hodges, Alicia Peterson, and Matthew J. Arduino. 2007. "Monochloramine Inactivation of Bacterial Select Agents." *Appl Environ Microbiol* 73.

LeChevallier, Mark W. 2013. "Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking-Water." *Water Intelligence Online* 12.

Lechevallier, Mark W., and Kwok-Keung Au. 2004. "3.1 Factors Affecting Disinfection." *WHO Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water* 41–65.

Lin, Qianyu, Jason Y. C. Lim, Kun Xue, Pek Yin Michelle Yew, Cally Owh, Pei Lin Chee, and Xian Jun Loh. 2020. "Sanitizing Agents for Virus Inactivation and Disinfection." *View* 1(2).

Luca Sbardella, Joaquim Comas, Alessio Fenu, Ignasi ROdriguez-Roda, Marjoleine Weemaes. 2018. "Advanced Biological Activated Carbon Filter for Removing Pharmaceutically Active Compounds from Treated Wastewater." *Science of the Total Environment* 636:519–29.

M. Zolfaghari, P. Drogui, B. Seyhi, S.K. Brar, G. Buelna, R. Dubé. 2014. "Occurrence, Fate and Effects of Di (2-Ethylhexyl) Phthalate in Wastewater Treatment Plants: A Review,." *Environmental Pollution* 194(0269–7491):281–93.

Matos, Ana, Marta Gmurek, and Rosa M. Quinta-ferreira. n.d. "Ozone and Photocatalytic Processes for Pathogens Removal from Water : A Review." 1–23.

Meena, Ajay Kumar, Chitra Rajagopal, and Development Organisation. 2010. "Removal of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions Using Chemically (Na 2 S) Treated Granular Activated Carbon as an Adsorbent." (June).

Merel, Sylvain, and Shane A. Snyder. 2016. "Critical Assessment of the Ubiquitous Occurrence and Fate of the Insect Repellent N,N-Diethyl-m-Toluamide in Water." *Environment International* 96:98–117.

Metcalf & Eddy Inc, George Tchobanoglous, Franklin L Burton, H. Davi. Stensel. 2014. *Wastewater Engineering Treatment & Reuse*. 4th edició. edited by M. & E. AECOM.

OCCC. 2012. "Guia Pràctica per Al Càlcul d'emissions de Gasos Amb Efecte d'hivernacle (GEH)." *Oficina Catalana Del Canvi Climàtic (OCCC)* 72.

Ottoson, J., A. Hansen, B. Björlenius, H. Norder, and T. A. Stenström. 2006. "Removal of Viruses, Parasitic Protozoa and Microbial Indicators in Conventional and Membrane Processes in a Wastewater Pilot Plant." *Water Research* 40(7):1449–57.

Ouarda, Yassine, Bhagyashree Tiwari, Antonin Azaïs, Marc Antoine Vaudreuil, Sokhna Dieng Ndiaye, Patrick Drogui, Rajeshwhar Dayal Tyagi, Sébastien Sauvé, Mélanie Desrosiers, Gerardo Buelna, and Rino Dubé. 2018. "Synthetic Hospital Wastewater Treatment by Coupling Submerged Membrane Bioreactor and Electrochemical Advanced Oxidation Process: Kinetic Study and Toxicity Assessment." *Chemosphere* 193:160–69.

Ping Li, Li Liu, Jiaojiao Wu, Rong Cheng, Lei Shi, Xiang Zheng, Zhenxing Zhang. 2019. "Identify Driving Forces of MBR Applications in China." *Science of the Total Environment* 647:627–38.

Del Pino, Manuel P., and Bruce Durham. 1999. "Wastewater Reuse through Dual-Membrane Processes: Opportunities for Sustainable Water Resources." *Desalination* 124(1–3):271–77.

Pontius, Frederick. 2019. "Regulation of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) in Drinking Water : A Comprehensive Review."

Raquel Iglesias Esteban. 2016. "LA REUTILIZACIÓN DE EFLUENTES DEPURADOS EN ESPAÑA: RETROSPECTIVA, DESARROLLO DEL MARCO NORMATIVO, ESTUDIO DE LAS TECNOLOGÍAS DE REGENERACIÓN FRENTE A LOS BIORREACTORES DE MEMBRANA Y SUS COSTES EN FUNCIÓN DEL USO." UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID.

Rizzo, L., A. Fiorentino, M. Grassi, D. Attanasio, and M. Guida. 2015. "Advanced Treatment of Urban Wastewater by Sand Filtration and Graphene Adsorption for Wastewater Reuse: Effect on a Mixture of Pharmaceuticals and Toxicity." *Journal of Environmental Chemical Engineering* 3(1):122–28.

Rizzo, Luigi, Wolfgang Gernjak, Pawel Krzeminski, Sixto Malato, Christa S. Mcardell, Jose Antonio, Sanchez Perez, Heidemarie Schaar, and Despo Fatta-kassinos. 2020. "Science of the Total Environment Best Available Technologies and Treatment Trains to Address Current Challenges in Urban Wastewater Reuse for Irrigation of Crops in EU Countries." *Science of the Total Environment* 710:136312.

Rizzo, Luigi, Sixto Malato, Demet Antakyali, Vasiliki G. Beretsou, B. Đ. Maja, Wolfgang Gernjak, Ester Heath, Ivana Ivancev-tumbas, Popi Karaolia, Ana R. Lado, Giuseppe Mascolo, Christa S. Mcardell, Heidemarie Schaar, Adrián M. T. Silva, and Despo Fatta-kassinos. 2019. "Science of the Total Environment Consolidated vs New Advanced Treatment Methods for the Removal of Contaminants of Emerging Concern from Urban Wastewater."

655(October 2018):986–1008.

Saseendran, Reshmi G., and K. Swarnalatha. 2016. "Removal of Zinc from Industrial Wastewater Using Cork Powder as Adsorbent." (Ii):11–15.

Sheng, Chenguang, A. G. Agw. Nnanna, Yanghe Liu, and John D. Vargo. 2016. "Removal of Trace Pharmaceuticals from Water Using Coagulation and Powdered Activated Carbon as Pretreatment to Ultrafiltration Membrane System." *Science of the Total Environment* 550:1075–83.

Stokes, Jennifer, and Arpad Horvath. 2006. "Life Cycle Energy Assessment of Alternative Water Supply Systems (9 Pp)." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11(5):335–43.

World Health Organisation. 2017. *Guidance for Producing Safe Drinking-Water*.

X., Ivan, and Brian J. 2013. "Conventional Media Filtration with Biological Activities." *Water Treatment*.

Yang, Jiaqi, Mathias Monnot, Lionel Ercolei, and Philippe Moulin. 2020. "Membrane-Based Processes Used in Municipal Wastewater Treatment for Water Reuse: State-of-the-Art and Performance Analysis." *Membranes* 10(6):1–56.