

LA PROBLEMÀTICA DELS PFAS A LES AIGÜES

Guia per millorar la gestió als
abastaments de Catalunya

asac

Agrupació de Serveis d'Aigua
de Catalunya

LA PROBLEMÀTICA DELS PFAS A LES AIGÜES

Guia per millorar la gestió als abastaments de Catalunya

Agrupació de Serveis d'Aigua de Catalunya

Octubre de 2025

Autors: **Miquel Paraira Faus** i **Dra. Maria José Farré Olalla**



Agrupació de Serveis d'Aigua
de Catalunya

ÍNDEX

RESUM EXECUTIU	3
1. CARACTERÍSTIQUES QUÍMIQUES I APLICACIONS DELS PFAS. DIFUSIÓ EN EL MEDI AMBIENT	4
1.1. Introducció	4
1.2. Característiques, tipus, propietats i aplicacions	4
1.3. Presència i difusió en el medi ambient	5
2. VIES D'EXPOSICIÓ, RISCOS PER A LA SALUT	7
2.1. Principals vies d'exposició	7
2.2. Riscos per a la salut	7
3. CONTEXT LEGISLATIU	8
4. TÈCNIQUES DE TRACTAMENT	10
4.1. Carbó actiu granular	10
4.2. Carbó actiu en pols	11
4.3. Resines d'intercanvi iònic	12
4.4. Filtració per membranes	12
4.5. Aplicabilitat de tecnologies	13
REFERÈNCIES	15
Annex A: TECNOLOGIES EMERGENTS PER AL TRACTAMENT DE PFAS	16
A.1. L'oxidació electroquímica	16
A.2. Plasma	16
A.3. Fotocatàlisi	16
A.4. Degradació sonolítica	17
A.5. Oxidació en aigua supercrítica	17
A.6. Oxidació amb persulfat	17
A.7. Reducció amb metalls zerovalents	18
A.8. UV + sulfit (oxidació i reducció)	18
A.9. E-beam	18
A.10. Nous adsorbents	18
A.11. Combinacions de tecnologies de tractament de PFAS	18
REFERÈNCIES (Annex A)	19

RESUM EXECUTIU

Els **compostos poli- i perfluoroalquilats (PFAS)** són substàncies sintètiques molt estables, amb propietats repel·lents de l'aigua, de l'oli i de la pols, que, per les seves propietats, s'utilitzen en múltiples productes, com cosmètics, tèxtils, envasos alimentaris, escumes antiincendis i diverses aplicacions industrials. La seva alta persistència química els converteix en contaminants ambientals ubics, que s'acumulen en sòls i aigües superficials i subterrànies, i els confereix capacitat de bioacumulació en organismes.

Les principals vies d'exposició humana són la dieta — especialment peix, ous i aliments processats — i l'aigua de consum. L'exposició crònica pot provocar efectes sobre la salut com toxicitat hepàtica, alteracions metabòliques i immunitàries i, per a alguns compostos, possibles efectes carcinogènics.

La Unió Europea i Espanya han establert límits per a la concentració de PFAS a l'aigua de consum (Directiva (UE) 2020/2184 i Reial decret 3/2023), i alguns països han adoptat criteris encara més estrictes. La reducció de l'exposició requereix un control en origen i una gestió ambiental eficaç.

Els processos convencionals de tractament d'aigua (floculació-decantació, filtració per sorra, etc.) són poc eficients per eliminar els PFAS. Les tecnologies més emprades actualment a escala industrial que permeten eliminar-los són, bàsicament, les següents:

- **Carbó actiu (granular i en pols):** molt eficient amb PFAS de cadena llarga, però menys amb PFAS de cadena curta i ineficients per a PFAS de cadena ultracurta.
- **Resines d'intercanvi iònic:** són més eficaces que el carbó actiu amb PFAS curts, si bé resulten més costoses i es troben encara en fase de registre a Espanya per a aquest ús concret (eliminació de PFAS) en potabilització d'aigües de consum. Eficàcia limitada per a PFAS de cadena ultracurta.
- **Membranes (osmosi inversa i nanofiltració):** poden eliminar gairebé tots els PFAS, incloent-hi els de cadena curta i ultracurta, si bé generen residus concentrats.

A més, existeixen nombroses tecnologies emergents, que encara es troben en fase experimental o que s'estan emprant a escala de pilot, la majoria de les quals permeten la destrucció dels PFAS, entre elles: oxidació electroquímica, plasma, fotocatàlisi, processos sonolítics, aigua supercrítica, persulfat, metalls zero-valents, UV + sulfit i feix d'electrons.

La selecció del tractament més adient en cada cas depèn de diversos factors, bàsicament la qualitat de l'aigua a tractar i la concentració i tipus de PFAS presents. Sovint pot ser convenient combinar diverses tecnologies per optimitzar els resultats i gestionar adequadament els residus.

1. CARACTERÍSTIQUES QUÍMIQUES I APLICACIONS DELS PFAS. DIFUSIÓ EN EL MEDI AMBIENT

1.1. Introducció

Fa anys que s'han evidenciat diversos efectes adversos per a la salut associats als compostos poli- i perfluoroalquilats (PFAS). Aquests efectes van començar a generar preocupació sanitària ja a la primera dècada dels anys 2000, una preocupació agreujada per la repercussió mediàtica d'alguns episodis de contaminació relacionats amb el cicle de l'aigua que s'han fet públics des d'aleshores.

Progressivament, la presència de determinats PFAS ha estat objecte de regulació en diferents àmbits. En els darrers anys, la Directiva (UE) 2020/2184, relativa a la qualitat de les aigües destinades al consum humà, així com la seva transposició a l'àmbit estatal mitjançant el Reial decret 3/2023, han establert per primera vegada l'obligatorietat de controlar aquests compostos en les aigües de consum, i han fixat també valors paramètrics (límits) específics.

Aquest document ofereix una síntesi dels principals aspectes tècnics relacionats amb els PFAS: els seus usos més comuns, les vies a través de les quals poden arribar al medi ambient i als sistemes aquàtics, les principals formes d'exposició humana, els possibles efectes sobre la salut i les tecnologies de tractament més adients per a la seva eliminació o reducció en aigües naturals a potabilitzar.

1.2. Característiques, tipus, propietats i aplicacions

Els compostos poli- i perfluoroalquilats (PFAS) són substàncies sintètiques que presenten propietats úniques, com la repel·lència dels olis, de l'aigua i de la pols. S'utilitzen des de fa dècades en una àmplia gamma de productes i aplicacions, que

inclouen cosmètics, envasos alimentaris, tèxtils i productes domèstics, així com aplicacions especialitzades com ara components mecànics, electrònics, dispositius mèdics, escumes contra incendis i biocides. Aquest ús extensiu es deu a les seves propietats químiques particulars, derivades de l'enllaç extremadament estable entre els àtoms de carboni i fluor presents en la seva estructura.

Aquestes mateixes propietats, però, fan que els PFAS siguin molt resistents a la degradació un cop alliberats al medi ambient, fet que genera preocupació pel seu comportament com a **contaminants persistents**.

Des del punt de vista químic, els PFAS constitueixen un conjunt molt ampli de compostos amb gran diversitat estructural. Típicament, la seva estructura es divideix en dues parts: una amb àtoms de fluor i una altra sense, com es mostra a la **figura 1**.

La part fluorada varia en longitud de cadena i en nombre d'àtoms de fluor, i és la responsable de les propietats hidrofòbiques, lipòfiles i repel·lents. No obstant això, també és responsable de característiques negatives com la persistència, la bioacumulació i la toxicitat d'aquests compostos.

La part no fluorada es dissenya segons l'ús específic previst, cosa que contribueix a generar una gran diversitat estructural entre els diferents PFAS. Actualment, es té constància de l'existència de més de 15.000 substàncies individuals dins d'aquesta categoria.

La família dels PFAS es pot dividir en dos grans grups: els **àcids sulfònics** fluorats (també coneguts com a sulfonats) i els **àcids carboxílics** (també anomenats carboxilats). Els primers presenten un grup funcional $-SO_2OH$ en la part no fluorada de la molècula (per exemple, l'àcid perfluorooctansulfònic (PFOS), que és el primer compost representat a la figura 1); en canvi, els àcids carboxílics

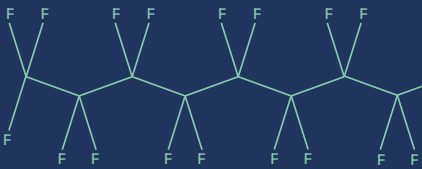
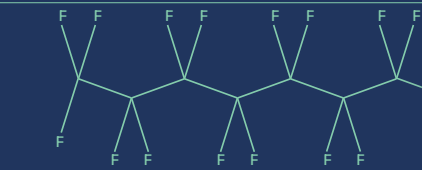
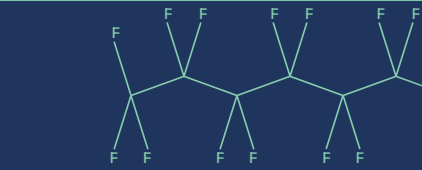
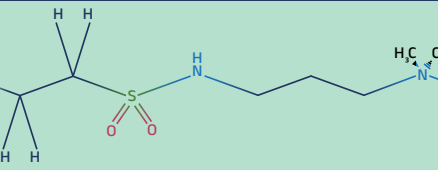
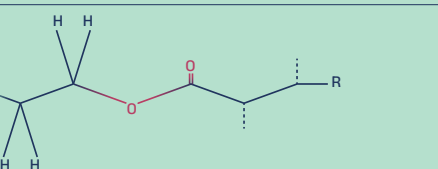
PART FLUORADA	PART NO FLUORADA	
		PFOS Àcid perfluorooctansulfònic
		PFOA Àcid perfluorooctanoic
		PFBA Àcid perfluorobutanoic
		6:2 FTAB Betaina d'alquil sulfonamida de fluorotelòmer, tensioactiu polifluorad utilitzat en espuma contra incendis
		6:2 FTAC Acrilat de fluorotelòmer, polímer amb cadenes laterals polifluorades utilitzat, per exemple, en recobriments de paper

Figura 1. Estructura química de diversos PFAS seleccionats. Adaptat de (1).

tenen un grup -COOH en aquesta mateixa zona (com ara el PFOA -àcid perfluorooctànic-).

Els àcids perfluoroalquílics (PFAA) i els seus anions constitueixen el grup de PFAS sobre el qual hi ha un coneixement més ampli i una regulació més desenvolupada.

Es consideren PFAS de **cadena llarga** els àcids carboxílics amb 8 o més àtoms de carboni i els àcids sulfònics amb 6 o més àtoms de carboni. Els PFAS de cadena llarga — i especialment els PFAA — tenen una gran capacitat d'**acumulació en el medi ambient** i de **bioacumulació en els éssers vius**. També existeixen els anomenats PFAS de **cadena ultracurta**, com l'**àcid trifluoroacètic (TFA)** (2 àtoms de carboni), que és una substància hidrofílica, mòbil i persistent, que entra al cicle de l'aigua a través de la degradació de diversos fluorocompostos i de fonts de contaminació difusa, i que actualment és objecte d'atenció.

Des que es va demostrar la presència de PFAS a la sang humana, les substàncies més tòxiques, com el **PFOS** i el **PFOA** — els dos primers compostos estudiats i regulats a escala global — han estat

progressivament prohibits o restringits. Degut a això, han estat gradualment substituïts per nous PFAS, majoritàriament de cadena curta, considerats a priori menys perjudicials per a la salut i el medi ambient, encara que més difícils d'eliminar en els processos de tractament d'aigües.

1.3. Presència i difusió en el medi ambient

Els PFAS s'han convertit en contaminants ubics en diverses matrius ambientals, com a conseqüència de la seva producció industrial extensiva durant les darreres dècades, del seu tractament i eliminació inadequats i de les seves particulars característiques. La seva elevada estabilitat química (resistència a la degradació), combinada amb una gran mobilitat, ha comportat la seva acumulació en sòls, sediments, aigües superficials i subterrànies de zones industrialitzades,

així com en l'atmosfera, amb potencials impactes importants sobre els éssers vius.

Els PFAS generats en processos industrials i emprats en múltiples aplicacions poden seguir tres rutes bàsiques de difusió al medi ambient (2):

1. **Emissió a l'atmosfera** mitjançant gasos d'escapament, processos de volatilització i pols, que posteriorment es dipositen sobre aigües superficials i sòls, amb la possibilitat d'infiltrar-se cap a les aigües subterrànies.
2. **Abocament directe a aigües superficials**, que comporta exposició directa per a organismes i espècies aquàtiques.

3. **Eliminació incompleta a les EDAR** (estacions depuradores d'aigües residuals), amb descàrrega dels PFAS als cursos superficials a través de l'**efluent depurat** i a través dels lixiviat procedents dels **fangs** dipositats en abocadors o utilitzats en agricultura. Aquesta darrera via, conjuntament amb l'aplicació directa de biosòlids que contenen PFAS, pot afavorir-ne la incorporació en vegetals, inclosos els destinats al consum alimentari, i/o la infiltració en els sistemes d'aigües subterrànies i superficials.

Cicle ambiental dels PFAS

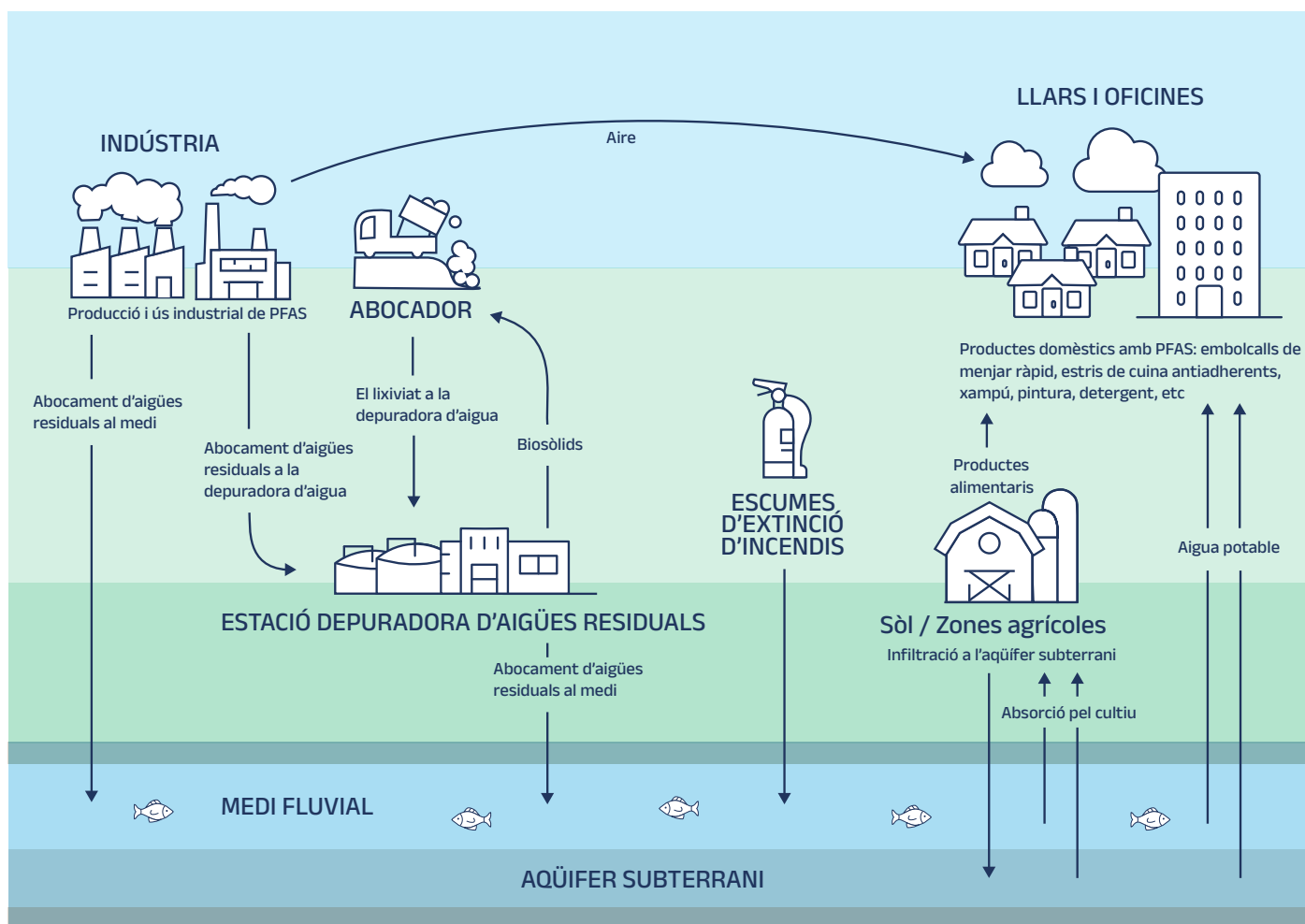


Figura 2. Vies de difusió dels PFAS cap al medi ambient. Adaptat de (2).

2. VIES D'EXPOSICIÓ, RISCOS PER A LA SALUT

2.1. Principals vies d'exposició

Les principals vies d'exposició dels éssers humans als PFAS deriven dels seus mecanismes de difusió al medi ambient. Com ja s'ha esmentat, poden contaminar els recursos hídrics, estar presents a l'aire i a la pols, i acumular-se en peixos i altres animals destinats al consum humà. L'ús d'aquests compostos en productes com insecticides, catifes i moquetes o escumes contra incendis pot afavorir vies d'exposició addicionals.

Segons l'informe de l'Autoritat Europea de Seguretat Alimentària (EFSA) (3), la dieta és la principal font d'exposició als PFAS, especialment a través del consum de peix, fruita, ous i aliments processats derivats d'aquests, així com per l'aigua de consum procedent de fonts contaminades. La ingestió de pols i la inhalació d'aire d'interiors són les principals vies d'exposició no dietètiques.

2.2. Riscos per a la salut

Els efectes identificats dels PFAS en diferents espècies inclouen toxicitat hepàtica, alteracions del metabolisme lipídic, disfuncions del sistema immunitari i efectes sobre el desenvolupament. Destaquen, especialment, els problemes durant la gestació i la infància, amb possibles conseqüències en l'edat adulta (4-5).

Dins la família dels PFAS, el PFOS i el PFOA han estat classificats a Europa com a possibles carcinògens (4). Tanmateix, la relació causal entre l'exposició als PFAS i el càncer en humans encara no està plenament establerta (6).

La major part del coneixement sobre efectes en la salut s'ha centrat en aquests compostos més antics i àmpliament utilitzats (PFOS i PFOA). Actualment, s'estan duent a terme molts estudis sobre altres PFAS, inclosos els de cadena curta, que els estan substituint i dels quals el coneixement és encara molt més limitat.

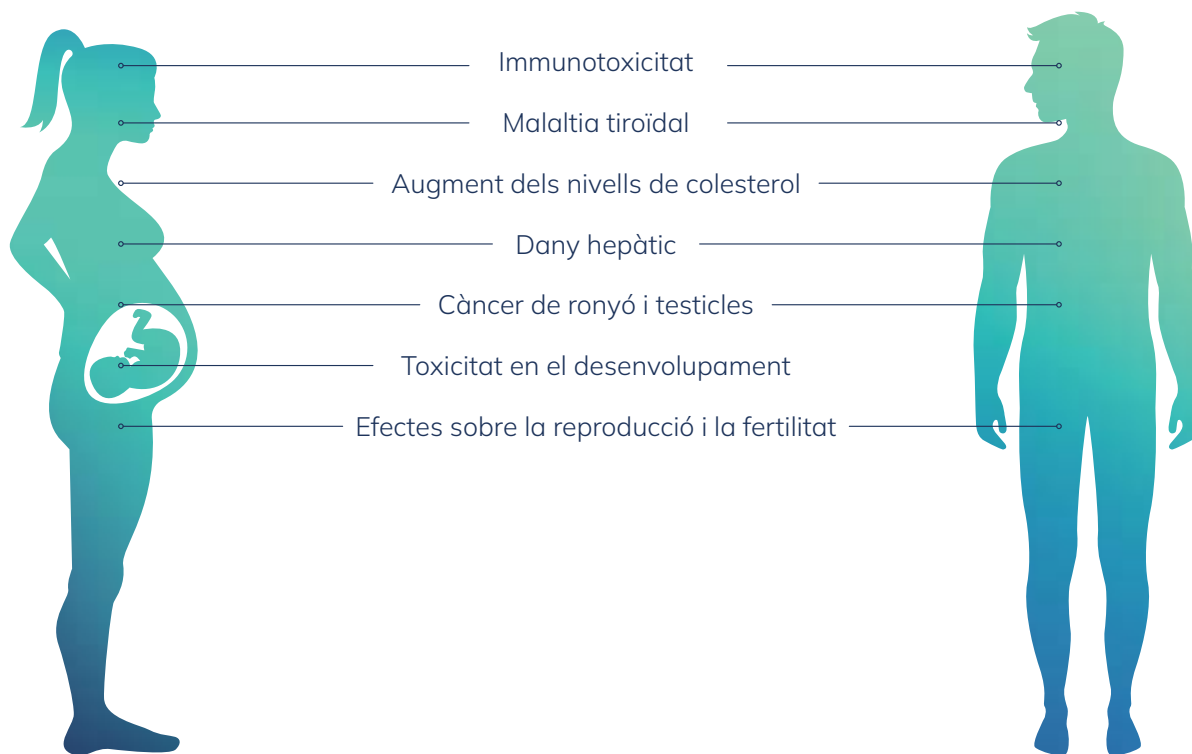


Figura 3. Riscos dels PFAS per a la salut.

3. CONTEXT LEGISLATIU

L'any 2006, la UE va prohibir l'ús del PFOS i els seus derivats a causa de la seva bioacumulació, persistència ambiental i toxicitat (7). El 2009, aquestes substàncies es van incloure a la llista del **Conveni d'Estocolm** sobre Contaminants Orgànics Persistents (8).

Actualment, els PFAS es consideren substàncies perilloses d'alta prioritat, per la seva capacitat de biomagnificació en les cadenes tròfiques aquàtiques i terrestres.

La Comissió Europea ha proposat un enduriment de la legislació pel que fa al registre i la comercialització d'aquests compostos. La seva estratègia en preveu la prohibició progressiva mitjançant el Reglament REACH, i inclou els PFAS com a substàncies preocupants a l'Estratègia per als productes químics per a la sostenibilitat (9).

En aquest sentit, ha promogut dues iniciatives rellevants:

- L'Agència Europea de Substàncies i Mescles Químiques (ECHA) acaba de publicar la nova Regulació (EU) 2025/1988, que restringeix la utilització de PFAS en les **escumes contra incendis (10)**, a través del **Reglament REACH**. Es coneix com a Restricció REACH sobre PFAS.
- Per altra banda, quatre estats membres de la UE (Països Baixos, Alemanya, Suècia i Dinamarca), juntament amb Noruega, van iniciar un altre dossier per **restringir tots els usos dels PFAS** (restricció "universal"), excepte els que es considerin essencials (un concepte que caldrà definir amb claredat). Aquesta proposta es troba actualment en mans de la CE i en fase d'avaluació (avaluació d'aspectes tècnics, aspectes socioeconòmics, etc.).

La Directiva (UE) 2020/2184 (DAC) (11) estableix, per primera vegada, l'obligatorietat de controlar els PFAS a les aigües de consum, amb dues opcions de regulació:

- **Suma de PFAS:** suma de 20 substàncies individuals, amb un valor paramètric (VP) de **0,1 µg/L**.
- **Total de PFAS:** suma total de tots els compostos per- i polifluoroalquilats, amb un VP de **0,5 µg/L**.

Tots dos paràmetres tenen un període de transició que finalitza el 12 de gener del 2026. Per a la presentació analítica dels resultats de **total de PFAS**, s'hauria d'avaluar la contribució del TFA, ja que podria fer superar (significativament) el valor paramètric establert per la directiva (12).

El Reial Decret 3/2023 (13), que transposa la directiva a l'Estat espanyol, fixa la **suma de PFAS**, amb el mateix VP: aquest paràmetre s'ha d'analitzar abans del gener del 2025, i el VP s'ha de complir abans del gener del 2026. A més, el reial decret exigeix el control de 4 PFAS individuals, amb un VP de **0,07 µg/L** per a cadascun, a analitzar abans del gener del 2024 i a complir abans del gener del 2025: aquests valors es van fixar com a provisionals i s'hauran de revisar el gener del 2026.

Paral·lelament, l'EFSA va publicar, el juliol del 2020, una opinió científica, que estima una ingesta setmanal màxima tolerable per als PFAS en aliments, molt més baixa que la prèviament establerta el 2018: si aquest valor es traslladés a un possible VP per a aigües de consum, es situaria entre 2 i 4 ng/L, és a dir, entre 25 i 50 vegades inferior al fixat per la directiva, un límit difícil de complir en molts sistemes d'abastament, i que implicaria grans inversions en tractaments. Tanmateix, Holanda, Dinamarca i Alemanya ja han començat a adoptar aquest criteri en la seva legislació nacional, amb la qual cosa mostren una tendència que podria estendre's a altres països de la UE. L'Organització Mundial de la Salut, per la seva banda, està revisant la toxicitat dels PFAS, i properament s'espera una actualització formal de les seves guies per a PFAS en aigües de consum (14). La Comissió Europea també està treballant en una revisió dels límits basats en criteris sanitaris, prevista per al 2025-2026. A tal efecte, ha encarregat una avaluació específica actualitzada a l'OMS, que serà la base de decisió (aquesta avaluació hauria d'estar enllestida abans de finals del 2025). Als Estats Units, l'Agència de Protecció del Medi Ambient ha publicat nous estàndards nacionals per a 6 PFAS (PFOS, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS i GenX), amb límits entre 4 i 10 ng/L, que hauran de complir-se abans de l'abril del 2029, i amb control previ a partir del 2027 (15). Tot i això, la implementació i els terminis

han estat objecte d'ajustaments administratius posteriors, sense resolució concreta encara.

Estudis científics recents han conclòs que només al voltant del 5 % de la ingesta total de PFAS prové de l'aigua de consum (16), amb valors encara més baixos en altres països: 2-3 % a Austràlia i 1 % a Bèlgica (17). Això indica que reduir els límits només a l'aigua no seria suficient per protegir la salut pública. Per tant, la reducció del risc d'exposició ha de basar-se en **estratègies de control en origen**, com les que proposa la UE.

Pel que fa a les aigües naturals, el PFOA i els seus derivats ja estaven inclosos fa anys a la llista de substàncies prioritàries de la directiva marc de l'aigua, mitjançant la Directiva 2013/39/UE. En aquest mateix àmbit, i després d'uns anys des de la publicació de la proposta, s'acaba d'assolir un acord entre la Comissió Europea, el Parlament Europeu i el Consell Europeu — el que es coneix com a *fase de trílegs* — per a la revisió conjunta de la directiva marc de l'aigua (2000/60/CE), la directiva d'aigües subterrànies (2006/118/CE) i la directiva sobre normes de qualitat ambiental (2008/105/CE), *coneguda com a directiva sobre substàncies prioritàries*. Tot i que el text no estarà disponible fins d'aquí a uns mesos, quan sigui ratificat als plens del Parlament i del Consell Europeu, i aparegui publicat al *Diari Oficial de la Unió Europea*, ja es coneixen algunes novetats referents als PFAS en les noves **normes de qualitat ambiental (18)**:

- **Aigües superficials: 4,4 ng/L** per a la suma de **25 PFAS**, expressats en equivalents de PFOA (incloent-hi el **TFA**, amb un factor de potència relativa de 0,002).
- **Aigües subterrànies: 4,4 ng/L** (concentració real, no PFOA-eq) perara a la **suma** dels 4 PFAS següents: **PFHxS, PFOS, PFOA i PFNA**, a més de fixar-se el mateix límit que en l'actual directiva d'aigües de consum per a la **suma de 20 PFAS (100 ng/L)**, valor que es podrà revisar en el futur.

L'objectiu d'aquesta nova regulació, que s'alinea amb l'estratègia de la Comissió Europea, és **prevenir la contaminació des de l'origen** per millorar l'estat dels recursos.

4. TÈCNIQUES DE TRACTAMENT

Els processos convencionals de tractament de l'aigua potable, com ara la coagulació, la floculació, l'ozonització, la cloració o la filtració ràpida amb sorra, són ineficaços per eliminar els PFAS de l'aigua (19). Els mètodes més utilitzats per la indústria a escala internacional per tractar aigües amb presència d'aquests compostos són, fonamentalment, els següents:

- **Carbó actiu granular (CAG) o en pols (CAP).**
- Filtració per **intercanvi iònic (IX).**
- Filtració per membranes: **osmosi inversa (OI) i nanofiltració (NF).**

Aquestes tecnologies es basen en la separació, i han estat reconegudes per l'Agència de Protecció del Medi Ambient nord-americana (EPA) com les "Millors Tecnologies Disponibles" (BATs, de l'anglès Best Available Technology) per complir la normativa sobre PFAS. Aquest reconeixement es fonamenta en sis criteris clau (20, 21):

- Eficiència d'eliminació.
- Historial d'operació a escala industrial.
- Aplicabilitat geogràfica.
- Compatibilitat amb altres processos de tractament.
- Capacitat d'assegurar el compliment normatiu de tot el sistema d'aigua i cost raonable tant per a sistemes grans com per a mitjans.

Ara bé, en el cas de les resines d'intercanvi iònic destinades específicament a l'eliminació de PFAS, hi ha pendent completar el procés de registre per al seu ús en aigua potable a Espanya, encara que ja s'utilitzen en altres països. A més a més, tot i que l'EPA les reconeix com a BAT, els costos i la freqüència de substitució poden suposar un repte per a sistemes petits.

Paral·lelament, s'estan desenvolupant tecnologies innovadores com l'oxidació química i altres **tecnologies destructives**, així com **nous adsorbents**. Tot i que aquestes noves tecnologies mostren potencial per eliminar els PFAS, encara no han estat degudament validades per al tractament d'aigua potable a escala real. A la UE, diversos projectes europeus de recerca en curs (com ZeroPM (22) i SCENARIOS (23)) estan explorant la viabilitat d'aquestes tecnologies a escala de pilot.

La secció següent es centra en els processos de tractament efectius per a l'eliminació de PFAS de l'aigua potable que ja han estat validats i implementats a escala industrial, incloses les resines d'intercanvi iònic, que, com s'ha dit anteriorment, estan en fase de registre a Espanya per a aquest ús. Per altra banda, a l'annex A s'ofereix una visió general de les tecnologies emergents per a la separació i l'eliminació dels PFAS.

4.1. Carbó actiu granular

Quan l'aigua es tracta amb carbó actiu granular (CAG), circula a través de columnes o llits que contenen aquest material. El procés separa els contaminants dissolts de l'aigua mitjançant l'adsorció a la superfície porosa del CAG. En el cas dels PFAS, els mecanismes principals d'adsorció inclouen interaccions hidrofòbiques i electrostàtiques. A més d'eliminar PFAS, el CAG pot eliminar altres contaminants com compostos responsables del gust i l'olor, matèria orgànica natural, compostos orgànics volàtils i sintètics, i precursors dels subproductes de desinfecció. Hi ha diferents tipus de carbó segons el seu origen, i tots presenten diferents graus d'eliminació de PFAS. Una separació general distingeix carbons **bituminosos i no bituminosos**; els primers són més efectius per eliminar PFAS.

Cal tenir en compte que el CAG exhaurirà la seva capacitat amb el temps (saturació) i deixarà de ser efectiu en l'eliminació de contaminants, fenomen conegut com a *ruptura o breakthrough*. Quan el CAG ja no pot eliminar contaminants adequadament, cal regenerar-lo i/o substituir-lo per carbó nou. Actualment, la regeneració tèrmica és un procés ben conegut i comprovat per regenerar el CAG. Aquesta regeneració es duu a terme en plantes especialitzades, normalment gestionades pels fabricants de carbó actiu. No obstant això, calen més investigacions per gestionar adequadament les emissions de PFAS

a l'aire durant la regeneració del CAG. D'altra banda, la regeneració pot reduir la capacitat del carbó, i no sempre és viable mantenir altes eficàcies després de diversos cicles.

El tractament amb CAG és el mètode més estudiat per eliminar els PFAS. En general, és més efectiu amb PFAS de cadena llarga ($C \geq 8$) que amb els de cadena curta. La seva efectivitat es deu a tres factors principals: 1) Funciona per adsorció, acumulant els contaminants a la interfície entre les fases líquida i sòlida. 2) El carbó actiu és molt porós i ofereix una gran superfície d'adsorció. 3) Es fabrica a partir de materials orgànics rics en carboni com fusta, lignit i carbó.

El CAG pot aconseguir eliminacions molt altes — fins a gairebé el 100 % —, però l'eficàcia depèn de diversos factors: el tipus i la concentració de PFAS presents, les característiques del carbó, la mida del llit (mesurada pel temps de contacte amb el llit buit, EBCT), el cabal d'aigua i la presència d'altres contaminants que competeixen per l'adsorció. En especial, la matèria orgànica natural redueix de manera notable la retenció de PFAS en el carbó. L'eficàcia també està condicionada pel nivell de reducció desitjat, és a dir, pel punt de *ruptura* o *breakthrough*. L'ordre de ruptura acostuma a seguir aquesta seqüència (amb el nombre d'àtoms de carboni entre parèntesis): PFBA (4) > PFHxA (6) > PFBS (4) > PFOA (8) > PFHxS (6) > PFOS (8). Tot i així, aquest ordre pot variar lleugerament segons el tipus de carbó i les condicions operatives. En general, els PFAS de cadena curta (com PFBA i PFBS) són molt més difícils d'eliminar i saturen el carbó amb més rapidesa, fet que cal tenir en compte abans de la seva adopció com a solució per eliminar PFAS (en funció dels compostos presents). El CAG no és efectiu per eliminar TFA de l'aigua (24).

Els carbons actius amb partícules més grans presenten taxes d'adsorció més lentes, ja que els anions PFAS necessiten més temps per difondre cap als microporus interns, fet que genera limitacions per difusió intrapartícula. En canvi, els carbons amb partícules més petites no mostren aquest tipus de limitacions. Segons la literatura, l'ús de CAG pot assolir eficiències d'eliminació superiors al 90 % per als PFAS carboxilats i sulfonats, i fins i tot més del 99 % en el cas de PFOA i PFOS (25-37).

A banda d'estar integrats en el tren de tractament, els sistemes de filtració amb CAG també es poden llogar com a solucions temporals (filtres en columna), útils tant per donar una resposta immediata a episodis de contaminació per PFAS com per a demostracions a gran escala.

4.2. Carbó actiu en pols

El **carbó actiu en pols (CAP)** és el mateix material que el CAG, però amb una granulometria més fina, i s'afegeix directament a l'aigua en lloc d'utilitzar-se en filtres. Normalment, s'aplica com a solució puntual temporal per reduir els costos d'operació i manteniment. Els estudis sobre carbons actius de diferents mides de partícula han demostrat que la capacitat d'adsorció dels PFAS varia segons les característiques del material. Tot i tenir una superfície específica similar, el CAP presenta una capacitat d'adsorció més alta per al PFOA i el PFOS en comparació amb el CAG (25), encara que aquesta eficiència depèn de factors com el pH, el temps de contacte, la presència de matèria orgànica i la temperatura. No obstant això, la taxa de ruptura és molt més ràpida per als PFAS de cadena curta (20, 33).

Un dels principals avantatges del CAP és la possibilitat d'implementar-lo ràpidament a gran escala, amb costos CAPEX molt més baixos que altres tecnologies d'eliminació i amb requisits mínims de disseny en comparació amb sistemes CAG, IX o de membranes. A més, existeixen unitats prefabricades disponibles per a lloguer o compra, la qual cosa el fa especialment adient per a episodis intermitents de contaminació per PFAS gràcies a la seva flexibilitat. En general, l'ús de CAP es limita a situacions temporals o puntuals, mentre que el CAG s'utilitza habitualment en instal·lacions fixes.

Tanmateix, l'ús de CAP incrementa la generació de residus que cal gestionar adequadament, ja que les partícules amb PFAS adsorbits s'eliminen durant la sedimentació o el rentat de filtres i s'envien a plantes de tractament, abocadors o instal·lacions de deshidratació. L'eficiència de la deshidratació disminueix quan s'apliquen dosis altes de CAP, i la seva reintroducció al medi a través de l'aplicació de biosòlids genera preocupació pública i possibles reptes reguladors i de responsabilitat futura.

4.3. Resines d'intercanvi iònic

L'**intercanvi iònic (IX o IEX)** és un procés físic i químic en què els ions presents a l'aigua, com els PFAS, s'intercanvien per altres ions (habitualment clorur) en una resina formada per perles sintètiques o gel. Hi ha dues categories principals de resines d'intercanvi iònic: catióniques i aniòniques. Les resines catióniques, amb càrrega negativa, eliminen efectivament contaminants amb càrrega positiva, mentre que les resines aniòniques, amb càrrega positiva, són eficaces per eliminar contaminants amb càrrega negativa, com els PFAS.

En la pràctica, l'aigua d'entrada passa a través d'un llit de resina situat en un recipient o columna. L'intercanvi iònic continua fins que la resina ja no disposa de suficients punts d'intercanvi per als PFAS objectiu, moment en què l'eficiència d'eliminació disminueix, fenomen conegut com a *ruptura o breakthrough*, com en el cas del CAG. Les resines d'intercanvi iònic per eliminar PFAS **no es poden regenerar** amb mètodes convencionals, com sí passa amb les dissenyades per a altres contaminants, cosa que en limita la reutilització. Sense regeneració viable, l'ús de l'IX no resulta econòmicament competitiu i seria superat pel CAG, tot i que actualment s'estan investigant mètodes específics de regeneració en fase de recerca o pilot. A més, l'IX pot incrementar la corrosivitat de l'aigua, però aquest efecte es pot controlar amb un tractament posterior.

Aquesta tecnologia ha demostrat una alta capacitat d'eliminació per a molts PFAS. En particular, és més efectiva per als PFAS de cadena curta en comparació amb el CAG (21, 28, 32, 33, 37-42), ja que la seva eliminació es basa principalment en interaccions electrostàtiques, mentre que els PFAS de cadena llarga es retenen majoritàriament per interaccions hidrofòbiques (20). Un altre avantatge de les resines d'intercanvi iònic és la seva selectivitat cap als PFAS, fins i tot en presència de matèria orgànica. La combinació de CAG i resines d'intercanvi iònic pot resultar especialment beneficiosa, i situa aquestes últimes en segon lloc per protegir-les, ja que són més costoses. Tot i així, diversos estudis i revisions (43, 44) indiquen que l'eficiència de les resines d'intercanvi iònic és limitada per eliminar TFA,

degut a la seva elevada mobilitat i competència amb altres anions presents a l'aigua, de manera que calen resines o tractaments específics per aconseguir-ne una remoció significativa.

Donat que diverses tecnologies de tractament de PFAS —com les resines d'intercanvi— són noves, encara no estan homologades per al seu ús en el tractament d'aigua potable a Espanya, tot i la seva alta eficàcia i selectivitat en l'eliminació de PFAS. Sí que ho estan en altres països, com els Estats Units.

4.4. Filtració per membranes

L'**osmosi inversa (OI)** i la **nanofiltració (NF)** són processos de separació per membrana que eliminen físicament els contaminants de l'aigua potable. Aquests sistemes separen soluts com els PFAS forçant el dissolvent a passar a través d'una membrana sota alta pressió. En el tractament d'aigua potable, les membranes s'utilitzen sovint en configuració espiral, formada per diverses capes de membrana estratificades amb espaiadors d'alimentació i enrotllades al voltant d'un tub central de recollida. Les membranes d'alta pressió han demostrat una gran eficàcia en l'eliminació de PFAS. Les membranes d'OI són més estretes que les d'NF i presenten percentatges d'eliminació més alts. Els estudis mostren que aquestes membranes poden eliminar més del 99 % d'una àmplia gamma de PFAS, inclosos els de cadena curta (33, 45-47). La filtració per membranes és la tecnologia més eficient per eliminar el TFA de l'aigua (24, 48), tot i que encara hi ha molt poca evidència que avaluï aquesta afirmació en el context de la producció d'aigua potable a escala real.

En ambdós tipus de membranes d'alta pressió, aproximadament el 80 % de l'aigua d'entrada es transforma en aigua tractada, mentre que el 20 % restant es reté com a residu concentrat amb alta càrrega de contaminants: aquest residu és difícil de tractar o eliminar, especialment quan conté PFAS. L'elecció entre NF o OI depèn de factors com ara la salinitat de l'aigua d'entrada o la matèria orgànica dissolta. Finalment, la viabilitat econòmica és determinant: l'OI és més costosa, tant en inversió inicial com en operació, mentre que l'NF resulta més

econòmica i adequada per a tractaments parcials on no cal eliminar tots els ions i contaminants.

els àcids sulfònics s'adsorbeixen amb més facilitat que els carboxílics.

A més, la idoneïtat de cada tecnologia depèn no només de la seva capacitat per eliminar PFAS, sinó també de la facilitat d'integració amb les instal·lacions existents i les operacions del sistema d'aigua. Abans d'implementar un tractament a gran escala, es recomana fer **proves de laboratori i pilot** per avaluar la tractabilitat dels PFAS. L'eficiència d'eliminació depèn en gran manera de l'estructura química dels PFAS i de la seva concentració. La **figura 4** mostra un arbre de decisió general orientatiu per seleccionar la tecnologia més adient segons les característiques principals de l'aigua, mentre que la **taula 1** compara l'aplicabilitat de les principals tecnologies emprades per eliminar PFAS. Cal tenir present que totes aquestes tecnologies es basen en la separació dels PFAS, no en la seva destrucció, de manera que la **gestió del residu adsorbit o del concentrat** generat s'ha d'incloure en l'avaluació global de la tecnologia. Aquestes recomanacions tenen un caràcter molt general i es basen en l'aplicació actual de les tecnologies; per tant, poden no ajustar-se completament al disseny o les necessitats específiques d'una planta concreta.

Per seleccionar una tecnologia d'eliminació de PFAS, és fonamental analitzar la qualitat de l'aigua d'entrada —sobretot la matèria orgànica (COT) i altres contaminants com el ferro o el sulfat, que poden incrementar el risc d'embrutiment en cas d'emprar-se membranes—, a més de tenir en compte l'especiació dels PFAS presents: conèixer els tipus de molècules i les seves concentracions permet triar el mètode de tractament més adient.

L'eficiència d'eliminació dels PFAS depèn de diverses característiques:

- Longitud de la cadena de carboni: els PFAS de cadena llarga tendeixen a adsorbir-se millor en tractaments amb carbó actiu granular (CAG), mentre que l'intercanvi iònic (IX) és més efectiu per als PFAS de cadena curta. Les membranes són la tecnologia més adient per eliminar el TFA.
- Grups funcionals: àcids sulfònics i carboxílics presenten diferent retenció; per exemple,

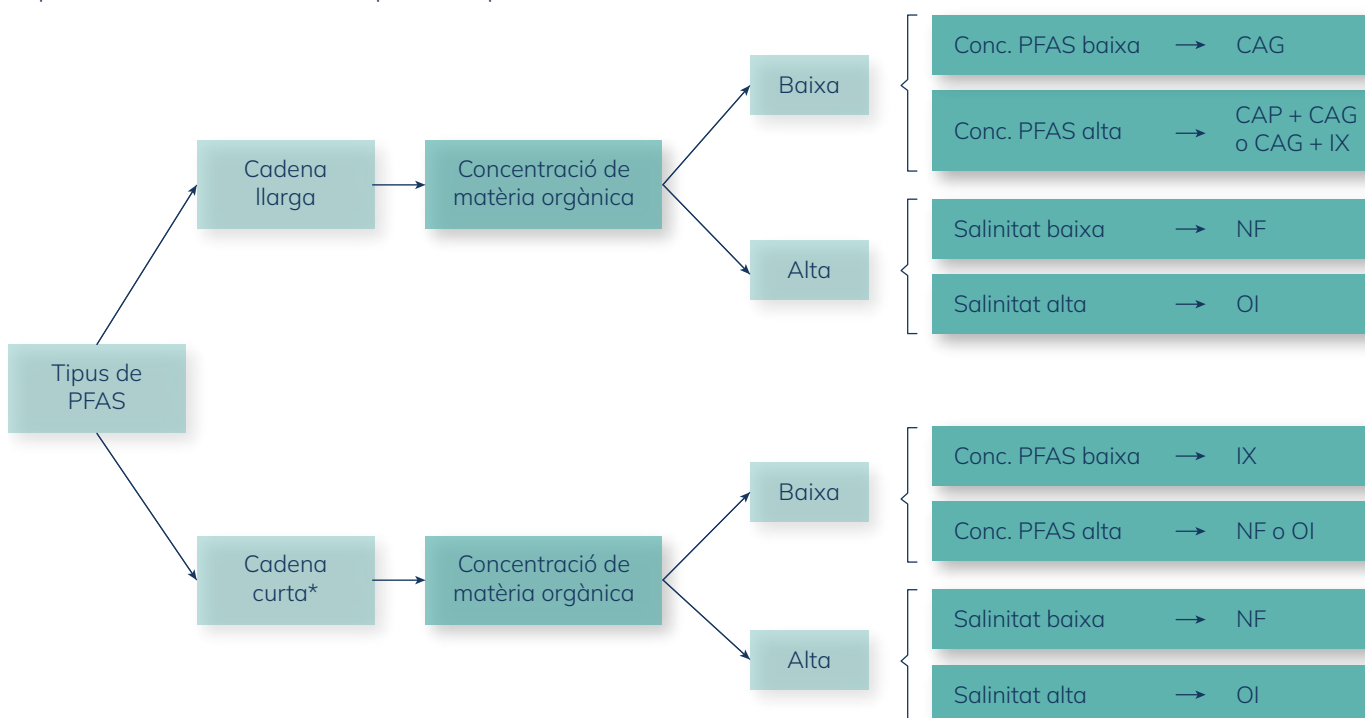
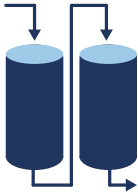


Figura 4. Diagrama general de decisió orientatiu per escollir la tecnologia més adient segons el tipus de PFAS presents i la qualitat de l'aigua a tractar. Pel que fa al TFA, les membranes constitueixen la tecnologia més adient per eliminar-lo. (*) es consideren PFAS de cadena llarga els àcids carboxílics amb 8 o més àtoms de carboni i els àcids sulfònics amb 6 o més àtoms de carboni.

Taula 1. Comparació d'aplicabilitat entre tècniques convencionals d'eliminació de PFAS.

Tècnica		Eficàcia PFAS	Cost	Complexitat operativa	Avantatges	Requeriments d'espai	Limitacions
Carbó actiu granular (CAG)		Alta per a PFAS llargs, baixa-moderada per a curts. Elimina altres contaminants, però competeix amb el carboni orgànic total. Ineficients per al TFA.	€	Mitjana (seguiment de saturació i reemplaçament/regeneració)	Tecnologia madura, fàcil d'implementar. Es pot regenerar.	Baix-mitjà	Saturació ràpida amb PFAS curts; cal monitoritzar breakthrough; eficiència depèn de tipus de carbó i PFAS presents.
Carbó actiu en pols (CAP)		Alta per a PFAS llargs, baixa per a curts. Elimina altres contaminants, però competeix amb el carboni orgànic total. Ineficients per al TFA.	€	Baixa (ràpida implementació, útil per a aplicació intermitent)	Fàcil integració en tractaments existents.	Molt baix	Menys eficaç que CAG per a PFAS curts; impacte en deshidratació; manteniment freqüent; residus amb PFAS complicats d'eliminar i de gestionar.
Resines d'intercanvi iònic (IX)		Alta per a PFAS llargs i curts, selectiva a PFAS. Eficiència limitada per al TFA.	€€	Mitjanag-alta (gestió de resines)	Selectiva i eficaç; requereix menys regeneració que el CAG; útil com a poliment després de CAG.	Baix	Cost de gestió; operació tècnica; eficiència variable per a PFAS curts; Rregulació en desenvolupament a Espanya. No es regenera.
Nanofiltració (NF)		Alta per a PFAS llargs, moderada per a curts. Elimina altres contaminants. Poden eliminar el TFA.	€€	Alta (pretractament, energia, manteniment, embrutiment, gestió del concentrat)	Menor consum energètic que OI; efectiva per a PFAS de cadena llarga.	Mitjà-alt	Menys eficaç per PFAS curts; genera concentrat que cal gestionar; eficiència disminueix amb matèria orgànica i amb el temps.
Osmosi inversa (OI)		Molt alta (curts i llargs), però menys eficient per a PFAS neutres i de baix pes molecular. Elimina altres contaminants. Poden eliminar el TFA.	€€€	Alta (pretractament, energia, manteniment, embrutiment, gestió del concentrat)	Eliminació gairebé total de PFAS i altres contaminants dissolts.	Mitjà-alt	Genera concentrat que cal gestionar; consum energètic elevat; eficiència disminueix amb matèria orgànica i amb el temps.

REFERÈNCIES

1. DVGW. (2021). Impact Assessment of the Proposed PFASS Limit Value on the German Drinking Water Supply. Technical Report.
2. JRC. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASS) of possible concern in the aquatic environment. Technical Report.
3. EFSA. (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA Journal.
4. European Commission. (2020). EU-Strategy for PFASSs. Strategy Document.
5. Fenton, S.E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J.C., Lau, C., Ng, C., Smith, J.S., Roberts, S.M. (2020). Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. Environmental Toxicology and Chemistry. DOI: 10.1002/etc.4890
6. ITRC. (2020). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASS). Technical Guidance Document.
7. European Parliament. (2006). Directive 2006/122/EC amending Council directive 76/769/EEC on restrictions of perfluorooctane sulfonates. Official Journal L372/32.
8. UNEP. (2009). The new POPs under the Stockholm Convention. Stockholm Convention Document.
9. European Commission. (2020). EU Chemicals Strategy for Sustainability: Towards a Toxic-Free Environment. Strategy Document.
10. European Commission. (2025). Regulation (EU) 2025/1988 of 2 October 2025 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council as regards per- and polyfluoroalkyl substances in firefighting foams. Document.
11. European Union. (2020). Directive 2020/2184 on the quality of water intended for human consumption.
12. European Commission (2024) Technical Guidelines regarding methods of analysis for monitoring of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASS) under the recast Drinking Water Directive 2020/2184 parameters 'PFASS Total' and 'Sum of PFASS', including detection limits, parametric values and frequency".
13. Gobierno de España. (2023). Real Decreto 3/2023, sobre criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo. BOE-A-2023-628.
14. WHO. (2022). PFOS and PFOA in Drinking-water: Background document for WHO Guidelines for Drinking-water quality.
15. CDM Smith. (2024). EPA's Final Regulations: What do you need to know? Factsheet.
16. KWR. (2021). The relative contribution of drinking water to dietary PFASS exposure. Research Report.
17. Domingo, J.L. and Nadal, M. (2019). Human exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFASS) through drinking water: a review of the recent scientific literature. Environmental Research, 177, 108648.
18. Council of the European Union. (2025). Priority Substances in Water Directive (WPE on July 2025) – Presidency Steering Note (ST 14265/22 + ADD1).
19. Quiñones, O. and Snyder, S. A. (2009). Occurrence of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in Drinking Water Utilities and Related Waters from the United States, Environmental Science & Technology, 43, 9089–9095.
20. American Water Works Association. (2020). Drinking Water Treatment for PFASS Selection Guide.
21. USEPA. (2024). Technologies and Costs for Removing Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Drinking Water. 815R24012. <https://zeropm.eu/>
22. <https://scenarios-project.eu/>
23. M. Scheurer, K. Nödler, F. Freeling, J. Janda, O. Happel, M. Riegel, U. Müller, F.R. Störck, M. Fleig, F.T. Lange, A. Brunsch, H.-J. Brauch (2017). Small, mobile, persistent: trifluoroacetate in the water cycle – overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply. Water Research, 126, 460–471.
24. Yu, Q., Zhang, R., Deng, S., Huang, J., Yu, G. (2009). Sorption of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate on activated carbons and resin: kinetic and isotherm study. Water Research, 43, 1150–1158.
25. Westreich, P., Mimna, R., Brewer, J., Forrester, F. (2018). The removal of short-chain and long-chain perfluoroalkyl acids and sulfonates via granular activated carbons: A comparative column study. Remediation, 29(1), 19–26.
26. Appleman, T.D., Dickenson, E.R.V., Bellona, C., Higgins, C.P. (2013). Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids. Journal of Hazardous Materials, 260, 740–746.
27. McClellan, P., Englund, S., Ostlund, A., Lindegren, K., Wiberg, K., Ahrens, L. (2017). Removal Efficiency of Multiple Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASSs) in Drinking Water using Granular Activated Carbon (GAC) and Anion Exchange (AE) Column Tests. Water Research, 120, 77–87.
28. Liu, C., Werner, D., Bellona, C. (2019). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASSs) from contaminated groundwater using granular activated carbon: a pilot-scale study with breakthrough modeling. Environmental Science: Water Research & Technology, 11.
29. Park, M., Wu, S., Lopez, I.J., Chang, J.Y., Karanfil, T., Snyder, S.A. (2020). Adsorption of perfluoroalkyl substances (PFASS) in groundwater by granular activated carbons: Roles of hydrophobicity of PFASS and carbon characteristics. Water Research, 170, 115364.
30. Forrester, E., Bostardi, C. (2019). PFASS Removal: GAC & IX. Calgon Carbon Corporation. Webinar.
31. Zeng, C., Atkinson, A., Sharma, N., Ashani, H., Hjelmstad, A., Venkatesh, K., Westerhoff, P. (2020). Removing per- and polyfluoroalkyl substances from groundwaters using activated carbon and ion exchange resin packed columns. AWWA Water Science, 2(1), e1172.
32. USEPA. (2021). Drinking Water Treatability Database. Technical Document.
33. Belkouteb, N., Franke, V., McClellan, P., Kohler, S., Ahrens, L. (2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASSs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. Water Research, 182, 115913.
34. Woodard, S., Berry, J., Newman, B. (2017). Ion exchange resin for PFASS removal and pilot test comparison to GAC. Remediation, 27, 19–27.
35. Wang, R., Ching, C., Dichtel, W.R., Helbling, D.E. (2020). Evaluating the Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Contaminated Groundwater with Different Adsorbents Using a Suspect Screening Approach. Environmental Science and Technology Letters, 7, 954–960.
36. Dixit, F., Barbeau, B., Mostafavi, S.G., Madjid, M. (2020). Removal of legacy PFASS and other fluorotelomers: Optimized regeneration strategies in DOM-rich waters. Water Research, 183, 116098.
37. Dixit, F., Barbeau, B., Mostafavi, S.G., Mohseni, M. (2021). PFASS and DOM removal using an organic scavenger and PFASS-specific resin: Trade-off between regeneration and faster kinetics. Science of the Total Environment, 754, 142107.
38. Schaefer, C.E., Nguyen, D., Ho, P., Im, J., LeBlanc, A. (2019). Assessing Rapid Small-Scale Column Tests for Treatment of Perfluoroalkyl Acids by Anion Exchange Resin. Industrial & Engineering Chemistry Research, 58, 9701–9706.
39. Liu, C. (2017). Removal of Perfluorinated Compounds in Drinking Water Treatment: A Study of Ion Exchange Resins and Magnetic Nanoparticles. Doctoral Dissertation, University of Waterloo.
40. Kumarasamy, E., Manning, I.M., Collins, L.B., Coronell, O., Leibfarth, F.A. (2020). Ionic Fluorogels for Remediation of Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances from Water. ACS Central Science, 6, 487–492.
41. Dixit, F., Dutta, R., Barbeau, B., Berube, P., Mohseni, M. (2021). PFASS removal by ion exchange resins: A review, Chemosphere, 272, 129777.
42. Zhou, J., Saeidi, N., Wick, L. Y., Xie, Y., Kopinke, F. D., & Georgi, A. (2022). Efficient removal of trifluoroacetic acid from water using surface-modified activated carbon and electro-assisted desorption. Journal of Hazardous Materials, 436, 129051.
43. Boyer, T. H., Fang, Y., Ellis, A., Dietz, R., Choi, Y. J., Schaefer, C. E., Higgins, C. P., & Strathmann, T. J. (2021). Ion exchange resin removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASS) from impacted water: A critical review. Water Research, 207, 117244.
44. Lipp, P., Sacher, F., Baldauf, G. (2010). Removal of organic micro-pollutants during drinking water treatment by nanofiltration and reverse osmosis. Desalination and Water Treatment, 13, 226–237.
45. Dickenson, E.R.V., Higgins, C. (2016). Treatment Mitigation Strategies for Poly- and Perfluoroalkyl Substances. Water Research Foundation, Report #4322.
46. Steinle-Darling, E., Reinhard, M. (2008). Nanofiltration for Trace Organic Contaminant Removal: Structure, Solution, and Membrane Fouling Effects on the Rejection of Perfluorochemicals. Journal of Environmental Sciences, 42, 5292–5297.
47. Griffin, A. M., Smith, J. D., Lee, K., & Johnson, R. T. (2024). Rejection of PFASS and priority co-contaminants in semiconductor fabrication wastewater by nanofiltration and reverse osmosis membranes. Water Research, 216, 122111.

ANNEX A: TECNOLOGIES EMERGENTS PER AL TRACTAMENT DE PFAS

Totes les tecnologies descrites anteriorment es basen en la separació dels PFAS, no en la seva destrucció. Aquestes tècniques no destructives no resolen completament el problema, ja que generen fluxos o residus concentrats de PFAS, que requereixen un tractament addicional abans de ser alliberats al medi ambient. Per superar aquesta limitació, s'han investigat diversos mètodes experimentals per a la **destrucció de PFAS**, amb resultats prometedors: les tècniques destructives busquen descompondre parcialment o totalment els enllaços químics dels PFAS, idealment fins a la mineralització, que s'avalua sovint mitjançant la mesura de fluorur alliberat. Alguns exemples són l'oxidació en aigua supercrítica, l'oxidació sonoquímica, l'oxidació electroquímica i la fotocatalítica. No obstant això, aquestes tecnologies encara no han avançat més enllà de les proves a escala de laboratori o pilot. La seva aplicació a gran escala es veu limitada, en funció del cas, per diversos factors, com la presència de compostos competidors que inhibeixen el procés, la generació de contaminació secundària en aigua o aire, la intensitat energètica elevada, el cost i el disseny inadequat dels reactors (48,49). A les seccions següents es descriuen breument els principis d'actuació de cadascuna d'aquestes tecnologies emergents, així com una revisió de **nous adsorbents**, que també mostren un gran potencial per al futur, si bé en aquest cas no són tecnologies destructives.

A.1. L'oxidació electroquímica

L'oxidació electroquímica (EO) és un mètode que degrada contaminants orgànics aplicant un corrent elèctric a través d'una solució conductiva entre un ànode i un càtode. Els PFAS poden ser adsorbits i degradats directament a l'elèctrode o en el medi líquid mitjançant reaccions directes i

indirectes. L'oxidació directa implica la transferència d'electrons del compost PFAS a l'ànode, mentre que la indirecta es basa en la generació d'oxidants potents coneguts com a radicals. Aquest mètode ha demostrat que pot eliminar fins a > 99 % dels PFAS de cadena llarga. No obstant això, els PFAS de cadena curta són generalment més difícils de degradar, i en alguns casos la concentració aparent pot augmentar a causa de la conversió de precursors en compostos mesurables. Una revisió dels últims avenços en aquesta tecnologia per al tractament de PFAS ha estat resumida per Mirabediny i col·laboradors (51).

A.2. Plasma

El plasma és un gas elèctricament carregat que es forma quan s'afegeix energia suficient per ionitzar les molècules del gas. En el tractament d'aigua amb plasma, la descàrrega elèctrica entre dos elèctrodes prop de l'aigua genera espècies oxidatives i reductives altament reactives. A més, s'incrementa la temperatura local, es produeixen ones de xoc i s'emet llum UV dins del reactor. El plasma no tèrmic (NTP) és especialment adequat per al tractament d'aigua contaminada amb PFAS, ja que consumeix poca energia a pressió atmosfèrica i pot operar amb aire o amb gasos de suport com He, Ne, Ar, O₂ i N₂. A diferència del plasma tèrmic, l'NTP ofereix una major selectivitat d'excitació i d'eficiència energètica. Es pot trobar un resum de l'estat de la qüestió d'aquesta tecnologia a Palma i col·laboradors (52).

A.3. Fotocatàlisi

La fotocatàlisi és una tecnologia en què una substància s'activa mitjançant l'absorció d'un fotó en presència d'un fotocatalitzador, que accelera

la reacció de destrucció dels contaminants. Els fotocatalitzadors són generalment semiconductors, i s'han investigat àmpliament per les seves aplicacions en conversió d'energia solar i purificació ambiental. Aquest procés és un tipus d'oxidació avançada (AOP) capaç d'oxidar una àmplia gamma de contaminants orgànics. La fotocàtlisi heterogènia s'ha mostrat especialment efectiva per degradar compostos orgànics recalcitrants, inclosos els PFAS. Entre els diversos fotocatalitzadors utilitzats, destaquen In_2O_3 , Fe_2O_3 , TiO_2 , ZnO , CdS i Ga_2O_3 , dels quals el diòxid de titani (TiO_2) és el més estudiat. El TiO_2 ha demostrat una gran capacitat per degradar contaminants orgànics i aconseguir una mineralització gairebé completa, a un cost relativament baix en comparació amb altres tecnologies destructives. Es pot trobar una revisió detallada de l'ús de la fotocàtlisi per al tractament de PFAS a Verma i col·laboradors (53).

A.4. Degradació sonolítica

La sonoquímica utilitza un camp acústic per induir reaccions químiques en una solució. El mecanisme clau consisteix en la generació i implosió de bombolles de vapor, fenomen conegut com *cavitació acústica*. La degradació dels contaminants orgànics es produeix mitjançant una combinació de reaccions radicals i piròlisi induïda per calor extrema. Quan les bombolles col·lapsen, es generen temperatures molt altes (aproximadament de 5000 K), que provoquen la piròlisi i la combustió dels compostos orgànics. El vapor d'aigua al voltant de les bombolles es dissocia en radicals $\text{H}\cdot$ i $\text{OH}\cdot$, que reaccionen amb els contaminants i contribueixen a la seva degradació. Les molècules de PFAS adsorbides a la superfície de les bombolles també es descomponen en diversos productes durant aquest procés. Es pot trobar una revisió de l'estat de la qüestió sobre aquesta tecnologia a Sidnell i col·laboradors (54).

A.5. Oxidació en aigua supercrítica

L'oxidació en aigua supercrítica (SCWO) és un procés d'oxidació en el qual la matèria orgànica es transforma en aigua, diòxid de carboni i altres productes. Aquesta tecnologia permet tractar una àmplia gamma de residus humits sense necessitat de deshidratació, i ha demostrat ser eficaç en la destrucció de contaminants orgànics tòxics i persistents, com els PFAS. L'aigua esdevé supercrítica quan es manté per sobre de la seva temperatura i pressió crítiques (aproximadament, 374 °C i 218 atm). En aquest estat, la solubilitat de compostos orgànics augmenta significativament i s'intensifica l'oxidació. Les fases líquida i de vapor es barregen, i el fluid presenta propietats híbrides que combinen característiques de gas i líquid: això el fa altament expandible i compressible, i elimina restriccions en la transferència de massa, cosa que facilita reaccions químiques que poden descompondre compostos com els PFAS, els quals no s'oxiden a temperatures i pressions normals (49).

A.6. Oxidació amb persulfat

Diversos estudis han demostrat que els radicals sulfat ($\text{SO}_4\cdot$) són efectius per degradar PFAS de diferents longituds de cadena, tot i que el procés requereix una alta demanda d'energia. S'ha reportat la mineralització completa de PFOA mitjançant persulfat activat per llum, en què el PFOA es descompon en ions F^- i diòxid de carboni (CO_2). A més, una comparació entre la descomposició fotolítica i la fotòlisi de persulfat de potassi ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) amb una làmpada de mercuri de baixa pressió de 23 W va mostrar que la degradació de PFOS s'incrementa de manera significativa quan es combinen amb la fotòlisi activada per persulfat (55).

A.7. Reducció amb metalls zerovalents

La tecnologia de metalls zerovalents (ZVI), especialment amb ferro zerovalent (Fe^0), utilitza metalls en el seu estat d'oxidació zero per reduir químicament els contaminants. En els darrers anys, diversos estudis han demostrat que els metalls zerovalents, com el Fe^0 o el Zn^0 , són efectius en la defluoració reductiva de compostos com el PFOA. Tot i això, la seva aplicació pràctica està limitada per l'elevat cost i la complexitat en la preparació del material (56).

A.8. UV + sulfit (oxidació i reducció)

La tecnologia UV + sulfit és un procés de reducció avançada que combina la radiació ultraviolada amb ions sulfit per tractar contaminants com els PFAS. Quan la llum UV incideix sobre la solució que conté sulfits, es produeix una fotoionització que genera dos components clau: electrons hidratats i radicals sulfit. Els electrons hidratats són reductors extremadament potents capaços de trencar els enllaços C-F dels PFAS, mentre que els radicals sulfit també contribueixen a la degradació dels contaminants. Aquest procés ha demostrat ser particularment eficaç en la degradació del PFOA, i ofereix una alta eficiència de tractament i resultats consistents. A diferència d'altres tecnologies, no requereix condicions extremes de pressió o temperatura, la qual cosa el fa més pràctic per a aplicacions a escala real (57).

A.9. E-beam

El feix d'electrons d'alta energia (*e-beam*) s'ha utilitzat des dels anys seixanta en el tractament d'aigua per degradar diversos contaminants tòxics i bioperil·losos. A diferència dels processos d'oxidació avançada (AOP), no requereix l'addició d'agents reductors. Aquesta tecnologia

fa servir acceleradors o generadors d'electrons compactes que produeixen un feix d'electrons d'alta energia, capaç d'induir radiació ionitzant quan impacta sobre un material o un concentrat de contaminants. Quan el flux d'aigua contaminada rep una dosi adequada, o múltiples dosis, del feix d'electrons, es pot aconseguir una descomposició parcial o completa dels contaminants. Tot i que es troba disponible comercialment i té un consum energètic elevat, diversos estudis han mostrat la seva eficàcia en la degradació de compostos com el PFOA i el PFOS (58).

A.10. Nous adsorbents

Fins ara, totes les tecnologies presentades en aquesta secció corresponen a mètodes destructius. No obstant això, també s'estan desenvolupant nous materials adsorbents més eficients per a l'eliminació de PFAS, alguns dels quals es poden regenerar, com el CAG. Liu i coautors (59) resumeixen els avenços recents en aquest camp. Aquests materials solen estar formats per una matriu porosa amb alta afinitat cap a les molècules de PFAS. Entre ells, els adsorbents basats en polímers ofereixen una afinitat d'adsorció molt elevada i prometen una eliminació ràpida i eficient dels PFAS de l'aigua. També s'han desenvolupat recentment adsorbents basats en materials naturals, com zeolites i minerals argilosos, que combinen una excel·lent capacitat adsorbent amb una bona estabilitat química.

A.11. Combinacions de tecnologies de tractament de PFAS

Atesa la limitació de les tecnologies actuals per a l'eliminació de PFAS, hi ha l'oportunitat de combinar diferents tecnologies per millorar els rendiments i optimitzar costos, així com processos no destructius amb processos destructius mitjançant sistemes integrats per tractar els residus secundaris concentrats. Un sistema integrat combina dues o més tècniques, de manera seqüencial o simultània,

per superar les limitacions de cada mètode per separat. Quan aquestes tecnologies s'utilitzen dins del mateix sistema, es parla de cadenes de tractament en paral·lel. En aquest enfocament, es pot plantejar concentrar primerament els PFAS mitjançant adsorció o separació, i posteriorment aplicar una tècnica destructiva per degradar els compostos concentrats: aquesta estratègia permet reduir la necessitat de transportar els concentrats a una altra ubicació per a un tractament addicional, com ara incineració, amb la qual cosa disminueixen els costos i el risc de contaminació secundària. En altres casos, es combinen dues tècniques no destructives, amb una segona fase de “poliment” per millorar el rendiment d'eliminació del tractament, entre altres avantatges.

Els sistemes híbrids han demostrat una eficiència superior en comparació amb l'ús de mètodes individuals, amb taxes d'eliminació de PFAS superiors al 99 %. Algunes de les combinacions més utilitzades són:

- Carbó actiu granular (GAC-IX) + resines d'intercanvi iònic
- Nanofiltració + adsorció (NF-IX)
- Nanofiltració + oxidació electroquímica (NF-EO)
- Adsorció amb carbó actiu granular + persulfat activat (CAG-S₂O₈)
- Resina d'intercanvi iònic + oxidació electroquímica (IX-EO)

A més, el **fraccionament per escuma** es pot emprar com a tècnica de concentració prèvia a mètodes destructius, com ara l'oxidació electroquímica (60), o per al tractament de concentrats, tot i que el seu ús no es comú en tractaments d'aigua potable (61). La tecnologia aprofita la naturalesa tensioactiva dels PFAS per adsorbir-se a les interfícies aire-líquid de les bombolles d'aire ascendents, cosa que dona lloc a la formació d'escuma a la part superior d'un fraccionador d'escuma, que es pot tractar o separar posteriorment.

REFERÈNCIES (Annex A)

49. Tshangana, C.S., Nhlengethwa, S.T., Glass, Denison, S., Kuvarega, A.T., Nkambule, T.T., Mamba, B.B., Alvarez, P., Muleja, A.A. (2025). Technology status to treat PFASS-contaminated water and limiting factors for their effective full-scale application. *npj Clean Water*, 8, 4.
50. Meegoda, J.N., Bezerra de Souza, B., Casarini, M.M., Kewalramani, J.A. (2022). A Review of PFASS Destruction Technologies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19, 16397.
51. Mirabediny, M., Sun, J., Yu, T.T., Åkermark, B., Das, B., Kumar, N. (2023). Effective PFASS degradation by electrochemical oxidation methods—recent progress and requirement. *Chemosphere*, 321, 138109.
52. Palma, D., Richard, C., Minella, M. (2022). State of the art and perspectives about non-thermal plasma applications for the removal of PFASS in water. *Chemical Engineering Journal Advances*, 10, 100253.
53. Verma, S., Mezgebe, B., Hejase, C.A., Sahle-Demessie, E., Nadagouda, M.N. (2024). Photodegradation and photocatalysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASS): A review of recent progress. *Next Materials*, 2, 100077.
54. Sidnell, T., Wood, R.J., Hurst, J., Lee, J., Bussemaker, M.J. (2022). Sonolysis of per- and poly fluoroalkyl substances (PFASS): A meta-analysis. *Ultrasonics Sonochemistry*, 87, 105944.
55. Chen, J., & Zhang, P. (2006). Photodegradation of perfluorooctanoic acid in water under irradiation of 254 nm and 185 nm light by use of persulfate. *Water Science and Technology*, 54(11–12), 317–325.
56. Blotevogel, J., Giraud, R.J., & Borch, T. (2018). Reductive defluorination of perfluorooctanoic acid by zero-valent iron and zinc: A DFT-based kinetic model. *Chemical Engineering Journal*, 335, 248–254.
57. Song, Z., Tang, H., Wang, N., & Zhu, L. (2013). Reductive defluorination of perfluorooctanoic acid by hydrated electrons in a sulfite-mediated UV photochemical system. *Journal of Hazardous Materials*, 262C, 332–338.
58. Londhe, K., Lee, C.-S., Zhang, Y., Gordanovska, S., Kroc, T., Cooper, C. A., & Venkatesan, A. K. (2021). Energy evaluation of electron beam treatment of perfluoroalkyl substances in water: A critical review. *Environmental Science & Technology Engineering*, 5(2), 1–15.
59. Liu, F., Pignatello, J.J., Sun, R., Guan, X., Xiao, F. (2024). A Comprehensive Review of Novel Adsorbents for Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Water. *ACS ES&T Water* 2024 4 (4), 1191–1205.
60. Smith, S.J., Lauria, M., Ahrens, L., McCleaf, P., Hollman, P., Bjälkefur Seroka, S., Hamers, T., Arp, H.P.H., Wiberg, K. (2023). Electrochemical Oxidation for Treatment of PFASS in Contaminated Water and Fractionated Foam—A Pilot-Scale Study. *ACS ES&T Water*, 3(4), 1201–1211.
61. McCleaf, P., Stefansson, W., Ahrens, L. (2024) Drinking water nanofiltration with concentrate foam fractionation—A novel approach for removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASS). *Water Research*, 232, 119688.

