

Estudio cuantitativo de los efectos de las sustancias per y polifluoroalquílicas (pfas) en la
salud humana

Yanny Paola Carreño López

Trabajo de grado para optar el título de Ingeniero Químico
Modalidad presencial

Director

Crisóstomo Barajas Ferreira

Ingeniero Químico M. SC.

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Bucaramanga

2026

Dedicatoria

A mis abuelas, María y Marina, que caminaron conmigo desde antes de que este camino existiera y son raíz y refugio de todo lo que soy.

A mis abuelos, Saúl y Darío, que hoy no pueden verme, pero que sembraron en mí la disciplina, la fuerza y el amor que me trajeron hasta aquí.

Agradecimientos

A mi mamá y a mi papá, son mí ejemplo de lucha, fortaleza y constancia, y caminaron cada tramo conmigo, incluso las dudas y, los años difíciles. Gracias por sostenerme sin pedir explicaciones, por confiar en mí incluso cuando yo dudaba de mí misma.

A mis hermanos, por ser mí motor y las lucecitas en mí camino, Susi, Ge y Mari, muchas veces mí amor por ustedes fue mí refugio.

A Holman y a Olga, por su cariño y respaldo a mis padres, ese respaldo los mantuvo firmes, y esa firmeza también fue para mí.

A mis nonos, cuyo ejemplo de esfuerzo y honestidad fue la primera lección que recibí, mucho antes de cualquier carrera.

A quienes en algún momento caminaron conmigo y cuyo apoyo fue parte fundamental de mí proceso, siempre estaré agradecida.

A Valen, Vicky y Jenny, gracias por acompañarme no solo en la carrera, sino en la vida que pasó mientras la cursaba. Por las risas que aligeraron los años pesados y por su compañía llena de reflexión y ternura.

A mis tíos Víctor y Jorge, por el cariño y el calorcito de familia.

A los profesores que me inspiraron a amar lo que estudié, gracias por mostrarme que el conocimiento también se entrega con vocación.

Tabla de contenido

Introducción	13
1. Objetivos	16
1.1 Objetivo general	16
1.2 Objetivos específicos	16
2. Estado del arte	17
3. Metodología	19
3.1 Fase 1: Búsqueda y selección de la literatura	19
3.1.1 Protocolo de búsqueda	19
3.1.2 Fusión y depuración del corpus	20
3.1.3 Criterios de selección	20
3.2 Fase 2: Revisión y extracción de datos	21
3.3 Fase 3: Presentación y análisis de resultados	21
4. Resultados	22
4.1 Tendencias globales de investigación sobre los PFAS y la salud humana	22
4.1.1 Evolución temporal de la producción científica	22
4.1.2 Distribución geográfica	22
4.1.3 Distribución por área de conocimiento	23
4.2 Análisis estructura-propiedad de los PFAS como determinantes de la persistencia, bioacumulación y mimetismo molecular	23

4.2.1 Clasificación y características estructurales.....	26
4.2.2 Relación estructura–persistencia: vida media de eliminación en humanos	27
4.2.3 Relación estructura–bioacumulación: distribución tisular y transferencia en la cadena alimentaria.....	28
4.2.4 Relación estructura–mimetismo molecular: mecanismos de unión proteica y activación de receptores	29
4.2.5 Sustituciones lamentables: persistencia del problema estructural en compuestos de nueva generación:	31
4.3 Tecnologías de tratamiento y viabilidad en Colombia	32
4.3.1 Estructura molecular y tratamiento	32
4.3.2 Tecnologías de separación	33
4.3.3 Tecnologías destructivas	38
4.3.4 Contexto colombiano: diagnóstico, brechas y perspectivas	42
5. Conclusiones	44
Referencias bibliográficas.....	46
Apéndices.....	52

Lista de tablas

Tabla 1. Matriz de síntesis estructura-propiedad de los PFAS prioritarios 23

Tabla 2. Matriz de rutas de intervención tecnológica y viabilidad para el tratamiento de PFAS 34

Lista de abreviaturas y siglas

ACOX1: Acil-CoA oxidasa 1 (enzima peroxisomal de β -oxidación de ácidos grasos)

ADME: Absorción, distribución, metabolismo y excreción

AFFF: Espuma formadora de película acuosa (Aqueous film-forming foam)

ALT: Alanina aminotransferasa (marcador enzimático de daño hepático)

AOP: Proceso de oxidación avanzada (Advanced oxidation process)

AOP-PS: Proceso de oxidación avanzada con persulfato activado

BCF: Factor de bioconcentración

BDD: Diamante dopado con boro (ánodo electroquímico)

C–F: Enlace carbono-flúor

CAR: Receptor androstano constitutivo (Constitutive androstane receptor)

CAPEX: Costo de capital (Capital expenditure)

Cl-PFESA: Sulfonato de éter perfluoroalquílico clorado

COP: Contaminante orgánico persistente

E1: Estrona

E2: Estradiol

E3: Estriol

EAOP: Oxidación electroquímica avanzada

EBCT: Tiempo de contacto en lecho vacío (Empty bed contact time)

EFSA: Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria

EPA: Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos

FTO: Óxido de estaño dopado con flúor (sustrato electroquímico)

FTOH: Alcohol fluorotelomérico

FXR: Receptor X farnesoide

GAC: Carbón activado granular

GD: Día gestacional (Gestational day)

GenX / HFPO-DA: Ácido hexafluoropropileno óxido dímero (sustituto del PFOA)

HQ: Cociente de peligro (Hazard quotient)

HSA: Albúmina sérica humana (Human serum albumin)

IARC: Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer

IEX: Intercambio iónico aniónico (Ion exchange)

LBW: Bajo peso al nacer (Low birthweight)

LCA: Análisis de ciclo de vida (Life cycle assessment)

MCL: Nivel máximo de contaminante (Maximum contaminant level)

MON: Materia orgánica natural

MOF: Marco orgánico metálico (Metal-organic framework)

MBR: Biorreactor de membrana (Membrane bioreactor)

NAFLD: Enfermedad por hígado graso no alcohólico (Non-alcoholic fatty liver disease)

NF: Nanofiltración

NF- κ B: Factor nuclear kappa B (vía de señalización inflamatoria)

Nrf2-ARE: Vía de respuesta antioxidante (Nuclear factor erythroid 2-related factor 2 – Antioxidant response element)

OAT4: Transportador de aniones orgánicos 4 (Organic anion transporter 4)

OATP1a1: Polipéptido transportador de aniones orgánicos 1a1

OE1 / OE2 / OE3: Objetivo específico 1 / 2 / 3

OI: Ósmosis inversa

OPEX: Costo operativo (Operational expenditure)

PAC: Carbón activado en polvo

PEC: Celda fotoelectroquímica (Photoelectrochemical cell)

PFAS: Sustancias per y polifluoroalquílicas (Per- and polyfluoroalkyl substances)

PFBA: Ácido perfluorobutanoico (C4 PFCA)

PFBS: Ácido perfluorobutano sulfónico (C4 PFSA)

PFCA: Ácido perfluoroalquil carboxílico

PFDA: Ácido perfluorodecanoico (C10 PFCA)

PFHpA: Ácido perfluoroheptanoico (C7 PFCA)

PFHxA: Ácido perfluorohexanoico (C6 PFCA)

PFHxS: Ácido perfluorohexano sulfónico (C6 PFSA)

PFNA: Ácido perfluorononanoico (C9 PFCA)

PFOA: Ácido perfluorooctanoico (C8 PFCA)

PFOS: Ácido perfluorooctano sulfónico (C8 PFSA)

PFOSA: Perfluorooctano sulfonamida (precursor de PFOS)

PFPeA: Ácido perfluoropentanoico (C5 PFCA)

PFSA: Ácido perfluoroalquil sulfónico

PI3K-AKT: Vía de señalización fosfoinositol-3-quinasa / proteína quinasa B

PND: Día postnatal (Postnatal day)

PPAR α / β / γ : Receptor activado por proliferador de peroxisomas alfa / beta / gamma

PRISMA: Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses

PTAP: Planta de tratamiento de agua potable

PTAR / WWTP: Planta de tratamiento de aguas residuales

PXR: Receptor X pregnano

RO: Ósmosis inversa (Reverse osmosis)

SO₄•⁻: Radical sulfato

T4: Tiroxina (hormona tiroidea)

TBG: Globulina fijadora de tiroxina

TNF- α : Factor de necrosis tumoral alfa

TSH: Hormona estimulante de la tiroides

TTR: Transtiretina (proteína plasmática transportadora de T4 y retinol)

TWI: Ingesta semanal tolerable (Tolerable weekly intake)

UNEP: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

•OH: Radical hidroxilo

Resumen

Título: Estudio cuantitativo de los efectos de las sustancias per y polifluoroalquílicas (pfas) en la salud humana.

Autor: Yanny Paola Carreño López

Palabras clave: PFAS, cuantimetría, relación estructura-propiedad, tratamiento de agua, contaminantes emergentes, Colombia.

Descripción:

Las sustancias per y polifluoroalquílicas (PFAS) son contaminantes persistentes con efectos documentados sobre la salud humana, frente a los cuales Colombia carece de datos locales, de regulación y de tecnologías de tratamiento adaptadas. Este trabajo corresponde a una revisión cuantitativa desarrollada bajo la declaración PRISMA 2020, cuyo objetivo fue identificar las tendencias globales de investigación sobre los PFAS, caracterizar la relación entre su estructura molecular y sus propiedades de persistencia, bioacumulación y toxicidad, y evaluar la viabilidad de las tecnologías de mitigación para el país, para establecer cuáles deben priorizarse. La búsqueda se realizó en las bases Scopus y Web of Science para el periodo 2015–2026 y se organizó en un doble corpus: uno macro de 8.221 registros, empleado para el análisis de metadatos, y uno de lectura profunda de 41 documentos, usado para la síntesis temática; el estudio no contó con componente experimental. Entre los hallazgos, se evidenció un campo desbalanceado, en el que el diagnóstico de los efectos en salud supera ampliamente el desarrollo de soluciones de ingeniería —apenas el 5,6 % de la producción—, con información proveniente de contextos cuya contaminación y regulación difieren de las del país. Se identificó que la relación estructura-propiedad se encuentra ampliamente estudiada para los compuestos de cadena larga, pero presenta vacíos para los sustitutos de nueva generación, y que ninguna tecnología individual resuelve una mezcla real de PFAS: solo las de separación resultan hoy viables, mientras las destructivas, como la fotocátalisis solar, siguen sin validarse en condiciones nacionales. Se concluye que el carbón activado granular, las resinas de intercambio aniónico y, eventualmente, la fotocátalisis solar son las rutas más pertinentes, aunque su aplicación exige cerrar primero los vacíos de evidencia local, caracterización de los sustitutos y validación de las tecnologías destructivas, junto con el avance de la regulación nacional.

*Trabajo de Investigación – Pregrado en Ingeniería Química

**Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas - Escuela de Ingeniería Química. Director: Crisóstomo Barajas Ferreira.

Abstract

Title: Scientometric study of the effects of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on human health

Author: Yanny Paola Carreño López

Keywords: PFAS, Scientometrics, Structure-property relationship, Water treatment, Emerging contaminants, Colombia.

Description:

This work presents a scientometric study and systematic review, conducted under the PRISMA 2020 statement, of the effects of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on human health, with emphasis on Colombia. Based on a corpus of 8,221 deduplicated records from Scopus and Web of Science (2015–2026) and a deep-read subset of 41 documents, three objectives were pursued: to characterize global research trends, to establish the relationship between the molecular structure of PFAS and their persistence, bioaccumulation and toxicity, and to assess the feasibility of mitigation technologies for the country. The scientometric analysis revealed an almost sevenfold increase in a decade—from 250 records in 2016 to 1,673 in 2025—, concentrated in China and the United States, with Colombia absent from the leading producers despite the contamination already documented in its waters. The structure–property analysis showed that two descriptors, chain length and functional group, jointly govern human half-lives ranging from three days to more than fifteen years, the preferential binding to plasma proteins rather than lipids, and the mimicry of fatty-acid receptors and thyroid hormones; it further revealed that new-generation substitutes such as GenX retain and even worsen these properties, with degradation below 5% compared with 27% for PFOA under the same oxidative system. The technological assessment confirmed that conventional Colombian treatment trains do not remove PFAS (6.00 vs. 5.51 ng/L; $p = 0.9138$) and that granular activated carbon, anion-exchange resins and solar photocatalysis are the most suitable routes for the national context. It is concluded that prioritizing a technology is premature while local occurrence data, the characterization of substitute compounds, and the local validation of destructive technologies remain pending, together with the regulatory development that would justify their implementation.

*Research paper – Undergraduate in Chemical Engineering

**Faculty of Physical-Chemical Engineering - School of Chemical Engineering. Director: Crisostomo Barajas Ferreira

Introducción

Globalmente, el interés por las sustancias per y polifluoroalquílicas (PFAS) se ha convertido en una prioridad en la agenda científica, debido a que han pasado de ser componentes industriales estratégicos, a representar uno de los mayores desafíos de salud pública e ingeniería (Panieri et al., 2022). La relevancia de este problema se refleja en el crecimiento de la producción científica reciente, habiéndose producido en la última década más del 90% de la literatura académica clave sobre mitigación y los efectos de estos compuestos (Alazaiza et al., 2025). Se posicionan como los principales contribuyentes Estados Unidos y China, cuyo principal enfoque es el monitoreo ambiental, los efectos tóxicos y los destinos finales de los PFAS en el medio ambiente (Yang & Li, 2025).

En este contexto, la problemática se agrava en los países en vías de desarrollo, donde la limitada capacidad técnica para el monitoreo restringe la creación de inventarios nacionales de contaminantes (Ssebugere et al., 2020). Además, se ha identificado que estas naciones actúan como receptores críticos de estos compuestos, ya que migran a través de matrices hídricas y productos industriales importados (Ssebugere et al., 2020).

Colombia ejemplifica esta situación, se han identificado puntos críticos de contaminación como el Río Bogotá, con niveles de PFAS en aguas superficiales que alcanzan rangos alarmantes entre 60 y 520 ng/L (Hasan et al., 2025). Por otro lado, en plantas de tratamiento municipales reportan concentraciones promedio significativamente menores, cercanas a los 6.00 ng/L en los afluentes y llega a una concentración de 5.51 ng/L en el efluente final (Avila et al., 2025). Dicha persistencia confirma que las tecnologías de depuración convencionales no operan como una barrera efectiva, permitiendo que estos contaminantes permanezcan en el ciclo del agua, exponiendo directamente a la población colombiana a través del agua y el contacto con bienes de

consumo, viéndose intensificada la problemática por la ausencia de regulación (Avila et al., 2025), (Losada & Mueses, 2024).

La causa principal de que los PFAS sean un contaminante tan complejo de tratar es la estabilidad termodinámica del enlace Carbono-Flúor (C-F), que posee la energía de enlace más alta de la química orgánica (Panieri et al., 2022). Esta configuración electrónica genera una resistencia casi absoluta a la degradación térmica, química y biológica, razón por la que las moléculas de PFAS permanecen inalteradas frente a los procesos de oxidación convencionales (Losada & Mueses, 2024). Adicionalmente, su estructura molecular caracterizada por una cadena alquílica fluorada le otorga propiedades anfífilas que facilitan su movilidad a cuerpos de agua y además su transferencia de masa hacia proteínas sanguíneas (Panieri et al., 2022), (Dickman & Aga, 2022).

La exposición prolongada a estos contaminantes se relaciona a crisis de salud pública, incluyendo disrupción endocrina, enfermedades hepáticas e incluso cáncer; también, entre otras afecciones se ha documentado una carga global de bajo peso al nacer (Fenton et al., 2021), (Fan et al., 2022). Con el paso del tiempo esto se traduce en un impacto económico masivo para los sistemas de salud, ya que el tratamiento de patologías crónicas derivadas de los PFAS representa costos que superan la capacidad de prevención actual (Fenton et al., 2021).

Este trabajo busca aportar con la organización y análisis de la información científica disponible para identificar las tendencias globales en el estudio de los PFAS, su impacto a la salud y la mitigación de este contaminante en el contexto colombiano, con el fin de evaluar las tecnologías de tratamiento reportadas en la literatura y determinar cuáles resultan más viables para el contexto nacional. Por lo tanto, se plantea la siguiente pregunta: ¿Qué tecnologías de

eliminación de PFAS deben priorizarse en Colombia a partir de su relación con la salud humana y su desempeño técnico reportado?

1. Objetivos

1.1 Objetivo general

Realizar un estudio cuantitativo del efecto de las sustancias per y polifluoroalquiladas (PFAS) en la salud humana, con énfasis en el contexto colombiano, a partir de la revisión sistemática de la literatura científica disponible.

1.2 Objetivos específicos

Analizar las tendencias globales de investigación sobre los efectos de los PFAS en la salud humana mediante un análisis cuantitativo del corpus de literatura identificado.

Determinar la relación entre la estructura molecular de los PFAS y sus propiedades de persistencia, bioacumulación y toxicidad, con base en la síntesis de la evidencia científica disponible.

Identificar y comparar las rutas de intervención de la ingeniería química para la mitigación de PFAS en matrices acuáticas, y evaluar su viabilidad de implementación en el contexto colombiano.

2. Estado del arte

La investigación sobre PFAS refleja una brecha geopolítica y económica. Alazaiza et al. y Yang & Li coinciden en que el aumento de publicaciones desde 2015 responde a un despertar tardío de la conciencia global (Alazaiza et al., 2025; Yang & Li, 2025). Para Dickman y Aga, en cambio, ese repunte marca el final de un silencio impuesto por la industria química, que durante décadas frenó las medidas correctivas (Dickman & Aga, 2022). Esta demora ha profundizado las desigualdades entre regiones: mientras los países ricos consolidan sus sistemas de vigilancia, el Sur Global enfrenta el alto costo de la instrumentación necesaria para medir estos compuestos (Anik et al., 2025; Ssebugere et al., 2020).

Un conflicto central en la ingeniería es la sustitución lamentable. Bajo presión regulatoria sobre el PFOA y el PFOS, la industria pasó a análogos de cadena corta alegando menor persistencia (Panieri et al., 2022). Dickman y Aga interpretan esto como una maniobra que no ataca la raíz del problema (Dickman & Aga, 2022), y Manrique Losada y Mueses lo ven como un retroceso técnico, porque las cadenas cortas se mueven más en el agua y resisten más a las tecnologías convencionales (Manrique Losada & Mueses, 2024).

En el tratamiento, la ingeniería ha recurrido a la adsorción con carbón activado y resinas por su bajo costo (Manrique Losada & Mueses, 2024), pero la literatura reciente cuestiona su alcance. Dickman y Aga advierten que estos métodos no eliminan el contaminante, sino que lo pasan del agua a un residuo sólido peligroso (Dickman & Aga, 2022). La ósmosis inversa logra alta retención, pero es criticada por su consumo de energía y por las salmueras cargadas de PFAS que genera (Dickman & Aga, 2022). Ante esto, la investigación se ha volcado a las tecnologías destructivas, los procesos de oxidación avanzada, que buscan romper el enlace C–F (Manrique

Losada & Mueses, 2024); su cuello de botella es que la degradación parcial genera subproductos de cadena corta tan difíciles de remover como los originales (Narasimhappa et al., 2025).

En salud, el debate pasó de la observación clínica a los mecanismos moleculares. Abbott et al. señalaron la activación de receptores nucleares como el eje del daño, porque los PFAS imitan a los ácidos grasos y engañan al organismo (Abbott et al., 2011). Fenton et al. matizan que este enfoque es insuficiente, porque la exposición real ocurre ante mezclas y no ante compuestos aislados, un riesgo que la toxicología tradicional aún no cuantifica bien (Fenton et al., 2021).

El caso colombiano concentra estos problemas. A diferencia de los países industrializados, donde la contaminación viene de productos de consumo, Anik et al. sostienen que en las economías en desarrollo proviene de vertidos industriales directos (Anik et al., 2025). En Colombia, la literatura ubica focos críticos en los sectores textil, de curtiembres y en el uso de espumas contra incendios (Pinzón Rincón, 2024). Pese a la Hoja de Ruta nacional, Ávila et al. y Manrique Losada advierten que la infraestructura de saneamiento no retiene estos compuestos (Ávila et al., 2026; Manrique Losada & Mueses, 2024).

Esa ineficiencia facilita el paso de los PFAS a la población, por su afinidad con proteínas como la albúmina (Dickman & Aga, 2022; Fenton et al., 2021). Mientras el debate internacional se centra en la dieta (Holder et al., 2025), la evidencia en cuencas colombianas apunta al agua de consumo y al contacto ambiental como las rutas más críticas (Ávila et al., 2026). Por eso el vacío para la ingeniería nacional está en adaptar tecnologías destructivas que equilibren el rendimiento técnico con costos que la administración pública municipal pueda asumir (Anik et al., 2025; Manrique Losada & Mueses, 2024).

3. Metodología

El presente trabajo corresponde a una revisión cuantitativa y sistemática de la literatura, desarrollada siguiendo los lineamientos de la declaración PRISMA 2020 (Page et al., 2021) y el protocolo de revisión sistemática de Kitchenham et al. (2009). La investigación se estructuró en tres fases: búsqueda y selección de la literatura, revisión y extracción de datos, y presentación y análisis de resultados. El proceso completo se ilustra de forma esquemática en el Apéndice A.

3.1 Fase 1: Búsqueda y selección de la literatura

3.1.1 Protocolo de búsqueda

La búsqueda sistemática se realizó en dos bases de datos complementarias: Scopus y Web of Science (WoS), seleccionadas por su cobertura de la literatura en ciencias ambientales, medicina, toxicología e ingeniería química. La estrategia de búsqueda se construyó a partir de dos bloques temáticos combinados con el operador AND: un bloque de identificación de la sustancia y un bloque de efectos en salud humana. Se limitó la búsqueda a artículos de investigación y revisiones en inglés y español, publicados entre 2015 y 2026, con excepción de estudios mecanísticos fundacionales anteriores incluidos por su valor de referencia. Las ecuaciones de búsqueda aplicadas fueron las siguientes:

Scopus: TITLE-ABS-KEY (("per- and polyfluoroalkyl substances" OR "perfluoroalkyl acid" OR "perfluoroalkyl acids" OR "perfluorooctanoic acid" OR "perfluorooctane sulfonate" OR "forever chemicals" OR PFAS OR PFOA OR PFOS OR PFHxS OR PFNA OR perfluoroalkyl OR polyfluoroalkyl) AND ("human health" OR "health effect" OR "health effects" OR toxicity OR toxicology OR toxicological OR carcinogen OR carcinogenic OR hepatotoxicity OR "endocrine disruption" OR thyroid OR immune OR immunity OR immunotoxicity OR immunosuppression OR reproductive OR developmental OR "birth weight" OR "low birthweight")) AND PUBYEAR

> 2014 AND SUBJAREA (MEDI OR AGRI OR BIOC OR IMMU OR NEUR OR PHAR OR CENG OR CHEM OR ENVI) AND (DOCTYPE (ar) OR DOCTYPE (re)) AND (LANGUAGE (english) OR LANGUAGE (spanish))

WoS: TS=(("perfluoroalkyl substances" OR "polyfluoroalkyl substances" OR "perfluorooctanoic acid" OR "perfluorooctane sulfonate" OR PFAS OR PFOA OR PFOS OR PFHxS OR PFNA OR perfluoroalkyl OR polyfluoroalkyl) AND ("human health" OR "health effect" OR toxicity OR toxicology OR carcinogen OR hepatotoxicity OR "endocrine disruption" OR thyroid OR immune OR immunotoxicity OR reproductive OR developmental OR "birth weight")) AND PY=(2015-2026)

En WoS se aplicaron filtros adicionales de categorías temáticas a través del panel Refine Results: Environmental Sciences, Toxicology, Public Environmental Occupational Health, Engineering Environmental, Engineering Chemical, Chemistry Analytical, Chemistry Multidisciplinary, Water Resources y Biochemistry Molecular Biology.

3.1.2 Fusión y depuración del corpus

Los registros exportados de ambas bases fueron procesados en Microsoft Excel. La identificación de duplicados se realizó mediante la normalización del campo DOI (conversión a minúsculas y eliminación de espacios) y la comparación por título para los registros sin DOI. Este proceso identificó 5.222 duplicados y determinó que WoS aportó 1.088 registros únicos no indexados en Scopus, conformando un corpus unificado de 8.221 documentos.

3.1.3 Criterios de selección

El cribado se realizó mediante revisión de título y resumen aplicando los siguientes criterios. Los criterios de inclusión fueron: publicación entre 2015 y 2026 (con excepción de estudios fundacionales), artículos o revisiones sobre PFAS como tema central en relación con la

salud humana, el comportamiento ambiental o las tecnologías de mitigación, disponibilidad de acceso al texto completo, e idioma inglés o español.

Los criterios de exclusión se codificaron en tres categorías: E1, PFAS tratados como tema marginal o secundario; E2, estudios sin relación directa con la salud humana; y E3, estudios centrados solo en el comportamiento ambiental, sin exposición ni tratamiento. Tras este primer cribado por título y resumen, los registros restantes pasaron por una segunda revisión que permitió conformar el corpus final de lectura profunda. La información de cada documento se consignó en una matriz de extracción en Microsoft Excel con los datos bibliográficos, el PFAS estudiado y el hallazgo principal.

3.2 Fase 2: Revisión y extracción de datos

Se realizó la lectura detallada de los documentos seleccionados y la extracción sistemática de la información pertinente para cada objetivo. Para el objetivo 1, se analizaron los metadatos del corpus macro mediante la herramienta Analyze Search Results de Scopus y el CSV unificado, obteniendo indicadores de producción por año, país y área de conocimiento. Para los objetivos 2 y 3, se sintetizó la evidencia del corpus de lectura mediante tablas temáticas y una matriz comparativa de tecnologías de mitigación articulada en torno a los criterios de eficiencia, madurez tecnológica y viabilidad en Colombia.

3.3 Fase 3: Presentación y análisis de resultados

Los resultados se reportan conforme al diagrama de flujo PRISMA 2020 y se presentan de forma estructurada en correspondencia con cada objetivo específico. El análisis concluye con las respuestas a la pregunta de investigación en las secciones de conclusiones y recomendaciones.

4. Resultados

La búsqueda en Scopus y Web of Science recuperó 7.133 y 6.310 registros, respectivamente, para un total de 13.443. Tras eliminar 5.222 duplicados por DOI, el corpus unificado quedó en 8.221 registros. En el cribado por título y resumen se excluyeron 4.425 documentos según los criterios de exclusión: 3.627 por presentar los PFAS como tema marginal, 747 por centrarse en el comportamiento ambiental sin conexión con la salud o el tratamiento, y 51 por no tener relación directa con la salud humana. Sobre los registros restantes se realizó una segunda revisión, de la cual se obtuvo el corpus final de 41 documentos para la lectura profunda. Este proceso, junto con las tendencias globales de producción, se sintetiza en el Apéndice B.

4.1 Tendencias globales de investigación sobre los PFAS y la salud humana

4.1.1 Evolución temporal de la producción científica

La producción científica sobre PFAS y salud humana muestra crecimiento sostenido y acelerado en la última década (Apéndice B, panel D). Los registros pasaron de 249 en 2016 a 1.672 en 2025, un aumento de aproximadamente siete veces. La pendiente se acentúa marcadamente a partir de 2020, coincidiendo con la consolidación del marco regulatorio internacional sobre estos compuestos y el perfeccionamiento de las técnicas analíticas de detección. El año 2026 registra 1.148 documentos al cierre del primer semestre, manteniendo la trayectoria ascendente.

4.1.2 Distribución geográfica

La producción se concentra en China (2.638 documentos) y Estados Unidos (2.386), seguidos por un bloque europeo y por Canadá y Australia (Apéndice B, panel F). Esta distribución evidencia que la generación de conocimiento sobre PFAS se origina en economías de altos ingresos con marcos regulatorios consolidados. Colombia y Latinoamérica no figuran entre los principales productores, lo que contrasta con la presencia documentada de estos contaminantes en

fuentes de agua nacionales (Avila et al., 2025; Shahsavari et al., 2021) y constituye la brecha que justifica el énfasis colombiano de esta revisión.

4.1.3 Distribución por área de conocimiento

El campo es marcadamente interdisciplinario (Apéndice B, panel E). Las ciencias ambientales concentran la mayor producción, con 2.718 documentos, seguidas de la medicina con 913, la farmacología y toxicología con 799, la química con 742 y la bioquímica con 542. La ingeniería química aparece mucho más abajo, con 399 documentos, apenas el 5,6 % de la producción. Esto evidencia que el esfuerzo se ha concentrado en describir los efectos ambientales y en la salud, mientras que el desarrollo de soluciones desde la ingeniería es bajo. Esa distancia entre lo mucho que se ha estudiado el problema y lo poco que se han trabajado las soluciones es la brecha que aborda este trabajo.

4.2 Análisis estructura-propiedad de los PFAS como determinantes de la persistencia, bioacumulación y mimetismo molecular

A continuación, se presenta la Tabla 1, la cual consolida los parámetros críticos de trece congéneres prioritarios identificados en el corpus, sirviendo como base técnica para el despliegue del análisis detallado de la relación estructura-propiedad. Antes de esto, en el Apéndice C se resume los mecanismos por los cuales los PFAS ingresan al organismo, se acumulan y ejercen su toxicidad, y sirve de marco para el análisis que se desarrolla en esta sección.

Tabla 1. Matriz de síntesis estructura-propiedad de los PFAS prioritarios

PFAS (nombre / sigla)	Arquitectura y fluoración	Persistencia (VM Humana)	Mecanismo de persistencia	Bioacumulación (Sitios de acumulación y unión)	Mecanismo de toxicidad	Efectos en salud documentados (Impacto)	Referencias
PFOS	Perfluorado C8 Larga / Sulfonato (PFSA) (–SO ₃ H)	3.3–5.4 años	Reabsorción renal vía OAT4/OATP1a1 y biliar (tasa 0.97). No se metaboliza.	Riñón > Hígado. Unión a Albúmina (>99%) y LDL	Mimetismo lipídico: Activa PPARα. Mimetismo tiroideo: Desplaza T4 de la proteína TTR.	IARC Grupo 2B. Inmunosupresión. Elevación de ALT (n=47,092) y TSH en gestantes.	Fenton et al., 2021; Pizzurro et al., 2019; Yang et al., 2023

PFOA	Perfluorado o C8 Larga) / Carboxilato (PFCA) (-COOH).	2.1–8.5 años	Reabsorción renal vía OAT4/OATP1 a1. Tasa biliar de 0.89. No se metaboliza.	Hígado > Riñón. Unión a Albúmina (>90% en sitio Trp-214) y TTR.	Mimetismo lipídico: Análogo al ácido palmítico (C16). Activa PPARα/ACOX1 (metabolismo de grasas)	IARC Grupo 1 (Carcinógeno confirmado). Bajo peso al nacer, hepatotoxicida d y colitis ulcerosa.	Abbott et al., 2012; Ávila et al., 2026; Fenton et al., 2021; Wang Yang et al., 2023, Pizzurro et al., 2019
PFHxS	Perfluorado o C6 Larga / Sulfonato. PFSA (-SO ₃ H)	5.3–15.5 años	Reabsorción renal eficiente; mayor afinidad por transportadores que el PFOS	Riñón > Hígado en humanos. Unión a Albúmina (99- 100%) y TBG	Mimetismo tiroideo: Alta competencia con la hormona T4 por el sitio en la Transtiretina (TTR).	TSH ↑ en gestantes y niños. Infertilidad femenina. Incremento de lípidos en infancia.	(Ballesteros et al., 2017; Fenton et al., 2021; Pizzurro et al., 2019)
PFNA	Perfluorado o C9 (Larga) / Carboxilato (PFCA) (-COOH)	2.5–4.3 años	Mayor hidrofobicidad (K _{ow}) que el PFOA por el carbono adicional; reabsorción renal vía OATP1a1.	Hígado y Riñón (Riñón ≥ Hígado en humanos). Unión a Albúmina y ACOX1.	Mimetismo lipídico: Activa el eje PPARα/ACOX1; altera la β- oxidación peroxisomal en hepatocitos humanos.	NAFLD (Hígado graso). Elevación de insulina y colesterol. Osteoporosis. Incluido en TWI de la EFSA.	(Brunn et al., 2023; Fenton et al., 2021; Narasimhappa et al., 2025; Wang Yang et al., 2023, Pizzurro et al., 2019)
PFDA	Perfluorado o C10 (Larga) / Carboxilato (PFCA) (-COOH)	No específica do. Se ve que se asume VM superior al PFNA (>4.3 años)	Retención extrema: Alta hidrofobicidad por cadena C10 dificulta la solubilidad en orina. Sin dato de mecanismo de eliminación específico.	Riñón y Hígado. Detectado con alta afinidad en células renales	Estrés Oxidativo: Inductor más potente de la vía Nrf2-ARE. Desnaturaliza la enzima Cu/Zn- SOD lleva a la muerte celular (apoptosis) por acumulación de radicales libres	Inmunosupresión (anticuerpos difería ↓ 25%). Elevación de TSH, colesterol e insulina. Caries dental	(Dickman & Aga, 2022; Fenton et al., 2021; Panieri et al., 2022; Narasimhappa et al., 2025)
PFBA	Perfluorado o. C4 (Corta) / Carboxilato (PFCA) (-COOH)	3 días aproximad amente	Purga rápida: Excreción renal casi completa (en 24h en modelos; días en humanos); recirculación interna mínima.	Riñón > Hígado en humanos. Alta movilidad hídrica y translocación a plantas (maíz).	Baja bioafinidad: Interacciones proteicas débiles; activación de receptores nucleares (PPARα) con potencia muy reducida.	Disrupción de la glucosa en sangre. Osteoporosis. Alteración de enzimas hepáticas (sAST).	(Fenton et al., 2021; Ghisi et al., 2019; Narasimhappa et al., 2025; Pizzurro et al., 2019; Alsadik et al. 2025)
PFBS	Perfluorado o. C4 (Corta) / Sulfonato (PFSA) (- SO ₃ H)	25.8–28 días	Purga moderada: Excreción más rápida que C6- C8, pero persiste semanas por la afinidad del grupo sulfonato.	Riñón > Hígado en humanos. Detectado en sangre de cordón umbilical.	Baja bioafinidad: Activación débil de receptores nucleares; inducción de hipotiroxinemia (baja de T3 y T4).	Incremento de la adiposidad infantil. Retraso en el desarrollo (m). Disrupción tiroidea.	(Alsadik et al., 2025; Fenton et al., 2021; Narasimhappa et al., 2025; Pizzurro et al., 2019)
PFHpA	Perfluorado o C7 (Intermedi a) / Carboxilato (PFCA) (-COOH)	1.2–2.5 años	Efecto umbral: Elongación de cadena incrementa la bioafinidad; persistencia 15 veces superior al C6 (PFHxA).	Translocación vegetal: Acumula en tallos y hojas de cultivos. Detectado en suero suco (estudio PIVUS).	Mimetismo lipídico: Primer homólogo en activar sensiblemente la proteína ACOX1 en hepatocitos humanos.	Asociación con elevación de enzimas hepáticas (ALT y ALP). Ubicuo en el río Bogotá (Colombia).	(Fenton et al., 2021; Ghisi et al., 2019; Salihovic et al., 2018; Wang Yang et al., 2023; Ramírez- Canon et al., 2022)

GenX / HFPO-DA	Polifluorado C6 efectivo (Éter no lineal) / PFECA. (Puente éter –O–).	No específica. Se ve que se asume VM superior al PFNA (>4.3 años)	Resistencia termodinámica: Alta movilidad hídrica. El grupo CF3 lateral genera un impedimento estérico que bloquea la degradación oxidativa.	Hígado y Riñón. Unión a Albúmina sérica (HSA) en el sitio específico Trp-214 (similar al PFOA).	Mimetismo proteico: Réplica exacta del sitio de unión del PFOA en la albúmina. Disrupción génica en células tiroideas humanas.	Hepatotóxica y nefrotoxicidad. Toxicidad tiroidea superior al PFOA in vitro. Ubicuo en agua potable europea (media 2.9 ng/L).	(Dickman & Aga, 2022; Fenton et al., 2021; Narasimhappa et al., 2025; Perera et al., 2022; Yang et al., 2020)
PFOSA	Perfluorado. C8 (Larga) / Sulfonamida (–SO ₂ NH ₂) (Precursor).	Variable (Vida media del metabolito PFOS: 3.3 – 5.4 años).	Conversión metabólica: No es persistente como entidad propia; sufre desalquilación hepática para convertirse en PFOS estable.	Hígado (Sitio de reacción). Detectado en sangre de cordón umbilical (transferencia materna).	Toxicidad indirecta: Al transformarse en PFOS, activa PPARα y se une a la Albúmina. Posee alta afinidad por fosfolípidos.	Los mismos efectos del PFOS (inmunosupresión, dislipidemia). Marcador clave de exposición a precursores en biota.	(Dickman & Aga, 2022; Fenton et al., 2021; Kwiatkowski et al., 2020; Pizzurro et al., 2019)
FTOHs (6:2 / 8:2)	Polifluorado (posee enlaces C-H) Variable (C6-C8 efectivos). Alcohol fluorotelómico	Transitoria (Metabolizan a PFCAs persistentes como PFOA o PFHxA).	Sistema de reacción en serie: Inestabilidad térmica y biótica; el enlace C-H es el "punto débil" que permite la degradación a ácidos terminales.	Pulmón e Hígado. Alta volatilidad; transporte atmosférico de largo alcance.	Toxicidad indirecta: Actúan como reservorios de PFCAs. El 8:2 FTOH mimetiza ligandos que activan vías de degradación de ácidos grasos.	Disrupción endocrina y daño hepático mediado por sus metabolitos. Marcadores de exposición por inhalación (textiles/alfombras).	(Brunn et al., 2023; Dixit et al., 2021; Ghisi et al., 2019; Panieri et al., 2022; Sunderland et al., 2019)
F-53B / 6:2 Cl-PFESA	Polifluorado + Clorado. C8 análogo / Éter-sulfonato clorado. (Cl-PFESA)	15.3 años	Resistencia estérica: El átomo de cloro terminal actúa como un "escudo" electrónico	Biota acuática y Suero humano. Alta afinidad por lípidos; detectado en el 100% de madres en estudios de cohorte (Wuhan).	Mimetismo lipídico: Activación de PPARα con mayor potencia que PFOS. Cruza la barrera placentaria con alta eficiencia.	Elevación de Estradiol (E2) en neonatos (48.5% de casos). Incremento de LDL y colesterol. Toxicidad renal.	(Dickman & Aga, 2022; Fenton et al., 2021; Kwiatkowski et al., 2020; Narasimhappa et al., 2025)
PFPeA	Perfluorado C5 (Corta) / Carboxilato (PFCA) (–COOH)	Corta (Días-Semanas). Sin dato numérico exacto reportado.	Purga acelerada: Baja afinidad por transportadores renales; eliminación sistémica rápida en comparación con C≥7.	Sumideros vegetales: Alta translocación a hojas y frutos. Detectado en el 83% de puntos del río Bogotá.	Baja bioafinidad: Interacción proteica limitada en humanos. Inductor débil de la enzima ACOX1 en hepatocitos	Marcador de contaminación por empaques de alimentos y espumas AFFF. Riesgo de exposición vía cadena alimentaria (cultivos).	(Fenton et al., 2021; Ghisi et al., 2019; Ramírez-Canon et al., 2022; Wang Yang et al., 2023)
PFHxA	Perfluorado C6 (Corta) / Carboxilato (PFCA) (–COOH)	32 días	Purga eficiente: Eliminación renal rápida; menor reabsorción tubular que C≥8. Alta movilidad en fase acuosa.	Riñón y Sumideros vegetales. Acumula en tallos de maíz. Detectado en agua potable colombiana.	Baja bioafinidad: Interacción proteica limitada. No induce respuesta sensible de la enzima ACOX1 en humanos a corto plazo	Reducción de hormonas tiroideas (T3/T4) en modelos animales. Detectado en el 11.1% de muestras de agua potable nacional.	(Ávila et al., 2026; Fenton et al., 2021; Ghisi et al., 2019; Pizzurro et al., 2019; Wang Yang et al., 2023)

4.2.1 Clasificación y características estructurales

Los PFAS son una familia de compuestos sintéticos cuya unidad común es una cadena carbonada donde todos los hidrógenos se reemplazan por flúor, en los perfluorados, o solo una parte, en los polifluorados. Ese grado de fluoración cambia la reactividad: la energía del enlace C–F es de 544 kJ/mol, la más alta de la química orgánica, lo que vuelve a los perfluorados casi inertes frente a la degradación (Brunn et al., 2023). Por eso, una vez fabricados, persisten de forma indefinida y se clasifican como contaminantes orgánicos persistentes bajo el Convenio de Estocolmo.

El corpus identifica dos parámetros estructurales que determinan las propiedades de los PFAS: la longitud de la cadena y el grupo funcional del extremo polar. La longitud, medida en número de carbonos, gobierna la hidrofobicidad, la afinidad por las proteínas y la bioacumulación. El grupo funcional define la acidez, la carga a pH fisiológico y los sitios de unión a proteínas.

La clasificación de la EPA, que adopta Alsadik et al. (2025), define como cadena larga a los carboxilatos (PFCA) con ocho o más carbonos y a los sulfonatos (PFSA) con seis o más. Esto crea una asimetría según el grupo funcional: un compuesto de siete carbonos clasifica distinto según su extremo, el PFHpA (PFCA) es de cadena corta y el PFHpS (PFSA) es de cadena larga. Y esa arquitectura condiciona la persistencia, como se ve en que el PFHxS (C6), pese a su cadena más corta, dura más en el cuerpo que el PFHpA (C7), porque el grupo sulfonato aumenta la reabsorción renal frente al carboxilato.

Los PFCA tienen grupo carboxilato y los PFSA grupo sulfonato, ambos ionizados a pH biológico, lo que les da carácter anfífilo: cola hidrofóbica y cabeza polar con carga negativa. Los compuestos nuevos, como el GenX y el 6:2 Cl-PFESA, añaden puentes éter o átomos de cloro, lo

que cambia la geometría sin quitarles la persistencia ni la afinidad por las proteínas (Kwiatkowski et al., 2020; Dickman & Aga, 2022).

La consecuencia práctica es que ninguna propiedad relevante, ni la persistencia, ni la bioacumulación, ni la afinidad, ni el comportamiento en tratamiento, se puede pasar de un PFAS a otro sin mirar a la vez la longitud de cadena y el grupo funcional. Este principio, respaldado por Pizzurro et al. (2019) y confirmado en 161 plantas de tratamiento por Ilieva et al. (2024), es lo que une el análisis de la estructura con las rutas de tratamiento.

4.2.2 Relación estructura–persistencia: vida media de eliminación en humanos

La persistencia de los PFAS en el cuerpo no es igual para toda la clase, sino que sigue una gradiente que depende de la longitud de cadena y del grupo funcional. Pizzurro et al. (2019) ordenaron cinco compuestos representativos según su vida media en humanos y obtuvieron la secuencia PFHxS > PFOS > PFOA > PFBS > PFBA, con valores que van desde tres días para el PFBA hasta un rango de 5.3 a 15.5 años para el PFHxS. Fenton et al. (2021) ampliaron el panorama a once compuestos con datos poblacionales, y sus rangos, junto con los de Pizzurro, son los que recoge la Tabla 1.

El mecanismo que explica esta persistencia, y que la diferencia de la excreción rápida que se ve en roedores, es la reabsorción tubular renal. Pizzurro et al. (2019) identificaron que los transportadores OAT4 y OATP1a1, en el túbulo proximal del riñón, reconocen a los PFAS de cadena larga y los devuelven a la sangre en vez de excretarlos. Visto como ingeniería, es un sistema de recirculación interna que mantiene el compuesto en el fluido en lugar de purgarlo. Esa diferencia entre especies es la razón por la que las dosis de efecto en roedores no se pueden trasladar a humanos sin corrección.

Un caso que muestra lo no lineal de esta relación es el PFHxS. Aunque tiene dos carbonos menos que el PFOS, su vida media en humanos es igual o mayor, lo que se atribuye a que el transportador OATP1a1 lo reabsorbe con más eficiencia (Pizzurro et al., 2019). Por su alta persistencia, el PFHxS fue incluido, junto con el PFOA, el PFOS y el PFNA, entre los cuatro compuestos base para la ingesta semanal tolerable de la EFSA, el umbral más estricto del corpus (Brunn et al., 2023).

A nivel de gradiente general, la relación se ve mejor comparando dentro de un mismo grupo funcional. En los PFCA la vida media crece con la cadena, del PFBA al PFNA; en los PFSA baja al acortarla, del PFOS al PFBS (Fenton et al., 2021; Pizzurro et al., 2019). Y a igual longitud, los PFSA persisten más que los PFCA, porque el sulfonato tiene más afinidad que el carboxilato por los transportadores del riñón. Esta jerarquía es la base para decidir qué compuestos exigen tecnologías de remoción más exigentes.

4.2.3 Relación estructura–bioacumulación: distribución tisular y transferencia en la cadena alimentaria

La bioacumulación de los PFAS sigue un patrón distinto al de los contaminantes orgánicos clásicos, como los PCB o los plaguicidas clorados. La alta energía del enlace C–F hace que la cadena perfluorada sea muy hidrofóbica, pero el grupo funcional cargado le da solubilidad en agua. Por eso los PFAS no se acumulan en la grasa, sino en las proteínas del plasma y de las células. Fenton et al. (2021) y Pizzurro et al. (2019) documentan que el PFOA, el PFOS y el PFHxS se unen a la albúmina en más del 90 al 99 %, de modo que su distribución en el cuerpo sigue a la albúmina y no a los lípidos.

Esa distribución difiere entre humanos y roedores en un punto que importa para saber qué órgano se afecta. En ratas, el PFOA y el PFOS van sobre todo al hígado; pero en tejidos

humanos, el PFOA mantiene preferencia por el hígado, mientras que el PFOS, el PFHxS, el PFBS y el PFBA se concentran más en el riñón (Pizzurro et al., 2019). La consecuencia es que los modelos de riesgo que usan la distribución de roedores subestiman el riesgo renal de los compuestos sulfonados en humanos.

La acumulación en el feto es alta. Pizzurro et al. (2019) documentan que la transferencia placentaria del PFOA alcanza una razón feto/madre de 0.79, es decir, el feto puede recibir hasta el 79 % de la concentración materna. La transferencia por lactancia es menor, pero las concentraciones en el neonato pueden superar 3.6 veces la de la madre a los seis meses, porque su volumen de distribución es más pequeño. Esto hace del período perinatal la ventana de exposición más crítica.

Los compuestos de cadena corta se comportan distinto: en vez de acumularse en tejidos animales, pasan a las plantas por el suelo y el agua de riego. Ghisi et al. (2019) documentaron en maíz que los PFCA de C4 a C7 se concentran en tallos y hojas, mientras que los de C8 o más se quedan en la raíz. El factor de translocación baja con la longitud de cadena. Por eso las cadenas cortas, aunque duran poco en el cuerpo, pueden ser una fuente crónica de exposición por la cadena alimentaria en zonas agrícolas contaminadas, un mecanismo muy distinto al de las cadenas largas.

4.2.4 Relación estructura–mimetismo molecular: mecanismos de unión proteica y activación de receptores

El tercer eje de la relación estructura-propiedad de los PFAS es su capacidad de mimetizar moléculas biológicas endógenas al unirse a los mismos sitios de receptores o proteínas de transporte que ocupan ácidos grasos de cadena larga o la hormona tiroidea T4. Para esto no necesitan copiar la forma exacta del ligando natural, solo tener las dos características que

importan en esos sitios: una cadena hidrofóbica (proporcionada por el esqueleto perfluorado) y un grupo funcional con carga negativa (carboxilato o sulfonato).

El primer mecanismo es la unión al receptor PPAR α , demostrada en modelo de ratón por Abbott et al. (2012). El PPAR α regula genes de la β -oxidación de ácidos grasos, y cuando el PFOA, cuya cadena C8 se parece a un ácido graso de 16 carbonos, ocupa su sitio, lo activa de forma inapropiada. Abbott et al. (2012) vieron que esta activación se daba desde la etapa fetal, lo que señala la gestación como la ventana más sensible. Wang Yang et al. (2023) confirmaron el mecanismo en humanos, al identificar el eje PPAR α /ACOX1 como el evento que conecta la exposición a PFOA y PFOS con el hígado graso.

El segundo mecanismo es el mimetismo con la hormona tiroidea T4. El grupo sulfonato del PFHxS y el PFOS se parece al de la T4, lo que les permite competir por la transtiretina y la globulina fijadora de tiroxina, las proteínas que transportan la hormona (Fenton et al., 2021). Como la T4 debe soltarse de esas proteínas para entrar a las células, un compuesto que ocupe su lugar reduce la hormona disponible. Ballesteros et al. (2017), en una revisión de diez estudios en embarazadas y niños, encontraron relación entre la exposición a PFHxS y PFOS y los niveles de TSH, la evidencia epidemiológica más sólida del corpus para este mecanismo.

Un tercer sitio, importante para los compuestos nuevos, es el residuo Trp-214 de la albúmina, donde se une el PFOA. Dickman & Aga (2022) mostraron que el GenX se une al mismo sitio con afinidad parecida, lo que confirma que cambiar el carboxilato lineal por uno ramificado con puente éter no le quita al compuesto la capacidad de ocupar el lugar de su predecesor. Esto anticipa que su distribución y acumulación serán similares, y sostiene la idea de sustitución lamentable que se trata más adelante.

La activación del estrés oxidativo también depende de la longitud de cadena. Dickman & Aga (2022), citando a Ojo et al. (2022), documentan que la vía Nrf2-ARE se activa más a mayor cadena, y que el PFDA (C10) es el inductor más potente entre los PFCA. Además, las mezclas de PFSA muestran efectos sinérgicos y las de PFCA solo aditivos, lo que importa porque la exposición real es siempre a mezclas y el riesgo no es la simple suma de los compuestos.

Por último, Li et al. (2017) advierten un límite para pasar de roedores a humanos: aunque las vías PPAR α , CAR, FXR y PXR son las mejor caracterizadas en roedores, en humanos parecen más relevantes las vías p53/mitocondrial, PI3K-AKT y TNF- α /NF- κ B. Esto no invalida los datos animales, pero obliga a ser cauto al derivar criterios de salud humana sin corrección entre especies.

4.2.5 Sustituciones lamentables: persistencia del problema estructural en compuestos de nueva generación:

La sustitución lamentable describe un patrón que se repite en la regulación de los PFAS: cuando se restringe un compuesto, la industria lo reemplaza por otro que conserva las mismas propiedades problemáticas, la persistencia, la afinidad por las proteínas y la resistencia al tratamiento, y a menudo con más incertidumbre toxicológica (Kwiatkowski et al., 2020). Esto no es casualidad, porque las propiedades que hacen útiles a los PFAS, como la surfactancia y la estabilidad, dependen justamente de la cadena perfluorada y del grupo funcional, así que es difícil diseñar un sustituto que no herede también la persistencia.

El GenX es el mejor ejemplo del corpus. Se introdujo como reemplazo del PFOA a partir del acuerdo de eliminación de 2006, pero Dickman & Aga (2022) mostraron que se une al mismo sitio Trp-214 de la albúmina que el PFOA, y Yang et al. (2020) demostraron que es más resistente a la degradación: se degrada menos del 5 % en tres horas, frente a cerca del 27 % del

PFOA en el mismo sistema. Esa resistencia se debe al grupo CF_3 en el carbono alfa, que estorba el ataque del radical. Al mismo tiempo, tiene toxicidad tiroidea documentada en células humanas (Narasimhappa et al., 2025). El resultado es un compuesto que conserva la afinidad de su predecesor, es más difícil de degradar y tiene efectos propios poco caracterizados.

El PFBS, sustituto de cadena corta del PFOS, resuelve la persistencia en la sangre, pero crea dos problemas nuevos: su mayor movilidad hace que llegue más fácil a los acuíferos, y su baja hidrofobicidad lo vuelve casi inadsorbible en carbón activado granular (Gagliano et al., 2020), la barrera más común en el tratamiento de agua.

Por lo anterior, Kwiatkowski et al. (2020) concluyen que la única forma de romper este ciclo es tratar los PFAS como una sola clase química y aplicar el principio de precaución a cualquier compuesto que tenga la unidad $-\text{C}_n\text{F}_{2n}-$, sin importar su longitud de cadena o su grupo funcional. Esto conecta el análisis de la estructura con la evaluación de tecnologías, porque las mismas propiedades que explican la persistencia y la afinidad son las que dificultan el tratamiento.

4.3 Tecnologías de tratamiento y viabilidad en Colombia

La mitigación de PFAS en matrices acuáticas es uno de los mayores retos de la ingeniería ambiental. Las tecnologías disponibles se agrupan en dos categorías: métodos de separación, que transfieren los PFAS de la fase acuosa a un residuo sólido o concentrado, y métodos destructivos, que buscan para mineralizar la molécula rompiendo el enlace (Panieri et al., 2022).

El Apéndice D presenta el panorama de las tecnologías disponibles para el tratamiento de PFAS, agrupadas en rutas de separación y de destrucción, con su eficiencia, madurez y viabilidad para Colombia.

4.3.1 Estructura molecular y tratamiento

La elección entre estas categorías no puede separarse de la estructura del PFAS que se quiere tratar. La eficiencia de las tecnologías de separación depende de la longitud de la cadena carbonada, mientras que las destructivas dependen además del grupo funcional: los carboxilatos (PFCA) se degradan más fácil que los sulfonatos (PFSA) de igual longitud bajo el mismo sistema oxidativo (Gagliano et al., 2020; Yang et al., 2020; Ilieva et al., 2024).

Por esto, antes de elegir una tecnología hay que conocer el perfil de PFAS de la corriente que se va a tratar, es decir, si predominan cadenas largas o cortas y si son PFCA o PFSA. Además, en mezclas reales con varios congéneres ninguna tecnología por sí sola ofrece una solución completa (Alsadik et al., 2025).

Ilieva et al. (2024) aportan evidencia cuantitativa de esta relación estructura-tratamiento a través del análisis estadístico de 161 plantas de tratamiento de aguas residuales en el mundo, identificando cuatro grupos de comportamiento en función de la longitud de cadena: (1) PFCAs de C6 a C10, (2) PFCAs de C4, C5, C11 y C12, (3) PFSA de C4, C6 y C8, y (4) PFSA de C10.

Los autores encontraron que los tratamientos biológicos avanzados, como los biorreactores de membrana, removían mejor el primer grupo (los PFCA de cadena larga), mientras que agregar un tratamiento terciario no daba un beneficio importante para el segundo grupo (los PFCA de cadena corta). Esto confirma que no hay una sola tecnología que sirva para todos los PFAS, y que el diseño del tren de tratamiento debe partir de la composición de la mezcla que se va a tratar.

4.3.2 Tecnologías de separación

A continuación, se presenta la Tabla 2, donde se reúnen las siete rutas tecnológicas prioritarias que se identificaron en el corpus, integrando parámetros de eficiencia según la

estructura del PFAS, madurez tecnológica (TRL) y criterios de viabilidad para las condiciones de Colombia.

Tabla 2.

Matriz de rutas de intervención tecnológica y viabilidad para el tratamiento de PFAS

Tecnología	Resultado	Mecanismo de acción	Eficiencia cadena larga y cadena corta	TRL (escala actual)	Limitaciones principales	Viabilidad Colombia	Referencias
Carbón Activado Granular (GAC/PA C)	Separación (No destruye; genera residuo)	Interacción dual: Atracción electrostática (cabeza polar) + Adsorción hidrofóbica (cadena C-F)	Larga: 85–95%. Corta: <60% (Escape rápido / breakthrough)	9 (Comercial)	Competencia con materia orgánica (MON) y gestión del carbón agotado	ALTA. Implementable como etapa post-filtración en plantas existentes	(Ávila et al., 2026; Gagliano et al., 2020; Lei et al., 2023)
Resinas de Intercambio Aniónico (IEX)	Separación (No destruye; genera residuo líquido).	Mecanismo dual: Intercambio iónico (cabeza aniónica) + Adsorción hidrofóbica (esqueleto poliestirénico).	Larga: >95%. Corta: >90% (Excelente para PFBS, PFBA y GenX).	9 (Comercial)	Gestión del regenerado (salmuera con solvente) e interferencia de sulfatos.	MEDIA. Muy eficaz para "hotspots" (AFFF), pero requiere plantas de incineración de eluyente.	(Dixit et al., 2021; Narasimhappa et al., 2025; Boyer et al., 2021; Gagliano et al., 2020)
Membranas (NF / OI)	Separación (No destruye; genera concentrado líquido).	Doble barrera: Exclusión por tamaño molecular (<1 nm) + Repulsión electrostática superficial.	Larga: >99% (Rechazo casi total). Corta: >90% en OI; variable en NF (depende del corte).	9 (Comercial)	Generación de concentrado (hasta 100x), alto consumo energético (10-100 bar) y fouling.	BAJA. Alto costo energético incompatible con PTAP medianas/pequeñas colombianas. Viable solo en grandes PTAP urbanas con inversión específica.	(Alsadik et al., 2025; Altmeyer Mendes et al., 2025; Mbanga et al., 2026; Narasimhappa et al., 2025; Panieri et al., 2022)
Persulfato Activado (AOP-PS)	Destruyendo (Oxidación química).	Generación de radicales sulfato (SO ₄) por calor, UV o Fe ²⁺ . Ataque al extremo polar seguido de decarboxilación secuencial (ciclo de Kolbe)]	Larga: >99% para PFOA. Ineficaz para PFOS. Corta: <5% para GenX (resistencia por impedimento estérico).	4 - 6 (Piloto)	Ineficacia en sulfonatos (PFSA), acidificación del medio y generación de subproductos de	MEDIA. El alto recurso solar nacional permite la foto-activación del persulfato como alternativa sostenible	(Manrique Losada & Mueses, 2024; Narasimhappa et al., 2025; Panieri et al., 2022; Yang et al., 2020)

					cadena corta.		
Fotocatálisis Heterogénea (TiO₂/Bi/UV-Solar)	Destructivo (Ruptura C-F).	Fotocatalizado r (TiO ₂ , BiOCl, Bi/BiOI) genera par e ⁻ -H ⁺ bajo UV/solar → •OH → ruptura C-F por decarboxilación secuencial. PFOA: C ₇ F ₁₅ COO• → decarboxilación → shortening. mediada por huecos (h ⁺) y •OH.	Larga: 100% PFOA en 2h (Bi/BiOI). Ineficaz para PFOS en sistemas estándar. Corta: Baja-Media; genera subproductos (PFBA).	4 - 6 (Piloto / Lab)	Mineralización incompleta (acumula cadenas cortas) y competencia con materia orgánica (MON)	MEDIA-ALTA (mediano plazo). Recurso solar disponible. Primera propuesta colombiana: fotoreactores solares.	(Cao et al., 2024; Dickman & Aga, 2022; Manrique Losada & Mueses, 2024; Panieri et al., 2022)
Oxidación Electroquímica Avanzada (EAOP)	Destructivo (Mineralización total).	Electrólisis en ánodos de alta sobretensión (BDD o Ti4O7 genera •OH in situ → mineralización Transferencia Directa de Electrones (DET).	Larga: >99% (PFOA/PFOS) en lab; 78-80% en lixiviados reales. Corta: ~31% (PFBS/PFBA) en escala piloto; menos selectivo que otros procesos.	4 - 6 (Piloto emergente)	Consumo energético extremo (14 MWh/g PFOA) y formación de perclorato (ClO ₄ -)	BAJA. Costo prohibitivo para tratamiento directo; viable solo para destruir concentrados de IEX o OI.	(Alsadik et al., 2025; Altmeyer Mendes et al., 2025; Dickman & Aga, 2022; Xu et al., 2024)
Tratamiento Biológico (biodegradación)	Destructivo (Biotransformación)	Defluorinación enzimática: Uso de enzimas (citocromo P450, alcanmonooxigenasa) en co-metabolismo para fracturar enlaces C-F y C-C.	Larga: Baja-Moderada (67% PFOS en 48h con P. aeruginosa HJ4; 75% en 6 meses con P. plecoglossicida). Corta/Precursores: Alta en polifluorados (FTOHs); muy baja en perfluorados.	1 - 3 (Investigación / Lab)	Cinética lenta: Tiempos de retención de meses. Resistencia termodinámica del enlace C-F en estructuras perfluoradas.	BAJA. Potencial a largo plazo. Atractivo por ser una "tecnología verde" de bajo costo, pero inviable hoy para caudales municipales.	(Narasimhapan et al., 2025; Panieri et al., 2022; Shahsavari et al., 2021)

4.3.2.1 Carbón activado granular (GAC)

La adsorción en carbón activado granular es la tecnología de separación de PFAS con mayor implementación a escala comercial en el mundo y la de mayor evidencia en el corpus.

Retiene el PFAS por dos vías: interacciones hidrofóbicas entre la cadena perfluorada y la superficie apolar de los microporos del carbón, e interacciones electrostáticas entre la cabeza cargada del PFAS y los grupos superficiales del carbón (Gagliano et al., 2020).

Como la parte hidrofóbica de la molécula aumenta con la longitud de la cadena, la capacidad del GAC sigue esa misma tendencia. Gagliano et al. (2020) reportan eficiencias del 85 al 95 % para PFAS de cadena larga (PFOS, PFOA, PFNA) en aguas con poca materia orgánica, mientras que los de cadena corta (PFBA, PFBS, PFHxA) se escapan rápido del lecho, con eficiencias por debajo del 60 %. Lei et al. (2023) señalan que el carbón activado en polvo (PAC) adsorbe más que el GAC por su mayor área disponible, y que los adsorbentes con macroporos son más rápidos que los de microporos, lo que reduce el tiempo de contacto necesario.

La limitación operativa central del GAC como única solución es que no destruye el PFAS. Genera carbón agotado que concentra los contaminantes y requiere regeneración a alta temperatura o disposición final como residuo peligroso, transfiriendo el problema del agua al sólido (Gagliano et al., 2020). Adicionalmente, la materia orgánica natural (MON) presente en aguas superficiales y subterráneas compite por los sitios de adsorción, reduciendo la vida útil del lecho (Gagliano et al., 2020; Lei et al., 2023).

En Colombia, el GAC representa, la tecnología de separación con mayor viabilidad de implementación a corto plazo, dado que puede instalarse como etapa adicional post-filtración sin requerir el rediseño completo de la infraestructura existente.

4.3.2.2 Nanofiltración y ósmosis inversa (NF/OI)

Las membranas de nanofiltración y ósmosis inversa separan por tamaño y por carga: el agua a presión atraviesa la membrana de poliamida y los PFAS, más grandes que el tamaño de poro, quedan retenidos en el concentrado. A diferencia del GAC, este mecanismo no depende de

la longitud de la cadena, así que las membranas retienen de forma parecida las cadenas largas y las cortas (Narasimhappa et al., 2025).

Narasimhappa et al. (2025) reportan que membranas de poliamida como la ESPA3 y la LFC3 rechazan el 99 % del PFOS, y que sistemas de ósmosis inversa con reducción por sulfito bajo luz UV llegan al 98,7 % en 150 minutos. Alsadik et al. (2025) confirman eficiencias del 80 al 95 % para cadena larga, y advierten que remover del todo las cadenas cortas y ultracortas sigue sin resolverse, incluso con ósmosis inversa.

El problema de fondo es el mismo del GAC: la membrana no destruye el contaminante. El concentrado que genera puede llegar a tener hasta 100 veces la concentración del agua de entrada, así que la ósmosis inversa termina concentrando el problema en lugar de eliminarlo (Panieri et al., 2022).

Altmeyer Mendes et al. (2025), con un metaanálisis de 17 estudios bajo metodología de ciclo de vida, calcularon costos de operación de entre 0,03 y 28 dólares por metro cúbico, y de capital de entre 0,01 y 0,51 dólares por metro cúbico. Los valores más altos corresponden a aguas con poco PFAS, donde se gasta más energía por cada gramo removido. Esa presión de trabajo, de 10 a 100 bar, hace que la ósmosis inversa gaste mucha energía y sea difícil de adaptar a las ciudades medianas y pequeñas de Colombia sin una inversión aparte en suministro eléctrico (Manrique Losada & Mueses, 2024).

4.3.2.3 Resinas de intercambio aniónico (IEX)

Las resinas de intercambio aniónico son una de las rutas más eficaces del corpus, porque sirven tanto para cadenas largas como cortas. Funcionan por un mecanismo doble: interacciones electrostáticas entre los grupos cargados positivamente de la resina y las cabezas aniónicas de los

PFAS (carboxilatos y sulfonatos), e interacciones hidrofóbicas entre las colas fluoradas y la matriz de la resina.

Dixit et al. (2021) encontraron que resinas comerciales como la IRA 958 y la IRA 67 tienen una capacidad de carga de hasta 5 mmol/g para remover PFOA y PFOS. Esto es clave frente al problema de la sustitución lamentable, porque las resinas superan al carbón activado en la retención de PFAS de cadena corta, como el PFBS y el PFBA, y evitan que se escapen temprano del sistema.

La matriz de la resina define su selectividad: las poliestirénicas tienen más afinidad hidrofóbica, mientras que las poliacrílicas resisten mejor el ensuciamiento por materia orgánica y mantienen remociones por encima del 99 %.

La viabilidad de esta tecnología depende de que la resina se pueda regenerar. Narasimhappa et al. (2025) documentan que se necesitan mezclas de solventes orgánicos y sales para recuperar el material saturado: la resina IRA 67 recupera el 98,9 % del PFOS a pH 3, y la DOW V493 llega al 100 % con metanol grado LC-MS. Boyer et al. (2021), con un análisis de ciclo de vida, advierten que para que el proceso sea sostenible hay que reciclar el metanol y la salmuera, y así reducir los residuos peligrosos y la huella de carbono de la incineración.

En Colombia, las resinas se perfilan como una solución para puntos concretos de alta contaminación. Ávila et al. (2026) reportan una presencia constante de PFAS en efluentes nacionales con remociones casi nulas en los tratamientos convencionales. Sumado a las cerca de 2.500 toneladas de espumas AFFF que reporta Minambiente (2024), esto sugiere priorizar el intercambio iónico en sitios como aeropuertos y refinerías, para asegurar niveles de vertimiento seguros y proteger la salud pública.

4.3.3 Tecnologías destructivas

4.3.3.1 Persulfato activado (AOP-PS)

El persulfato activado es la tecnología destructiva con más evidencia en el corpus para degradar el PFOA, y la que mejor muestra que el grupo funcional, y no solo la longitud de cadena, decide qué tan degradable es un PFAS. Yang et al. (2020) explican que al activar el persulfato con calor, luz UV a 254 nm, iones Fe^{2+} o microondas se genera el radical sulfato, un oxidante fuerte que ataca el enlace C–F en el extremo carboxilato del PFOA.

El mecanismo que describen para el PFOA es una pérdida de unidades CF_2 una tras otra desde el extremo $-\text{COOH}$, siguiendo la ruta PFOA a PFHpA a PFHxA a PFPeA a PFBA y de ahí a CF_4 y CO_2 más flúor. En cambio, el PFOS puede convertirse en PFOA cuando el radical ataca su grupo sulfonato, pero su defluorinación directa es escasa o nula, incluso con medio muy ácido y dosis altas de persulfato. La razón es que la cabeza sulfonato del PFOS resiste el ataque mejor que el carboxilato del PFOA, así que el persulfato sirve para los PFCA pero no para los PFSA (Yang et al., 2020).

La comparación entre el PFOA y el GenX bajo el mismo sistema deja ver el problema de los compuestos nuevos. Yang et al. (2020) citan datos de Bao et al. (2018) donde el GenX se degrada menos del 5 % en tres horas, frente a cerca del 27 % del PFOA en las mismas condiciones. Esta resistencia se debe al grupo CF_3 en el carbono alfa del éter-carboxilato del GenX, que estorba el ataque del radical.

Panieri et al. (2022) agregan que activar el persulfato con calor a 350 °C logra más del 99 % de remoción de PFCA y de la sulfonamida FOSA, mientras que los PFSA como el PFHxS y el PFOS necesitan 450 °C para llegar a lo mismo. Entre los subproductos aparecen PFCA de cadena más corta por degradación incompleta, que pueden volverse un problema si la reacción no llega hasta la mineralización total (Yang et al., 2020; Panieri et al., 2022).

4.3.3.2 Fotocatálisis heterogénea

La fotocatálisis heterogénea funciona generando pares electrón-hueco en un semiconductor cuando recibe luz. Los huecos positivos y los radicales $\bullet\text{OH}$ que se forman en la interfaz sólido-líquido atacan el enlace C–F por el mismo mecanismo de pérdida secuencial de carbonos del persulfato: en el PFOA, el radical arranca un electrón del grupo carboxilato y la molécula se va acortando unidad por unidad hasta mineralizarse (Dickman & Aga, 2022).

Dickman & Aga (2022) reúnen los mejores resultados del corpus para esta tecnología. El fotocatalizador Bi/BiOI degrada por completo 40 mg/L de PFOA en dos horas con luz visible. Y los sistemas fotoelectroquímicos con ánodos de óxido de grafeno reducido sobre soporte FTO llegan al 92,8 % de remoción de PFOA y al 100 % de PFOS, ambos a 0,5 mg/L, en cuatro horas. Conviene tener claro que el dato del Bi/BiOI corresponde al PFOA, y el 100 % es del PFOS en el sistema fotoelectroquímico, para no mezclar los dos.

Igual que el persulfato, la fotocatálisis tiene eficiencia distinto según el grupo funcional: los PFSA resisten más que los PFCA de la misma longitud, en parte porque el sulfonato no ofrece la misma ruta de pérdida de carbonos que el carboxilato (Dickman & Aga, 2022; Panieri et al., 2022).

La materia orgánica natural del agua real baja la eficiencia, porque compite con el PFAS por los sitios activos del catalizador y por los radicales (Panieri et al., 2022). Los catalizadores también se ensucian y hay que limpiarlos y reactivarlos, lo que sube el costo de operación.

Aun así, esta tecnología tiene una ventaja para Colombia. La irradiación solar media en la región caribeña y los llanos supera los 4,5 kWh/m²/día (Manrique Losada & Mueses, 2024), lo que permite activar el catalizador con sol directo, sin el gasto de la luz UV artificial. Manrique

Losada & Mueses (2024) son el primer grupo colombiano en proponer formalmente fotorreactores solares para PFAS como tecnología apropiada para el país.

4.3.3.3 Oxidación electroquímica avanzada (EAOP)

La EAOP funciona por electrólisis directa en ánodos muy activos que generan radicales $\bullet\text{OH}$ a partir del agua. Los ánodos de diamante dopado con boro (BDD) y los de fase Magnéli (Ti_4O_7) son los de mejor rendimiento en el corpus, por su estabilidad a potenciales altos, a los cuales tanto los PFCA como los PFSA se pueden mineralizar (Xu et al., 2024).

A diferencia del persulfato y la fotocatálisis, la EAOP no muestra esa diferencia marcada entre PFCA y PFSA, lo que la vuelve la tecnología destructiva más versátil para mezclas con varios congéneres (Xu et al., 2024). Dickman & Aga (2022) reportan que los ánodos BDD logran del 78 al 80 % de remoción de PFOS y PFOA en lixiviado real en ocho horas, bastante menos que en agua sintética, lo que muestra cuánto interfiere la matriz real.

El costo es la gran limitante. Altmeyer Mendes et al. (2025) calculan que destruir un gramo de PFOA requiere 14 MWh y uno de PFOS 8,8 MWh, lo que da costos de 50 a 500 dólares por metro cúbico a los precios actuales de electricidad. Por eso la EAOP solo resulta viable para corrientes de poco volumen y mucha concentración, como el concentrado de las resinas IEX o el rechazo de las membranas, y no para tratar directamente grandes caudales.

Además, usar NaCl como electrolito, algo común para mejorar la conductividad, genera perclorato como subproducto tóxico, un riesgo que hay que tener en cuenta en el diseño (Xu et al., 2024; Dickman & Aga, 2022). El desgaste de los ánodos BDD y su alto costo de fabricación son las otras trabas para llevarla a escala industrial.

4.3.3.4 Tratamiento biológico

El tratamiento biológico es el que menos energía necesita del corpus, pero también el más lento y el de menor aplicación actual a los PFAS perfluorados. Shahsavari et al. (2021) explican que degradar PFAS requiere microorganismos capaces de romper el enlace C–F con enzimas especializadas, como el citocromo P450 y la alcanmonooxigenasa, y que lo hacen por co-metabolismo, porque los PFAS no les dan energía suficiente para crecer por sí solos.

Entre las cepas del corpus, *Pseudomonas aeruginosa* HJ4 degrada el 67 % del PFOS en 48 horas, y *Pseudomonas plecoglossicida* 2.4-D llega al 75 % en seis meses en condiciones controladas (Panieri et al., 2022; Shahsavari et al., 2021). Narasimhappa et al. (2025) suman otras cepas, como *Acidimicrobium* sp. A6 para PFOA y mezclas, *Rhodococcus jostii* RHA1 y *Dietzia aurantiaca* para el 6:2 FTS.

El hallazgo más útil para el diseño es que la biodegradación depende del grado de fluoración. Shahsavari et al. (2021) y Narasimhappa et al. (2025) documentan que los polifluorados, como los FTOH, que conservan hidrógenos en la cadena, son mucho más biodegradables que los perfluorados como el PFOA y el PFOS, donde la sustitución total de hidrógeno por flúor no deja puntos que las enzimas puedan atacar.

Esto significa que el tratamiento biológico sirve más para controlar los FTOH, que son los precursores de los PFCA presentes en las espumas AFFF, que para tratar directamente los PFAS perfluorados ya acumulados en agua o suelo. Las velocidades documentadas, de semanas a meses para remociones parciales, hoy no son compatibles con los tiempos de un sistema de tratamiento de agua a escala real (Shahsavari et al., 2021).

4.3.4 Contexto colombiano: diagnóstico, brechas y perspectivas

El estado de la contaminación por PFAS en Colombia se arma con cuatro fuentes del corpus: el primer estudio de presencia en agua superficial (Ramírez-Canon et al., 2022), el más

reciente y amplio en agua potable y residual a escala nacional (Ávila et al., 2026), el inventario regulatorio y de pasivos ambientales (Pinzón Rincón, 2024) y la primera revisión colombiana de tecnologías de tratamiento (Manrique Losada & Mueses, 2024).

Ramírez-Canon et al. (2022) hicieron la primera línea base en el río Bogotá, con seis puntos de muestreo y análisis de 38 compuestos, de los cuales detectaron doce en concentraciones entre 0.06 y 0.52 $\mu\text{g/L}$. El PFHxS fue el más abundante y el PFPeA el más frecuente, con las concentraciones más altas en zonas de alta actividad industrial, lo que apunta a fuentes puntuales.

Ávila et al. (2026) ampliaron el diagnóstico a veinte PTAR de trece ciudades, con una concentración media de 6.00 ng/L en influentes y 5.51 ng/L en efluentes, sin diferencia estadísticamente significativa ($p=0.9138$). Esto confirma que el tren convencional del país no retiene PFAS. En agua potable de catorce municipios todas las muestras estuvieron por debajo de los límites de la EPA de 2024, pero el cociente de riesgo ecológico del PFOS fue de 3.62, por encima del umbral de precaución, lo que justifica un monitoreo sistemático, aunque el riesgo humano inmediato sea bajo.

Conviene precisar que el dato de 60-520 ng/L que ubica a Colombia entre los países en desarrollo más contaminados (Anik et al., 2025) corresponde a agua superficial del río Bogotá, no a agua potable tratada, que en todos los casos estuvo por debajo de 4 ng/L (Ávila et al., 2026). En lo regulatorio, Colombia ratificó el Convenio de Estocolmo con la Ley 1196 de 2008 y prohibió el PFOS, el PFOA y el PFHxS mediante la Circular 004 de 2024 (Pinzón Rincón, 2024). Sin embargo, la Resolución 2115 de 2007, aún vigente, no fija límites de PFAS en agua potable, y el inventario de 668.202 galones de espumas AFFF es el pasivo con mayor potencial de contaminar fuentes de agua a futuro (Pinzón Rincón, 2024).

En lo tecnológico, Manrique Losada & Mueses (2024) señalan el GAC como la única opción de separación viable a corto plazo en las PTAP del país, y la fotocátalisis solar como la alternativa destructiva más apropiada a mediano plazo. Altmeyer Mendes et al. (2025) agregan que las tecnologías de alta demanda energética resultan peor, en costo y en impacto ambiental, para aguas de baja concentración como las colombianas.

Por lo anterior, el tren más pertinente para el país combinaría GAC como primera barrera para cadenas largas, IEX para cadenas cortas donde el riesgo lo justifique, y fotocátalisis solar para destruir el concentrado a mediano plazo. Todo esto con la idea de que prevenir, gestionando las espumas AFFF y regulando los sustitutos, cuesta menos que tratar a escala de planta.

5. Conclusiones

El campo de investigación no está equilibrado, el diagnóstico de los efectos en salud supera de forma significativa el desarrollo de soluciones de ingeniería, que representa apenas el 5,6 % de la producción, además la información disponible pertenece a contextos donde la contaminación y regulación son considerablemente diferentes a los de Colombia. Por lo tanto, para el país debe ser prioridad la generación de datos locales de ocurrencia y monitoreo.

Por otro lado, la relación estructura-propiedad podría decirse que está resuelta para los compuestos de cadena larga, pero falta claridad para los sustitutos de nueva generación ya que se evidencia la falta de información para los últimos. Dado que son los sustitutos, el esfuerzo de investigación debe concentrarse en entender su toxicocinética y los resultados epidemiológicos que se obtiene de la exposición, además de enfatizar las mezclas y no los compuestos aislados.

Se destaca que no hay tecnología individual que resuelva una mezcla real de PFAS, y las únicas que pueden ser viables para el país son de separación, donde el contaminante es trasladado de una matriz a otra; mientras las rutas destructivas, entre ellas la fotocátalisis solar, siguen sin

validarse en condiciones nacionales. Por lo que se hace necesario validar localmente esas tecnologías, además de que el país debe incentivar el interés en estos temas por medio de la regulación, obligando a los responsables de la contaminación a emitir menos y apoyando a las plantas de tratamiento para empezar a tratar este contaminante.

Dado lo anterior, se evidenció que las tecnologías de tratamiento que podrían ser viables para Colombia son el carbón activado granular, las resinas de intercambio aniónico y podría ser la fotocatalisis solar, sin embargo, también se evidencia que existen vacíos en los que se debe trabajar antes de hablar de la aplicación de estas tecnologías, como la evidencia local, la caracterización de los compuestos sustitutos y la validación de tecnologías destructivas.

Referencias bibliográficas

- Abbott, B. D., Wood, C. R., Watkins, A. M., Tatum-Gibbs, K., Das, K. P., & Lau, C. (2012). Effects of perfluorooctanoic acid (PFOA) on expression of peroxisome proliferator-activated receptors (PPAR) and nuclear receptor-regulated genes in fetal and postnatal CD-1 mouse tissues. *Reproductive Toxicology*, 33(4), 491–505. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2011.11.005>
- Alazaiza, M. Y. D., Alzghoul, T. M., Bangalore Ramu, M., Abu Amr, S. S., & Abushammala, M. F. M. (2025). PFAS contamination and mitigation: A comprehensive analysis of research trends and global contributions. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11, 101127. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2025.101127>
- Alsadik, A., Akintunde, O. O., Habibi, H. R., & Achari, G. (2025). PFAS in water environments: Recent progress and challenges in monitoring, toxicity, treatment technologies, and post-treatment toxicity. *Environmental Systems Research*, 14(1), 18. <https://doi.org/10.1186/s40068-025-00411-9>
- Altmeyer Mendes, S., Aggarwal, R., Svanström, M., & Peters, G. (2025). Review of water treatment technologies for PFAS from a life cycle perspective, with meta-analysis of financial costs and climate impacts. *Resources, Conservation & Recycling*, 223, 108524. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108524>
- Anik, A. H., Aurnab, I. T., Sultan, M. B., Basir, M. S., Murshed, M. F., Jarin, J. M., Sorker, R., Alam, M., & Tareq, S. M. (2025). A state-of-the-art review of the environmental mixtures, exposure, and health risks of PFAS: A special focus on developing countries. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236(9), 594. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08253-y>

- Ávila, B. S., Gallego Rios, S. E., & Peñuela, G. A. (2026). Occurrence and risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater and drinking water in Colombia. *ACS ES&T Water*, 6(1), 125–138. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00772>
- Ballesteros, V., Costa, O., Iñiguez, C., Fletcher, T., Ballester, F., & López-Espinosa, M.-J. (2017). Exposure to perfluoroalkyl substances and thyroid function in pregnant women and children: A systematic review of epidemiologic studies. *Environment International*, 99, 15–28. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.015>
- Boyer, T. H., Ellis, A., Fang, Y., Schaefer, C. E., Higgins, C. P., & Strathmann, T. J. (2021). Life cycle environmental impacts of regeneration options for anion exchange resin remediation of PFAS impacted water. *Water Research*, 207, 117798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117798>
- Brunn, H., Arnold, G., Körner, W., Rippen, G., Steinhäuser, K. G., & Valentin, I. (2023). PFAS: Forever chemicals—Persistent, bioaccumulative and mobile. Reviewing the status and the need for their phase out and remediation of contaminated sites. *Environmental Sciences Europe*, 35(1), 20. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00721-8>
- Dickman, R. A., & Aga, D. S. (2022). A review of recent studies on toxicity, sequestration, and degradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Journal of Hazardous Materials*, 436, 129120. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129120>
- Dixit, F., Dutta, R., Barbeau, B., Bérubé, P., & Mohseni, M. (2021). PFAS removal by ion exchange resins: A review. *Chemosphere*, 272, 128777. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128777>
- Fan, X., Tang, S., Wang, Y., Fan, W., Ben, Y., Naidu, R., & Dong, Z. (2022). Global exposure to per- and polyfluoroalkyl substances and associated burden of low birthweight.

- Environmental Science & Technology*, 56(7), 4282–4294.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c08669>
- Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., Smith, J. S., & Roberts, S. M. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substance toxicity and human health review: Current state of knowledge and strategies for informing future research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), 606–630. <https://doi.org/10.1002/etc.4890>
- Fouda Mbanga, B. G., Ogundijo, O. T., Ugboh, F. M., Urama, V. C., & Tywabi-Ngeva, Z. (2026). A decade of PFAS removal research (2015–2025): Global advances and the African context: A comprehensive review. *Green Analytical Chemistry*, 17, 100339. <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2025.100339>
- Gagliano, E., Sgroi, M., Falciglia, P. P., Vagliasindi, F. G. A., & Roccaro, P. (2020). Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration. *Water Research*, 171, 115381. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115381>
- Ghisi, R., Vamerali, T., & Manzetti, S. (2019). Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: A review. *Environmental Research*, 169, 326–341. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.10.023>
- Ilieva, Z., Hamza, R. A., & Suehring, R. (2024). The significance of fluorinated compound chain length, treatment technology, and influent composition on per- and polyfluoroalkyl substances removal in worldwide wastewater treatment plants. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 20(1), 59–69. <https://doi.org/10.1002/ieam.4773>
- Kitchenham, B., Brereton, O. P., Budgen, D., Turner, M., Bailey, J., & Linkman, S. (2009). Systematic literature reviews in software engineering – A systematic literature review.

- Information and Software Technology*, 51(1), 7–15.
<https://doi.org/10.1016/j.infsof.2008.09.009>
- Kwiatkowski, C. F., Andrews, D. Q., Birnbaum, L. S., Bruton, T. A., DeWitt, J. C., Knappe, D. R. U., Maffini, M. V., Miller, M. F., Pelch, K. E., Reade, A., Soehl, A., Trier, X., Venier, M., Wagner, C. C., Wang, Z., & Blum, A. (2020). Scientific basis for managing PFAS as a chemical class. *Environmental Science & Technology Letters*, 7(8), 532–543.
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00255>
- Lei, X., Lian, Q., Zhang, X., Karsili, T. K., Holmes, W., Chen, Y., Zappi, M. E., & Gang, D. D. (2023). A review of PFAS adsorption from aqueous solutions: Current approaches, engineering applications, challenges, and opportunities. *Environmental Pollution*, 321, 121138. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121138>
- Li, K., Gao, P., Xiang, P., Zhang, X., Cui, X., & Ma, L. Q. (2017). Molecular mechanisms of PFOA-induced toxicity in animals and humans: Implications for health risks. *Environment International*, 99, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.014>
- Manrique Losada, L., & Mueses, M. (2024). Perfluoroalkylated substances as emerging contaminants of concern without a viable treatment landscape: Review. *Investigación e Innovación en Ingeniería*, 12(1), 48–60. <https://doi.org/10.32997/rin-2024-4677>
- Narasimhappa, P., Singh, S., Varshney, R., Chauhan, V., Kour, R., Ramamurthy, P. C., & Shehata, N. (2025). Environmental behavior and human health risks of PFAS: Occurrence, toxicity, and the state-of-the-art removal approaches. *RSC Advances*, 15, 44555–44582.
<https://doi.org/10.1039/D5RA05868J>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw,

- J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, 372, n71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Panieri, E., Baralic, K., Djukic-Cosic, D., Buha Djordjevic, A., & Saso, L. (2022). PFAS molecules: A major concern for the human health and the environment. *Toxics*, 10(2), 44. <https://doi.org/10.3390/toxics10020044>
- Pizzurro, D. M., Seeley, M., Kerper, L. E., & Beck, B. D. (2019). Interspecies differences in perfluoroalkyl substances (PFAS) toxicokinetics and application to health-based criteria. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 106, 239–250. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2019.05.008>
- Ramírez-Canon, A., Becerra-Quiroz, A. P., & Herrera-Jacquelin, F. (2022). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS): First survey in water samples from the Bogotá River, Colombia. *Environmental Advances*, 8, 100223. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100223>
- Shahsavari, E., Rouch, D., Khudur, L. S., Thomas, D., Aburto-Medina, A., & Ball, A. S. (2021). Challenges and current status of the biological treatment of PFAS-contaminated soils. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 8, 602040. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.602040>
- Ssebugere, P., Sillanpää, M., Matovu, H., Wang, Z., Schramm, K.-W., Omwoma, S., Wanasolo, W., Ngeno, E. C., & Odongo, S. (2020). Environmental levels and human body burdens of per- and poly-fluoroalkyl substances in Africa: A critical review. *Science of the Total Environment*, 739, 139913. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139913>

- Sunderland, E. M., Hu, X. C., Dassuncao, C., Tokranov, A. K., Wagner, C. C., & Allen, J. G. (2019). A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 29(2), 131–147. <https://doi.org/10.1038/s41370-018-0094-1>
- Xu, X., Li, Y., Vo, P. H. N., Shukla, P., Ge, L., & Zhao, C.-X. (2024). Electrochemical advanced oxidation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): Development, challenges and perspectives. *Chemical Engineering Journal*, 500, 157222. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.157222>
- Yang, F., & Li, Z. (2025). Research hotspots and trend analysis of per- and polyfluoroalkyl substances in the environmental field based on bibliometric analysis. *Emerging Contaminants*, 11, 100464. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100464>
- Yang, L., He, L., Xue, J., Ma, Y., Xie, Z., Wu, L., & Zhang, Z. (2020). Persulfate-based degradation of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) in aqueous solution: Review on influences, mechanisms and prospective. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122405. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122405>
- Yang, W., Ling, X., He, S., Cui, H., Yang, Z., An, H., Wang, L., Zou, P., Chen, Q., Liu, J., Ao, L., & Cao, J. (2023). PPAR α /ACOX1 as a novel target for hepatic lipid metabolism disorders induced by per- and polyfluoroalkyl substances: An integrated approach. *Environment International*, 178, 108138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108138>

Apéndices

En este apartado se recopila el material gráfico complementario que, por su formato y diseño, se presenta como apéndice independiente en lugar de figura dentro del cuerpo del documento. Cada apéndice se referencia en el punto correspondiente del texto.

Lista de Apéndices

Apéndice A. Metodología de Estudio	53
Apéndice B. Síntesis cuantitativa de los resultados de la revisión sistemática.....	54
Apéndice C. Mecanismo de toxicidad y bioacumulación de los PFAS.....	55
Apéndice D. Panorama tecnológico para el tratamiento de PFAS.....	56

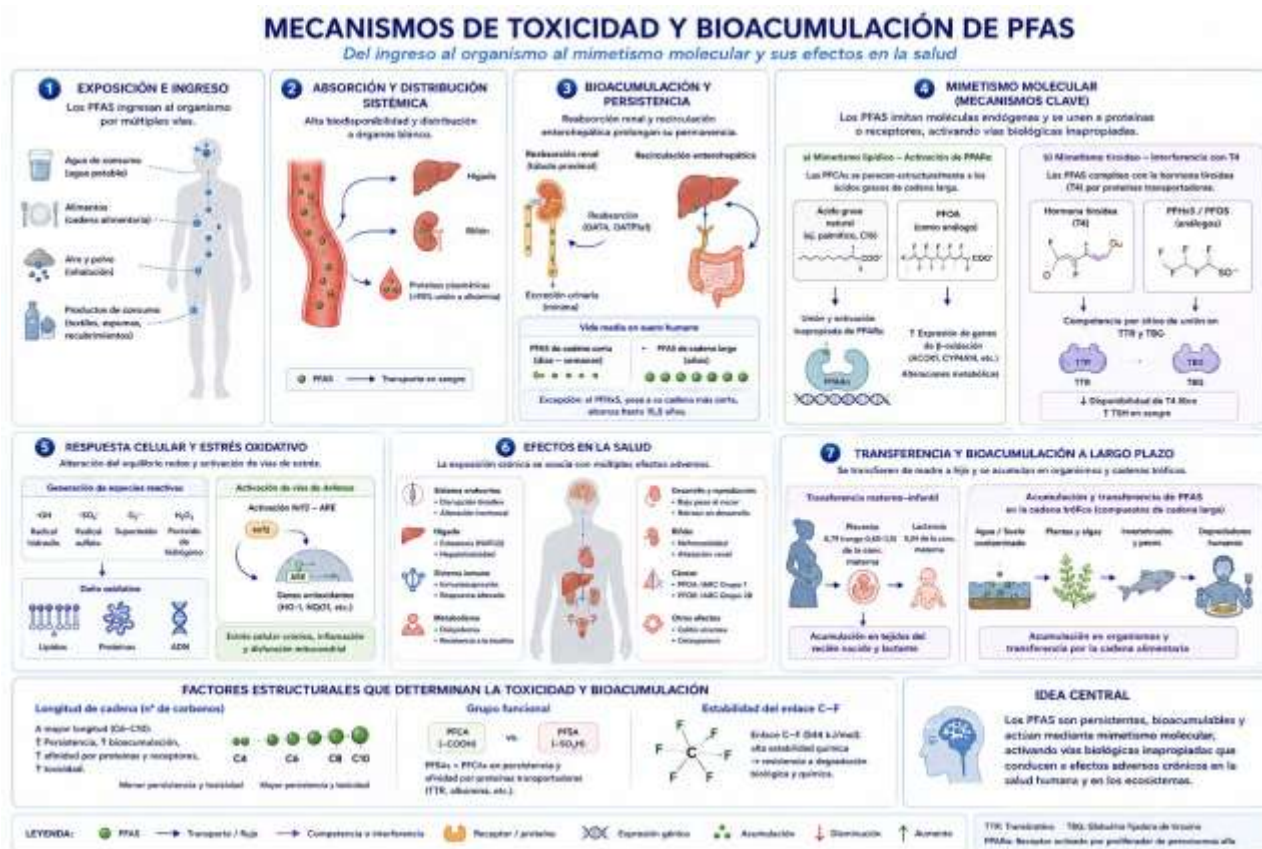
Apéndice A. Metodología de Estudio



Apéndice B. Síntesis cuantitativa de los resultados de la revisión sistemática



Apéndice C. Mecanismo de toxicidad y bioacumulación de los PFAS



Apéndice D. Panorama tecnológico para el tratamiento de PFAS

