

Impatto dei PFAS sugli ecosistemi

Marco Parolini

Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali (ESP), Università degli Studi di Milano

Le sostanze per- e polifluoroalchiliche (PFAS) hanno acquisito una rilevanza pubblica e normativa paragonabile a quella osservata oltre due decenni fa per i cosiddetti interferenti endocrini, in quanto sono stati identificati come un potenziale rischio diffuso per la salute umana e ambientale (Hotchkiss *et al.*, 2008). Queste sostanze sono state utilizzate per oltre 70 anni, e lo sono tuttora, in un'ampia varietà di applicazioni industriali e quotidiane, quali rivestimenti antiaderenti e protettivi, lubrificanti per processi produttivi e disperdenti (*Interstate Technology Regulatory Council*, 2020).

Un ulteriore impiego di alcuni PFAS è stato nei sistemi antincendio a base di schiume filmogene acquose, che rappresentano una sorgente non trascurabile di contaminazione per alcuni ambienti. L'attenzione globale nei confronti dei PFAS è dovuta principalmente ai potenziali effetti avversi sulla salute umana, riconducibili principalmente al rischio

legato al consumo di acqua potabile e cibo contaminato, sebbene sussistano anche delle preoccupazioni ecologiche associate a queste sostanze (McCarthy *et al.*, 2017). Ad esempio, alcuni PFAS sono stati inseriti nel novero degli inquinanti organici persistenti ai sensi della Convenzione di Stoccolma per il loro potenziale impatto sulla salute umana ed ecosistemica (*United Nations Environment Programme*, 2019). La definizione più inclusiva e non ambigua relativa alla categorizzazione delle strutture chimiche dei PFAS è fornita dall'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (Sigmund *et al.*, 2025), la quale identifica in questa categoria oltre 4.000 composti. La OECD definisce quindi i PFAS come "sostanze fluorurate che contengono almeno un atomo di carbonio in un gruppo metilico o metilenico completamente fluorurato (privo di atomi di H/Cl/Br/I). In altre parole, salvo poche eccezioni, qualsiasi composto chimico che presenti almeno un

gruppo metilico perfluorurato ($-\text{CF}_3$) o un gruppo metilenico perfluorurato ($-\text{CF}_2-$) è classificato come PFAS” (OECD, 2021).

A dispetto di questa definizione, alcuni regolamenti o ambiti giurisdizionali possono modificare la numerosità dei PFAS considerati potenzialmente di interesse (eco) tossicologico. A titolo d'esempio, circa 1.200 PFAS sono elencati nell'inventario denominato *Toxic Substances Control Act* redatto dalla *US Environmental Protection Agency* (USEPA, 2020), di cui circa 600 molecole sono considerate come “attive”. Ciononostante, resta il fatto che, qualunque definizione o lista vengano adottati, esiste una notevole diversità di strutture chimiche e proprietà che dovrebbe essere attentamente considerata per stimare e/o valutare gli effetti ecologici di queste molecole, in quanto per molte di loro sono spesso disponibili pochi o nessun dato empirico sulla loro persistenza o tossicità. Allo stato attuale, una delle principali sfide in ambito scientifico e regolatorio riguarda l'identificazione dei PFAS presenti in ambiente e la valutazione del rischio ambientale/ecologico. Nello specifico, la valutazione del rischio ecologico dei PFAS richiede quindi diverse tipologie di dati e deve essere effettuata attraverso l'applicazione di approcci prospettici e retrospettivi, i quali richiedono metodi e strumenti specifici. Ad esempio, saggi condotti mediante procedure *in vivo* utilizzando specie potenzialmente sensibili e risposte biologicamente e/o ecologicamente rilevanti possono essere di estrema utilità per valutare la pericolosità di PFAS rilasciati in passato (valutazione retrospettiva) o non ancora rilasciati in ambiente (valutazione prospettica). Tuttavia, vi sono differenze nei dati e negli strumenti richiesti dai due approcci. Le valutazioni prospettiche su sostanze per le quali esistono pochi dati empirici generalmente si avvalgono di metodi predittivi, come modelli computazionali,

per stimare la persistenza ambientale, il destino o la potenziale tossicità. Al contrario, le valutazioni retrospettive si basano spesso su dati empirici raccolti sul campo per quantificare direttamente il destino chimico e gli effetti biologici di queste molecole. Gli strumenti di valutazione della pericolosità dei PFAS devono anche essere applicati e selezionati in relazione alla scala spaziale e al contesto ecologico di riferimento, che può variare da “hot spot” localizzati, come ad esempio aree in prossimità di siti di addestramento antincendio o siti produttivi, fino a contaminazioni più diffuse dovute al trasporto atmosferico o alla circolazione oceanica. Un'altra considerazione critica è che i PFAS sono immessi e permangono in ambiente come miscele complesse scarsamente caratterizzate, che includono molecole parentali, precursori, prodotti di degradazione e metaboliti. La valutazione della presenza e tossicità delle miscele è in generale una delle principali sfide in ambito ecotossicologico, a maggior ragione per i PFAS, categoria di contaminanti caratterizzata da un'elevata numerosità di molecole per cui non sono note la presenza ambientale e la potenziale pericolosità, anche individuale. Sulla base di queste premesse, la valutazione del rischio ecologico dei PFAS presenta alcune priorità, tra cui le più urgenti riguardano lo sviluppo di dati empirici sulle proprietà fisico-chimiche per supportare saggi di tossicità e modelli predittivi, l'identificazione di specie sensibili e risposte per condurre saggi *in vitro* e *in vivo* appropriati, lo sviluppo di valori di riferimento basati sugli effetti (eco) tossicologici in differenti matrici ambientali (acqua, sedimento, suolo e tessuti) e l'identificazione di metodi per misurare o prevedere in modo efficiente il potenziale di bioaccumulo dei PFAS (Ankley *et al.*, 2021).

Infatti, un importante fattore di incertezza

nell'identificazione delle specie sensibili e delle risposte più rilevanti per la valutazione del rischio, nonché per la definizione di valori di riferimento, deriva dalla limitata disponibilità di dati empirici per la maggior parte dei PFAS e dei gruppi tassonomici su cui sono generalmente condotti i saggi di tossicità, siano essi vertebrati o invertebrati. Sebbene, infatti, siano disponibili numerose informazioni per pochi PFAS molto noti, quali il perfluorottano sulfonato (PFOS) e per l'acido perfluorooctanoico (PFOA), queste non sono presenti per la maggior parte dei PFAS attualmente presenti o potenzialmente introdotti in ambiente. Questo è particolarmente vero per quei PFAS definiti come emergenti, considerati generalmente come quelle molecole che sono state sintetizzate per sostituire quelle convenzionali (i.e., PFOS e PFOA) identificate come potenzialmente pericolose. Gli acidi perfluoroalchilici a catena corta e le sostanze polifluoroalchiliche rappresentano due classi di sostituti. Le alternative più note a PFOS e PFOA sono HFPO-DA (nome commerciale GenX') e 6:2 Cl-PFESA (nome commerciale F-53B) (Pan *et al.*, 2018), sebbene ne siano presenti altre sul mercato prodotte da alcune grandi aziende del settore dei fluoroderivati (Wang *et al.*, 2013). Queste nuove alternative sono considerate meno tossiche e meno bioaccumulative rispetto a quelle che hanno sostituito, sebbene alcune mostrino una tossicità paragonabile o persino superiore (Gomis *et al.*, 2018). Ad esempio, l'HFPO-TA (i.e., *hexafluoropropylene oxide trimer acid*) presenta un potenziale di bioaccumulo più elevato e una maggiore epatotossicità rispetto al PFOA (Sheng *et al.*, 2018). L'attuale strategia di sostituire i PFAS convenzionali con altri PFAS strutturalmente simili rischia di generare un problema gestionale potenzialmente senza fine (Wang *et al.*, 2017). Infatti, il crescente uso dei PFAS emergenti ha sollevato preoccupazioni riguardo al

loro rilascio nell'ambiente e ai rischi loro associati. Una vasta gamma di PFAS è infatti rilasciata in ambiente attraverso processi di produzione, uso, flussi di rifiuti o eventi accidentali. Di conseguenza, i PFAS sono ubiquitariamente presenti nell'ambiente (McCarthy *et al.*, 2017), tanto che sono stati riscontrati in numerosi comparti ambientali a livello globale. I primi studi di monitoraggio ambientale si sono concentrati prevalentemente su PFOS e PFOA, mentre le attività di ricerca più recenti hanno focalizzato la loro attenzione sulla rilevazione e identificazione di numerosi PFAS emergenti, grazie all'evoluzione metodologie analitiche *target* e *untarget* (De Silva *et al.*, 2021). I diversi PFAS entrano, si distribuiscono e si accumulano nei diversi comparti abiotici e biotici in base alle loro caratteristiche chimico-fisiche, nonché a quelle del comparto e del sito specifico in cui i campioni vengono raccolti. Ad esempio, alcuni PFAS sono estremamente mobili in acqua, ragion per cui vengono trasportati anche a lunghe distanze dai luoghi di produzione e/o utilizzo attraverso il movimento delle masse d'acqua, così come mediante i fenomeni di lisciviazione dal suolo alle acque sotterranee e superficiali (Conder *et al.*, 2019). Di contro, altri PFAS sono insolubili in acqua, caratteristica che limita il movimento e l'esposizione attraverso questa via, ma che ne favorisce il processo di bioaccumulo negli organismi. Sebbene siano stati ben definiti parametri quantitativi come i fattori di bioconcentrazione (BCF) e di bioaccumulo (BAF) per sostanze come PFOS e PFOA, poco si conosce per la maggior parte dei PFAS emergenti, anche se alcune sono considerate bioaccumulabili.

Ciononostante, è ampiamente riconosciuto come i modelli sviluppati e utilizzati per prevedere il bioaccumulo di composti organici non ionici basati sulla ripartizione con i lipidi non siano adatti per la maggior

parte dei PFAS. Infatti, l'assunzione dei PFAS da parte degli organismi esposti e la successiva distribuzione interna dipendono dalle caratteristiche chimico-fisiche delle molecole, nonché da quelle dell'organismo e/o tessuto con cui entrano in contatto. Ad esempio, alcuni PFAS mostrano un'affinità preferenziale per le proteine (Ng e Hungerbühler, 2014, 2015), limitando l'applicabilità di modelli basati esclusivamente sulla partizione con i lipidi per predirne il bioaccumulo e l'esposizione interna, mentre altri sono metabolizzati efficacemente dagli organismi. Esistono comunque numerose evidenze che confermano come alcuni PFAS siano efficientemente accumulati dagli organismi viventi e le loro concentrazioni aumentino ai livelli più elevati delle reti trofiche mediante il processo di biomagnificazione (Tomy *et al.*, 2009; Kelly *et al.*, 2009). A titolo d'esempio, la presenza di PFAS è stata documentata nelle acque marine, nei sedimenti e in diversi gruppi tassonomici di organismi marini, dai molluschi ai pesci e ai cetacei, evidenziando differenze tassonomiche e tessuto-specifiche. I livelli di contaminazione più elevati sono stati osservati nei tessuti ricchi di proteine e negli organismi a respirazione aerea rispetto a quelli strettamente acquatici, confermando il processo di biomagnificazione. I PFAS a catena lunga, in particolare l'acido perfluoroundecanoico e il PFOS, sono stati rilevati a concentrazioni elevate in diversi gruppi tassonomici in studi condotti in periodi e aree geografiche differenti, indicando la loro persistenza e il loro elevato potenziale di bioaccumulo, mentre composti precursori e PFAS emergenti iniziano a essere riscontrati in numerose specie (Khan *et al.*, 2023). Sebbene diversi studi abbiano indagato la presenza ambientale dei PFAS, sia convenzionali sia emergenti, negli habitat naturali (Cordner *et al.*, 2024; Bharti, 2025), le informazioni sulle loro emissioni da parte degli impianti

di produzione di fluoroderivati sono ancora limitate, sebbene esse rappresentino la principale sorgente di rilascio di PFAS e le concentrazioni più elevate di molecole convenzionali sono state rilevate in aree adiacenti a siti di produzione fluorochimica (Procopio *et al.*, 2017). Una recente revisione della letteratura scientifica ha riassunto le informazioni riguardo all'accumulo di PFAS in individui appartenenti a diversi gruppi tassonomici, sia di invertebrati sia di vertebrati, residenti nei dintorni di impianti fluorochimici (vedasi Parolini *et al.*, 2022). I risultati di tali studi hanno confermato che gli impianti fluorochimici sono considerabili come degli *hot spot* di contaminazione e possono essere molto utili per esplorare il destino e la tossicità dei PFAS sugli organismi selvatici. Infatti, tutti gli organismi raccolti nei dintorni degli impianti hanno accumulato livelli di PFAS, sia convenzionali sia emergenti più elevati rispetto a siti considerati di controllo, nonché ad altri siti a livello globale.

A fronte della distribuzione ubiquitaria dei PFAS, numerosi studi hanno indagato la loro potenziale pericolosità nei confronti di organismi acquatici e terrestri mediante approcci di laboratorio e di campo. Per quanto concerne gli studi laboratoriali, gli effetti dei PFAS sono stati indagati su diverse specie modello di invertebrati e vertebrati mediante l'applicazione di saggi di tossicità acuta e cronica. Per quanto concerne gli invertebrati, i valori minimi di tossicità acuta variano da 0,0001 a 195 mg/L, a seconda della classe di PFAS e della specie modello utilizzata nei saggi. In generale, i crostacei sono spesso risultati gli organismi più sensibili tra gli invertebrati acquatici. Inoltre, la tossicità acuta tende ad aumentare con l'allungamento della catena fluorurata all'interno della stessa classe di PFAS (vedasi Ankley *et al.*, 2021 e letteratura annessa). Per quanto riguarda i dati di tossicità cronica, i valori di EC50 e LC50 generalmente variano entro un

intervallo di concentrazione compreso tra 0,03 a oltre 100 mg/L, valori pressoché all'interno dello stesso ordine di grandezza dei valori ottenuti a seguito delle esposizioni effettuate per indagarne la tossicità acuta (vedasi Ankley *et al.*, 2021 e letteratura annessa). In generale, tali studi hanno evidenziato effetti sulla crescita, lo sviluppo e la sopravvivenza di diversi invertebrati, laddove le alterazioni allo sviluppo si manifestano a concentrazioni inferiori rispetto a quelle riscontrabili sulla crescita e la riproduzione. Una situazione analoga è stata osservata anche su modelli vertebrati quali i pesci, per cui complessivamente i PFAS hanno presentato una tossicità acuta relativamente bassa rispetto agli invertebrati. Ad esempio, nei ciprinidi, i valori di LC50 per alcuni PFAS variano da centinaia a migliaia di mg/L per i composti a catena corta, mentre quelli caratterizzati da catene fluorurate composte da 6 o più atomi di carbonio hanno mostrato valori nell'ordine delle decine di mg/L. A parità di lunghezza della catena, i PFAS solfonati sono risultati tipicamente più tossici dei carbossilati, con valori massimi di LC50 a 96 h nei ciprinidi, salmonidi e altre famiglie di pesci pari a 759, 4.000 e 634 mg/L per il PFOA, 82, 4,2 e 49 mg/L per il PFOS, rispettivamente. Questa relazione tra la tossicità e la lunghezza della catena fluorurata che compone la molecola è valida per la maggior parte delle famiglie ittiche studiate (vedasi Ankley *et al.*, 2021 e letteratura annessa). Per quanto concerne i risultati dei saggi di tossicità cronica, è stata osservata una tendenza simile a quella della tossicità acuta relativamente alla lunghezza della catena fluorurata e ai gruppi funzionali. Generalmente, i valori di NOEC e LOEC sulla crescita corporea e il successo riproduttivo sono risultati inferiori ai 10 mg/L. A titolo di esempio, i valori di NOEC e LOEC sulla crescita corporea per il PFOA e il PFOS sono risultati compresi tra 0,1 a 40 mg/L e da 0,01 a

3 mg/L, rispettivamente (vedasi Ankley *et al.*, 2021 e letteratura annessa). Uno studio condotto invece sugli stadi precoci di sviluppo della trota iridea esposta a GenX, un PFAS emergente, ha riportato una NOEC calcolata sulla percentuale di schiusa delle uova pari a 8,89 mg/L, valore compreso nell'intervallo di tossicità del PFOA (Hoke *et al.*, 2016). Per completare questa breve panoramica sulla tossicità dei PFAS ottenuta dall'applicazione di saggi di tossicità condotti in condizioni controllate di laboratorio su organismi vertebrati terrestri, un discreto numero di studi è stato condotto su alcune specie di uccello, analizzando risposte idonee alla valutazione del rischio (i.e., sopravvivenza/mortalità, crescita, riproduzione e parametri di sviluppo). Studi di tossicità acuta hanno mostrato che la tossicità dei PFAS è influenzata dalla lunghezza della catena carboniosa e dal gruppo funzionale terminale (Newsted *et al.*, 2006; Bursian *et al.*, 2019). Sebbene i dati siano limitati, la classificazione della tossicità dei PFAS negli uccelli è coerente con quanto osservato nei classici modelli murini utilizzati in tossicologia, laddove i PFAS solfonati risultano più tossici dei composti carbossilati con catene fluorurate di pari lunghezza, mentre i composti a catena composta da 8 atomi di carbonio sono più tossici di quelli a catena più corta (vedasi Ankley *et al.*, 2021). La tossicità dei PFAS, basata sui valori di LC50 calcolata a seguito di saggi di tossicità acuta su diverse specie ornitiche, è risultata: PFOS > PFOA >> PFBS. Finora, studi di tossicità cronica sulla riproduzione hanno evidenziato effetti a concentrazioni prossime al mg/L, con sensibili differenze specie-specifiche (Newsted *et al.*, 2006; 2007). Infine, studi condotti inoculando PFAS nelle uova (Pinkas *et al.*, 2010; Nordén *et al.*, 2016) hanno evidenziato effetti negativi sulla sopravvivenza embrionale e sulla schiusa a dosi di PFOS comprese tra 0,1 e 100

Qg/uovo, senza differenze evidenti nella sensibilità tra specie.

Sebbene numerosi studi di laboratorio abbiano investigato l'esposizione e la tossicità dei PFAS convenzionali (principalmente PFOS e PFOA) su diversi organismi modello, riportando una vasta gamma di effetti avversi, attualmente sono disponibili informazioni estremamente limitate per i PFAS emergenti. Tuttavia, è doveroso sottolineare come tali studi abbiano saggiato la tossicità e osservato risposte a concentrazioni o dosi molto distanti da quelle misurate o previste in ambiente. Inoltre, la mancanza di dati su molte concentrazioni comprese tra i valori minimi, medie massimi, e sugli effetti avversi indotti dall'esposizione a miscele di PFAS presenti in concentrazioni ambientali negli organismi selvatici, impedisce lo sviluppo di una valutazione solida e affidabile del rischio ambientale di queste molecole. Per questi motivi, la stima dell'esposizione e della tossicità dei PFAS convenzionali ed emergenti presenti in ambiente sotto forma di miscele complesse deve essere effettuata mediante l'applicazione di studi in campo, che permettono di indagare congiuntamente sia l'esposizione, sia le conseguenze dei PFAS sugli organismi nei loro ecosistemi nativi e rappresentano uno strumento utile per implementare procedure di valutazione del rischio per queste molecole. In particolare, gli studi di biomonitoraggio e monitoraggio biologico finalizzati a indagare la presenza di PFAS in prossimità dei siti di produzione, ossia in aree potenzialmente molto contaminate, rappresentano un'opportunità unica per valutare il destino e la tossicità potenziale di specifici PFAS o di miscele, nonché per identificare i composti potenzialmente pericolosi per gli organismi selvatici.

Ad oggi, il numero di studi che ha indagato la presenza e gli effetti dei PFAS in organismi selvatici mediante studi di

campo è molto più esiguo rispetto a quelli laboratoriali. Ciò riflette in parte le difficoltà logistiche associate agli studi in campo, che richiedono campionamenti complessi, elevati costi e possono essere influenzati da numerosi fattori confondenti, tra cui altri stress chimici e ambientali. Ciononostante, gli studi in campo rappresentano un'unica opportunità per valutare se le esposizioni esperite dagli organismi negli ecosistemi naturali possano raggiungere livelli capaci di causare effetti avversi osservabili. Tra gli studi di campo più interessanti, vi sono quelli condotti nei dintorni di impianti fluorochimici su diversi organismi modello, sia invertebrati sia vertebrati acquatici e terrestri, per valutare l'accumulo e gli effetti dei PFAS (vedasi Parolini *et al.*, 2022 e letteratura annessa).

Partendo dagli invertebrati, Groffen e collaboratori (2019) hanno indagato se le concentrazioni di 15 PFAS misurate negli isopodi raccolti presso l'impianto fluorochimico di Anversa (Belgio) e in altre quattro aree distribuite lungo un gradiente di distanza dalla sorgente di emissione fossero relazionate alle concentrazioni misurate nel suolo e nelle uova della cinciallegra nelle medesime aree. PFOS e PFPeA sono risultati i principali PFAS rilevati negli isopodi, con concentrazioni medie pari a 253 e 108 ng/g peso fresco, rispettivamente. Le concentrazioni di PFAS diminuivano con l'aumentare della distanza dall'impianto. Poiché le concentrazioni di PFAS misurate negli isopodi risultavano correlate sia con quelle nel suolo, sia con quelle nelle uova degli uccelli, questo studio ha dimostrato che gli isopodi possono essere considerati eccellenti bioindicatori della contaminazione da PFAS negli ecosistemi terrestri. Un ulteriore studio ha cercato di chiarire la distribuzione e la ripartizione di alcuni PFAS in un ecosistema terrestre situato nelle vicinanze di un impianto di produzione di fluoropolimeri in Ohio (Zhu

e Kannan, 2019). Suolo superficiale, piante e lombrichi sono stati raccolti in un'area localizzata entro un miglio dall'impianto confermando la presenza diffusa di diversi PFAS in tutte le matrici, sintomo di un trasferimento tra le matrici abiotiche e biotiche dell'ecosistema. È stato inoltre calcolato il fattore di bioaccumulo suolo-lombrichi, che aumentava con la lunghezza della catena perfluoroalchilica, ma risultava sostanzialmente inferiore rispetto ai valori ottenuti in condizioni controllate di laboratorio. Questi risultati suggeriscono che i PFAS vengano trasferiti in modo efficiente dal suolo agli invertebrati edafici e che i fattori di biodisponibilità e bioaccumulo derivati da studi in campo possano fornire informazioni più realistiche sui processi di trasporto e ripartizione ambientale dei PFAS. Infine, la comunità macrobentonica di un corso d'acqua è stata analizzata a monte e a valle di un punto di scarico di PFOA proveniente da uno stabilimento di fluorotelomeri nel Nord Italia (Rusconi *et al.*, 2015). La qualità ecologica complessiva dei siti è stata calcolata mediante l'indice multimetrico denominato STAR_ICMi, il quale valuta la struttura di comunità attraverso il calcolo e l'integrazione di diversi indici biotici. L'indice non ha mostrato differenze tra i due punti di campionamento, entrambi classificati come di qualità moderata. Tuttavia, sono emerse alcune evidenze di un impatto ecologico, poiché la composizione di comunità a monte del punto di scarico mostrava la presenza di gruppi tassonomici più sensibili, come gli Efemerotteri, mentre il sito a valle era dominato da organismi generalmente resistenti a carichi moderati di inquinamento organico, quali Ditteri e Gammaridi.

Passando ai vertebrati, uno studio pionieristico di Hoff e collaboratori (2004) ha valutato l'accumulo e i potenziali effetti avversi derivanti dall'esposizione a sei PFAS (i.e., PFOA, PFNA, PFOS, PFDA,

PFUnDA e PFDoDA) in adulti di topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*) raccolti nella riserva naturale di Blokkersdijk, situata in prossimità di un impianto di produzione di fluorotelomeri ad Anversa (Belgio).

I risultati hanno evidenziato come alcuni PFAS (i.e., PFNA, PFDA, PFUnDA e PFDoDA) sono stati rilevati solo sporadicamente nel fegato dei topi provenienti da entrambe le aree. Al contrario, le concentrazioni epatiche di PFOS nei topi campionati nei pressi dell'impianto erano nettamente superiori (0,47 -178,55 Qg/g peso fresco) rispetto agli individui provenienti dall'area di controllo (0,14 - 1,11 Qg/g peso fresco). Marcatori biochimici e fisiologici sono risultati più alterati nei roditori campionati nel sito prossimo all'impianto rispetto ai conspecifici del sito di riferimento, mostrando correlazioni positive con le concentrazioni di PFOS. Complessivamente, questi risultati indicano che livelli elevati di PFOS, come quelli riscontrati nei pressi dell'impianto, possono rappresentare una minaccia concreta per la salute della fauna locale. Uno studio successivo ha inoltre confermato la presenza e il trasferimento trofico del PFOS in una catena alimentare terrestre semplificata, avente il topo selvatico come consumatore apicale.

Disegni di biomonitoraggio analoghi sono stati condotti utilizzando gli uccelli come organismi sentinella. Una prima indagine è stata effettuata con l'obiettivo di valutare l'accumulo di PFOS e i relativi effetti avversi nei nidiacei di cinciallegra (*Parus major*) e cinciarella (*Cyanistes caeruleus*) provenienti dalle aree limitrofe all'impianto fluorochimico di Anversa (Belgio). Le concentrazioni epatiche di PFOS misurate nei nidiacei provenienti dai dintorni dell'impianto (86-2788 ng/g peso fresco nelle cince allegre; 317-3322 ng/g nelle cince azzurre) sono risultate significativamente più elevate rispetto a quelle dei conspecifici dell'area di controllo

(17-206 e 69-514 ng/g, rispettivamente). Le concentrazioni epatiche di PFOS sono risultate positivamente correlate con l'attività dell'alanina aminotransferasi sierica e negativamente con i livelli di colesterolo e trigliceridi in entrambe le specie. Questi risultati confermano l'elevato potenziale di bioaccumulo del PFOS in due specie aviarie con strategie trofiche differenti e la capacità del composto di alterare parametri biochimici. Risultati analoghi sono stati osservati utilizzando altre matrici biologiche prelevate dalle stesse specie. A titolo d'esempio, Groffen e collaboratori (2017) hanno analizzato l'accumulo di 12 PFAS nelle uova di cinciallegra raccolte lungo un gradiente di distanza dall'impianto fluorochimico di Anversa. Sebbene le concentrazioni diminuissero con la distanza dall'impianto, i livelli rilevati sono risultati comunque superiori a quelli misurati in aree lontane da altre fonti di contaminazione. Gli elevati livelli di contaminazione osservati nei dintorni dell'impianto sono risultate associate a una ridotta percentuale di schiusa, gusci più sottili e minore sopravvivenza dei nidiacei e minore successo riproduttivo complessivo (Groffen *et al.*, 2019). Lopez-Antia e collaboratori (2019) hanno inoltre riportato dati sull'accumulo di 15 PFAS nel plasma di adulti e nidiacei di cinciallegra provenienti dalle stesse aree, valutando contemporaneamente anche marcatori di stress ossidativo. Cinque dei PFAS misurati hanno mostrato le concentrazioni più alte mai riportate in uccelli, confermando l'area limitrofa all'impianto fluorochimico di Anversa come un *hot spot* di contaminazione. Una relazione positiva tra le concentrazioni di PFAS e il danno ossidativo è stata rilevata negli adulti, mentre nei nidiacei è stata osservata un'associazione positiva con l'attività degli enzimi antiossidanti, suggerendo alterazioni allo stato ossidativo e potenziali danni cellulari. Infine, un recente studio

di Morganti e collaboratori (2021) ha analizzato la contaminazione da PFAS convenzionali ed emergenti in specie nidificanti nelle vicinanze di un impianto di produzione di perfluoropolimeri nella Pianura Padana. Sono stati misurati 13 PFAS nelle uova di cinciallegra, cinciarella e storno, confrontandole con un sito di riferimento rurale. Le concentrazioni nei siti prossimi all'impianto sono risultate almeno un ordine di grandezza superiori a quelle del sito rurale, con lo storno che mostrava concentrazioni di PFOA due ordini di grandezza superiori rispetto ai passeriformi, probabilmente a causa della maggiore ingestione di organismi terrestri contaminati. Al contrario, il C6O4, ancora poco presente nel suolo, sembra essere trasferito soprattutto attraverso deposizioni atmosferiche su vegetazione e insetti.

Complessivamente, i dati sul bioaccumulo e gli effetti delle PFAS sulla fauna selvatica sono discretamente limitati e i risultati che riportano, quanto meno per gli effetti indagati, sono molto variabili. È certo che l'esposizione a PFAS si verifica in natura, e in alcuni casi è relazionata a una vasta gamma di effetti sub-individuali e, occasionalmente, apicali (ad esempio gli effetti sul successo riproduttivo negli uccelli). L'interpretazione degli studi in campo è tuttavia complessa, poiché altri fattori non identificati possono contribuire agli effetti osservati. Sarebbe quindi utile valutare quanto siano coerenti e concordi gli effetti osservati negli studi condotti in condizioni controllate di laboratorio e quelli riscontrati in studi in campo (Parolini *et al.*, 2022).

In conclusione, sulla base delle evidenze attualmente disponibili in letteratura scientifica, è possibile confermare come la contaminazione da PFAS sia oramai ubiquitaria e rappresenti un fattore di criticità per gli ecosistemi naturali. Infatti,

queste molecole, sia convenzionali sia emergenti, oltre a essere presenti in tutte le matrici abiotiche, si accumulano negli organismi e possono indurre un'ampia gamma di effetti avversi a diversi livelli di complessità biologica. Nonostante il crescente numero di evidenze sperimentali, i dati a disposizione per la valutazione del rischio dei PFAS sono ancora limitati, soprattutto per le molecole emergenti. Il quadro d'insieme è inoltre complicato dal fatto che l'estrema variabilità di risposte biologiche, osservate in risposta all'esposizione alle diverse molecole in differenti organismi modello, preclude la possibilità di valutare le potenziali differenze tossicologiche tra i diversi gruppi di PFAS, né comprendere le differenze interspecifiche per la tossicità di queste molecole, sia singolarmente sia in miscela. A fronte di quanto detto, le attività di biomonitoraggio nei siti contaminati possono svolgere un ruolo cruciale nella valutazione del rischio ambientale dei PFAS. Da un lato, tali attività permettono di monitorare nel tempo la presenza e l'andamento di singole molecole (o di composti più specifici a seconda della produzione o dell'uso da parte dei siti produttivi di fluorochimici), contribuendo a valutare l'efficacia di divieti o azioni di mitigazione. Dall'altro, possono consentire l'identificazione precoce di nuovi composti (cioè PFAS emergenti) prodotti o utilizzati dall'industria e prevederne il destino ambientale. Inoltre, poiché le concentrazioni accumulate dagli organismi che vivono o si riproducono nelle vicinanze di siti contaminati come gli impianti fluorochimici sono generalmente elevate, gli effetti avversi a diversi livelli dell'organizzazione biologica possono manifestarsi con maggior probabilità rispetto ad altre aree, anche se talvolta non si osservano effetti o addirittura si possono osservare effetti opposti a causa dell'insorgenza di fenomeni di

acclimatazione o tolleranza. Pertanto, le attività di biomonitoraggio condotte in campo possono rappresentare uno strumento prezioso per esplorare gli effetti tossici e i meccanismi d'azione dei PFAS, così come le potenziali relazioni causali tra le concentrazioni di PFAS e gli effetti avversi in scenari realistici. Per comprendere meglio il legame tra gli effetti a livello sub-individuale, individuale e di popolazione, e in definitiva gli impatti ecologici, sarebbero necessari ulteriori studi volti a indagare gli effetti transgenerazionali e la variazione genetica all'interno delle popolazioni esposte a concentrazioni sub-letali. Pertanto, per una valutazione completa del rischio ambientale dei PFAS convenzionali ed emergenti, è necessario affiancare studi svolti in condizioni controllate di laboratorio e indagini di campo per ampliare le conoscenze sulla distribuzione, il destino e la tossicità di queste molecole.

Bibliografia di riferimento

1. Ankley, G. T., Cureton, P., Hoke, R. A., Houde, M., Kumar, A., Kurias, J., & Valsecchi, S. (2021). *Assessing the ecological risks of per- and polyfluoroalkyl substances: Current state-of-the science and a proposed path forward*. *Environmental toxicology and chemistry*, 40(3), 564-605.
2. Bharti, S. (2025). *PFAS in water systems: A critical review on contamination Pathways, analytical Methods, and treatment technologies*. *Water Conservation Science and Engineering*, 10(2), 89.
3. Bursian, S.J., Crawford, M., Link, J., McCarty, M., Simcik, M.F. (2019). *Effects of chronic dietary exposure to aqueous film forming foam on Japanese quail (Coturnix japonica)*. *Proceedings, 40th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Toronto, ON, Canada, November 3-7, 2019*.
4. Conder, J.M., Arblaster, J.A., Larson, E., Brown, J., Higgins, C.P. (2019). *Guidance for assessing the ecological risks of PFAS to threatened and endangered species at aqueous film forming foam-impacted sites*. *Strategic Environmental*

- Research and Development Program (SERDP) Project ER18-1614. US Department of Defense, Washington, DC.
5. Cordner, A., Brown, P., Cousins, I. T., Scheringer, M., Martinon, L., Dagorn, G., & Horel, S. (2024). PFAS contamination in Europe: generating knowledge and mapping known and likely contamination with “expert-reviewed” journalism. *Environmental Science & Technology*, 58(15), 6616-6627.
 6. De Silva, A. O., Armitage, J. M., Bruton, T. A., Dassuncao, C., Heiger-Bernays, W., Hu, X. C., & Sunderland, E. M. (2021). PFAS exposure pathways for humans and wildlife: a synthesis of current knowledge and key gaps in understanding. *Environmental toxicology and chemistry*, 40(3), 631-657.
 7. Gomis, M. I., Vestergren, R., Borg, D., & Cousins, I. T. (2018). Comparing the toxic potency in vivo of long-chain perfluoroalkyl acids and fluorinated alternatives. *Environment international*, 113, 1-9.
 8. Groffen, T., Eens, M., & Bervoets, L. (2019). Do concentrations of perfluoroalkylated acids (PFAAs) in isopods reflect concentrations in soil and songbirds? A study using a distance gradient from a fluorochemical plant. *Science of the Total Environment*, 657, 111-123.
 9. Groffen, T., Lasters, R., Lopez-Antia, A., Prinsen, E., Bervoets, L., & Eens, M. (2019). Limited reproductive impairment in a passerine bird species exposed along a perfluoroalkyl acid (PFAA) pollution gradient. *Science of the Total Environment*, 652, 718-728.
 10. Groffen, T., Lopez-Antia, A., D'Hollander, W., Prinsen, E., Eens, M., & Bervoets, L. (2017). Perfluoroalkylated acids in the eggs of great tits (*Parus major*) near a fluorochemical plant in Flanders, Belgium. *Environmental Pollution*, 228, 140-148.
 11. Hoff, P. T., Scheirs, J., Van de Vijver, K., Van Dongen, W., Esmans, E. L., Blust, R., & De Coen, W. (2004). Biochemical effect evaluation of perfluorooctane sulfonic acid-contaminated wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *Environmental health perspectives*, 112(6), 681.
 12. Hoke, R. A., Ferrell, B. D., Sloman, T. L., Buck, R. C., & Buxton, L. W. (2016). Aquatic hazard, bioaccumulation and screening risk assessment for ammonium 2, 3, 3, 3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)-propanoate. *Chemosphere*, 149, 336-342.
 13. Hotchkiss, A. K., Rider, C. V., Blystone, C. R., Wilson, V. S., Hartig, P. C., Ankley, G. T., & Gray, L. E. (2008). Fifteen years after “Wingspread”—environmental endocrine disruptors and human and wildlife health: where we are today and where we need to go. *Toxicological Sciences*, 105(2), 235-259.
 14. Interstate Technology Regulatory Council. 2020a. PFAS chemistry and naming conventions, history and use of PFAS, and sources of PFAS releases to the environment, Washington, DC. Available from: <https://pfas-1.itrcweb.org/2-pfas-chemistry-and-naming-conventions-history-and-use-of-pfas-and-sources-of-pfas-releases-to-the-environment-overview/>.
 15. Kelly, B. C., Ikonomou, M. G., Blair, J. D., Surridge, B., Hoover, D., Grace, R., & Gobas, F. A. (2009). Perfluoroalkyl contaminants in an Arctic marine food web: trophic magnification and wildlife exposure. *Environmental Science & Technology*, 43(11), 4037-4043.
 16. Khan, B., Burgess, R. M., & Cantwell, M. G. (2023). Occurrence and bioaccumulation patterns of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the marine environment. *Acs Es&T Water*, 3(5), 1243-1259.
 17. Lopez-Antia, A., Groffen, T., Lasters, R., AbdElgawad, H., Sun, J., Asard, H., ... & Eens, M. (2019). Perfluoroalkyl acids (PFAAs) concentrations and oxidative status in two generations of great tits inhabiting a contamination hotspot. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1617-1626.
 18. McCarthy, C., Kappleman, W., & DiGuseppi, W. (2017). Ecological considerations of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Current Pollution Reports*, 3(4), 289-301.
 19. Morganti, M., Polesello, S., Pascariello, S., Ferrario, C., Rubolini, D., Valsecchi, S., & Parolini, M. (2021). Exposure assessment of PFAS-contaminated sites using avian eggs as a biomonitoring tool: A frame of reference and a case study in the Po River valley (Northern Italy). *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17(4), 733-745.
 20. Newsted, J. L., Beach, S. A., Gallagher, S. P., & Giesy, J. P. (2006). Pharmacokinetics and acute lethality of perfluorooctanesulfonate (PFOS) to juvenile mallard and northern bobwhite. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50(3), 411-420.
 21. Newsted, J. L., Coady, K. K., Beach, S. A., Gallagher, S., & Giesy, J. P. (2007). Effects of perfluorooctane sulfonate on mallard (*Anas platyrhynchos*) and bobwhite quail (*Colinus virginianus*) when chronically exposed via the diet. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 23, 1-9.
 22. Ng, C. A., & Hungerbuehler, K. (2015). Exploring the use of molecular docking to identify bioaccumulative perfluorinated alkyl acids (PFAAs). *Environmental Science & Technology*, 49(20), 12306-12314.

23. Ng, C. A., & Hungerbühler, K. (2014). Bioaccumulation of perfluorinated alkyl acids: observations and models. *Environmental Science & Technology*, 48(9), 4637-4648.
24. Nordén, M., Berger, U., & Engwall, M. (2016). Developmental toxicity of PFOS and PFOA in great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*), herring gull (*Larus argentatus*) and chicken (*Gallus gallus domesticus*). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10855-10862.
25. OECD. Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance; OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management No. 61; 2021. [https://one.oecd.org/document/ENV/CBC/MONO\(2021\)25/En/pdf](https://one.oecd.org/document/ENV/CBC/MONO(2021)25/En/pdf).
26. Pan, Y., Zhang, H., Cui, Q., Sheng, N., Yeung, L. W., Sun, Y., ... & Dai, J. (2018). Worldwide distribution of novel perfluoroether carboxylic and sulfonic acids in surface water. *Environmental Science & Technology*, 52(14), 7621-7629.
27. Parolini, M., De Felice, B., Rusconi, M., Morganti, M., Polesello, S., & Valsecchi, S. (2022). A review of the bioaccumulation and adverse effects of PFAS in free-living organisms from contaminated sites nearby fluorochemical production plants. *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 1(4), 1-13.
28. Pinkas, A., Slotkin, T. A., Brick-Turin, Y., Van der Zee, E. A., & Yanai, J. (2010). Neurobehavioral teratogenicity of perfluorinated alkyls in an avian model. *Neurotoxicology and Teratology*, 32(2), 182-186.
29. Procopio, N. A., Karl, R., Goodrow, S. M., Maggio, J., Louis, J. B., & Atherholt, T. B. (2017). Occurrence and source identification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the Metedeconk River Watershed, New Jersey. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(35), 27125-27135.
30. Rusconi, M., Marziali, L., Stefani, F., Valsecchi, S., Bettinetti, R., Mazzoni, M., & Polesello, S. (2015). Evaluating the impact of a fluoropolymer plant on a river macrobenthic community by a combined chemical, ecological and genetic approach. *Science of the Total Environment*, 538, 654-663.
31. Sheng, N., Pan, Y., Guo, Y., Sun, Y., & Dai, J. (2018). Hepatotoxic effects of hexafluoropropylene oxide trimer acid (HFPO-TA), a novel perfluorooctanoic acid (PFOA) alternative, on mice. *Environmental Science & Technology*, 52(14), 8005-8015.
32. Sigmund, G., Venier, M., Ågerstrand, M., Cousins, I. T., DeWitt, J., Diamond, M. L., & Wang, Z. (2025). Scientists' Statement on the Chemical Definition of PFASs. *Environmental Science & Technology Letter*, 12, 1104-1106.
33. Tomy, G. T., Pleskach, K., Ferguson, S. H., Hare, J., Stern, G., MacInnis, G., & Loseto, L. (2009). Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environmental Science & Technology*, 43(11), 4076-4081.
34. United Nations Environment Programme. 2019. The new POPs under the Stockholm Convention. Secretariat of the Stockholm Convention, Geneva, Switzerland. Available from: <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs>.
35. US Environmental Protection Agency. 2020. EPA's per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) action plan. EPA 823R18004. Washington, DC. Available from: <http://www.epa.gov/pfas>.
36. Wang, Z., Cousins, I. T., Scheringer, M., & Hungerbühler, K. (2013). Fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkane sulfonic acids (PFSAAs) and their potential precursors. *Environment international*, 60, 242-248.
37. Wang, Z., DeWitt, J. C., Higgins, C. P., & Cousins, I. T. (2017). A never-ending story of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? *Environmental Science & Technology*, 51, 2508-2518.
38. Zhu, H., & Kannan, K. (2019). Distribution and partitioning of perfluoroalkyl carboxylic acids in surface soil, plants, and earthworms at a contaminated site. *Science of the Total Environment*, 647, 954-961.