



**INSTITUTIONEN FÖR BIOLOGI OCH
MILJÖVETENSKAP**

PFAS I FISK

Hur kan vi äta mer fisk och samtidigt mindre PFAS?

Hanna Ottosson

Uppsats för avläggande av naturvetenskaplig kandidatexamen med huvudområdet miljövetenskap
ES1530 Examensarbete i miljövetenskap, 30 hp

Grundnivå

Termin/år: Ht 2025

Handledare: Bethanie Carney Almroth, Institutionen för biologi och miljövetenskap

Extern handledare: Elin Gunve och Lina Waara, Jordbruksverket, Vattenbruks- och fiskerinäringsenheten

Examinator: Ingela Dahllöf, Institutionen för biologi och miljövetenskap

Sammanfattning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en grupp kemikalier som idag finns spridd i alla miljöer över hela världen; luft, vatten, sediment, jord, växter och djur. Den unika kol-fluorbindningen ger dessa ämnen de egenskaper som gjort dem så användbara men samtidigt även det som gör att de i princip är onedbrytbara i miljön och leder till att de bioackumuleras i organismer. Människor får främst i sig PFAS via mat och vatten, och fisk är en bidragande källa till människans PFAS-exponering. Samtidigt är fisk en viktig proteinkälla som innehåller vitaminer och mineraler samt fleromättade omega-3-fettsyror som är hälsobefrämjande.

Genom en litteraturstudie har frågan hur mängden hållbar vildfångad fisk ifrån svenska vatten, som konsumeras i Sverige, ska kunna ökas utan att intaget av PFAS ökas undersökts. Vidare har även hur nytta/risk-värderingen ser ut för fiskkonsumtion jämfört med PFAS-exponering och hur olika länder förhåller sig till detta i sina rekommendationer för fiskkonsumtion undersökts.

Mönster har identifierats och sammanställts kring vad som påverkar PFAS-halter i fisk och skaldjur och som kan användas för att bedriva ett fiske där mängden PFAS i fångsten är låg.

I denna litteraturstudie kunde ingen art pekats ut att generellt vara fri från PFAS. Livsmiljö och föroreningsgrad på vatten var några av de parametrar som påverkade PFAS-innehållet i fisken. En sammanställning har också gjorts som belyser hur fisk bearbetas på olika sätt efter fångsts med syfte att minska PFAS-halten där varierade resultat sågs.

De regleringar och förbud mot vissa PFAS-föreningar som satts upp ser ut att ge resultat då halter av dessa äldre PFAS sjunker, även om de på grund av sina långa halveringstider fortfarande finns kvar. En utmaning är att nya PFAS, med i många fall okänd toxicitet, fortsätter att komma ut på marknaden. Äldre PFAS och nya PFAS, i kombination med andra miljögifter (såsom dioxin och PCB som funnits sedan tidigare) gör att det är komplext att göra avvägningar mellan nytta/risk och därmed svårt att sätta enkla rekommendationer för fiskkonsumtion.

Författarens tack

Jag skulle vilja uttrycka stor tacksamhet till min handledare Bethanie Carney Almroth som har gett ovärderlig återkoppling, bidragit med ny kunskap och gett mig energi när arbetet har känts utmanande.

Jag skulle även vilja tacka mina externa handledare Elin Gunve och Lina Waara på Jordbruksverket som har gett input på tidiga utkast och glada tillrop under arbetets gång.

Innehåll

Bakgrund	5
Våra vatten	5
Fisk som föda	5
PFAS – bakgrund	7
PFAS i fisk	10
PFAS i människa	10
Syfte	11
Metod	12
Urvalskriterier	12
Analys	12
Resultat	14
Sammanfattning av de inkluderade artiklarna	15
1. Hur kan vi öka mängden fisk/skaldjur som konsumeras utan att öka intaget av PFAS? ...	15
a) Var, när, hur och vilka arter ska vi fiska för att använda fångsten som föda?	15
b) Går det att bearbeta fisken efter fångst för att minska mängden PFAS?	20
c) Påverkar lagstiftning och förbud, kring produktion och utsläpp samt minskad spridning ifrån befintliga kontaminerade områden, mängden PFAS i fisk?	21
2. Hur ser nytta/risk-värderingar ut vad gäller konsumtion av fisk och PFAS-exponering och hur förhåller sig olika länder till detta i sina policyer rörande fiskkonsumtion?	23
a) Skiljer sig Sveriges policy för konsumtion av fisk och skaldjur mot andra likvärdiga länder?	23
Per artikel – då flera områden berörs	24
Diskussion	28
1 a) Var, när, hur och vad ska vi fiska?	28
Art	28
Storlek och ålder	28
Del av fisk	29
Trofinivå och livsmiljö	29
Var – geografiskt och marktyp	29
Temporal	30
Sammanställning av 1 a) var, när hur och vad ska vi fiska?	30
1 b) Går det att bearbeta fisk efter fångst för att minska PFAS-innehållet?	31
1 c) Påverkar lagstiftning och förbud, kring produktion och utsläpp samt minskad spridning ifrån befintliga kontaminerade områden, mängden PFAS i fisk?	32
2 a) Hur ser nytta/risk-värderingar vad gäller konsumtion av fisk och PFAS-exponering ut och hur förhåller sig olika länder till detta i sina policyer rörande fiskkonsumtion?	33

Skiljer sig Sveriges policy för konsumtion av fisk och skaldjur mot andra likvärdiga länder? ...	33
Slutsats/framtid	36
Styrkor och svagheter	37
Referenser	38

Bakgrund

Våra vatten

Sen några årtionden tillbaka är fisken i våra sjöar och hav till viss del inte längre tjänlig som föda. Gamla synder och nya aningslösa användande av kemikalier har skapat detta. Mycket av det som människan släpper ut och använder slutar sin livstid i haven.

Försurning, övergödning, överfiske, platsskräp och miljögifter är några av problemen som ses i våra vatten (Sveriges vattenmiljö, u.å.a). Klimatförändringar, förändringar i näringsvävar och habitattillgänglighet påverkar också livet i vattnen (Shuman-Goodier m.fl., 2025).

Olika vatten och ekosystem har olika resiliens att motstå och hantera dessa problem. Östersjön, ett relativt litet innanhav med små möjligheter till utbyte av vatten, är extra känsligt för påverkan från miljögifter och övergödning (Helcom, u.å.). Situationen som den nu ser ut i Östersjön är att flera fiskarters bestånd är på gränsen att kollapsa (BalticWaters, 2025). Insjöar och rinnande vattendrag kan påverkas stort av lokala källor, exempelvis en militär anläggning, jordbruksmark eller kalhyggen (Vattenmyndigheterna, u.å.). I Västerhavet är överfiske ett problem som kan leda till förändrade ekosystem. Samtidigt har kustexploateringen gjort att lekplatser och uppväxtplatser för fiskar försvunnit. Vattenkraft och dammutbyggnad har också gjort att vissa arters vandringsmöjligheter till naturliga lekplatser försvunnit och deras möjlighet till fortplantning har därmed begränsats (Havet.nu, u.å.; Vattenmyndigheterna, u.å.).

Mängden miljögifter som finns i våra vatten påverkar alla levande organismer. De äldre gifterna finns fortfarande kvar medan det också fylls på med nya. Några av de äldre gifter som fortfarande ställer till med problem är PCB (polyklorerade bifenylter), dioxin, kvicksilver, vissa metaller och flamskyddsmedel (Havs och vattenmyndigheten, u.å.; Vattenmyndigheterna, u.å.).

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en grupp av kemikalier som de senaste 25 åren identifierats som ett hot mot miljö och hälsa (Badry m.fl., 2025). Fisk har visat sig kunna innehålla relativt höga halter PFAS och därmed, via kosten, vara en källa till PFAS-exponering för människor (Taylor, 2025).

Fisk som föda

För en stor del av världens befolkning är fisk och skaldjur en livsviktig proteinkälla och särskilt viktig är den i låginkomstländer (FAO, 2024). I Sverige verkar det dagliga intaget av sjömat minska (Axelsson & Hornborg, 2025). Den generella rekommendationen ifrån Livsmedelsverket är att vuxna (ej gravida eller ammande) ska äta fisk 2–3 gånger per vecka, att variera mellan feta och magra sorter, samt att välja miljömärkt fisk (Livsmedelsverket, 2025).

Förutom att vara en källa till protein innehåller fisk även andra viktiga ämnen såsom fleromättade omega-3 fettsyror, vitaminer och mineraler, bland annat vitamin A och D, B12, jod och selen. Flera hälsoeffekter har kopplats till konsumtion av fisk och skaldjur där tydligast positiv påverkan har setts på prevalens av hjärt-kärlsjukdomar, dödlighet och kognitiv funktionsnedsättning exempelvis Alzheimers, samt demens (FAO & WHO, 2024). Hälsoeffekterna har främst knutits till omega-3 innehållet. Omega-3 fettsyrorerna DHA (dokosahexaensära) och EPA (eikosapentaensära) är väl studerade och finns bland annat i fosfolipid dubbellagret i cellmembranen i kroppen och kan påverka membranfluiditeten och funktionen hos cellsignalreceptorer i membranet hos till exempel hjärt-, immun- och hjärnceller (Torfadottir & Ulven, 2024).

Vitamin D är ett steroidhormon som bidrar till att reglera kalcium- och fosfatbalansen i kroppen. Selen fungerar bland annat som antioxidant i kroppens celler. Selen binder även till metylkvicksilver (MeHg) vilket gör att mängden selen som tas upp av kroppen kan minska vid intag av fisk som även innehåller MeHg. Eventuellt skulle selen kunna minska skadorna av kvicksilver genom att minska dess upptag, dock är selen giftigt i högre doser då fönstret mellan tillräcklig mängd och toxisk mängd ej är så stort. Jod är ett spårämne som bland annat behövs för ämnesomsättningen. Näringsämnesinnehållet i fisk varierar mellan olika arter och hur man tillagar dem och därför är det viktigt att kostrekommendationer speglar detta (Taylor, 2025).

Fisk och skaldjur innehåller, förutom alla näringsämnen, även en del föroreningar till exempel PCB:er, dioxiner, MeHg, nano- och mikroplaster samt PFAS. Plast bryts ned till både mikro- och nanoplast som sedan kan tas upp av fisk och skaldjur. Beroende på storlek, form, material och föroreningar skapar plasten olika problem i organismen. Plasterna kan också binda till sig föroreningar som finns i vattnet och föra dem vidare för upptag in i fisk och skaldjur och sedan vidare till människa (Taylor, 2025). Sverige har beviljats undantag från EU:s gränsvärden för dioxiner och PCB:er i ett antal feta fiskarter för att möjliggöra för försäljning och konsumtion av sådana fiskarter i Sverige, även om de överskrider gränsvärdena. Dock måste Livsmedelsverket informera om riskerna med att äta dessa fiskarter (Förordning (EU) 2023/915).

Livsmedelsverkets särskilda rekommendationer som rör dioxin och PCB gäller för vissa arter och vissa vatten. Barn, unga, gravida, ammande eller den som vill bli gravid i framtiden ska äta dessa fiskar högst 2–3 gånger per år medan övrig befolkning kan äta dem en gång i veckan. Det gäller bland annat strömming/sill ifrån Östersjön och Bottniska viken, röding från Vättern och Öring ifrån Östersjön, Bottniska viken, Vänern och Vättern. För gravida, ammande eller den som vill bli gravid i framtiden finns även rekommendationer för kvicksilver men för andra fiskarter, exempelvis abborre, gös och lake. Dessa rekommendationer skyddar även mot för höga koncentrationer av PFAS (Livsmedelsverket, 2025). Utöver dessa nationella rekommendationer kan lokala rekommendationer finnas för vissa arter, föroreningar och vattendrag där höga halter har uppmätts vid provtagning. Dessa rekommendationer görs oftast av aktuell Länsstyrelse (Naturvårdsverket, 2025).

Rekommendationer för fiskkonsumtion ser lite olika ut i olika länder. I Finland är rekommendationerna att äta fisk 2–3 gånger per vecka och att variera vilka fiskarter man äter för att inte behöva oroa sig för eventuella halter av föroreningar i miljön. Vidare specificeras vilka arter som ska undvikas om man äter fisk dagligen eller om man äter mycket fisk. Precis som i Sverige finns specifika rekommendationer för barn, unga, gravida, ammande eller den som vill bli gravid i framtiden och även lokala rekommendationer där högre halter av miljögifter uppmätts. Råden bygger på bland annat dioxin-, PFAS- och kvicksilverhalter (Livsmedelsverket (Finland), 2025).

Även i USA finns rekommendationer för fiskkonsumtion. Råden tas fram av EPA (Environmental Protection Agency) tillsammans med FDA (Food and Drug Administration) och är satta utifrån risken för konsumtion av kvicksilver. Råden är uppsatta för barn 1–11 år, gravida, ammande eller den som vill bli gravid i framtiden. Råden ser olika ut för respektive målgrupp och är även åldersindelad för barngruppen (1–3 år, 4–7 år, 8–10 år och 11 år). Vidare är fisk och skaldjur indelade i tre klasser där i vissa fall även geografiskt område är specificerat; bäst val, bra val och val att undvika. För egenfångad fisk hänvisas till information från respektive delstat med en kompletterande information om att om ingen sådan information finns så ska man endast äta ett mål av den fisken och sen ingen mer fisk den veckan (USEPA, u.å). Rekommendationer för andra

föroreningar, exempelvis PFAS, ges av respektive delstat. Dock har inte alla delstater specifika rekommendationer för PFAS (Petali m.fl., 2024).

Att kunna äta den fisk som finns tillgänglig bygger på att mängden giftiga ämnen minskar men även på att våra vatten mår bra. Tre av Sveriges miljömål berör detta: Hav i balans samt levande kust och skärgård, Levande sjöar och vattendrag och En giftfri miljö. Inget av dessa tre miljömål är uppnått och utvecklingstrenden ifrån 2024 för dessa tre mål är neutral, vilket betyder att det inte går att se en tydlig riktning för utvecklingen i miljön. Sveriges miljömål är fastslagna av Riksdagen och är det nationella genomförandet av den miljömässiga dimensionen av de globala hållbarhetsmålen Agenda 2030 (Sveriges miljömål, u.å.). Hav och marina resurser (mål 14), i FN:s 17 mål för global hållbarhet Agenda 2030, handlar om att bevara och nyttja haven och de marina resurserna på ett hållbart sätt för en hållbar utveckling (Globala målen, u.å.)

Tillgång på fisk ifrån svenska vatten har de senaste årtiondena minskat i flera bestånd men mellan olika sjöar och vattendrag är variationen stor (Sveriges vattenmiljö, u.å.b). Sill och torsk är två arter vars bestånd nu är nere på kritisk nivå i Östersjön vilket berör allt liv i vattnet då det påverkar ekosystemen de är en del av (BalticWaters, 2025).

Ett annat problem är att en stor del av den sill och skarpsill som idag fiskas i Östersjön inte går till humankonsumtion utan går på export för att omvandlas till foder. Flera led av transporter och omvandling ger ett högre klimatavtryck än om råvaran konsumerats direkt (Jordbruksverket, 2023).

Livsmedelsproduktionen av fisk har potential att utvecklas i Sverige och därmed även potential som beredskapsmat då den är lokalt producerad. För att produktionen ska kunna fungera i ett krisläge behöver dock en infrastruktur byggas upp så att den finns på plats. Det finns idag ingen produktion av foderingsredienser, exempelvis fiskmjöl, i Sverige utan detta sker i andra länder, främst Danmark, och fångst kan då lossas direkt i Danmark. Långsiktigt hållbara fiskebestånd och fisk fri från föroreningar, som PFAS, är andra förutsättningar som krävs (Jordbruksverket, 2024).

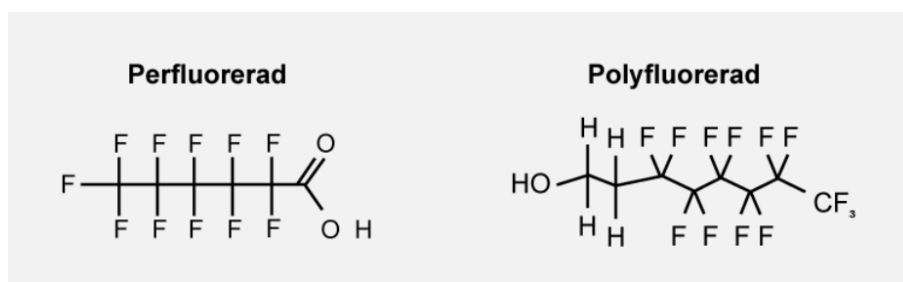
PFAS – bakgrund

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en grupp syntetiska kemikalier som började att tillverkas kommersiellt på 1940-talet. Tack vare unika kemiska egenskaper har de genom åren fått många användningsområden. Några av egenskaperna som gjort PFAS så användbara är deras förmåga att sänka vattenytspänning, att de är vatten- och fettavstötande och har låg reaktivitet, samt att de inte är brandfarliga. Vissa egenskaper eller kombinationer av egenskaper finns bara i en viss grupp av PFAS beroende på funktionella grupper och kolkedjans sammansättning. Andra egenskaper är mer generella och gäller i princip alla PFAS, exempelvis att de är kemiskt stabila samt har en förmåga att sänka vattenytspänning. PFAS används och har använts inom nästan alla branscher i industrin men även i många konsumentprodukter bland annat i brandsläckningsutrustning (släckskum), som impregnering (textilskydd) och i förpackningsmaterial för mat (Glüge m.fl., 2020)

Definitionen av PFAS har förändrats genom åren. Förfining av analystekniker, som möjliggjort identifiering av många okända PFAS i miljö- och produktprover, har motiverat en sammanjämkning av terminologin och en förnyad definition av PFAS (Wang m.fl., 2025). OECD:s definition ifrån 2021 lyder: ”PFAS definieras som fluorerade ämnen som innehåller minst en fullständigt fluorerad metyl- eller metylen-kolatombunden till den),

d.v.s. med några få noterade undantag är alla kemikalier med minst en perfluorerad metylgrupp ($-CF_3$) eller en perfluorerad metylengrupp ($-CF_2-$) en PFAS” (OECD, 2021).

PFAS består av en kolkedja där väteatomerna helt eller delvis bytts ut mot fluor. Perfluorerade innebär att alla väteatomer i kolkedjan bytts ut mot fluoratomer medan polyfluorerade innebär att ett eller flera kol i kedjan har kvar minst en väteatom (se figur 1) (Brunn m.fl., 2023). Utöver denna grundstomme består ett PFAS-ämne oftast av en funktionell grupp till exempel en karboxyl- eller sulfongrupp. Beroende på funktionell grupp, längd och form på kolkedjan får de olika egenskaper (Alam & Chen, 2025).

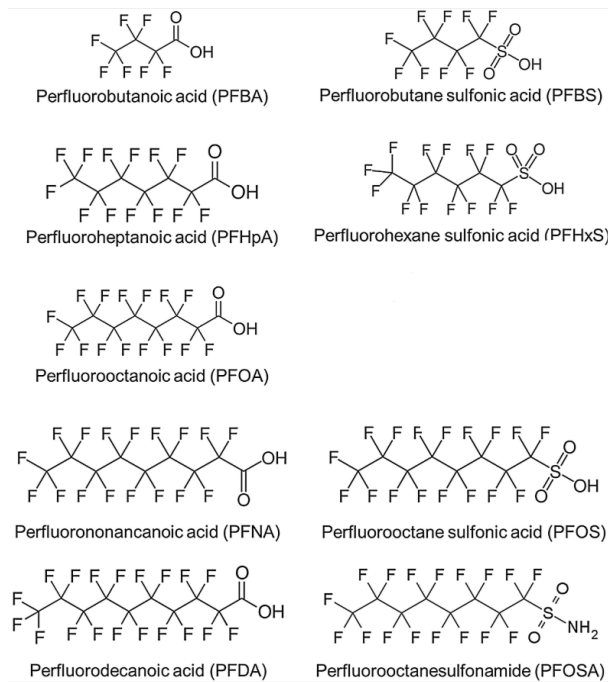


Figur 1. Exempel på per- respektive polyfluorerad kolkedja (Kemikalieinspektionen, u.å.)

Kol-fluorbindningen är den starkaste kovalenta bindningen och är orsaken till gruppens stora användning men också en av orsakerna till att de ställer till problem i miljön (Brunn m.fl., 2023). Tolerans för både höga temperaturer, låga pH och UV-strålning är egenskaper som ses men också högre fettlöslighet och ökad biotillgänglighet (Kemikalieinspektionen, 2021).

PFAS kan grupperas på många olika sätt beroende på syfte. Övergripande kan PFAS delas in i polymerer eller icke-polymerer. En undergrupp till de icke-polymera är perfluorerade alkylsyror (PFAA) som vidare delas in i perfluorerade karboxylsyror (PFCA) och perfluorerade sulfonsyror (PFSA). PFAA delas även in utifrån kolkedjans längd; lång- respektive kortkedjiga PFAA. Långkedjiga definieras som PFCA med 7 eller fler perfluorerade kol och PFSA med 6 eller fler perfluorerade kol. Orsaken till denna indelning var från början att kortkedjiga PFAA ansåg mindre biackumulerande och kom som ersättare till långkedjiga. Detta har dock i efterhand visat sig inte alltid stämma (Cousins m. fl, 2020).

Sedan problematiken med PFAS har blivit känd (början av 2000-talet) har kemiindustrin valt att gå ifrån de äldre långkedjiga PFAS-ämnena och i stället börjat producera, vad som var tänkt att vara, mindre skadliga ämnen fast med liknande egenskaper (Cousins m. fl, 2020). De äldre (så kallade legacy) PFAS är mer undersökta än de nyare PFAS där det hos majoriteten saknas kunskap om toxicitet. Diskussioner pågår kring hur PFAS ska klassas och om kunskap om toxicitet hos människa kan extrapoleras på substanser där inga studier finns (Anderson m.fl., 2022). Inom EU finns ett lagförslag på att PFAS som grupp av ämnen ska förbjudas, lagförslaget innefattar mer än 10 000 ämnen (ECHA, 2025). Figur 2 visar några exempel på olika PFAS.



Figur 2. Några exempel på olika PFAS (modifierad ifrån Blake & Fenton, 2020).

Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) är två av de äldsta och mest studerade PFAS:en. De tillhör båda gruppen PFAA, PFOS är en sulfonsyra medan PFOA är en karboxylsyra (se figur 2). Båda dessa samt Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS) och långkedjiga karboxylsyror (LC-PFCA), tillsammans med de ämnen som kan brytas ned till dessa, har på grund av sina egenskaper listats som Persistent Organic Pollutants (POPs) i Stockholmskonventionen (Stockholm convention, 2009, 2019, 2022, 2025).

Stockholmskonventionen införs genom POPs-förordningen i EU:s lagstiftning och förbjuder eller begränsar därmed deras användning inom hela EU (Förordning (EU) 2019/1021).

Det stora antalet PFAS gör att det är svårt att mäta PFAS-koncentrationer i olika medium. De mätningar som görs av myndigheter är ofta inriktade på att analysera specifika förutbestämda PFAS men eftersom det finns så många PFAS, och de även kan omvandlas, är det svårt att veta hur stor del av den totala mängden PFAS som dessa analyser täcker. Som komplement kan breddspektrumanalyser göras, exempelvis extraherbart organiskt fluor (EOF) eller Top-assay (totalt oxiderbara prekursorer). EOF täcker in allt organiskt fluor medan TopAssay omvandlar prekursorer till mätbara PFAA. Om en sådan analys visar att det finns betydligt mer fluor eller om mängden ökar av de PFAS som specifikt mäts tyder det på att provet innehåller fler PFAS än de som analyserades. Hur stor denna skillnad är blir ett mått på legitimiteten i mätningen (Cousins m.fl., 2020).

PFAS har hittats i alla miljöer över hela världen; i vatten, sediment, jord, växter och atmosfären. Spridningen sker både via vatten och luft samt via diffus- och punktkällor. Den atmosfäriska depositionen gör att PFAS numera hittas överallt på jorden (Brunn m.fl., 2023). De unika kemiska egenskaper som PFAS har och att det finns så många olika typer av PFAS gör att de beter sig olika i miljön, exempelvis deras vattenlöslighet och hur de binder in till sediment. Här spelar även miljön roll som exempelvis pH och salthalt i vattnet (Ogoro m.fl., 2024). Dess ytaktiva egenskaper gör att de kan hittas i högre koncentrationer exempelvis i ytan mellan luft och vatten (Sha m.fl., 2022). Punktkällor så som områden där brandskum innehållande AFFF (Aqueous Film-Forming Foam) använts, exempelvis militäranläggningar och brandsövningsplatser, kan ge upphov till stora plymer av föroreningar som sprider sig via grundvatten. Då PFAS i princip är

onedbrytbar i naturen, det krävs extremt höga temperaturer, ansamlas det och kan i vissa miljöer och i viss biota hittas i höga koncentrationer (Brunn m.fl., 2023).

PFAS i fisk

Upptag av PFAS i fisk sker via gälar (direkt från vattnet) och föda (Sun m.fl., 2022). Mängden PFAS i fisk påverkas av upptag, metabolism, fördelning i kroppen och utsöndring. Då det ej bryts ned kan PFAS bioackumuleras. Detta beror på typ av PFAS och om fisken inte kan utsöndra det i samma takt som det kommer in i kroppen. Halveringstider och vilka metaboliter som bildas skiljer sig mellan olika PFAS och olika fiskarter. Halveringstider mellan någon dag och upp till flera hundra dagar har noterats och där metaboliter ibland har längre halveringstid och bidrar till bioackumulering. Att PFAS i stor utsträckning ej bryts ned gör att det ofta biomagnifieras i akvatiska näringsvävar (Yu m.fl., 2025).

PFAS skiljer sig mot andra miljögifter som hittas i fisk då de binder till bl a proteiner och ansamlas i högre grad i vävnader såsom lever, njure och blod till skillnad från exempelvis POPs som PCB som hittas i fettvävnader (Tansel, 2026).

PFAS i människa

Människan får i sig PFAS främst via föda och dricksvatten. Dock kan intag även ske via andningen eller hud, särskilt på platser med högre kontaminering såsom vissa arbetsplatser (Polychronidou & Nag, 2025).

Efter upptag via magtarmkanalen förs det via blodet, där det även binds till albumin, ut i övriga kroppen där lever och njurar är de organ där högst koncentrationer setts för att sedan utsöndras via urin och avföring. Då PFAS även till viss del utsöndras via gallan kan det också återabsorberas i tarmen i det enterohepatiska kretsloppet vilket i sin tur förlänger halveringstiden för PFAS i kroppen. Reabsorption av PFAS av organic anion transporters (OATs) i njurarna har observerats och leder också till förlängda halveringstider. Halveringstider på mellan 5 dagar och upp till en månad för kortkedjiga och över 3 år för långkedjiga PFAS har noterats. Biotransformation av vissa precursorer har noterats hos människa. PFAS förs under graviditeten över till fostret och sedan via bröstmjölken (EFSA CONTAM Panel, 2020).

De effekter som setts i människa av PFAS är bland annat minskad immunrespons, påverkan på leverfunktioner, hormonstörande effekt (endocrine disrupting) och påverkan på blodfetter (Yeoh m.fl., 2025). Flera andra effekter har också visats i studier men där överensstämmande resultat mellan olika studier inte kunnat påvisats (EFSA CONTAM Panel, 2020). Det är svårt att veta vilka effekter som enskilda PFAS ger upphov till och i vilka koncentrationer när människor i det dagliga livet utsätts för en mix av alla de PFAS som finns spridda, både additiva och antagonistiska effekter av PFAS är möjliga (Ojo m.fl., 2021).

Baserat på effekter på immunförsvaret har den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) tagit fram ett tolerabelt veckointag (Tolerable Weekly Intake, TWI) på 4,4 ng/kg kroppsvikt per vecka för Σ PFAS4 (summan av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) som syftar till att skydda de känsligaste grupperna, foster och spädbarn, från exponering av PFAS via modern (Livsmedelsverket. Bergkvist, P., 2025).

Den 1 januari 2023 infördes gemensamma gränsvärden inom EU för fyra PFAS-föreningar (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) och för summan av dessa föreningar (Σ PFAS4) i animaliska livsmedel (Förordning (EU) 2023/915). År 2024 gjordes den första övergripande undersökningen i svenska livsmedel. Signalkräfter ifrån Vättern överskred gränsvärdena medan strömming ifrån Östersjön

låg under gränsvärdena även om det skiljde en del mellan olika områden (Livsmedelsverket. Bergkvist, P., 2025). Dock ska påpekas att de gränsvärden som satts upp för respektive livsmedel är baserad på den så kallade ALARA-principen (As Low As Reasonably Achievable) vilket innebär att värdet sätts så strängt som möjligt utifrån det som går att uppnå genom etablerade jordbruks-, fiskeri- och produktionsmetoder och med hänsyn till de risker som konsumtion av livsmedlet medför samt utifrån vad som går att uppnå genom ett strikt urval av råvaror för tillverkningen. För kräftor är detta värde för Σ PFAS4 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ medan det för exempelvis strömming ligger på 8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ och för röding på 45 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (särskilda gränsvärden finns om det är fisk avsett för framställning av livsmedel för spädbarn och småbarn). De flesta prover ska tas i muskelkött men ska hela fisken ätas så ska provet representera detta och när det gäller kräftor så kan, beroende på art, även andra delar behöva inkluderas (Förordning (EU) 2023/915). Gränsvärdena har satts baserade på inrapporterade halter av kräftor och skaldjur som övervägande har fångats i haven där PFAS-halterna i sediment och havsvatten generellt är lägre och därmed ger lägre halter i musslor och skaldjur (Livsmedelsverket. Bergkvist, P., 2025).

Det stora antalet PFAS i omlopp och att de omvandlas både i miljön och i organismer gör det svårt för myndigheter att sätta gränsvärden och att analysera. På något sätt måste ändå ett urval göras för att fastställa vilka PFAS som ska mätas samt sättas upp begränsningar för.

Naturvårdsverket, Livsmedelsverket och Jordbruksverket bedömer att det behövs hälsobaserade riktvärden för fler PFAS än de fyra som EFSA tagit fram ett tolerabelt veckointag för då analyser av 14 PFAS visat att dessa fyra endast representerar cirka 60 procent av totalsumman av PFAS (Naturvårdsverket, 2025).

Syfte

Med bakgrund i önskemålet att Sveriges befolkning på ett hållbart sätt ska äta mer fisk och skaldjur ifrån svenska vatten kommer detta arbete att titta på:

1. Hur kan konsumtion av fisk och skaldjur ökas utan att intaget av PFAS ökar, exempelvis:
 - a. Var, när, hur och vilka arter ska fiskas för att minska mängden PFAS?
 - b. Går det att bearbeta fisk efter fångst för att minska PFAS-innehållet?
 - c. Påverkar lagstiftning och förbud kring produktion och utsläpp samt minskad spridning ifrån befintliga kontaminerade områden, mängden PFAS i fisk?
2. Hur ser nytta/risk-värderingar ut vad gäller konsumtion av fisk och PFAS-exponering och hur förhåller sig olika länder till detta i sina policyer rörande fiskkonsumtion?
 - a. Skiljer sig Sveriges policy för konsumtion av fisk och skaldjur mot andra likvärdiga länder?

Undersökningen kommer att göras som en litteraturstudie där artiklar ifrån Sverige och övriga Norden, Nordamerika samt, till viss del, länderna kring Östersjön kommer att inkluderas.

Metod

För att besvara de i syftet uppsatta frågorna gjordes en systematisk litteratursökning. Efter test av sökord och sökfraser i flera databaser drogs slutsatsen att en bredare sökning var lämpligast. Detta då snävare sökningar gav få artiklar och att flertalet artiklar innehöll information som kunde användas i flera av frågeställningarna. PRISMA-guidelines användes som stöd för den fortsatta sökningen (Page m.fl, 2021).

Slutsökningen gjordes i databaserna Web of Science Core collection (WOS) och Scopus. Den söksträng som användes var (fish* OR seafood* OR shellfish*) AND (pfas* OR (pfc* AND perfluorin*) OR PFOA OR PFOS). Söksträngen testades mot fem ”nyckelartiklar” som hittats i förarbetet för att kontrollera att dessa fångades in av sökningen.

I WOS gjordes sökningen i Topic vilket innefattar sökning i titel, abstract, nyckelord och keyword plus. I det avancerade sökformuläret bockades "exact search" i för att undvika lemmatisering. I Scopus gjordes sökningen i Titel, abstract och nyckelord. De aktuella artiklarna valdes ut baserat på de träffar som framkom i dessa sökningar.

Urvalskriterier

Generellt var urvalskriteriet för denna undersökning att artikeln skulle handla om vildfångad fisk eller skaldjur (ej odlad) förutom när det handlade om bearbetning av fisk efter fångst.

Inkluderingskriterier var även att undersökningarna skulle vara gjorda i antingen Norden, någon av länderna runt Östersjön (undersökningen skulle vara gjord i Östersjön) eller i Nordamerika. Bakgrunden till detta inkluderingskriterium var att arter och livsmiljöer skulle kunna antas vara relativt lika svenska förhållandena samt att dessa länder antogs ha liknande regelverk och policyer vad gäller miljögifter.

I frågeställningen om nytta/risk-effekter för människa att äta fisk var kravet att studien skulle ha en dos/effekt-aspekt.

I frågeställningen *Var, när, hur och vilka arter ska fiskas för att minska mängden PFAS?* skulle studierna vara gjorda åtminstone till viss del *in vivo* och ej enbart *in vitro*.

Analys

De artiklar som blev utfallet efter sökningen i databaserna WOS och Scopus rensades på dubletter med hjälp av Excel, totalt 1 662 artiklar kvarstod. Artiklarnas titel och abstract granskades sedan utifrån urvalskriterierna. En databas (Excel) skapades där titel, författare, tidskrift, årtal och vilken/vilka databaser den hittades i var grundinformation. Varje artikel klassificerades sedan utifrån vilken fråga i syftet de relaterade till. Fråga 1 beskrevs som metod/orsak (till PFAS-halt) och fråga 2 nytta/risk. Vidare noterades i vilket land som studien var gjord (ej alltid samma som artikelförfattarnas land), om den handlade om fisk/skaldjur, om studien var gjord *in vivo/in vitro* samt om det fanns någon dos/effekt-aspekt.

Utifrån urvalskriterierna bedömdes sedan om artikel skulle inkluderas eller ej. Notering gjordes också om artikeln innehöll information som skulle passa i bakgrund eller diskussion (oavsett om den utifrån urvalskriterierna skulle inkluderas) samt i vissa fall en kommentar om vilken typ av information artikeln innehöll exempelvis ”pfas i sediment och vattenkolumn” eller ”intressant om östrogen effekt av olika PFAS”.

Efter denna första selektering gjordes en granskning av hela artikeln och information relevant för frågeställningarna plockades ut. I detta skede bedömdes att vissa artiklar ej längre skulle inkluderas då antingen viktig information som krävdes för att kunna använda artikeln saknades eller information kom fram, som ej funnits med i abstract, som gjorde att artikeln ej kunde inkluderas. Notering för orsak till bortplockande av artikel gjordes. De artiklar som inkluderades i denna slutliga granskning beslutades att sammanfattas enbart i text. Att kvantifiera resultat visade sig svårt då studierna var gjorda i olika miljöer, med olika syfte och med olika precisionsnivå på analysteknik (som berodde på vilken teknik som fanns tillgänglig då studien gjordes). Då gränsvärden för PFAS sänkts relativt mycket de senaste åren var det även svårt att jämföra olika studier med avseende på vilka slutsatser författarna dragit om risker etcetera.

Resultat

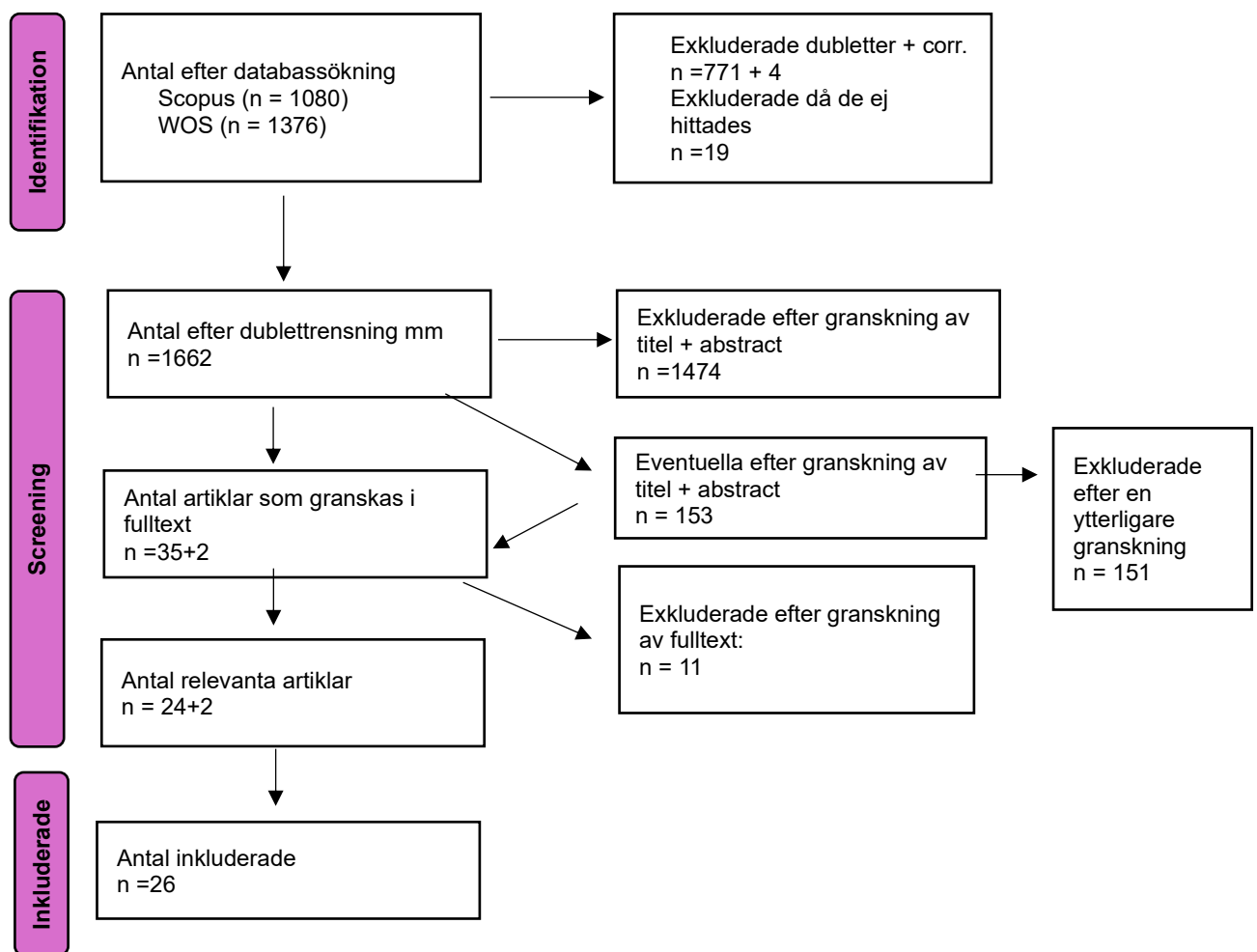
Här sammanställs resultatet av litteratursökningen. Sökningen i databaserna gjordes 2025-10-13.

I WOS hittades 1 376 artiklar och i Scopus 1 080 artiklar, tillsammans blev det 2 456 artiklar. Efter borttag av dubletter (771), corrigendum (4) och material som ej gick att hitta (19) blev det 1 662 artiklar kvar.

Efter en första granskning av artiklarnas "abstract" inkluderades 35 artiklar medan 153 artiklar hamnade i gruppen "eventuell" varefter en ytterligare granskning gjordes där ytterligare 2 kunde inkluderas. Då granskning av hela artikeln gjorts kvarstod 24 av 35 artiklarna ifrån den första urgallringen.

Efter dubbelkoll av databassökningarna från den 2025-10-31 konstaterades att ett misstag gjorts vid sökningen i Scopus och söksträngen endast blivit (fish* OR seafood* OR shellfish*) AND (pfas* OR (pfc* AND perfluorin*)). En ny sökning gjordes på den korrekta söksträngen och efter bearbetning konstaterades att ytterligare cirka 220 artiklar borde komma med innan första urgallringen.

Slutligen inkluderades 26 artiklar i granskningen (sökningen beskrivs i *figur 3* nedan).



Figur 3. Flödesschema för litteratursökningen.

Sammanfattning av de inkluderade artiklarna

Undersökningen innehåller totalt 26 vetenskapliga artiklar med olika fokusområden.

För att lättare åskådliggöra vilka huvudsakliga fokusområden som respektive artikel belyser redovisas dessa, förutom utifrån frågeställningarna, även under egna rubriker nedan som belyser det huvudsakliga innehållet.

Då ingen tidsbegränsning satts i urvalet av artiklar ger resultatet även en bild av hur forskning och syn på problemet med PFAS utvecklats genom åren.

- Sex artiklar handlar om olika faktorer som påverkar PFAS nivåer i fisk och skaldjur ute i naturen exempelvis trofinivå, storlek och art.
- Sju artiklar handlar om var PFAS finns, där fyra beskriver generella PFAS-mönster i Östersjön och Sverige och tre beskriver PFAS-mönster i USA men där generella orsaker som mark, utsläpp, vattenflöden med mera analyseras.
- En artikel handlar om temporala skillnader i PFAS-koncentration.
- Fyra artiklar handlar om hur lagstiftning, minskad produktion och minskade utsläpp påverkar PFAS-halter i fisk.
- Tre artiklar beskriver hur bearbetning av fisk och skaldjur efter upptag kan påverka halten av PFAS.
- En artikel handlar delvis om nytta/risk.
- En artikel handlar om policyfrågor.
- Sist finns det tre artiklar som tar upp så många av ovan nämnda aspekter att de sammanfattats i sin helhet.

1. Hur kan vi öka mängden fisk/skaldjur som konsumeras utan att öka intaget av PFAS?

a) Var, när, hur och vilka arter ska vi fiska för att använda fångsten som föda?

Art

Berger m.fl. (2009) ville uppskatta människors exponering för PFOS genom konsumtion av fisk ifrån svenska vatten. PFAS-innehåll i fisk ifrån Vättern och Östersjön undersöktes i flera arter bland annat i abborre (*Perca fluviatilis*), sik (*Coregonus lavaretus*) och lake (*Lota lota*). PFOS var den dominerande föreningen och hittades i alla arter i båda vattnen. Flertalet av de PFAS som mättes hade högst koncentration i arterna i Vättern. Vättern är en näringsfattig sjö med en omsättningstid på vattnet på cirka 60 år, jämfört med Östersjön med en omsättningstid på cirka 25–30 år vilket skulle kunna förklara en del av skillnaderna i PFAS-koncentrationer. Skillnaderna i samma art i de båda vattnet skulle enligt författarna även kunna förklaras med att artsammansättning och näringsvävarna ser olika ut i de båda vattnen. Sik var den enda fisk där median PFAS-halten i muskel var liknande i Vättern och Östersjön. Enligt Berger m.fl. (2009) skulle det kunna förklaras med att sik i bräckt vatten lever på djurplankton och bentiska kräftdjur jämfört med övriga fiskarter i studien som äter högre upp i näringskedjan.

Signifikanta skillnader i median-koncentrationer av PFOS hos olika arter sågs både i Vättern och Östersjön. I Vättern var ordningen lake/abborre>lax>öring>sik medan i Östersjön hade sik högst

koncentration följt av abborre>lake>öring>lax. Berger m.fl (2009) förklarar dessa skillnader med olikheter i föda och farmakokinetik. Vidare beskriver de att abborre och lake, som över lag hade högre koncentrationer av alla PFAS, har lägre lipidinnehåll i muskelvävnaden än exempelvis lax och öring (Berger m.fl., 2009).

Storlek på fisk

Waldetoft m.fl. (2024) har i en studie av abborre (*Perca fluviatilis*) i en urban miljö i Stockholmsområdet tittat på om storleken av fisk är korrelerad med mängden Σ PFAS4 (PFOS, PFNA, PFOA och PFHxS). I samma undersökning mättes också halten kvicksilver då det är välkänt att storlek på fisk och mängd kvicksilver korrelerar. Data hämtades inom Stockholmsstads miljöförvaltnings miljöövervakning där två storlekar, små (15–20 cm, cirka 3–5 år gamla) och stora (30 cm, cirka 4–10 år gamla), av abborre mäts på 17 olika platser. Abborre anses vara en icke-migrerande fiskart varför uppmätta miljögifter anses spegla området där den fångas. Ingen korrelation mellan vikt och PFAS-halt kunde ses (0,00029 % minskning för varje gram ökning av fiskvikt, $p=0,99$) i undersökningen. Författarna konstaterar att det inte föreligger större risker för att överstiga tolerabelt veckointag (TWI) satt av europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) för Σ PFAS4 vid intag av större fiskar än mindre men att till exempel intag av kvicksilver och andra miljögifter kan bli högre (Waldetoft m.fl., 2024).

Del av fisk

Östersjötorsk (*Gadus morhua callarias*) har tidigare varit en omtyckt matfisk. På vårsäsongen mellan åren 2017–2023 undersökte Reindl och Wolska (2024) halterna av PFAS (främst långkedjiga) i muskel och lever hos torsk fångad som bifångst i Gdanskbukten, Polen. De olika PFAS-koncentrationerna varierade från år till år och substans till substans med en svagt uppåtgående trend för medelvärdet hos både PFCA- och PFSA-grupperna (perfluorerade karboxylsyror och perfluorerade sulfonsyror) både i muskel och lever. Författarna poängterar att denna komplexa dynamik gör det svårt att förutse trender och pekar på några faktorer som påverkar exempelvis säsongvariationer av temperaturer och salthalt, fiskars migreringsmönster och olika föroreningskällor. Enstaka PFAS (exempelvis PFHxS) visar också olika mönster i lever och muskel under samma period vilket tyder på vävnadsspecifika retentions- och elimineringsmekanismer. Vid beräkning av Estimated Weekly Intake (EWI) för Σ PFAS4 hamnade både barn- och vuxenestimeringen för torskmuskel under EFSA:s riktvärde på 4,4 ng/kg kroppsvikt per vecka, medan estimeringen för vuxna för torsklever hamnade över (maximum 6.45 ng/kg kroppsvikt per vecka) (Reindl & Wolska, 2024).

Två avrinningsområden i sydöstra Michigan har av Capozzi m.fl. (2023) undersökts med målet att bestämma PFAS-nivåer och distribution i olika fiskarter respektive fiskorgan (filé, tarm, lever och ägg). Detta för att kunna beräkna rekommenderade dagliga intag och den potentiella risken för lokalsamhällena vid fiskkonsumtion. Provtagningsplatserna samt fiskarterna valdes ut i samarbete med lokala fiskare utifrån deras kunskap om var fiske normalt bedrivs samt vilka arter som uppskattas att äta. Sex olika arter fångades. Fiskfiléproverna innehöll både muskel och skinn, och tarmproverna innehöll mage samt tarmar. Av de 36 analyserade fiskproverna var det endast en fiskfilé av klippabborre (*Ambloplites rupestris*) från en av provtagningsplatserna där inga PFAS kunde detekteras. I fiskfiléerna varierande koncentrationer (geometriskt medelvärde) av Σ PFAS från ej detekterad (klippabborre) till 73 ng/g wet wight (w.w.) i River chub (*Nocomis micropogon*), med ett geometriskt medelvärde på 7,7 ng/g w.w. i alla filéer. Linjär-PFOS (L-PFOS) var det mest vanligt förekommande ämnet med högst koncentration, 38 ng/g w.w., i lever och lägst, 4,5 ng/g w.w., i filé. Ägg- och leverproverna innehöll högst Σ PFAS-koncentrationer och Σ PFAS i fiskfilé är signifikant lägre än i övriga testade organ ($p < 0,05$). Tarm-

och leverproverna innehöll en större mängd olika PFAS vilket kan bero på faktorer så som konsumtion av PFAS-kontaminerad mat, absorption, distribution, metabolism och utsöndring då levern spelar stor roll i nedbrytning/omvandling av främmande ämnen. Olika koncentrationer på de olika provtagningsplatserna visar på att PFAS-föreningen ser olika ut i området. Sex prover valdes slumpmässigt ut för att göra en dTOP assay, vilken oxiderar vissa precursorer till PFAA. Detta efter att en EOF-analys (Extractable Organic Fluorine) hade visat på cirka 40 procent mer fluor än den riktade analysen. Efter oxidationen, med dTOP assay, ökade koncentrationerna i alla sex prover. Σ PFAS ökade exempelvis i blågälad solabborre (*Lepomis macrochirus*) med 187 procent och 146 procent i filé respektive tarm. Σ PFAS för filé av prickig dvärgmal (*Ictalurus punctatus*) ökade med 552 procent medan lever koncentrationen bara ökade med 32 procent. Den totala PFOS-koncentrationen översteg rekommenderat dagligt intag för vuxna i 9 av 11 testade filéer och för barn i 10 av 11 filéer (Capozzi m.fl., 2023).

Trofinivå

Munoz m.fl. (2022) undersökte kontamineringen av PFAS i en sötvattensnäring i Saint Lawrencefloden i Quebec, Kanada. Målet var att undersöka omfattningen av både äldre och nyare PFAS i alla miljöer och på alla trofinivåer; sediment, vatten, vattenvegetation, ryggradslösa djur och fisk. Högst värde av Σ PFAS₆₀ i biota sågs hos svartabborre (*Micropterus dolomieu*), en bento-pelagisk toppredator. I fiskproverna var PFOS dominerande och stod för cirka 81% \pm 5% av Σ PFAS₆₀. Av nyare PFAS hittades FBSA (perfluorobutansulfonamid) i 68 procent av fiskproverna och i 40 procent av proverna av ryggradslösa djur. Det syns skillnader i vilka PFAS som finns i olika organismer beroende på var de lever, där bentiska ryggradslösa djur har betydligt högre halter av PFOA än bento-pelagisk fisk. Orsaken skulle också kunna vara att ryggradslösa djur har sämre förmåga att utsöndra PFCA än fiskar. I utredningen av biomagnifiering genom Trophic Magnification Factor (TMF) diskuteras att beroende på hur mätningarna görs kan väldigt olika resultat fås, vilket syntes i tidigare undersökningar. Vikten av att mäta koncentrationer av PFAS i hela organismen på väg upp genom trofinivåerna för att ge så rättvis beskrivning av biomagnifieringen som möjligt poängteras och även val av statistisk analysmetod, vilket också visas i studien. TMF var signifikant större än 1 (biomagnifierande) för bland annat vissa långkedjiga PFCA och PFOS (Munoz m.fl., 2022).

Bentisk/pelagisk fisk

I Gewurtz m.fl. (2014) undersöks PFAS-halter i fiskarter, som ofta fiskas i sportfiskesammanhang, i en flod och en sjö nedströms en flygplats i Ontario, Kanada. Brandskum med PFAS (AFFF) har tidigare använts på flygplatsen men användandet ska ha upphört i mitten på 1990-talet. Undersökningen går även ut på att ta reda på om den PFAS som uppmäts kan härledas tillbaka till det historiska användandet på flygplatsen. Mätningarna görs på fiskens ryggmuskel då det är denna del som rekommenderas att äta av myndigheterna i Ontario, Ontario Ministry of the Environment, för att minska exponering för föroreningar. PFAA koncentrationerna i fisk var som högst i området närmast, nedströms flygplatsen. I en karp (*Cyprinus carpio*) uppmättes 2 300 ng/g wet weight av PFOS, en halt som ligger i jämförelse eller över de halter som setts utanför produktionsanläggningar av PFAS. Fiskproverna togs mellan åren 2009 och 2012 men ingen tydlig trend kunde visas då koncentrationerna varierade över åren. Höga halter mättes generellt i bentiska arter, utöver karp, exempelvis prickig dvärgmal (*Ictalurus punctatus*) och svartabborre (*Micropterus dolomieu*) medan trofinivå spelade mindre roll.

Gädda (*Esox lucius*), en toppredator, hade inte generellt högre halter än fiskar på lägre trofinivå. Dock poängterar författarna att de artspecifika skillnaderna av trofinivåer som ses i denna studie

inte kan bekräftas på grund av avsaknad av födo- och isotopdata utan slutsatserna dras då de stämmer överens med tidigare studier (Gewurtz m.fl., 2014).

Var – geografiskt – Östersjön och Sverige

För att få en bild av PFAS spridning i både limnisk och marin miljö i Finland gjorde Junttila m.fl (2019) en studie där 23 PFAS mättes i ytvatten, abborre (*Perca fluviatilis*) och strömming (*Clupea harengus membras*). Provtagningsplatserna valdes så att atmosfärisk deposition, flöden från älvar samt punktkällor som industriområde och vattenreningsverk skulle täckas in samt de flesta avrinningsområden. Högst Σ PFAS23 uppmättes i abborre i vattnet utanför Helsingfors. PFAS-mönstret såg olika ut för olika platser och arter. PFOS var som högst i abborre vid platser där en punktkälla lokaliserats medan koncentrationerna var betydligt lägre i de limniska vattnen med diffusa källor. Flest antal olika PFAS sågs i abborre från platser utmed kusten och färre olika PFAS detekterades generellt i sill än i abborre (Junttila m.fl., 2019).

I en studie av Schuetze m.fl. (2010) undersöktes förekomsten av PFOS och PFOA i fisk i sötvatten där renat kommunalt avloppsvatten släpps ut och i vatten där detta inte förekommer (eller i väldigt liten mängd) i norra Tyskland. I sill fångad vid den tyska Östersjökusten (Kielbukten), vilket var en av de platser som inte borde vara kontaminerad med direkt utsläpp av renat avloppsvatten, kunde PFOS inte detekteras.

Åkerblom m.fl. (2017) tittade på PFAS i abborre (*Perca fluviatilis*) i sex sjöar, utan kända punktkällor av PFAS, från både norra och södra Sverige, för att se om det fanns någon skillnad i koncentration från norr till söder. Studien undersökte även om det fanns någon korrelation mellan storlek, ålder eller trofinivå och PFAS innehåll i abborrarna. Störst skillnad mellan sjöarna sågs hos PFOS där en tydlig minskning sågs ju längre norrut sjön låg. Även hos Σ PFAS sågs samma mönster. I de nordliga sjöarna sågs däremot en relativt högre koncentration av långkedjiga PFAS, över 10 kol. Gårdsjön som låg längst söderut och också närmast en större stad (Göteborg), hade högst koncentration av både PFOS och Σ PFAS och hade även en komposition av PFAS som skilde sig mest från övriga sjöar. Det fanns ingen korrelation mellan storlek eller ålder och PFAS-halt medan en negativ korrelation sågs med trofinivå.

Hansson m.fl (2014) undersökte föroreningar i vuxna honabborrar (*Perca fluviatilis*) på fyra ställen uppströms (i Mälaren) och sex ställen nedströms (i skärgården) Stockholm stad, som i studien definierats som en punktkälla för miljögifter. Mätningarna gjordes redan 1999-2001 och högst koncentration av PFOS, som var den enda PFAS som undersöktes, uppmättes i Mälaren. En minskade halt av PFOS sågs sedan från centrala Stockholm och österut till den yttre skärgården. PFOS var den enda av de miljögifter som mättes (utöver PFOS mättes sexton bromerade flamskyddsmedel och fyra organiska tennföreningar) som hade högst koncentrationer i Mälaren. Författarna har ingen självklar förklaring till de högre koncentrationerna i Mälaren men en förklaring skulle kunna vara att det ligger en soptipp vid strandkanten nära den mätstation som uppvisar högst halt PFOS.

Var – generella platser, exempelvis marktyp eller föroreningsnivå

Shuman-Goodier m.fl. (2025) undersökte föroreningar i ung (juvenil) kungslax fångad vid kusten utanför Seattle, USA och i dess angränsade avrinningsområden. Föroreningar som mättes var klassade som "framväxande" och definierades av att kunskap om toxicitet, exponering och var de hamnar i miljön ofta är begränsad eller saknas. Sammanlagt mättes 219 av dessa föroreningar. Förutom PFAS även bland annat läkemedel, pesticider och innehåll från hygienartiklar. Författarna konstaterade att i de omanalyser av prover tagna 2013 för kvalitetskontroll som gjordes 2021 kunde fler föroreningar detekteras tack vare förbättrade

analysmetoder. I mätningen 2013 var PFOS en av sex föroreningar som detekterades i alla avrinningsområden. Av de 40 PFAS som testades 2018 och 2021 i de två mest förorenade avrinningsområdena hittades 21 respektive 12 olika PFAS. Efter att ha gjort en rumslig/spatial analys av föroreningarna konstaterar författarna att den migrerande kungslaxen på sin väg ner mot havet samlar på sig föroreningar som beroende på halveringstider kan stanna kvar i kroppen under en längre tid. I analysen visade de uppmätta PFAS-halterna i fisken på områden där vissa specifika PFAS troligtvis kommer in i vattnet i avrinningsområdena medan övriga uppmätta föroreningar exempelvis läkemedel ej visade något sådant mönster (Shuman-Goodier m.fl., 2025).

Många platser i bland annat USA står inför faktum att stora okända områden kan vara förorenade med PFAS. Kring Columbiafloden i nordvästra USA lever och verkar grupper av människor som äter mycket självfångad fisk. En undersökning gjord visar att vissa ursprungsbefolkningsgrupper i området äter mer än 11 gånger så mycket fisk som en medelamerikan. För att kunna hitta och snabbt åtgärda de mest drabbade områdena har DeLuca m.fl. (2023) i sitt arbete tagit fram en metod för att kunna hitta de vatten som är mest förorenade av PFAS och därför kritiska att undersöka och bevaka. Modellen gjordes genom att kombinera tidigare PFAS-mätningar gjorda i fisk i området och geospatial data med uppgifter om kända men även potentiella källor till PFAS samt geologisk information. Den geospatiala datan bestod bland annat av information om industrier (till exempel olje- och kemiindustri och pappersbruk), flygplatser och militäranläggningar men även gruvor, avfallsanläggningar och cementtillverkning. Större floder, åar och sjöar där det var känt att fiske traditionellt bedrevs identifierades och informationen lades till så att relevanta förutsägelser kunde tas fram. De högsta värdena av PFAS som kom fram ifrån modellen var runt de mest befolkade områdena. Men även platser utanför dessa områden, icke-förväntade platser där inga mätningar av PFAS hade gjorts, kom fram. Variabler som enligt modellen var viktiga för att förutsäga PFAS koncentrationer var avstånd till närmaste cement- och glastillverkning men också bland annat andelen bebyggd mark, avstånd till närmaste brandövningsplats och flygplats. Studien tittades även på hur långt ifrån en PFAS-källa det är troligt att fortfarande hitta förorenad fisk. För en flygplats blev det på cirka 16 km radie och en cementfabrik cirka 35 km. Hur mycket landanvändningen påverkade PFAS-koncentrationen undersöktes också, när andelen naturlig mark (exempelvis skog) gick under 28 procent eller andelen bebyggd mark gick över 60 procent ökade PFAS koncentrationerna i fisk (DeLuca m.fl., 2023).

Boatman m.fl. (2024) undersökte halter av PFAS, utöver de som mäts i standardundersökningar av myndigheter, i fisk ifrån sportfiskevatten och dricksvattenkällor i North Carolina. Undersökningarna gjordes för att se om vatten som ej betraktats som särskilt förorenade, varför inga djupare analyser av PFAS hade gjorts, ändå kunde vara kontaminerade med okända PFAS. Sammanlagt identifierades 36 olika PFAS i studien, maximalt hittades 22 PFAS i en och samma fisk och 5 PFAS (PFNA, PFUdA, PFDA, PFOS och PFDS) hittades i alla 48 fiskfiléer som undersöktes. 8 PFAS som uppmättes i de testade vattnen uppmättes inte i dessa fiskfiléer, det var kortkedjiga PFAS som har kortare halveringstid och som därför kanske inte ackumulerats tillräckligt för att vara mätbara i filéerna. Av de fiskarter som insamlats tillhörde flest (36 stycken) släktet *Lepomis spp.* (solabbore) och fångades på tre av de fem testplatserna varför dessa användes för att titta vidare på spatiala skillnader i PFAS mönster. En av insamlingsplatserna ligger precis nedströms ett avloppsreningsverk och det var också där flest PFAS hittades, i genomsnitt 15,4 PFAS/fisk jämfört med 8,4 och 10,3 på de två övriga mätplatserna. PFOS, den enda PFAS som då undersökningen gjordes användes för att ge konsumtions råd kring PFAS i fisk i North Carolina, uppmätte på i princip alla mätplatser koncentrationer nära eller över dessa

rekommendationer. Undersökning gjordes om PFOS- koncentrationen i fiskfiléerna korrelerade med antalet PFAS, men ingen sådan generell korrelation kunde ses (Boatman m.fl., 2024).

Temporal

Brown m.fl. (2023) undersökte variationer i PFAS-koncentrationer i ytvatten, sediment och biota i en dagvattendamm på en nedlagd marinflygbas i USA där AFFF använts under nästan 40 års tid. Flygbasen hade vid mättillfällena varit nedlagd sedan mer än 10 år. I dammen fanns öringabborre (*Micropterus salmoides*) och blågälad solabborre (*Lepomis macrochirus*), varav små solabborrar betecknades som betesfisk. Höga halter av PFOS och PFHxS (perfluorhexansulfonsyra) uppmättes i både ytvatten, sediment och biota och varierade beroende på var i dammen proverna togs. Signifikanta tidsmässiga skillnader i koncentrationer uppmättes i vissa delar av ytvattnet i dammen, mest påtagligt efter ett skyfall. Direkt efter regnet sågs en minskning av PFAS-koncentrationer men efter några dagar var halterna betydligt högre för att sedan återigen sjunka. En förklaring skulle enligt författarna kunna vara att betong, som tidigare varit utsatt för AFFF, kan lagra och sen släppa PFAS vid nederbörd. Även i sedimentet sågs denna skillnad, dock med några dagars förskjutning. Den lägre koncentrationen i vatten direkt efter skyfallet skulle kunna göra att sedimentet släpper PFAS vilket skulle kunna förklara varför PFAS-halterna i ytvattnet sen ökar igen. I fiskproverna uppmättes högst medelkoncentration i lever, därefter i gonaderna och lägst i muskelvävnad i 9 av 12 studerade PFAS. I betesfisk mättes bara koncentrationen i hela kroppen och den låg lägre än halterna i respektive vävnad. PFHxS uppmättes i högre halt i muskel än lever eller gonad. Denna substans uppmätte högst koncentration i ytvattnet efter skyfallet för att sedan även uppmätas i hög koncentration i muskelvävnaden hos fisk. Tidigare studier har rapporterat att upptag i muskelvävnad sker snabbare än till exempel upptag i lever, och att upptaget når en platå efter cirka 12,5 dagar. Författarna poängterar att detta är viktigt att tänka på då snabba förändringar i vattenkoncentrationer kan leda till fluktuationer av PFAS i muskelvävnad av fisk, vilket i sin tur påverkar hur tolkning av tidstrender i koncentrationer i fisk görs samt vid beräkning av BAF (bioaccumulation factor) (Brown m.fl., 2023).

b) Går det att bearbeta fisken efter fångst för att minska mängden PFAS?

Tillagning

Kan tillagning påverka mängden PFAS i fisken? I en studie av Del Gobbo m.fl. (2008) kokades, stektes eller ugnsbakades 18 olika fisk- och skaldjursarter. Alla tillagningsmetoder minskade mängden PFAA (perfluorerade alkylsyror) i maträtterna och ugnsbakning var den metod som sänkte halterna mest. Del Gobbo m.fl. (2008) diskuterar vad som kan ha hänt med den PFAS som inte längre kan detekteras i fisken. Vikten på fisken minskade efter tillagning men det fanns ingen korrelation mellan minskad vikt och minskad mängd PFAS. Det fanns ingen korrelation mellan ångtrycket av PFCA (perfluorerade karboxylsyror) och procent-koncentration som förlorats vid ugnsbakning eller kokning. I tillagde pilgrimsmusslor detekterades PFOSA, vilken inte uppmättes i det råa materialet. I tillagad havsabborre och bläckfisk detekterades PFOS, vilket inte hade uppmätts i det råa materialet. En teori kring dessa två iakttagelser är att då massan minskar kraftigt vid tillagning kom koncentrationen av PFOSA respektive PFOS i proven över LOD (level of detection) (Del Gobbo m.fl., 2008).

Delvis som en fortsättning på Del Gobbo m.fl. (2008) gjorde Bhavsar m.fl. (2014) en studie där effekten av tillagning av fisk som normalt fiskas av sportfiskare i Kanada undersöks. Orsaken var delvis att de halter som funnits i den fisk och skaldjur som Del Gobbo m.fl. (2008) testade innehöll lägre koncentrationer än vad som normalt hittades i fiskar i kanadensiska vatten. Fyra

arter ifrån floder i Ontario testades genom att antingen bakas, stekas eller grillas; kungslax (*Oncorhynchus tshawytscha*), karp (*Cyprinus carpio*), kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) och glasögonöga (*Sander vitreus*). I studien sågs vissa förändringar av PFAS-koncentrationerna hos de olika arterna av de olika tillagningssätten. Vid undersökning av mängden PFOS, som var den PFAS som fanns i högst koncentration, sågs i vissa fall även en ökning av mängden PFOS efter tillagning. Dock tror författarna att resultatet ligger inom felmarginalen för mätningen både före och efter tillagning. Jämfört med Del Gobbo m.fl. (2008) tror författarna att de betydligt högre koncentrationer av PFAS som uppmättes i denna studie kan skymma eventuella små minskningar som kunde noteras i Del Gobbo m.fl. (2008). Författarna ser inte att tillagning av fisk är en effektiv metod för att minska mängden PFAS som intas via föda (Bhavsar m.fl., 2014).

Rasmussen m.fl. (2017) studerade hur industriell bearbetning påverkar halten av PFAS men även andra miljögifter som bromerade flamskyddsmedel, PCB samt ämnen som arsenik, kadmium och kvicksilver i fisk och skaldjur. Bearbetningen bestod av kokning av räkor (*Pandalus borealis*) fångade på den Grönländska västkusten, kallrökning av lax (*Salmo salar*) odlad utanför Rørvik, Norge, och kallrökning av mindre hälleflundra (*Reinhardtius hippoglossoides*) fångad nära Ilulissat på västra Grönland. PFAS analyserades endast i mindre hälleflundra och PFOS var den enda PFAS som kunde detekteras över LOD. Ingen signifikant skillnad sågs i koncentration mellan rå och rökt mindre hälleflundra.

c) Påverkar lagstiftning och förbud, kring produktion och utsläpp samt minskad spridning ifrån befintliga kontaminerade områden, mängden PFAS i fisk?

Lagstiftning/restriktioner

Soerensen m.fl. (2024) har tittat på koncentrationer av PFAS från den svenska miljöövervakningen i Östersjön och Kattegatt över de senaste fyra årtionden. Detta bl a för att utvärdera effekten av de regleringar som gjorts av olika PFAS och hur det har påverkat koncentrationerna i olika delar av miljön och i olika delar av Östersjön/Kattegatt. Generellt ses en minskning av PFAS-koncentrationerna i sill i mätningarna efter att restriktioner gjorts. Sill har lägst koncentrationer i Kattegatt men ökar sedan på väg in i Östersjön, där koncentrationerna är som högst i de södra delarna av egentliga Östersjön för att sedan minska på väg upp mot Bottenviken. Orsaken tros vara att Kattegatt (inflöde ifrån Nordsjön) och Bottenviken (inflöde ifrån de stora älvarna) får naturlig omsättning på vattnet medan egentliga Östersjön där inget sådant flöde finns får mycket längre omsättningstider (25–30 år) varför minskade utsläpp tar längre tid att få effekt och en långsammare minskning i koncentrationer ses. I torsk ses ingen minskning av PFAS i denna mätningssperiod fram till 2010–2019 (mätning endast gjord i södra delarna av egentliga Östersjön) (Soerensen m.fl., 2024).

Minskad produktion/utsläpp

I en studie av Newsted m.fl. (2017) ses minskade koncentrationer av PFOS i Övre Mississippi floden mellan åren 2009 och 2013 i fyra fiskarter utvalda för att de 1) fiskas för konsumtion, 2) har varit undersökta tidigare av Minnesota Pollution Control Agency (MPCA) och 3) har haft de högsta koncentrationerna i tidigare studier. Flodsträckan som undersökts består av både förväntat renare delar samt område med troliga punktkällor som ett större reningsverk och en fabrik som tillverkar PFAS. Newsted m.fl. (2017) tar i sin diskussion även med resultat som kommer från två andra studier gjorda 2012 och 2013 av MPCA respektive US Environmental Protection Agency då dessa berör exakt samma område. Koncentrationerna av PFOS varierar delvis utmed sträckan och mest sänkning syns i de fiskar som är fångade i området runt

fabriken. En sänkning på respektive 64, 83, 75, och 40 procent sågs i blågälad solabborre (*Lepomis spp.*), flodtrumfisk (*Aplodinotus grunniens*), svartabborre (*Micropterus dolomieu*), och vitbass (*Morone chrysops*) i området närmast fabriken mellan åren 2009 och 2011. Vitbass har en större yta som den rör sig på under sin livstid och den visade mindre variation i koncentration utmed hela flodsträckan än de arter som höll sig till ett mindre område. Blågälad solabborre visar bättre lokala förändringar i koncentrationer på en viss del av flodsträckan då den rör sig mindre. Författarna konstaterar att upphörandet av tillverkning av PFOS och försök att kontrollera PFAS-källor gett effekt då tydliga minskningar av PFOS ses i denna studie (Newsted m.fl., 2017).

I en studie av förstföderskor i Uppsala mellan åren 1996–2022 har PFAS-halter i blodet mätts tre veckor efter förlossning för att se om den rening som gjort av vattnet sedan 2014 har visat någon effekt i serumhalterna (Gyllenhammar m.fl., 2025). Bakgrunden till undersökningen är att delar av det kommunala vattnet åtminstone sedan 1996 har blivit förorenat med PFAS från en brandövningsplats som använder AFFF. För PFOA och PFOS ses en tydlig nedåtgående trend i blodserum, troligtvis på grund av reglering av dessa ämnen internationellt. Sedan reningen startades ses även en tydlig nedåtgående trend av PFHxS men dricksvattnet är fortfarande en bidragande källa. Studien tittade även på hur konsumtion av fisk och skaldjur påverkade halterna av PFAS och såg att PFNA, PFDA, PFUnDA och linjär- PFOS ökade hos försttagångsföderskorna med ökat intag av fisk och skaldjur. Däremot sågs ingen ökning av grenad-PFOS som inte verkar bioackumuleras i fisk på samma sätt som linjär-PFOS. Trots de tydliga trenderna av minskning av PFAS hade fortfarande 54 procent av försttagångsföderskorna som testades mellan 2018–2022 halter över de säkra serumnivåerna för Σ PFAS4 uppsatta av EFSA (Gyllenhammar m.fl., 2025).

Endicott m.fl. (2025) undersöker orsaken till att PFOS-halten i fisk ifrån Kent Lake, en uppdamning av Huron river i Michigan, fortsätter att ligga på så höga nivåer att den ej bör ätas trots att utsläppskällan har hittats och stoppats samt att koncentrationen i ytvattnet har minskat tack vare att rening har satts in på närmaste vattenreningsverk. Koncentrationer av PFAS mäts i vatten, sediment, bentiska invertebrater och bytes- och rovfisk i Kent Lake samt i en liknande uppdamning några kilometer uppströms. Teorin är att sedimentet verkar som en reservoar för PFOS vilket gör att halten i fisk, via bioackumulering ifrån sedimentet, fortfarande är hög. Beräkningar av fördelningskoefficienter mellan vatten och sediment, bioackumulering till bentiska invertebraterna och vidare trofisk överföring uppåt i näringsväven stödjer denna teori. Atmosfärisk deposition, avrinnings- och grundvatteninfiltrering och biotransformation av PFAS har ej beaktats i undersökningen. Författarna påpekar att denna studie mer ger en ögonblicksbild av PFAS-distributionen i ekosystemet vid tiden för provtagning. Dock kan resultatet jämföras med prover tagna tidigare och tillsammans med fortsatta mätningar vara till hjälp för myndigheter att beräkna när en minskning av kontaminering i fisken kan väntas. Utifrån det kan sedan beslut tas om eventuella åtgärder krävs eller om ekosystemet kan få återhämta sig naturligt (Endicott m.fl., 2025).

2. Hur ser nytta/risk-värderingar ut vad gäller konsumtion av fisk och PFAS-exponering och hur förhåller sig olika länder till detta i sina policyer rörande fiskkonsumtion?

a) Skiljer sig Sveriges policy för konsumtion av fisk och skaldjur mot andra likvärdiga länder?

Nytta/risk

Hamade (2024) vill ge en allmän översikt av fördelarna med en kost innehållande fisk och skaldjur och epidemiologin kring riskerna med PFAS utifrån EPA:s (United States Environmental Protection Agency) referensdoser (RfDs) för PFAS. Gränsvärden uppsatta för att skydda en befolkning tar oftast inte hänsyn till de fördelar som specifik mat kan ge, i detta fall exempelvis fisk, utan fokuserar i stället enbart på eventuella risker med exponering för ämnet i fråga. I dagsläget finns inga nationella rekommendationer för fiskkonsumtion i USA. De nya RfDs som EPA gav ut 2024 gör att många delstater, om de skulle applicera dessa värden, i princip skulle behöva ge råd om nollkonsumtion för vissa sötvattensarter även om de inte kommer ifrån så förorenade områden. Artikeln är tänkt som stöd för att kunna värdera och sätta lämpliga rekommendationer för fiskkonsumtion utifrån lokala förhållanden. Hamade (2024) gör en genomgång av de studier som EPA använt som underlag för att sätta gränsvärden för PFAS.

Förtidig födsel, låg födselvikt med mera kunde i vissa studier kopplas till högre PFAS i blodet hos mammorna. Metaanalyser gjorda med fisk visade ofta positiv effekt på födselvikt medan individuella studier visade mer blandade resultat, där effekterna kunde bero på mängd fisk eller fiskart men också exempelvis PCB- och kvicksilverhalter. Kardiovaskulära effekter av PFAS-intag var bland annat ökade halter av totalt kolesterol och LDL-C (low-density lipoprotein kolesterol) medan fisk oftast gav neutrala eller positiva effekter för den kardiovaskulära hälsan. Minskat antikroppssvar vid vaccination mot tetanus och difteri har setts hos barn med PFOA/PFOS i blodet. Effekter på immunförsvaret av fisk i dieten är inte så väl studerat men generellt ses en positiv effekt på autoimmuna sjukdomar, överkänslighet och immunosuppression. En viss ökning av leverenzym sågs vid PFOS/PFOA exponering medan studier för effekt av fiskintag på levern är få men visar generellt positiv effekt.

Då senare års undersökningar visar på minskande PFAS-exponering för USA:s befolkning anser Hamade (2024) att det vore möjligt att undersöka om en minskning kan ses i sjukdomar associerade med PFAS.

Fiskrekommendationer tittar främst på de mest känsliga grupperna och oftast bara på de negativa effekterna av ett visst ämne ej de positiva effekterna med födan. Rekommendationer kan skrämja människor från att äta viss mat vilket kan göra att de i stället väljer mat som är sämre (exempelvis processad mat eller mat med högt salt/socker-innehåll). Risken är också att till exempel under graviditeten sluta äta en viss mat även om den egentliga effekten bygger på längre tids intag och att sluta kanske inte gör någon skillnad utan i stället kan försämra näringsämnesintaget. Författaren uppmanar till studier som justerar för fiskkonsumtion när föroreningars effekt studeras (Hamade, 2024).

Policyer

Då inga nationella gränsvärden eller rekommendationer finns för PFAS i fisk i USA, utan det är upp till enstaka delstater att sätta dessa, har Petali m.fl. (2024) granskat befintliga utmaningar, kunskapsgap och behov relaterade till att kunna ge råd om fiskkonsumtion för att skydda

allmänhetens hälsa. Att PFAS är en stor heterogengrupp med många olika typer av ämnen gör rekommendationer svårare att ge än för till exempel kvicksilver. Inneboende kemiska och biologiska egenskaper tillsammans med variationer i vattenmiljö och biota gör att effekter av olika PFAS i olika miljöer i olika fisk är svåra att sammanfatta i enkla rekommendationer för olika målgrupper. Nya kunskaper om PFAS upptäcks löpande varför gränsvärden och rekommendationer måste uppdateras för att kunna skydda allmänheten. Att detektera och analysera PFAS i olika matriser är ett annat problem där både för låga och för höga värden kan uppmätas vilket också påverkar vilka rekommendationerna som kan ges men även för vilka vattendrag som mätningar bör göras. En ytterligare utmaning i dessa rekommendationer ligger i att balansera riskerna med PFAS samtidigt som hälsofördelarna med att konsumera viss fisk och skaldjur också ska kommuniceras. Författarna konstaterar sammantaget att med alla de utmaningar som finns i att sätta upp dessa rekommendationer är det osannolikt att det inom en snar framtid kommer att finnas en gemensam strategi som tar bort nyttan av lokala rekommendationer (Petali m.fl., 2024).

Per artikel – då flera områden berörs

Kumar m.fl., (2022)

Den finländska undersökningen gjord av Kumar m.fl. (2022) undersöker flera olika perspektiv, bland annat olika arter av fisk, olika delar av fisken, samt geografisk placering. Undersökningen gjordes 2016/2017 i både söt- och bräckvatten och PFAA uppmättes i alla arter som provtogs (Kumar m.fl., 2022). I studien mättes halter av 13 PFAA i Östersjön (Bottenviken, Bottenhavet, Skärgårdshavet och Finskaviken) samt i några älvar och 3 större insjöar i Finland. Från de mindre fiskarna som nors, siklöja, strömming och abborre togs huvud, inälvor och stjärt bort medan skinn och kotpelaren (i de fall den ansågs vara så tunn att den skulle kunna ätas) var med i provet. Från de större fiskarna som exempelvis gädda och gös togs en kotlett. Skinn, stjärt, fenor, kotpelare och de största benen kasserades medan muskler och subkutant fett homogeniserades till ett prov. För flodnejonöga användes hela fisken. Halterna av Σ PFAA i fisk fångade i olika delar av Östersjön varierade från 1,43 till 33,1 ng/g wet weight (ww). Högst innehåll hade nors (*Osmerus eperlanus*) fångad i södra Bottenhavet (33,1 ng/g ww), mycket på grund av den höga halten PFOS (15.2 ng/g ww). Flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*), siklöja (*Coregonus albula*) och strömming (*Clupea harengus membras*) var de arter som uppmätte högst medianhalter av Σ PFAA efter nors. Författarna anser att olika födointag delvis kan förklara skillnader i PFAA innehåll i de olika fiskarterna. Siklöja äter enbart djurplankton, nors och strömming äter djurplankton, bentiska invertebrater och ibland fiskyngel. I rovfiskarna gädda och abborre i Bottenviken uppmättes lägre halter Σ PFAA än i strömming och siklöja. Författarna understryker att även om detta sista resultat tyder på att biomagnifiering inte skett i denna ”piskivora näringsväv”, något som visats i andra studier, så har de undersökningar som skulle behöva göras legat utanför denna studie, exempelvis mäta intag från andra källor såsom vatten och luft eller titta på upptag av prekursorer och biotransformering. I siklöja sågs en stor skillnad mellan fiskkött och rom, där rommen innehöll cirka 6 gånger så mycket PFAA. De proteinofila PFAA ackumuleras i lever där även vitellogenin syntetiseras. Vitellogenin transporteras sedan via blodet till växande äggceller i äggstockarna och PFAA skulle kunna följa med vitellogenin och delvis förklara denna höga halt av PFAA i rommen.

De relativt höga halterna av PFAA i strömming i Bottenviken jämfört med övriga Östersjön tror författarna delvis kan ha att göra med att flera större älvar har sitt utlopp här och trots att de inte har så höga koncentrationer av PFAA är det relativt högt vattenflöde. Detta i kombination med att strömming är en art som ej migrerar, kan delvis förklara de relativt höga koncentrationerna av

PFAA. Olika migrationsmönster hos olika arter tror författarna kan förklara även andra av de koncentrations mönster som ses i de olika områden som testats. Andra förklaringar som nämns är de olika geografiska skillnaderna där Bottenviken är mer isolerad från övriga delar av Östersjön men även att fisk normalt växer långsammare i denna del av Östersjön.

Olika PFAA-mönster ses delvis i olika arter även om PFOS är dominerande i alla arter i Östersjön. PFOA uppmättes endast i strömming och nors i Östersjön, vilket författarna skriver kan förklaras av kost-eller beteendefaktorer eller artspecifik toxikokinetik.

I sötvattensjöarna är koncentrationerna av PFAA generellt låga. Mönstret av PFAA ser annorlunda ut, PFOS är en mindre andel jämfört med övriga PFAA och det är snarare de långkedjiga PFCA som dominerar.

I studien sågs också att strömming av olika längd har olika PFAS-innehåll vilket skulle kunna förklaras av att de äter olika föda under olika tidperioder i livet och därmed får i sig olika PFAS. Hos de flesta fiskarter sågs ingen korrelation mellan fisklängd eller vikt och PFAS-innehåll. Endast i strömming kunde detta styrkas statistiskt och korrelationen var positiv. Det var också endast i strömming som en korrelation mellan total PFAS-koncentration och ålder kunde ses, även denna korrelation var positiv.

Vid beräkning av tolerabelt veckointag (TWI) enligt EFSA:s rekommendationer (TWI = 4.4 ng/kg kroppsvikt per vecka för Σ PFAS-4; PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) konstaterades att 10 av 13 undersökta fiskarter i Östersjön hade för höga halter PFAA vid konsumtion av 200 gram fiskkött per vecka. Men sänktes konsumtionen till 46 gram fisk per vecka, vilket är den mer brukliga mängden hos konsumenter, var det endast nors som översteg gränsvärdet för en person som väger 70 kg (Kumar m.fl., 2022).

Figueroa-Muñoz m.fl. (2025)

I en metaanalys av Figueroa-Muñoz m.fl. (2025) undersöktes vilken påverkan fiskskinnet har på mängden PFAS i fiskfiléer. De tar hänsyn till olika perspektiv, bland annat del av fisk och bearbetning, samt diskuterar utmaningar med tydliga rekommendationer. Söt- och saltvattens samt odlad respektive vildfångad fisk undersöktes. Bland de hypoteser författarna satte upp var en att fiskar med skinnet kvar skulle ha högre halt PFOS och PFOA då dessa binder till fosfolipider vilket det finns gott om i skinnvävnaden. En ytterligare hypotes var att fet fisk skulle ha lägre PFAS innehåll till följd av ett negativt samband med "lagringslipider", vilka brukar domineras av neutrala lipider. De PFAS som tittades på i denna hypotes var relativt långkedjiga PFAS; PFOS (8 kol), PSOSA (en precursor med 8 kol), PFDA (10 kol), PFUnA (11 kol), PFDoA (12 kol) och PFTrDA (13 kol).

Generellt sågs en lägre halt PFAS i skinnfria fiskar förutom PFOS i vildfångad saltvattensfisk och PFOA i vildfångad sötvattensfisk (dock ej statistiskt säkerställd). På grund av avsaknad av relevant antal studier användes bara data ifrån vild sötvattensfisk och på art-nivå bara PFOS som variabel. På artnivå var PFOS-innehållet lägre i skinnfria fiskfiléer i den vilda sötvattensfisken hos 13 av 17 arter. I sötvattensfiskar med skinn (den enda gruppen med rapporterat lipidinnehåll i undersökningen) visade alla PFAS utom den med längst kolkedja (PFTrDA) ett negativt samband med lipidinnehåll.

Författarna menar att mekanismen för PFAS-fördelning till fosfolipider kan ge en förklaring till båda att skinnfria filéer och fetare fisk har lägre PFAS innehåll. De beskriver vidare bland annat att fiskskinn normalt har högre lipidhalt än fiskmuskel på grund av subkutan fettvävnad och att lipider i fiskskinn innehåller en högre andel fosfolipider relativt lipider i muskelvävnad samt att

PFAS har visats binda till fosfolipid-dubbellager. Dock varierar fosfolipid-halten och fördelningen mellan fiskens skinn och muskler mellan olika arter och tillsammans med andra faktorer som inte tas hänsyn till i denna analys kan det förklara att vissa arter hade högre PFOS innehåll utan skinn än med. En av dessa arter var karp (*Cyprinus carpio*), en bottenlevande art som har ett högt fosfolipid innehåll i muskelvävnad.

Förhållandet mellan PFAS och lipidinnehåll diskuterades vidare, där fet fisk antas ha större andel "neutrala" lipider än fosfolipider medan mager fisk antogs ha större andel fosfolipider. Detta antagande, samt det tidigare antagandet att PFAS binder starkare till fosfolipider, skulle kunna förklara det negativa sambandet mellan vissa långkedjiga PFAS och lipidhalt hos fisk och därmed varför fetare fisk hade ett lägre PFAS-innehåll. Ju längre kolkedja hos PFAS desto högre Kow, ett mått på ett ämnes hydrofobicitet, och därmed generellt högre affinitet till "neutrala" lipider, alltså fetare fisk. Dock är sambanden med olika PFAS komplexa då även deras hydrofila funktionella grupp (exempelvis karboxylsyra eller sulfonsyra) interagerar med huvudgruppen på fosfolipid-dubbellagret. Även fosfolipid-halten i fettvävnaden kan variera bland annat under olika årstider och med fiskens reproduktionscykel vilket också kan påverka fisken PFAS-innehåll.

Förutom PFAS utsätts fisk även för andra miljögifter med olika kemiska egenskaper exempelvis PCB och metyl-kvicksilver. PCB är mycket lipofil och ackumuleras därmed främst i fettvävnad medan metyl-kvicksilver har hög affinitet till proteiner. Att ta bort skinnet och den underliggande fettvävnaden minskar då andelen PCB och kanske PFAS medan halten metyl-kvicksilver riskerar att procentuellt öka på grund av det ökade proteininnehållet. I områden med hög PFAS-halt kanske det inte räcker att ta bort skinnet för att sänka PFAS-innehållet till säkra nivåer, medan det i andra områden, med lägre halter, kanske kan hjälpa till att öka konsumtionen av fisk. Dock kan borttagandet av skinnet och framför allt det subkutana fettlagret (som oftast följer med) göra att mängden omega-3 fettsyror minskar. Denna förlust kan vara större hos feta fiskar vilka generellt innehåller mindre PFAS. Författarna konstaterar att det inte är lätt att ge generella rekommendationer om fiskkonsumtion med den komplexitet som blir med olika bioackumulering hos olika miljögifter men även hos olika arter och i olika livsmiljöer (Figueroa-Muñoz m.fl., 2025).

Blazer m.fl. (2024)

I en artikel av Blazer m. fl. (2024) undersöktes flera perspektiv, bland annat marktyper, föroreningskälla samt del av fisk. De tittade på förekomsten av PFAS hos svartabborre (*Micropterus dolomieu*) i fyra flodsystem i Maryland, Pennsylvania och West Virginia under åren 2014–2019 för att bland annat titta på mönster kopplade till tid och markanvändning. Fyra PFAS (PFOS, PFDA, PFUnA och PFDoA) detekterades i alla plasmaprover. På platser med lägre andel bebyggd mark eller där det saknades punktkälla (exempelvis en militär anläggning eller flygplats) uppströms och där halten PFAS ändå var förhöjd var andelen jordbruksmark oftast högre. Rötat avloppsslam (biosolids) och vissa pesticider kan innehålla PFAS vilket delvis skulle kunna förklara den förhöjda halten vid jordbruksmark.

PFOSA, en precursor till PFOS, detekterades i relativt hög frekvens på några platser. Det är inte känt vad orsaken är men dessa platser hade också relativt hög andel jordbruksmark uppströms. PFOSA har rapporterats finnas i rötat avloppsslam och är även en metabolit till insekticiden N-EtFOSAA.

Ingen korrelation sågs mellan långkedjiga PFAS och ålder eller längd på fiskarna men däremot sågs en korrelation med kön. Hanfiskar uppmätte generellt högre koncentrationer av PFUnA och PFDoA. Skillnaden kan förklaras i att honorna lägger ägg och därmed för över en del PFAS till

äggen. Andra teorier, såsom att högre koncentrationer av vissa PFAS kan ses i sediment och att hanfiskar när de bygger och skyddar sina bon är mer i kontakt med sedimentet, eller att vuxna hanfiskar gör av med mer energi och därför måste äta mer och på så sätt får i sig mer PFAS, kan vara förklaringar till de högre halterna hos dem.

Fyra av platserna som undersöktes var under åren 2017–2019 med i en långtidsstudie. Analyser över denna tid visade skillnader i PFAS-koncentrationer mellan åren, men oftast inte signifikanta skillnader och inte i några tydliga mönster. En lägre tidsperiod där även sediment- och vattenprover togs skulle förbättra möjligheterna att förstå dessa variationer.

På två platser undersöktes även vävnadsfördelningen av PFAS mellan plasma, helblod, gonad, lever och muskelvävnad. Vävnadsfördelningen var inte överensstämmande mellan de båda platserna ens hos individer med samma ålder vilket tyder på att föroreningskällor, tillgängliga källor till föda och hur habitatet används med mera påverkar ackumuleringen i olika vävnader. Den ena platsen hade högst koncentrationer av Σ PFAS, PFOS, PFUnA och PFDA i plasma > blod > lever > gonad > muskel, medan den andra platsen hade samma mönster för PFUnA och PFDA medan mönstret för Σ PFAS och PFOS var lever > blod > plasma > gonad > muskel. Andra studier har visat på att halten PFAS i lever blir högre om intaget sker via dieten, vilket eventuellt skulle kunna förklara en del av skillnaderna mellan de båda platserna. På den sistnämnda platsen var också de uppmätta koncentrationerna betydligt högre (Blazer m.fl., 2024).

Diskussion

Det kan konstateras att det finns ett stort antal artiklar skrivna kring PFAS i fisk. Däremot visar den här litteraturstudien att det är svårt att hitta artiklar som handlar om hur och var fiske är lämpligt att bedrivas för att undvika PFAS-föroreningar samt artiklar om storskalig efterbearbetning av fisk. Det framkommer också tydligt hur kunskapen och utvecklingen gått de senaste främst 30 åren, detta eftersom ingen tidsbegränsning sattes på sökningen. Mätkunskapen har utvecklats och gjort att lägre koncentrationer kunnat detekteras samtidigt som kunskapen om riskerna med PFAS ökat.

Gränsvärden har med tiden sänkts radikalt. År 2008 låg TWI i EU för PFOS respektive PFOA på 1 050 respektive 10 500 ng/kg kroppsvikt per vecka medan det från 2020 finns ett TWI för Σ PFAS4 (där bl a PFOS o PFOA ingår) på 4,4 ng/kg kroppsvikt per vecka (Brunn m.fl., 2023).

1 a) Var, när, hur och vad ska vi fiska?

Denna litteraturstudie hittade inga artiklar som handlade om hur fiske ska bedrivas för att minska mängden PFAS i fångsten och därför kommer i stället frågeställningen besvaras genom att försöka titta efter mönster i vad som påverkar PFAS-halter i fisk och skaldjur och som kan användas för att bedriva ett fiske där mängden PFAS i fångsten är låg.

Art

I denna litteraturstudie var det ingen studie som visade att det fanns någon art där ingen PFAS har kunnat detekteras, även om vissa arter i specifika miljöer hade låga eller ej kvantifierbara koncentrationer (Kumar m.fl, 2022; Capozzi m.fl., 2023). Att generellt säga att en viss art alltid skulle gå att äta verkar vara svårt då koncentrationer i samma art varierar beroende på var den har fångats. Dock är det tydligt att det är skillnad mellan arter och beroende på miljö och föroreningsnivå blir det skillnad i PFAS-koncentrationer i arten.

I Berger m.fl. (2009) som undersökte PFAS-koncentrationer i Östersjön och Vättern sågs skillnader mellan olika arter i samma vatten men även mellan samma art i de två olika vattnen. Kumar m.fl. (2022) som undersökte Östersjö-, älv- och insjöfisk i Finland såg skillnad i olika arter men även var dessa arter levde. Högst halt av alla fiskar analyserade i studien hade nors fångad i södra Bottenhavet medan strömning exempelvis hade högst halt i Bottenviken jämfört med övriga delar av finska Östersjön. Soerensen m.fl. (2024) såg skillnad i PFAS-innehåll i strömning/sill ifrån Kattegatt upp till Bottenviken. Egentliga Östersjön var det område där högst koncentration uppmättes medan både områden söder om (Kattegatt) och norr om hade lägre koncentrationer. Soerensen m.fl. (2024) konstaterade också att högre koncentration av långkedjiga PFAS detekterades i strömning i Bottenviken, vilket troligtvis berodde på inflöde av dessa substanser ifrån land via älvarna. Även Kumar m.fl. (2022) ansåg att den högre koncentrationen av PFAS i Bottenviken kunde bero på flödet ifrån land.

Storlek och ålder

Storlek och ålder på fisk verkar generellt inte kunna konstateras korrelera med PFAS-innehåll. Waldetoft (2024) visade att storlek på fisk inte påverkade koncentrationen av PFAS i abborre. Åkerblom m.fl. (2017), som också tittade på PFAS i abborre, såg ingen korrelation mellan vare sig storlek eller ålder och PFAS-halt. Kumar m.fl. (2022) såg endast en korrelation mellan vikt/längd och PFAS-koncentration i strömning, inte i någon av de andra undersökta arterna. Strömning var också den enda art i studien där en korrelation med ålder sågs. I studien noterades också att

strömning av olika längd hade olika PFAS-innehåll vilket skulle kunna förklaras av att de äter olika föda under olika tidperioder i livet och därmed får i sig olika PFAS (Kumar m.fl., 2022).

I en studie av två fiskarter och en krabbar i en flodmynning i Australien sågs en negativ korrelation mellan log-transformerade PFOS-halter och storlek (vikt) (Taylor, 2020). Taylor (2020) konstaterar att detta resultat skiljer sig från den korrelation som normalt ses hos POPs att större individer tenderar att ha en större föroreningsbörda. Dock tillägger författaren att viss försiktighet bör iakttas och fler studier bör göras innan detta resultat extrapoleras på andra arter och system.

Del av fisk

Vilken del av fisken som används har betydelse. Reindl och Wolska (2024) visade i sin studie gjord i Gdanskbukten (Polen) att konsumtion av torsklever översteg EFSA:s riktvärde på 4,4 ng/kg kroppsvikt per vecka medan konsumtion av torskfilé (muskel) inte gjorde det. Capozzi m.fl. (2023) såg i sin studie av två avrinningsområden i sydöstra Michigan en högre halt av PFAS i lever och i ägg än i övriga organ och att fiskfilén (muskeln) var den av de kontrollerade organen som hade lägst PFAS halt. I en dTOP assay som gjordes i samma studie, för att se vilka precursorer som fanns, följde inte heller alltid ökningen av PFAS samma mönster i de olika organen i samma fisk vilket ytterligare visar på att ansamlingen av PFAS i de olika organen ser olika ut. Kumar m.fl. (2022) uppmätte att fiskkrommen i siklöja hade 6 gånger så hög PFAA halt som fiskköttet och Figueroa-Muñoz m.fl. (2025) visade i sin studie att skinn eller inte skinn påverkade halten PFAS i fiskfiléer men att fiskart och typ av PFAS spelar roll.

Sammantaget visar de studier som kom med i denna litteraturstudie att fördelningen av PFAS ser olika ut i olika organ men även att typ av PFAS och art spelar roll för denna fördelning. PFAS affinitet till protein gör dock att det generella mönstret är att det förutom att finnas i blodet hittas i högst koncentrationer i välperforerade organ som lever och njure medan muskeln oftast har en lägre halt.

Trofinivå och livsmiljö

När det gäller trofinivå visar Gewurtz m.fl. (2014) och Munoz m.fl. (2022) lite olika resultat. Munoz m.fl. (2022) såg högst koncentrationer i den bento-pelagiska toppredatorn svartabborre medan Gewurtz m.fl. (2014) inte kunde se att toppredatorn gädda hade högre halter än fiskar på lägre trofinivå. Gewurtz m.fl. (2014) såg däremot att livsmiljö, pelagisk eller bentisk, spelade roll och bentiska arter hade generellt högre halter PFAS.

Var – geografiskt och marktyp

Sju av artiklarna handlade till stor del om var PFAS kan hittas (Junttila m.fl., 2019; Shuman-Goodier m.fl., 2025; Hansson m.fl., 2014; Åkerblom m.fl., 2017; Schuetze m.fl., 2010; DeLuca m.fl., 2023; Boatman m.fl., 2024) medan flera av de andra artiklarna också berörde ämnet. Var är, förutom en fråga om den geografiska platsens inneboende biotiska och abiotiska förutsättningar och omkringliggande landanvändning, också en fråga om eventuella föroreningskällor.

Åkerblom m.fl. (2017) såg en lägre koncentration av Σ PFAS ju längre norrut i Sverige sjön låg och även ju högre sjön var belägen. I denna studie var platserna utvalda så att det inte fanns någon punktkälla för PFAS.

Junttila m.fl. (2019) visade i sin studie ifrån finländska vatten att det är mindre PFAS i sill fångad ute på det öppna havet jämfört med abborre fångad utmed kusten. PFOS var som högst i abborre vid platser där en punktkälla lokaliserats medan koncentrationerna var betydligt lägre i limniska vatten med diffusa källor. Kumar m.fl. (2022) såg lägre halter PFAA i sötvattensjöarna i Finland än i Östersjön men med en högre andel långkedjiga PFAA.

Shuman-Goodier m.fl. (2025) såg ett mönster i PFAS-sammansättningen i kungslaxen beroende på var den fångades på sin väg ner till havet. De konstaterade att laxen samlade på sig föroreningar som beroende på respektive förorenings halveringstid kunde finnas kvar i fisken under en längre tid.

Boatman m.fl. (2024) undersökte, med hjälp av non-target analys, PFAS-innehåll i fisk från sportfiskevatten och dricksvattenkällor i områden i North Carolina där standardmätningar av PFAS normalt görs av myndigheter. Författarna konstaterade att samma PFAS inte hittades i vattnet som i fiskköttet och att betydligt fler än de PFAS som normalt analyserades kunde hittas med denna metod även i de vatten som ansetts som relativt rena.

När Blazer m. fl. (2024) undersökte förekomsten av PFAS hos svartabborre i fyra flodsystem i Maryland, Pennsylvania och West Virginia sågs på platser med lägre andel bebyggd mark, eller utan punktkälla och där halten PFAS ändå var förhöjd, att andelen jordbruksmark oftast var högre.

Utifrån dessa studier verkar omkringliggande markanvändning och närhet till föroreningskälla vara två faktorer som spelar roll för kontamineringen i fisk.

DeLuca m.fl. (2023) har tagit fram en modell för att förutse var det är troligt att hitta PFAS i fisk beroende på landanvändning, eventuella PFAS-källor med mera. Detta för att bättre kunna prioritera de ställen där det är bra att aktivt testa fisken både för att det är områden som det ofta fiskas i och för att risken för förorening är stor. Även DeLuca m.fl. (2023) såg i sin studie att andelen naturlig mark, exempelvis skog, respektive andelen bebyggd mark spelade roll för PFAS-koncentrationen i fisk.

Temporal

Spelar det någon roll när mätningarna görs/fiske bedrivs? Brown m.fl. (2023) konstaterade att stokastiska händelser, såsom ett skyfall, kan påverka halten av olika PFAS både i vatten, sediment och fisk om det finns en punktkälla såsom förorenad mark som kan släppa PFAS. Även om balansen i systemet efter en tid ställer in sig är detta något att tänka på när mätningar görs inför riskbedömningar eller för att följa föroreningsmönster i ett vattendrag. Inga artiklar hittades i denna litteraturstudie som specifikt analyserat eventuella säsongsvariationer i PFAS-koncentrationer i fisk. Petali m.fl. (2024) påpekar dock vikten av tidpunkt för provtagning då bl a säsongsvariationer skulle kunna påverka halter i fisk exempelvis p g a torka, regn, dynamik i vatten samt födointag och näringsbehov hos olika arter.

Sammanställning av 1 a) var, när hur och vad ska vi fiska?

Att PFAS-halten kan men inte alltid hänger ihop med både trofinivå och livslängd visas i en meta-analys av Tansel (2026) där det hos båda äldre och nyare miljöföroreningar i marina miljöer sågs en korrelation mellan både trofinivå och PFAS-mängd samt livslängd och PFAS-mängd. Dock är korrelationen ej så stark jämfört med andra föroreningar som exempelvis PAH (Polycykliska aromatiska kolväten) och mikroplaster. Förklaringarna kan enligt Tansel vara PFAS olika exponeringsvägar och att skillnader i kemiska egenskaper hos olika typer av PFAS gör att

artspecifik fysiologi och habitatspecifik exponering blir viktigare än trofinivå och livslängd (Tansel, 2026).

Sammantaget kan man konstatera att det är komplext att säga var, när och hur fiske ska bedrivas för att undvika PFAS. Miljön och vilken typ av PFAS spelar stor roll då olika PFAS har olika kemiska egenskaper vilket gör att de hittas i olika element. Långkedjiga PFAS hittas oftare i sediment på grund av sin ökade fettlöslighet vilket gör att bentiska arter kanske drabbas hårdare medan andra PFAS är mer vattenlösliga och därför påverkar pelagiska arter mer (Yu m.fl., 2025). Salthalten har visats påverka PFAS affinitet för sediment. Högre salthalt gör att PFOS lättare binder in till sedimentet och därför inte finns tillgängligt i vattenmassan vilket särskilt kan påverka i miljöer med varierande salthalt såsom flodmynningar ut i hav (Taylor, 2020).

Dock har konstaterats att fisk ifrån öppet hav oftast har lägre koncentrationer av PFAS än exempelvis insjöar (Naturvårdsverket, 2025). Saknas en närliggande punktkälla bör fisk ifrån orörda områden ha en lägre föroreningsbörda men typ av PFAS spelar roll och kan ha avvikande mönster.

1 b) Går det att bearbeta fisk efter fångst för att minska PFAS-innehållet?

Endast tre artiklar fångade i denna litteraturstudie (Del Gobbo m.fl., 2008; Bhavsar m.fl., 2014; Rasmussen m.fl., 2017) handlade om efterbearbetning av fisk och skaldjur. Två studier undersökte om "vanlig" matlagning kan påverka PFAS-halter, Del Gobbo m.fl. (2008) ser en minskning av PFAS efter tillagning medan Bhavsar m.fl. (2014) inte gör det. Rasmussen m.fl. (2017), som tittade på hur rökning i en tillverkningsindustri påverkar PFAS-halten, såg inte heller någon skillnad mellan rå och tillagad fisk. Även Polychronidou & Nag (2025) konstaterar att få studier är gjorda kring hur minskning av PFAS skulle kunna ske efter fångst eller under livsmedelsbearbetning (Polychronidou & Nag, 2025).

En metaanalys gjord av Vendl m.fl. (2022) undersökte, utifrån de spretande effekter som olika studier visat, om tillagningstid, vätske/kött-ratio, tillagningstemperatur, kokkedje-längd på PFAS eller tillagningsmedium (vatten, olja eller utan vätska) påverkade PFAS-mängden i skaldjur och sötvattensfisk vid kokning. Metaanalysen av 10 studier visade att "värmebehandling" minskade PFAS-innehållet med 29 procent (dock ej statistiskt signifikant) men att det var stor heterogenitet i underlaget. 49 procent av heterogeniteten i undersökningen kunde beskrivas av de fem orsaker som författarna tittat på. Den regressionsanalys som vidare gjordes visade att tillagningstid och vätske/kött-ratio vara de faktorer som spelade störst roll. Ju längre koktid desto lägre PFAS-innehåll. En förklaring till detta skulle enligt författarna kunna vara att bindningarna mellan proteiner i köttet och PFAS påverkas av temperaturen så att bindningarna bryts och PFAS kan läcka ut ur vävnaden, något även Del Gobbo m.fl. (2008) hade som hypotes. Mer vätska i förhållande till köttmängd gjorde också att mängden PFAS minskade. Författarna tror, precis som författarna till originalartiklarna gör, att den ökade mängden vätska ökar chansen för köttet att komma i kontakt med vätskan under tillagningen. När protein-PFAS bindningar bryts på grund av värmen kan vätskan agera lösningsmedel och spola PFAS ifrån köttet (Vendl m.fl., 2022). Författarna poängterar dock att hela mängden PFAS som försvunnit ur vävnaden ej hittas i vätskan varför exempelvis värmen skulle kunna omvandla vissa PFAS till liknande kemiska former som ej detekteras eller att PFAS förångas. Att temperaturen ej hade en signifikant påverkan på PFAS innehåll förklaras med att denaturering av fiskkött sker redan mellan 35°C och 66°C och att alla studier hade temperaturer över detta. Då blir i stället tiden avgörande, ju längre tid desto längre in i fiskköttet kommer värmen och kan göra så att

bindningar bryts. Att koka sitt fiskkött i vatten eller olja (som täcker hela mängden kött) under så lång tid som möjligt minskar enligt metaanalysen mängden PFAS i köttet. Dock ska oljan eller vattnet sen inte ätas utan slängas. Författarna påpekar att få bort all PFAS i fisken på detta sätt är orealistiskt och skulle kräva så långa koktider att fisken troligtvis skulle bli oätlig (Vendl m.fl., 2022).

Att vissa PFAS kan omvandlas till andra ämnen är problematiskt då olika PFAS är olika giftiga och giftiga i olika koncentrationer. I EU:s förordning om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel (Förordning (EU) 2023/915) anger artikel fyra ett förbud mot avgiftning: "Livsmedel som innehåller sådana främmande ämnen som förtecknas i bilaga I får inte avsiktligt avgiftas genom kemisk behandling" (PFAS finns i bilaga I). Detta då det finns risk att nya okända metaboliter skapas där toxikologiska uppgifter saknas (Förordning (EU) 2023/915).

Utöver de metoder som fångades i denna litteraturstudie, har bland annat metoder så som sköljning/tvättning av fiskfiléer och rening av fisk och skaldjur genom att låta dem leva i rent vatten under en period testas. Kim m.fl. (2020) såg en genomsnittlig PFAS-minskning på 74 procent efter tvättning av spansk makrill (*Scomber japonicus*) i vanligt kranvatten. Samma studie testade även bland annat att blötlägga makrill i 15 minuter i vatten som använts för att skölja ris och kunde då se en 80 procent minskning av PFAS-innehållet. "Risvatten" är något som normalt används i Korea för att tvätta bort lukt ifrån fisk. O'Connor m.fl. (2018) visade att ostron skördade i förorenade vatten kunde renas från PFAS genom att låta dem leva i en ren miljö efter att de plockats vilket är en metod som normalt används inom fiskeindustrin för att rena ostron ifrån annan kontaminering innan försäljning.

Utifrån denna litteraturstudie finns det ingen tydlig och enkel konsensus i hur fisk bör bearbetas för att minska PFAS-innehållet.

1 c) Påverkar lagstiftning och förbud, kring produktion och utsläpp samt minskad spridning ifrån befintliga kontaminerade områden, mängden PFAS i fisk?

Mycket har gjorts för att minska mängden PFAS sedan problemet började att tas på allvar och utredas för 20–30 år sedan (Land m.fl., 2018; Badry m.fl., 2025).

Soerensen m.fl. (2024) konstaterar i sin retrospektiva studie från 1980 och framåt att PFAS mängden sjunkit i sill i Östersjön och Kattegatt från och med 2010 (sista mätningen i studien var gjord 2019) och menar att både utfasning av produktion och begränsande lagstiftning har bidragit till detta. Dock ser minskningen olika ut i olika områden, där egentliga Östersjön har en mindre sänkning troligtvis beroende på en mycket längre omsättningstid än övriga vatten. Halten i torsk däremot visar inte någon nedåtgående trend fram till och med 2019. Reindl och Wolska (2024) ser inte heller någon tydlig nedåtgående trend för PFAS i torsk (muskel och lever) i Gdanskbukten, Östersjön mellan åren 2017–2023. Noterbart är också att lever- och muskelkoncentrationer inte riktigt följer samma mönster.

Newsted m.fl. (2017) kunde se en tydlig sänkning av PFAS-koncentrationerna i fisk i Övre Mississippi floden mellan åren 2009 och 2013 efter att produktion och utsläpp från en PFAS-tillverkningsindustri minskat. Sänkningen var olika i olika arter och tydligast i vattnen nedströms PFAS-fabriken.

Gyllenhammar m.fl. (2025) ser också, i sin studie av förstföderskor i Uppsala mellan åren 1996 och 2022, en minskning av PFOA- och PFOS-koncentrationer i plasma i prover tagna tre veckor efter förlossningen. Författarna anser att minskningen PFOA och PFOS beror på utfasningen av produktionen av dessa substanser globalt men att den minskning av PFHxS som också ses troligtvis beror på den rening av dricksvattnet som startade efter att föroreningen blev känd.

Endicott m.fl. (2025) som undersökte orsaken till att PFOS-halten i fisk ifrån Kent Lake, en uppdämning av Huron river i Michigan, inte minskade i takt med att utsläppskällan hade hittats och stoppats och koncentrationen i ytvattnet hade minskat tack vare att rening hade satts in på närmaste vattenreningsverk. Teorin, som också styrktes via analyser, var att sedimentet i sjön verkade som en reservoar för PFOS och att fisk, via bioackumulering i sedimentlevande bottenfauna och trofisk överföring i den akvatiska näringskedjan, fick i sig detta.

Enligt dessa få studier ser minskad produktion, minskade utsläpp samt minskad spridning ut att ge resultat men att det tar olika lång tid i olika miljöer och för olika PFAS. Reglering av PFAS ser ut att fungera, halterna i fisk minskar även om koncentrationerna inte sjunker så snabbt som vore önskvärt.

Land m.fl. (2018) såg i sin systematiska genomgång av litteratur att PFAS-halter i människa börjat sjunka medan PFAS-halter i miljöprover (abiotiska och biologiska (både terrestra och akvatiska)) inte visade samma tydliga trend (studien täcker material fram till oktober 2015). De misstänkte att den bidragande orsaken till nedgången i människa var den utfasning som gjorts framför allt av PFAS i matförpackningar. PFAS i miljön däremot kommer, på grund av mycket begränsad nedbrytning, finnas kvar längre i ekosystemen.

Badry m.fl. (2025) kan däremot i sin retrospektiva studie från 2025 se en nedgång i PFAS koncentrationer i både humanplasma och djur (exempelvis braxen muskel/lever och hjortlever) redan innan lagstiftning kommer på plats, troligtvis på grund av anpassad produktion till kommande lagstiftning. De rekommenderar därför ytterligare fart i regleringen för att motivera företag att fasa ut produktion och därmed minska användning.

Endicott m.fl. (2025) konstaterar att även om Newsted m.fl. (2017) såg en nedåtgående trend för PFAS i Övre Mississippi floden mellan åren 2009 och 2013 fanns det fortfarande (2023) ett ”Do Not Eat Fish” kostråd ifrån Minnesota Department of Health (MDH). Detta kostråd är fortfarande aktuell 2026 och lyder ”MDH rekommenderar att känsliga befolkningsgrupper, inklusive personer som är eller kan bli gravida, personer som ammar eller planerar att amma och barn under 15 år inte äter fisk från Mississippi River Pools 2–4”. För övriga grupper är rekommendationen att äta max 1 portion per månad (Minnesota Department of Health, u.å.a).

2 a Hur ser nytta/risk-värderingar vad gäller konsumtion av fisk och PFAS-exponering ut och hur förhåller sig olika länder till detta i sina policyer rörande fiskkonsumtion?

Skiljer sig Sveriges policy för konsumtion av fisk och skaldjur mot andra likvärdiga länder?

Fisk är en källa till flera viktiga näringsämnen såsom vitamin D, omega-3 fettsyror och mineraler som selen och jod samt en bra källa till protein (FAO & WHO, 2024). Idag innehåller fisk, utöver dessa nyttiga ämnen, även miljögifter såsom dioxin, PCB, kvicksilver och PFAS

(Livsmedelsverket, 2025). Frågan är till vilken grad de nyttiga effekter som fisk har kan väga upp mot de negativa effekter som PFAS ger och hur det ska värderas.

Endast en artikel rörande nytta/risk-värdering av fiskkonsumtion och PFAS (Hamade, 2024) och en artikel om policyfrågor (Petali m.fl., 2024) identifierades i den här litteraturstudien.

Då det i USA inte finns några nationella rekommendationer för fiskkonsumtion relaterade till PFAS-halter har många delstater tagit fram egna rekommendationer utifrån lokala förutsättningar. År 2024 gav den amerikanska miljömyndigheten (EPA) ut nya, rejält sänkta referensdoser för PFAS. Hamade (2024) konstaterar att om vissa delstater skulle välja att följa dessa nya referensdoser skulle de behöva sänka sina rekommendationer till väldigt lite eller inget intag alls av många sötvattensarter. I sin artikel har Hamade (2024) gjort en genomgång av de studier om negativa effekter på människors hälsa som EPA använt som underlag för att sätta referensdoser för PFAS genom att jämföra med de effekter som fiskintag visats ha eller inte ha på desamma. Författaren påpekar att referensdoser eller liknande mått för föroreningar oftast inte tar hänsyn till fördelarna som ses med de livsmedel som de hittas i, i detta fall fisk. Hamade (2024) kommer i sin genomgång fram till att epidemiologiska studier visar att fördelarna med fiskintag i allmänhet motverkar riskerna med PFAS-exponering baserat på de fyra icke-cancerrelaterade hälsoeffekter som EPA använt för att värdera de negativa effekter PFAS har på människors hälsa. Att beakta är även, som Hamade (2024) påpekar, vad den eventuellt uteslutna fisken ur kosten ersätts med.

Utifrån denna litteraturstudie går det inte riktigt att bedöma hur nytta/risk-värderingar vad gäller konsumtion av fisk och PFAS-exponering ser ut då den enda artikel som fångades i studien var Hamade (2024) och inga andra artiklar som kommenterade detta hittades. Dock ska tilläggas, då denna typ av bedömningar oftare görs av myndigheter i olika länder, att en vidare sökning i annan typ av litteratur skulle ha kunnat ge mer underlag för att kunna svara på frågan.

Petali m.fl. (2024) som i sin artikel samlar de utmaningar och behov som finns för att sätta nationella FCA (Fish Consumption Advisory) för PFAS kommer till slutsatsen att det är osannolikt att det inom en snar framtid kommer att finnas en allmän strategi som tar bort nyttan av diversifierade FCA i USA. Lokala föroreningsnivåer av PFAS och andra miljöföroreningar, fiskkonsumtionsmönster i olika områden (inklusive hos olika folkgrupper) samt att ny information om PFAS-toxicitet fortsätter att komma fram är några av de utmaningar som pekas ut av Petali m.fl. (2024). Vidare poängteras också risken för motstridiga folkhälsobudskap när risker med PFAS och fördelar med fiskkonsumtion ska kommuniceras samtidigt.

Ett exempel på den komplexitet, som Petali m.fl. (2024) beskriver, som finns vid införandet av fiskkonsumtions rekommendationer kommer fram i en analys av Figueroa-Muñoz m.fl. (2025) av hur bland annat borttagandet av fiskskinn påverkar PFAS-halten i fiskfiléer. Figueroa-Muñoz m.fl. (2025) visar i sin metaanalys att skinnfria fiskfiléer men även fetare fisk generellt har en lägre halt PFAS än fiskfiléer med skinn och magrare fisk. Författarna menar att detta delvis kan förklaras med PFAS affinitet till fosfolipider som finns i högre grad i skinnet och även i magrare fisk då fetare fisk har en högre andel "neutrala" lipider dit PFAS inte har samma affinitet. Dock är sambanden med olika PFAS komplexa då även deras hydrofila funktionella grupp och längden på kolkedjan påverkar. Genom att ta bort skinnet och den underliggande fettvävnaden skulle eventuellt halten PFAS kunna minskas och samtidigt minskar även halten av lipofila miljögifter såsom PCB medan exempelvis halten metyl-kvicksilver som binder mer till protein i muskelvävnad riskerar att procentuellt öka. Dock kan borttagandet av skinnet och framför allt

det subkutana fettlagret (som oftast följer med) göra att mängden omega-3 fettsyror minskar och denna förlust kan vara större hos fetare fisk vilka generellt har lägre halt PFAS.

Det är inte enkelt att ge generella rekommendationer om fiskkonsumtion med den komplexitet som blir då olika PFAS har olika affinitet till olika vävnader, olika miljögifter bioackumuleras i olika delar av fisken och dessutom i olika grad i olika arter, som Figueroa-Muñoz m.fl. (2025) konstaterar. Om man dessutom ska ta hänsyn till vad som händer med de positiva effekter som konsumtion av fisk har, som i detta fall vad en eventuell minskning av mängden omega-3 vid borttag av fiskskinnet gör, blir det ännu mer komplext.

Vad gäller PFAS är det många faktorer som spelar in och därför kanske svårare att ta fram bra övergripande mål för en hel nation jämfört med andra miljögifter, som Petali m.fl. (2024) skriver. Fiske och konsumtion av fisk kan ha fler värden än näringsinnehållet, exempelvis kulturell eller religiös betydelse eller betydelse för uppehälle, som Hamade (2024) poängterar. Att gå in med begränsande restriktioner kan därför få större påverkan på vissa grupper i samhället. Dock kan problemet också vara att just dessa grupper har en högre risk för intag av PFAS då deras konsumtion av fisk är högre.

Frågan är hur Sveriges rekommendationer för fiskkonsumtion förhåller sig till andra länders. I USA, som konstaterats tidigare, finns idag inga nationella rekommendationer relaterade till PFAS utan endast för kvicksilver (USEPA, u.å.). De referensdoser som EPA tagit fram 2024 ligger för PFOS och PFOA på 0,1 respektive 0,03 ng/kg/dag (Hamade, 2024), vilket tycks vara i paritet med det TWI som EU satt för Σ PFAS4 på 4,4 ng/kg/vecka. Olika delstater i USA har olika rekommendationer som oftast innefattar rekommendationer för känsliga grupper som exempelvis barn och gravida och/eller för specifika vatten där höga halter PFAS uppmäts (Minnesota Department of Health, u.å.b; Oregon Health Authority, u.å.). Vissa myndigheter beskriver även hur fisk kan beredas för att minska kontamination av miljögifter, dock har ingen sådan information hittats för PFAS och exempelvis MDH skriver uttryckligen att PFAS och kvicksilver inte kan avlägsnas genom tillagning eller tvättning av fisk (Minnesota Department of Health, u.å.c).

I Finland är rekommendationerna, jämfört med de svenska, mer diversifierade för olika grupper samt mer specifika i vilka arter som kan konsumeras (Livsmedelsverket (Finland), 2025). Möjligt är att det finns en större tradition i att äta fler olika arter av fisk i Finland. För att kunna ge liknande rekommendationer i Sverige behövs troligtvis en större informationsinsats ifrån myndighetshåll.

Frågan om Sveriges rekommendationer skiljer sig ifrån andra länders rekommendationer bör inte besvaras enbart genom att titta på de absoluta siffror som tagits fram i olika länder. Nyttå/riskvärderingen är en del i en komplex väv. Föroreningsgrad i olika områden, tradition av fiskkonsumtion och kunskap om fisk skiljer sig åt mellan olika länder och i olika grupper i samhällen. Tilltron till myndigheter påverkar vilka rekommendationer som kan tas fram och hur de kan kommuniceras.

Slutsats/framtid

Sammanfattningsvis gör komplexiteten av olika faktorer det svårt att bedöma var, när och hur det kan vara lämpligast att fiska utifrån PFAS-föreningar. Dock kan det konstateras att koncentrationerna verkar minska, åtminstone på flera av de PFAS-föreningar som mäts, och att prover behöver tas regelbundet för att vara säkra på att nivåerna ligger på rätt sida om gränsvärden. Om fiske ska kunna fortsätta att bedrivas krävs det att fiskebeståndet, speciellt i Östersjön, får möjlighet att återhämta sig.

Att utifrån sammanställningen gjord i denna enkla litteraturstudie ge någon rekommendation kring vilken fiskart som är att föredra och ifrån vilken plats för att få i sig så lite PFAS som möjligt är svårt. Lokala punktkällor, typ av PFAS och förutsättningar i vattenmiljön (ex omsättningstid) påverkar oavsett art. Relativt tydligt är dock att levern är ett organ som bör undvikas att konsumera. En ytterligare komplexitet i det hela är att det finns kunskapsluckor i vilka olika negativa effekter olika PFAS har och vid vilka koncentrationer.

PFAS har visats kunna påverka i princip allt liv i vattnet, allt från bentiska organismer till perifyton och bakterieflora inuti organismer. Att minska utsläpp av kemikalier, både nya och gamla, är av yttersta vikt. Även om viss toxicitetsdata tas fram innan ett ämne släpps ut på marknaden finns fortfarande ett problem att väl ute i naturen blir det en kombination av naturligt förekommande ämnen och andra miljöföreningar. Aktat alla problem med att äta vildfångad fisk, skulle en minskning av kemikalier påverka inte bara människans hälsa utan hela ekosystem. Mycket görs redan idag för att minska mängden kemikalier, exempelvis via Reach i Europa, via Stockholmskonventionen, i FN (globala målen) etc. men så länge produktion och utsläpp av nya kemikalier fortsätter är det svårt att se en ljusning.

Även om odlad fisk generellt innehåller färre gifter finns även problem med PFAS i foder, både växt-och djurbaserat, vilket inte har diskuterats i denna studie. Naturligtvis blir nytta/riskvärderingen annorlunda i ett krisscenario där eventuellt alternativ till vildfångad fisk inte finns tillgänglig. Att försöka kvantifiera vilka nivåer PFAS eller andra föreningar som är acceptabla kräver kunskap om vilka ämnen som finns. Ett problem är att det saknas information om många kemikalier. Bristande krav i kombination med att industrin till viss del inte vill tillhandahålla information om nya kemikalier gör det svårt att analysera vilka föreningar som finns och deras effekt.

Styrkor och svagheter

Den här litteraturstudien hade kunnat förbättrats med följande aspekter:

- Om annan litteratur, grå litteratur, såsom myndighetsrapporter hade tagits med. Då hade exempelvis diskussionen kring nytta/risk och fiskrekommendationer kunnat utökats.
- Mer avgränsad tidsram för sökningen. Då hade det varit enklare att jämföra resultat, då gränsvärden och analysmetoder hade varit mer lika. Nyare (och därmed kanske viktigare) PFAS hade kanske också fått mer plats i arbetet, exempelvis ultrakorta PFAS som trifluorättiksyra.
- Studien hade kunnat ta med artiklar om fler länder för att möjliggöra en bredare analys av olika geografiska och socio-ekonomiska förhållanden samt sammanfattat vilka analyser som har gjorts i olika områden.

Referenser

- Alam, Md. S., & Chen, G. (2025). Per- and Poly-fluoroalkyl Substances Regulatory Frameworks, Sources, and Occurrence: Trend, Concern, and Implication. *International Journal of Environmental Research*, 19(5), 176. <https://doi.org/10.1007/s41742-025-00851-2>
- Anderson, J. K., Brecher, R. W., Cousins, I. T., DeWitt, J., Fiedler, H., Kannan, K., Kirman, C. R., Lipscomb, J., Priestly, B., Schoeny, R., Seed, J., Verner, M., & Hays, S. M. (2022). Grouping of PFAS for human health risk assessment: Findings from an independent panel of experts. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 134, 105226. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2022.105226>
- Axelsson, A. F., & Hornborg, S. (2025). Svensk sjömatkonsumtion 2023. RISE Rapport 2025:42
- Badry, A., Lämmer, R., Göckener, B., & Koschorreck, J. (2025). Pre-regulatory actions as a driver for reduced PFAS emissions? Long-term trends and change points for human and environmental samples from Germany. *Environmental Sciences Europe*, 37(1), 84–84. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01124-7>
- BalticWaters. (2025). Torsk- och sillbeståndens utveckling över tid. <https://balticwaters.org/faktabanken/bestandens-utveckling-over-tid/>
- Berger, U., Glynn, A., Holmström, K. E., Berglund, M., Ankarberg, E. H., & Törnkvist, A. (2009). Fish consumption as a source of human exposure to perfluorinated alkyl substances in Sweden – Analysis of edible fish from Lake Vättern and the Baltic Sea. *Chemosphere (Oxford)*, 76(6), 799–804. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.04.044>
- Bhavsar, S. P., Zhang, X., Guo, R., Braekevelt, E., Petro, S., Gandhi, N., Reiner, E. J., Lee, H., Bronson, R., & Tittlemier, S. A. (2014). Cooking fish is not effective in reducing exposure to perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. *Environment International*, 66, 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.024>
- Blake, B. E., & Fenton, S. E. (2020). Early life exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and latent health outcomes: A review including the placenta as a target tissue and possible driver of peri- and postnatal effects. *Toxicology (Amsterdam)*, 443, 152565–152565. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2020.152565>
- Blazer, V. S., Walsh, H. L., Smith, C. R., Gordon, S. E., Keplinger, B. J., & Wertz, T. A. (2024). Tissue distribution and temporal and spatial assessment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) in the mid-Atlantic United States. *Environmental Science and Pollution Research International*, 31(49), 59302–59319. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35097-6>
- Boatman, A. K., Chappel, J. R., Polera, M. E., Dodds, J. N., Belcher, S. M., & Baker, E. S. (2024). Assessing Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Fish Fillet Using Non-Targeted Analyses. *Environmental Science & Technology*, 58(32), 14486–14495. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c04299>
- Brown, A. S., Yun, X., McKenzie, E. R., Heron, C. G., Field, J. A., & Salice, C. J. (2023). Spatial and temporal variability of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in environmental media of a small pond: Toward an improved understanding of PFAS bioaccumulation in fish. *The Science of the Total Environment*, 880, 163149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163149>

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), 20–20. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00721-8>

Capozzi, S. L., Xia, C., Shuwal, M., Zaharias Miller, G., Gearhart, J., Bloom, E., Gehrenkemper, L., & Venier, M. (2023). From watersheds to dinner plates: Evaluating PFAS exposure through fish consumption in Southeast Michigan. *Chemosphere (Oxford)*, 345, 140454. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140454>

Château-Degat, M.-L., Pereg, D., Dallaire, R., Ayotte, P., Dery, S., & Dewailly, É. (2010). Effects of perfluorooctanesulfonate exposure on plasma lipid levels in the Inuit population of Nunavik (Northern Quebec). *Environmental Research*, 110(7), 710–717. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.07.003>

Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Glüge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Miller, M., Ng, C. A., Scheringer, M., Vierke, L., & Wang, Z. (2020). Strategies for grouping per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to protect human and environmental health. *Environmental Science-- Processes & Impacts*, 22(7), 1444–146. <https://doi.org/10.1039/d0em00147c>

Del Gobbo, L., Tittlemier, S., Diamond, M., Pepper, K., Tague, B., Yeudall, F., & Vanderlinden, L. (2008). Cooking Decreases Observed Perfluorinated Compound Concentrations in Fish. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56(16), 7551–7559. <https://doi.org/10.1021/jf800827r>

DeLuca, N. M., Mullikin, A., Brumm, P., Rappold, A. G., & Cohen Hubal, E. (2023). Using Geospatial Data and Random Forest To Predict PFAS Contamination in Fish Tissue in the Columbia River Basin, United States. *Environmental Science & Technology*, 57(37), 14024–14035. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03670>

ECHA (2025). ECHA announces timeline for PFAS restriction evaluation. Hämtad 14 december 2025. <https://echa.europa.eu/sv/-/echa-announces-timeline-for-pfas-restriction-evaluation>

EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, del Mazo J, Grasl-Kraupp B, Hogstrand C, Hoogenboom LR, Leblanc J-C, Nebbia CS, Nielsen E, Ntzani E, Petersen A, Sand S, Vleminckx C, Wallace H, Barregard L, Ceccatelli S, Cravedi J-P, Halldorsson TI, Haug LS, Johansson N, Knutsen HK, Rose M, Roudot A-C, Van Loveren H, Vollmer G, Mackay K, Riolo F and Schwerdtle T, 2020. Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 2020;18(9):6223, 391 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223>

Endicott, D., Silva-Wilkinson, R., McCauley, D., & Armstrong, B. (2025). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sediment: A source of PFAS to the food web? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 21(4), 810–822. <https://doi.org/10.1093/inteam/vjaf010>

FAO. 2024. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action*. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>

FAO & WHO. 2024. FAO/WHO background document on the risks and benefits of fish consumption. Food Safety and Quality Series, No. 27. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd1548en>

Figuroa-Muñoz, G., Murphy, C. A., Whittum, K., & Zydlewski, J. (2025). Cleaner cuts: Farmed fish and skin-off fillets are lower in per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *The Science of the Total Environment*, 959, 178266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178266>

Förordning (EU) 2019/1021. Europaparlamentets och rådets förordning (EU) av den 20 juni 2019 om långlivade organiska föroreningar(omarbetning).

<https://eurlex.europa.eu/eli/reg/2019/1021/oj/swe>

Förordning (EU) 2023/915. Kommissionens förordning (EU) av den 25 april 2023 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/915/oj/swe>

Gewurtz, S. B., Bhavsar, S. P., Petro, S., Mahon, C. G., Zhao, X., Morse, D., Reiner, E. J., Tittlemier, S. A., Braekevelt, E., & Drouillard, K. (2014). High levels of perfluoroalkyl acids in sport fish species downstream of a firefighting training facility at Hamilton International Airport, Ontario, Canada. *Environment International*, 67, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.005>

Giesy, J. P., & Kannan, K. (2001). Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environmental Science & Technology*, 35(7), 1339–1342. <https://doi.org/10.1021/es001834k>

Globala målen. (u.å.). Hämtad 2026-01-06 från <https://globalamalen.se/om-globala-malen/mal-14-hav-och-marina-resurser/>

Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science--Processes & Impacts*, 22(12), 2345–2373. <https://doi.org/10.1039/d0em00291g>

Gyllenhammar, I., Benskin, J. P., Plassmann, M., Kruså, M., McCleaf, P., Kallerman, P. H., Lampa, E., & Glynn, A. (2025). PFAS in first-time mothers from Sweden: temporal trends and the impact from fish/seafood consumption and drinking water exposure. *Environment International*, 202, 109671. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109671>

Hamade, A. (2024). Fish consumption benefits and PFAS risks: Epidemiology and public health recommendations. *Toxicology Reports*, 13, 101736. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101736>

Hansson, T., Baršienė, J., Tjärnlund, U., Åkerman, G., Linderöth, M., Zebühr, Y., Sternbeck, J., Järnberg, U., & Balk, L. (2014). Cytological and biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 27–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.001>

Havet.nu (u.å.). Hämtad 2026-01-06 från <https://www.havet.nu/sa-mar-vasterhavet>

Havs och vattenmyndigheten. (u.å.). Hämtad 2026-01-06 från <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/fororeningar-och-farliga-amnen/miljofarliga-amnen.html>

Helcom. (u.å.). Hämtad 2026-01-06 från <https://stateofthebalticsea.helcom.fi/overview/about-the-baltic-sea/>

Jordbruksverket (2023) Vägen framåt mot mer livsmedel av svenskfångad sill och skarpsill Kapacitet i landning och beredning av fisk i Sverige. Rapport 2023:8

Jordbruksverket (2024) Handlingsplan för mer mat av pelagisk fisk. RA24:9

Junttila, V., Vähä, E., Perkola, N., Räike, A., Siimes, K., Mehtonen, J., Kankaanpää, H., & Mannio, J. (2019). PFASs in Finnish Rivers and Fish and the Loading of PFASs to the Baltic Sea. *Water*, 11(4), 870. <https://doi.org/10.3390/w11040870>

Kemikalieinspektionen (2021) PM 1/21 Kunskapssammanställning om PFAS

Kemikalieinspektionen (u.å.). PFAS. Hämtad 2026-01-22 från <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas>

Kim, M., Park, J., Luo, L., Min, J., Kim, J. H., Yang, H., Kho, Y., Kang, G. J., Chung, M., Shin, S., & Moon, B. (2020). Effect of washing, soaking, and cooking methods on perfluorinated compounds in mackerel (*Scomber japonicus*). *Food Science & Nutrition*, 8(8), 4399–4408. <https://doi.org/10.1002/fsn3.1737>

Kumar, E., Koponen, J., Rantakokko, P., Airaksinen, R., Ruokojärvi, P., Kiviranta, H., Vuorinen, P. J., Myllylä, T., Keinänen, M., Raitaniemi, J., Mannio, J., Junntila, V., Nieminen, J., Venäläinen, E.-R., & Jestoi, M. (2022). Distribution of perfluoroalkyl acids in fish species from the Baltic Sea and freshwaters in Finland. *Chemosphere (Oxford)*, 291(Pt 3), 132688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132688>

Land, M., de Wit, C. A., Bignert, A., Cousins, I. T., Herzke, D., Johansson, J. H., & Martin, J. W. (2018). What is the effect of phasing out long-chain per- and polyfluoroalkyl substances on the concentrations of perfluoroalkyl acids and their precursors in the environment? A systematic review. *Environmental Evidence*, 7(1), 4–4. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0114-y>

Livsmedelsverket. 2025. L 2025 nr 04: Livsmedelsverkets generella kostråd för den vuxna befolkningen. Livsmedelsverkets rapportserie. Uppsala.

Livsmedelsverket. Bergkvist, P. 2025. PM 2025: Resultat av 2024 års analyser av PFAS i livsmedel i Livsmedelsverkets provtagningsprogram för oönskade ämnen. Livsmedelsverkets PM. Uppsala.

Livsmedelsverket (Finland). 2025. Allmänna anvisningar om hur livsmedel används på ett säkert sätt. Livsmedelsverket. Uppdaterad april 2025. https://www.ruokavirasto.fi/globalassets/elintarvikkeet/ohjeita-kuluttajille/turvallisen-kayton-ohjeet/taulukko_ruotsi_web.pdf

Minnesota Department of Health. (u.å.a). Fish Consumption Advisory Program. Waterbody Specific Safe-Eating Guidelines—Mississippi River Pools 2, 3, and 4, including all of the Minnesota lakes and backwaters and Vermillion River. Hämtad 2026-01-01 från <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/fish/specificwaters.html>

Minnesota Department of Health. (u.å.b). Waterbody-specific and Statewide Fish Consumption Guidelines. Hämtad 2026-01-06 från <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/fish/guidelines.html>

Minnesota Department of Health. (u.å.c). Cleaning and Cooking Recommendations. Hämtad 2026-01-06 från <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/fish/tips.html>

Munoz, G., Mercier, L., Duy, S. V., Liu, J., Sauvé, S., & Houde, M. (2022). Bioaccumulation and trophic magnification of emerging and legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a St. Lawrence River food web. *Environmental Pollution (1987)*, 309, 119739. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119739>

- Naturvårdsverket. (2025). Kunskap om PFAS i livsmedel och miljö. Slutredovisning av ett regeringsuppdrag (regleringsbrev för budgetåret 2022). <https://www.naturvardsverket.se/49323e/contentassets/c719b2f79a23403ba488c136f68f8685/kunskap-om-pfas-i-livsmedel-och-miljo.pdf>
- Newsted, J. L., Holem, R., Hohenstein, G., Lange, C., Ellefson, M., Reagen, W., & Wolf, S. (2017). Spatial and temporal trends of poly- and perfluoroalkyl substances in fish fillets and water collected from pool 2 of the Upper Mississippi River. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(11), 3138–3147. <https://doi.org/10.1002/etc.3891>
- O'Connor, W. A., Zammit, A., Dove, M. C., Stevenson, G., & Taylor, M. D. (2018). First observations of perfluorooctane sulfonate occurrence and depuration from Sydney Rock Oysters, *Saccostrea glomerata*, in Port Stephens NSW Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 207–210. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.058>
- OECD (2021). Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance, OECD Series on Risk Management, No. 61, OECD Publishing, Paris
- Ohoro, C. R., Amaku, J. F., Conradie, J., Olisah, C., Akpomie, K. G., Malloum, A., Akpotu, S. O., Adegoke, K. A., Okeke, E. S., & Omotola, E. O. (2024). Effect of physicochemical parameters on the occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in aquatic environment. *Marine Pollution Bulletin*, 208, 117040. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117040>
- Ojo, A. F., Peng, C., & Ng, J. C. (2021). Assessing the human health risks of per- and polyfluoroalkyl substances: A need for greater focus on their interactions as mixtures. *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124863. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124863>
- Oregon Health Authority. (u.å.) Advisories and Guidelines. Hämtad 2026-01-06 från <https://www.oregon.gov/oha/PH/HEALTHYENVIRONMENTS/RECREATION/FISHCONSUMPTION/Pages/fishadvisories.aspx#fish>
- 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>
- Petali, J. M., Pulster, E. L., McCarthy, C., Pickard, H. M., Sunderland, E. M., Bangma, J., Carignan, C. C., Robuck, A., Crawford, K. A., Romano, M. E., Lohmann, R., & Stackelburg, K. (2024). Considerations and challenges in support of science and communication of fish consumption advisories for per- and polyfluoroalkyl substances. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 20(6), 1839–1858. <https://doi.org/10.1002/ieam.4947>
- Pickard, H. M., Ruyle, B. J., Thackray, C. P., Chovancova, A., Dassuncao, C., Becanova, J., Vojta, S., Lohmann, R., & Sunderland, E. M. (2022). PFAS and Precursor Bioaccumulation in Freshwater Recreational Fish: Implications for Fish Advisories. *Environmental Science & Technology*, 56(22), 15573–15583. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03734>
- Polychronidou, V., & Nag, R. (2025). Human health risk assessment of Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *The Science of the Total Environment*, 1000, 180428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180428>

Rasmussen, R. R., Søndergaard, A. B., Bøknæs, N., Cederberg, T. L., Sloth, J. J., & Granby, K. (2017). Effects of industrial processing on essential elements and regulated and emerging contaminant levels in seafood. *Food and Chemical Toxicology*, 104, 85–94.

<https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.02.008>

Reindl, A. R., & Wolska, L. (2024). Toxicokinetic of perfluorinated compounds - A study of liver sequestration in Baltic cod (*Gadus morhua callarias*) and human dietary exposure.

Environmental Research, 263(Pt 2), 120127. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120127>

Schuetze, A., Heberer, T., Effkemann, S., & Juergensen, S. (2010). Occurrence and assessment of perfluorinated chemicals in wild fish from Northern Germany. *Chemosphere (Oxford)*, 78(6), 647–652. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.015>

Sha, B., Johansson, J. H., Tunved, P., Bohlin-Nizzetto, P., Cousins, I. T., & Salter, M. E. (2022). Sea Spray Aerosol (SSA) as a Source of Perfluoroalkyl Acids (PFAAs) to the Atmosphere: Field Evidence from Long-Term Air Monitoring. *Environmental Science & Technology*, 56(1), 228–238.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04277>

Shuman-Goodier, M., Meador, J., Carey, A., & O’Neill, S. (2025). Emerging contaminants in juvenile Chinook salmon: patterns of exposure and implications for conservation.

Environmental Pollution (1987), 382, 126639. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126639>

Soerensen, A. L., Benskin, J. P., & Faxneld, S. (2024). Four Decades of Spatiotemporal Variability of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 58(24), 10806–10816. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c03031>

STOCKHOLM CONVENTION 2009. SC-4/17: Listing of perfluorooctane sulfonic acid, its salts and perfluorooctane sulfonyl fluoride.

STOCKHOLM CONVENTION 2019. SC-9/12: Listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds.

STOCKHOLM CONVENTION 2022. SC-10/13: Listing of perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds.

STOCKHOLM CONVENTION 2025. SC-12/12: Listing of long-chain perfluorocarboxylic acids, their salts and related compounds

Sun, J. M., Kelly, B. C., Gobas, F. A. P. C., & Sunderland, E. M. (2022). A food web bioaccumulation model for the accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in fish: how important is renal elimination? *Environmental Science--Processes & Impacts*, 24(8), 1152–1164. <https://doi.org/10.1039/d2em00047d>

Sveriges miljömål. (u.å). Hämtad 2026-01-06 från <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/>

Sveriges vattenmiljö. (u.å.a). Hämtad 2026-01-06 från <https://www.sverigesvattenmiljo.se/samar-vara-vatten/2023/sammanfattningar/>

Sveriges vattenmiljö. (u.å.b). Hämtad 2026-01-06 från <https://www.sverigesvattenmiljo.se/samar-vara-vatten/2023/variabelgrupper/85/0/146>

Tansel, B. (2026). Trophic-level accumulation and transfer of legacy and emerging contaminants in marine biota: meta-analysis of mercury, PCBs, microplastics, PFAS, PAHs. *Marine Pollution Bulletin*, 222(Pt 1), 118666. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118666>

Taylor, B., Ofori, K. F., Parsaeimehr, A., Akdemir Evrendilek, G., Attarwala, T., & Ozbay, G. (2025). Exploring the Complexities of Seafood: From Benefits to Contaminants. *Foods*, 14(9), 1461. <https://doi.org/10.3390/foods14091461>

Taylor, M. D. (2020). Animal size impacts perfluoroalkyl acid (PFAA) concentrations in muscle tissue of estuarine fish and invertebrate species. *Environmental Pollution (1987)*, 267, 115595. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115595>

Torfadottir, J. E., & Ulven, S. M. (2024). Fish – a scoping review for Nordic Nutrition Recommendations 2023. *Food & Nutrition Research*, 68, 1–18. <https://doi.org/10.29219/fnr.v68.10485>

USEPA. (u.å.). EPA-FDA advice about eating fish and shellfish: For those who might become pregnant, are pregnant, are breastfeeding, and for children. Hämtad 2026-01-05 från <https://www.epa.gov/choose-fish-and-shellfish-wisely/epa-fda-advice-about-eating-fish-and-shellfish>

Vattenmyndigheterna. (u.å.). Hämtad 2026-01-06 från <https://www.vattenmyndigheterna.se/vattendistrikt/vasterhavet/om-vasterhavet/utmaningar-i-vasterhavet.html>

Vendl, C., Pottier, P., Taylor, M. D., Bräunig, J., Gibson, M. J., Hesselson, D., Neely, G. G., Lagisz, M., & Nakagawa, S. (2022). Thermal processing reduces PFAS concentrations in blue food – A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution (1987)*, 304, 119081. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119081>

Waldetoft, H., Karlsson, O. M., & Awad, R. (2024). No evidence of an association between size and levels of four per- and polyfluorinated substances (PFAS) in perch (*Perca fluviatilis*). *The Science of the Total Environment*, 934, 173124. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173124>

Wang, Q., Shao, Y., Leung, K. M. Y., Lam, P. K. S., & Ruan, Y. (2025). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the marine environment: An overview and prospects. *Marine Pollution Bulletin*, 216, 117993. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117993>

Yeoh, C. S. L., Alrazihi, L. A., Wong, S. T., & Wong, S. F. (2025). Per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) and human health: a review of exposure routes and potential toxicities across the lifespan. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 44(10), 2754–2786. <https://doi.org/10.1093/etojnl/vgaf172>

Yu, Q., Cai, L., Liu, H., Hu, Z., Wu, H., Chen, X., Ren, C., & Zhang, J. (2025). Bioaccumulation and bioelimination of per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic organisms: a review. *Journal of Water Process Engineering*, 75, 108065. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.108065>

Åkerblom, S., Negm, N., Wu, P., Bishop, K., & Ahrens, L. (2017). Variation and accumulation patterns of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in European perch (*Perca fluviatilis*) across a gradient of pristine Swedish lakes. *The Science of the Total Environment*, 599–600, 1685–1692. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.032>

