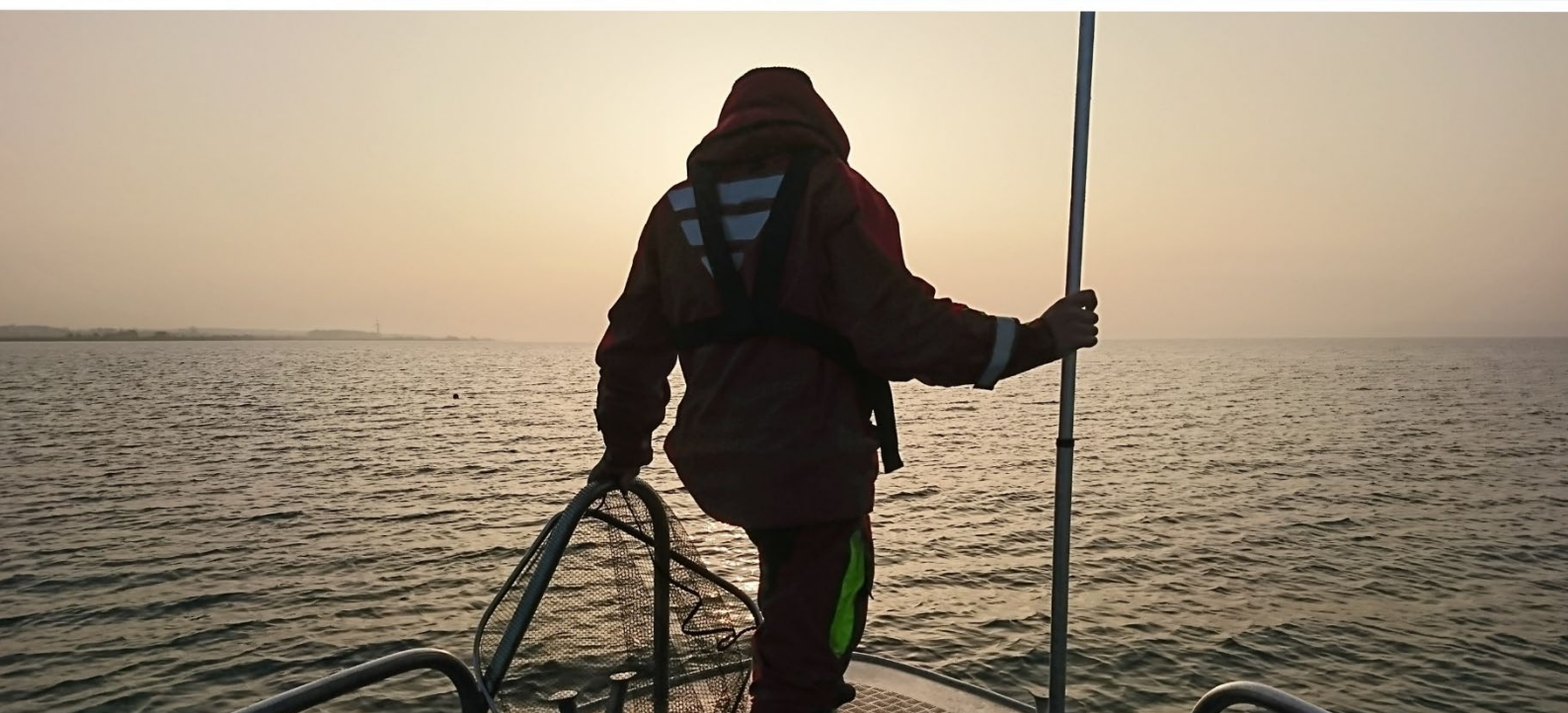


RETROSPEKTIVA STUDIER AV PFAS I FISK I DE TRE STORA SJÖARNA

Vänern, Vättern och Mälaren



Retrospektiva studier av PFAS i fisk i de tre stora sjöarna

Vänern, Vättern och Mälaren

Titel	Retrospektiva studier av PFAS i fisk i de tre stora sjöarna: Vänern, Vättern och Mälaren
Rapportnummer	Vänerns vattenvårdsförbund rapport 148 Vätternvårdsförbundets rapport 165 Mälarens vattenvårdsförbund rapport 2025:3
År	2025
Författare	Suzanne Faxneld och Anne Soerensen, Naturhistoriska Riksmuseet
Kontakt	Vänern: Sara Peilot, sara.peilot@lansstyrelsen.se Vättern: vattenvardsforbundet@lansstyrelsen.se Mälaren: Ingrid Hägermark, ingrid.hagermark@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.vanern.se www.vattern.org www.malaren.se
Upplaga	Digital publicering
Omslagsbild	Abborre i nät, Vänern (Thomas Andersson, Calluna); Röding och provfiske, Vättern (Länsstyrelsen i Jönköpings län)

Förord

Vattenvårdsförbunden för Vänern, Vättern och Mälaren samordnar miljöövervakning i respektive sjö inom det nationella delprogrammet [Stora sjöar](#). Inom programmet genomför vi gemensamma (utvecklings)projekt för att förbättra kunskapsläge om våra sjöar eller utveckla och testa nya metoder. Under 2024-2025 har vi genomfört retrospektiva undersökningar av PFAS i fisk från Vänern, Vättern och Mälaren.

Syftet med projektet var att förbättra kunskapsläget om PFAS-förorening och dess utveckling över tid i Sveriges tre största sjöar. Kunskapen om PFAS-halter i sjöarna är begränsad till de senaste sju till tolv åren, då miljöövervakning av PFOS påbörjades. För att kunna bedöma trender för de olika ämnen saknas idag underlag. Genom analys av provbankat material – fisk från Vänern och Vättern har sparats sedan 1970-talet och från Mälaren från början av 1990-talet – blir det möjligt att veta hur olika PFAS-ämnen har varierat över tid och till viss del även hur halter kommer utvecklas i framtiden.

Att få veta mer om utvecklingen i Sveriges stora sjöar är prioriterad för att bevara och förvalta sjöarnas värdefulla ekosystem och ekosystemtjänster.

Studien har utförts på uppdrag av Vattenvårdsförbunden i Vänern, Vättern och Mälaren och finansierats av Havs- och vattenmyndigheten. Arbetet har utförts av forskare på Naturhistoriska riksmuseet som med prover sparade i museets miljöprovbanks från den nationella miljöövervakningen kunnat gå tillbaka i tiden så långt som till början av 1970-talet.

Sara Peilot, *Vänerns vattenvårdsförbund*
Friederike Ermold, *Vätternvårdsförbundet*
Ingrid Hägermark, *Mälarens vattenvårdsförbund*

2025-10-08

Innehållsförteckning

Sammanfattning	7
Introduktion	9
Material & Metoder	11
Databearbetning	13
Resultat.....	17
Biologdata	17
Tidstrender/change point analys	18
Koncentrationer och sammansättning.....	22
Jämförelse mot nationella miljöövervakningen.....	24
Jämförelse mot gränsvärden	27
Diskussion	29
Vad har identifierats?	29
Tidstrender	29
Nuvarande och historisk påverkan.....	31
Gränsvärden.....	32
Referenser	33
Appendix	38

Sammanfattning

Per- och polyfluorerade substanser (PFAS), eller evighetskemikalier som de ibland även kallas, är organiska miljögifter som innehåller fluor. De är långlivade, tas upp av organismer och de är giftiga. PFAS har bland annat tidigare använts i brandsläckningsskum, som impregnering i kläder och matförpackningar, kosmetika och i pesticider. PFAS kan spridas till miljön både från punktkällor, exempelvis en brandövningsplats, eller så sprids de via diffusa källor som kan vara atmosfärisk deposition eller avrinning. PFOS, som är det PFAS-ämne som oftast hittats i högst halter, fasades ut 2002 och 2009 infördes det i Stockholmkonventionen, och nu under 2025 har även de långkedjiga karboxylsyror (exempelvis PFUnDA, PFDoDA) införts i Stockholmkonventionen.

I dagsläget finns det ett gränsvärde för PFOS i biota inom vattenförvaltningen (miljökvalitetsnorm) men det finns även förslag på nya gränsvärden där man inkluderar flera PFAS, vilket skulle innebära en kraftig sänkning av nuvarande gränsvärde. EFSA håller även på att ta fram nya hälsobaserade gränsvärden.

I de tre Stora Sjöarna – Mälaren, Vänern och Vättern – har förhöjda halter av PFAS uppmätts i både vatten och fisk, dock har man inte kunnat analysera PFAS särskilt länge i dessa sjöar och man vet därför inte hur halterna har sett ut tidigare eller om halterna över tid har börjat att gå ner.

I denna rapport var syftet att utvärdera tidstrender av PFAS i fisk i Mälaren, Vänern och Vättern samt att jämföra halter och mönster av PFAS inom sjöarna mellan år, mellan de tre Stora Sjöarna samt med sjöar som ingår i den nationella miljöövervakningen för miljögifter i biota och jämföra halter av PFOS/PFAS mot nuvarande samt föreslagna gränsvärden.

Fisk som har varit sparade i Naturhistoriska riksmuseets miljöprovbanks har analyserats retrospektivt (d.v.s. bakåt i tiden) från Mälaren (södra Björkfjärden) (abborre 2002-2023), Vänern (abborre 1996-2023, lax 1979+2001) och Vättern (röding 1972-2023). Totalt analyserades 50 olika PFAS-ämnen och av dessa var det 11 PFAS-ämnen som hittades i fisk från Mälaren och Vänern och i fisk från Vättern hittades, utöver samma PFAS-ämnen som i de andra sjöarna, ytterligare 2 PFAS.

Generellt visar resultaten av tidstrenderna nedåtgående halter av PFOS samt några långkedjiga karboxylsyror i alla tre sjöarna från början/slutet av 2000-talet. Mer detaljerat visar resultaten att i abborre i Mälaren går halterna av PFOS ner mellan 2002 och 2023, även halter av några långkedjiga karboxylsyror (PFUnDA, PTFrDA och PFTeDA) går signifikant ner under samma tidsperiod medan ingen trend syns för karboxylsyror med lite kortare kolkedja (PFNA och PFDA). I Vänern visar trender i

abborre mellan 1996 och 2023 på ett liknande mönster som i Mälaren – nedgång av PFOS och de långkedjiga karboxylsyror (PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA och PFTeDA). I Vänern har även en så kallad change point-analys gjorts där man har letat efter en brytpunkt i tidsserien, dvs där tidsserien har börjat ändra riktning. För denna analys har abborre och lax slagits samman, för att få en längre tidsserie bakåt i tiden. Resultaten visar att ökande trender av PFOS och alla karboxylsyror ses från 1979 och change point-år inträffar sedan mellan 2000 och 2005 beroende på vilket PFAS-ämne, och därefter går alla halter signifikant ner. Även i Vättern har en change point-analys gjorts och ökande halter från 1972 för alla PFAS, change point-år sker sedan 2008 för flertalet PFAS med nedåtgående signifikanta trender för PFOS och några långkedjiga karboxylsyror (PFDoDA, PFTrDA och PFTeDA) efter change point-året.

Halter av PFAS, framför allt PFOS är som högst i röding från Vättern (13,5 ng/g våtvikt i muskel) medan i Vänern och Mälaren är halten PFOS lägre (2,8 respektive 4,2 ng/g våtvikt muskel), detta är dock generellt högre än inom den nationella övervakningen (NMÖ; 0,15-1,4 ng/g våtvikt muskel) med undantag för två mer PFOS-påverkade områden inom NMÖ.

I både Mälaren, Vänern och Vättern är PFOS den dominerande PFAS. Jämför man mönster av olika PFAS i dessa tre sjöar med nationella övervakningen ser man att de tre Sjöarna grupperar ihop sig med de sjöar inom NMÖ som har hög andel PFOS men en låg andel karboxylsyror, medan generellt så har sjöarna inom NMÖ låg andel PFOS och en hög andel karboxylsyror. Detta mönster beror till stor del på att det finns historiska men även pågående punktkällor i de tre Stora sjöarna.

Halter av PFOS i de tre Stora Sjöarna visar att i dagsläget överskrids vattenförvaltningens nuvarande gränsvärde i fisk i röding från Vättern medan halterna i Vänern och Mälaren ligger under gränsvärdet. Livsmedelsverkets artspecifika gränsvärden för saluföring underskrids dock i alla sjöar. Däremot om nya gränsvärden träder i kraft kommer abborre och röding från dessa sjöar – som alla svenska vatten – att hamna långt över gränsvärdet.

Introduktion

Per- och polyfluoroalkylsubstanter (PFAS) är en grupp av högfluorerade kemikalier som har producerats sedan 1940-talet [Buck et al., 2011]. Gemensamt för alla PFAS är att de är mycket långlivade, de bioackumulerar och är toxiska [Giesy and Kannan, 2001; Lau et al., 2007], de kan spridas långväga via luft och vatten och hittas överallt i miljön [Cousins et al., 2022; Haukås et al., 2007; Houde et al., 2011]. Flera PFAS kan ge skadliga effekter, både på människor och i miljön [Costello et al., 2022; Grandjean et al., 2017; Liu et al., 2021; Louis et al., 2015; Stevenson et al., 2021]. PFAS är vatten- fett- och smutsavvisande och har använts inom många områden just på grund av sina egenskaper, så som i brandsläckningsskum, impregnering av kläder och skor, kosmetika, matförpackningar och pesticider [Buck et al., 2011; Gaines, 2023; Prevedouros et al., 2006]. PFAS kan både spridas till miljön från punktkällor (ex brandövningsplatser) men också från diffusa källor, såsom atmosfärisk deposition eller genom avrinning [Ahrens et al., 2015; Prevedouros et al., 2006]. Man säger att det idag finns mer än 4700 olika PFAS [OECD, 2018] och där Perfluorooktansulfonat (PFOS) ofta hittas i högst halter i miljön. Mellan 2000 och 2002 började den största producenten av PFAS, 3M, att frivilligt fasa ut sin produktion och år 2009 infördes PFOS i Stockholmkonventionen [SC, 2025]. Sedan dess har flera ämnen lagts till Stockholmkonventionen, PFOA (2019), PFHxS (2022) och långkedjiga karboxylsyror (LC-PFCA) (2025).

PFOS är ett prioriterat farligt ämne enligt EU [EU, 2013] och det finns ett EU-gränsvärde i fisk som är satt för att skydda människor (EQS biota: 9.1 ng/g våtvikt muskel; [EU, 2011]). Vidare har EFSA under 2020 gjort en uppdaterad riskvärdering för fyra PFAS-ämnen (PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) som är de som främst bidrar till uppmätta halter i blod [EFSA, 2020]. Denna riskvärdering ligger nu till grund för ett förslag till införande av ett PFAS-gränsvärde (PFAS4) i biota för summan av dessa fyra PFAS [HAV, 2024] och landar då på 0,077 ng/g våtvikt muskel. I dagsläget finns det ett saluföringsgränsvärde för PFAS4, detta är dock inte hälsobaserat, och det ligger på upp till 45 ng/g våtvikt [EU, 2022]. Utöver detta finns det även förslag på ett EQS för PFAS24 som inkluderar 24 PFAS-substanter där man räknar ut toxiska PFOA-ekvivalenter [EU, 2021]. Även detta gränsvärde landar på 0,077 ng/g våtvikt muskel.

Stora Sjöarna är ett delprogram inom Havs- och vattenmyndighetens nationella övervakningsprogram för sötvatten. Vattenvårdsförbunden i Mälaren, Vänern och Vättern samordnar övervakningen och vardera sjö har sina egna övervakningsprogram.

I Mälaren, Vänern och Vättern har förhöjda halter av PFAS uppmätts i både vatten och fisk. Vattenförvaltningens miljökvalitetsnorm för PFOS överskrider i alla tre sjöar i vattenfasen [Malnes et al., 2021], och i Vättern även i fisk [Barthel Svedén and Olsson, 2022; Ermold, 2022], där man numera har kostrekommendationer

[Länsstyrelsen, 2025]. Vidare är halterna av PFOS i fisk i Görvål i Mälaren förhöjda och man har numera kostrekommendationer [Stockholmsstad, 2025]. Utöver PFAS i nederbörd till sjöarna, som är av extra betydelse för Vättern på grund av en stor sjöyta jämfört med tillrinningsområde (Tabell S 2), finns det mer direkta historiska och nutida utsläpp som påverkar sjöarna [HAV, 2019]. Till exempel har brandskum som innehåller PFOS (exempelvis AFFF-skum/B-skum) används fram till 2011 i Sverige [Kemikalieinspektionen, 2013] och reningsverk släpper fortfarande ut mindre mängder av PFAS [Hansson et al., 2016]. Förhöjda halter av PFAS återfinns dessutom ofta i recipienter/områden som påverkas av industrier, lakvatten från avfallsanläggningar eller tungt trafikerade områden alternativt tätbefolkade områden (så som stadskärnor) och avfallsanläggningar är en spridningsväg av PFAS [Gobelius et al., 2018; Modin et al., 2018; Podder et al., 2021; Winchell et al., 2022].

Denna rapport görs på uppdrag av Vattenvårdsförbunden i Mälaren, Vänern och Vättern. Under de senaste åren har PFAS-koncentrationerna i referenssjöarna, som endast är påverkade av nederbörd inom Sveriges limniska övervakningsprogram för miljögifter i biota, börjat gå ner. Hittills har man inte undersökt om det finns nedgångar av PFAS i de mer påverkade Stora Sjöarna eftersom PFAS hittills endast analyserats en kortare tid i fisk från dessa sjöar. Därför har en retrospektiv analys av PFAS gjorts i fisk med prover sparade från miljöprovbanken på Naturhistoriska Riksmuseet. Syftet med rapporten var att; 1) utvärdera tidstrender av PFAS 2) jämföra halter och fraktioner av PFAS i respektive sjö mellan år 3) jämföra halter och mönster av PFAS i de tre Stora Sjöarna med hur det ser ut inom den nationella övervakningen (NMÖ) för miljögifter i biota 4) jämföra halter av PFOS/PFAS mot nuvarande EQS-gränsvärde och mot nya föreslagna gränsvärden i biota.

Material & Metoder

I Vättern har röding samlats in årligen (sedan 2006), innan detta har röding samlats in med olika års mellanrum sedan 1972. Fisken är under åren fångad från lite olika områden utspritt i Vättern – norra, centrala och södra delarna. I Vänern har abborre samlats in årligen sedan 1996 vid västra Torsö (östra Vänern) samt i Åsunda (norra Vänern) och sedan 2020 samlas även abborre in i Dalbosjön (västra Vänern). Prover till denna studie kommer från alla dessa tre områden. Även lax har vid ett fåtal år (startåret 1979) samlats in från Vänern. Mälaren har inte tidigare haft ett miljöövervakningsprogram för miljögifter i fisk och därför har abborre endast samlats in sporadiskt. All fisk har bankats i Naturhistoriska riksmuseets miljöprovbanks. Vidare samlas abborre in årligen från södra Björkfjärden i Mälaren för provbankning sedan 2008, och sedan 2002 har insamling skett sporadiskt, inom den nationella miljöövervakningen för miljögifter i biota som utförs av Naturhistoriska riksmuseet. Mälaren, till skillnad från Vänern och Vättern, är en väldigt flikig sjö, det finns 32 vattenförekomster som i vissa fall har olika påverkanskällor [Faxneld and Soerensen, 2021] och detta gör att man inte kan generalisera halter och mönster från södra Björkfjärden, som används i denna studie, till hela Mälaren.

Muskelprover från fisk som varit sparade i Miljöprovbanken vid Naturhistoriska riksmuseet har använts för denna retrospektiva studie av PFAS (se Tabell 1). I Vänern har fokus varit på abborre men även ett par laxprover har analyserats, detta då laxen finns sparad sedan slutet av 1970-talet och därmed kan de ge en indikation på hur halterna såg ut tidigare än 1996, när de första abborrharna finns sparade.

Tabell 1. Fiskarter, tidsseriernas längd (År), antal analyserade prov inom tidsseriens längd och antal fiskar per samlingsprov i respektive sjö.

Sjö	Art	Område	År	Antal prov	Antal fiskar per samlingsprov
Mälaren	Abborre	Södra Björkfjärden	2002-2023	8	10
Vänern	Abborre	Åsundaön, västra Torsö, Dalbosjön	1996-2023	8	10*
Vänern	Lax		1979, 2001	2	8-10
Vättern	Röding	Norra, centrala och södra Vättern	1972-2023	12	10

* 5 fiskar i ett av proven



Figur 1. Miljöprovbanken vid Naturhistoriska Riksmuseet. Foto: Suzanne Faxneld.



Figur 2. Provberedning av röding. Foto: Suzanne Faxneld.

Provberedning har gjorts enligt Stjärnkvis et al. [2024] och biologiska parametrar (längd, vikt, ålder, kön) har tagits på varje individuell fisk. Åldersbestämning har gjorts genom att räkna årsringar på fiskarnas otoliter. De rödingar där ålder inte hade tagits vid ett tidigare tillfälle, har åldersbestämts av SLU.

Muskelproverna skickades därefter till Eurofins för analys av PFAS. Totalt analyserades 50 PFAS homologer (d.v.s. PFAS-varianter) (Tabell S 1). Av dessa 50 homologer kunde 11-13 homologer kvantifieras, beroende på sjö och art. 31 homologer låg helt under detektion och för ytterligare 6 homologer låg 90-97% under detektion. Dessa 37 homologer har därför inte tagits med i utvärderingen.

Databearbetning

EXTRA ANALYSRESULTAT

Från Vättern erhöles även extra PFAS-data i rödingmuskel insamlade under åren 2018 och 2020-2023, även dessa analyserade av Eurofins (förutom 2018, av IVL). Resultat har inkluderats i utvärderingen förutom tidstrender av biologiska parametrar, som endast inkluderade fisk från de retrospektivt analyserade individerna.

LOQ

För att utvärdera tidstrender av PFAS har koncentrationer under kvantifieringsnivån (LOQ) ersatts med $LOQ/\sqrt{2}$. För att jämföra fraktioner av PFAS har värden under LOQ ersatts med noll.

CHANGE-POINT-ANALYS

Vi genomförde statistiska change-point (CP)-analyser för PFAS-tidsserierna genom att anpassa tvådelade linjära regressioner till årliga genomsnittliga log-koncentrationer, där CP representeras av en okänd anslutningspunkt som uppskattas med minsta kvadratmetoden [Chappell, 1989; Hudson, 1966]. Jämfört med t.ex. Miaz et al. [2020]; Nyberg et al. [2018] som anpassar separata log-linjära regressioner före och efter CP-punkten, har denna metod fördelen att trendlinjerna tvingas mötas vid samma punkt under CP-året. Inga avvikande värden uteslöts från data före analysen. CP-analysen finns som ett R-paket [R Core Team, 2022], `lmcp`, fritt tillgängligt på <https://github.com/mskoldSU/lmcp>.

TIDSTRENDSANALYS

För tidstrendsanalys använde vi log-linjära regressioner på hela tidsserien, på perioden från början av tidsserien fram till CP-året och från CP-året till det sista året i tidsserien, samt på perioden från 2010 till sista året i tidsserien. Lutningen på den log-linjära regressionen representerar den genomsnittliga årliga ökningen eller minskningen i tidsserien. Statistik för den log-linjära regressionen togs fram med hjälp av funktionen ”`lmcp`” i R.

JÄMFÖRELSE MOT NATIONELL MILJÖÖVERVAKNINGSDATA

Halter och mönster av PFAS i de tre Stora Sjöarna har jämförts med PFAS-mätningar i fisk från den nationella övervakningen (NMÖ) av miljögifter i limnisk samt marin biota [Faxneld and Soerensen, 2024; Faxneld et al., 2024; Soerensen et al., 2024b] (Figur 3).

Fem sjöar där PFAS i abborre analyseras årligen valdes ut som jämförelse (Kranke-sjön, Svartsjön, Skärgölen, Stensjön och Fysingen), två sjöar där PFAS i röding analyseras årligen (Abiskojaure och Tjulträsk) samt två marina lokaler där PFAS i abborre analyseras årligen (Holmöarna och Kvädöfjärden). Medelvärden för de senaste åren

(2020-2022) användes i denna jämförelse. För de tre Stora Sjöarna användes också medelvärde för de senaste årens mätningar. Eftersom det inte alltid var samma år som analyserats i de tre Stora Sjöarna användes så likartade årtal som möjligt för att vara jämförbara; Mälaren (medelvärde 2020 och 2023), Vänern (medelvärde 2018, 2019 och 2023) samt Vättern (medelvärde 2019 och 2023).

Inom NMÖ analyseras PFAS i lever. För att kunna jämföra dessa halter med halterna i de Stora Sjöarna har därför levervärdena konverterats till muskelhalter med hjälp av omräkningsfaktorer (Tabell 2; [Soerensen et al., 2023]).

PCA-ANALYS OCH KVOTER

En Principalkomponentanalys (PCA) gjordes på PFAS-profilerna (d.v.s. koncentrationer blev konverterade till procent av $\sum$ PFAS) för att utvärdera skillnader i de PFAS-källor som påverkar de olika lokalerna. Ett medelvärde för 2015-2023 har använts. Stults et al. [2023] konkluderade att enbart ett fåtal PFAS-ämnen är nödvändiga för att ge en rättvis bild av källfördelningen. PCA'n gjordes på fraktioner av endast PFOS, PFNA, PFUnDA och PFTrDA efter en test av vilka PFAS-ämnen som hade störst vikt i PCA'n.

I PCA-analysen har alla sjöar och lokaler där fisk analyserats inom limniska (abborre och röding) och marina (abborre och sill/strömming) programmet inkluderats tillsammans med resultaten från Stora Sjöarna (Figur 3). Det har inte gjorts skillnad på art eller omräkning av matris (level och muskel) eftersom detta har visat sig inte påverka resultaten [Stults et al., 2023]. De marina och limniska referenslokalerna delades in i fem kategorier baserade på tidigare analyser: marin, låglandssjöar, fjällsjöar, Gotlandssjöar och PFAS-påverkade sjöar [Faxneld and Soerensen, 2022b; Faxneld and Soerensen, 2024]. De påverkade lokalerna är Kvädöfjärden (utom 2018 och 2021, se Faxneld and Soerensen [2024]), Fysingen, Krageholmssjön och Krankesjön.

Två PFAS-kvoter analyserades för att ge ytterligare information om ändringarna av PFAS-källor över tid för de enskilda lokalerna. Kvoten $\sum$ PFSA: $\sum$ PFCA ger en indikation på påverkan av AFFF (kvot < 1), andra direkta källor (kvot ~1) eller mera diffusa källor och atmosfärisk deposition (kvot > 1) (till exempel [Stults et al., 2023]). Kvoten PFUnDA:PFDA ger en indikation om PFCA i området kommer från atmosfärisk deposition (kvot > 1) [Langberg et al., 2022].

JÄMFÖRELSE MOT GRÄNSVÄRDEN

Halter av PFOS i de tre Stora Sjöarna har jämförts mot EQSbiota human hälsa på 9,1 ng/g våtvikt muskel (men se även EFSA [2020] för uppdaterade – men ännu ej gällande – rekommendationer). En jämförelse har även gjorts mot det föreslagna PFAS4-gränsvärdet (summan av PFHxS, PFNA, PFOS, PFOA; 0,077 ng/g våtvikt muskel) samt mot det nya föreslagna gränsvärdet PFAS24 (0,077 ng/g våtvikt muskel). Varje enskild PFAS-homolog har tilldelats en relativ toxisk potensfaktor (RTP)

där PFOA har använts som referensämne [Bil et al., 2021] och därefter har de ingående PFAS-homologerna summerats. Värden under LOQ har ersatts med noll. Tabell 2 visar alla PFAS med deras respektive RTP.

Tabell 2. Utvalda PFAS för det föreslagna PFAS24 dossiern [EU, 2021]. PFAS-homologer markerade i fetstil har analyserats i de Stora Sjöarna. Omräkningsfaktorer (k) som används mellan lever och muskel vid jämförelse mot NMÖ-data är taget från [Soerensen et al., 2023]. FOSA och PFPeDA ingår inte i PFAS24 men finns med i tabellen då omräkningsfaktorer används för dessa homologer.

Acronym	Relativ toxisk potensfaktor (RTP)	$k_{\text{lever/muskel}}$ abborre	$k_{\text{lever/muskel}}$ röding
PFBA	0,05		
PFPeA	$0,01 \leq \text{RPF} \leq 0,05^*$		
PFHxA	0,01		
PFHpA	$0,01 \leq \text{RPF} \leq 1^*$		
PFOA	1	11,8	11,2 [#]
PFNA	10	10,1	11,2
PFDA	$4 \leq \text{RPF} \leq 10^*$	13,4	9,8
PFUnDA	4	12,2	8,7
PFDoDA	3	10	8,7 [#]
PFTTrDA	$0,3 \leq \text{RPF} \leq 3^*$	7,4	4,7
PFTeDA	0,3	7,4 [#]	4,7 [#]
PFHxDA	0,02		
PFODA	0,02		
PFBS	0,001	17,1 [#]	19,8 [#]
PFPeS	$0,001 \leq \text{RPF} \leq 0,6^*$		
PFHxS	0,6	17,1 [#]	19,8 [#]
PFHpS	$0,6 \leq \text{RPF} \leq 2^*$		
PFOS	2	17,1	19,8
PFDS	2 [*]	14,5	19,8 [#]
6:2 FTOH	0,02		
8:2 FTOH	0,04		
HFPO-DA (Gen X)	0,06		
ADONA	0,03		
C6O4	0,06 [*]		
PFPeDA		7,4 [#]	4,7 [#]
FOSA		4,5	4,5

* Baserat på read-across-metoden

Indikerar att det inte finns en homologspecifik omräkningsfaktor (k) utan att k från den homolog närmast i kolkedjan har används



Figur 3. Karta som visar de tre Stora Sjöarna (svarta cirklar); Mälaren (A), Vänern (B) och Vättern (C); limniska NMÖ-sjöar (gröna cirklar) och marina NMÖ-lokalerna (blå cirklar).

Resultat

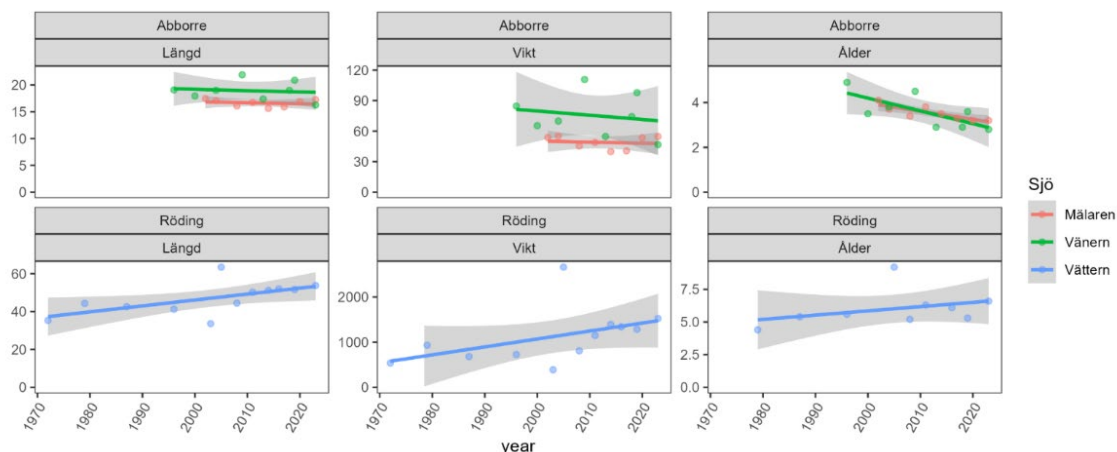
Av de 50 analyserade PFAS kunde 11-13 detekteras i fisk från de Stora Sjöarna. Tabell 3 visar vilka PFAS som detekterades i fisk från Mälaren, Vänern och Vättern samt med vilken frekvens de förekom.

Tabell 3. PFAS-homologer som detekterades i fisk från Mälaren, Vänern och Vättern. Siffrorna anger med vilken frekvens (%) de olika PFAS hittades. Grön färg: har detekterats, rosa färg: inte detekterats. En översikt över alla PFAS som det analyserades för samt deras respektive detektionsgräns finns i Tabell S 1 i appendix.

	Mälaren	Vänern	Vättern
PFBSA	25%	30%	83%
PFHxSA	38%	40%	25%
FOSA	75%	100%	83%
PFHxS			75%
PFHpS	75%	50%	83%
PFOS	100%	100%	100%
PFNA	100%	90%	100%
PFDA	100%	90%	100%
PFUnDA	100%	100%	83%
PFDoDA	100%	100%	92%
PFTTrDA	100%	90%	83%
PFTeDA	25%	80%	75%
PFECHS			100%

Biologdata

Figur 4 och Tabell S 3 visar längd, vikt och ålder för abborre och röding i Mälaren, Vänern och Vättern. I Mälaren är abborrens medellängd 15,6-17,5 cm, medelvikten är 40-55 g och medelåldern varierar mellan 3,2 och 4,1 år. Det finns ingen tidstrend för längd och vikt däremot ses en minskning för ålder med 1% per år (Tabell 4). I Vänern är abborren något större och tyngre än i Mälaren vid samma ålder; medellängden är 16,3-20,9 cm, medelvikten varierar mellan 55 och 111 g beroende på år. Åldern har ett lite större spann än i Mälaren, 2,8-4,9 år. Det syns ingen trend för längd men en minskning för ålder med 1,6% per år i abborre lik den från Mälaren samt en minskning i vikt med 1% per år (Tabell 4). Röding från Vättern visar stor variation i de biologiska parametrarna mellan olika år, medellängden varierar mellan 33,6 och 65,4 cm, vikten 390-2660 g och medelåldern ligger på 4,4-9,2 år. Dessa stora spann orsakas främst av fisk från 2005, som både är större och äldre än övriga fiskar. I röding ses ökande trender för samtliga biologiska parametrar över tid, där vikten ökar med 1,9% per år och ålder och längd med 0,6 respektive 0,7% per år. (Tabell 4). En minskning i ålder av fisken över tid indikerar att fiskarna växer snabbare, detta skulle kunna ge en viss utspädning av halter av PFAS men vi tror inte att det påverkar resultaten signifikant.



Figur 4. Biologdata; längd (cm), vikt (g) och ålder över tid i abborre från Vänern och Mälaren och röding från Vättern. Grått fält visar 95% konfidensintervall.

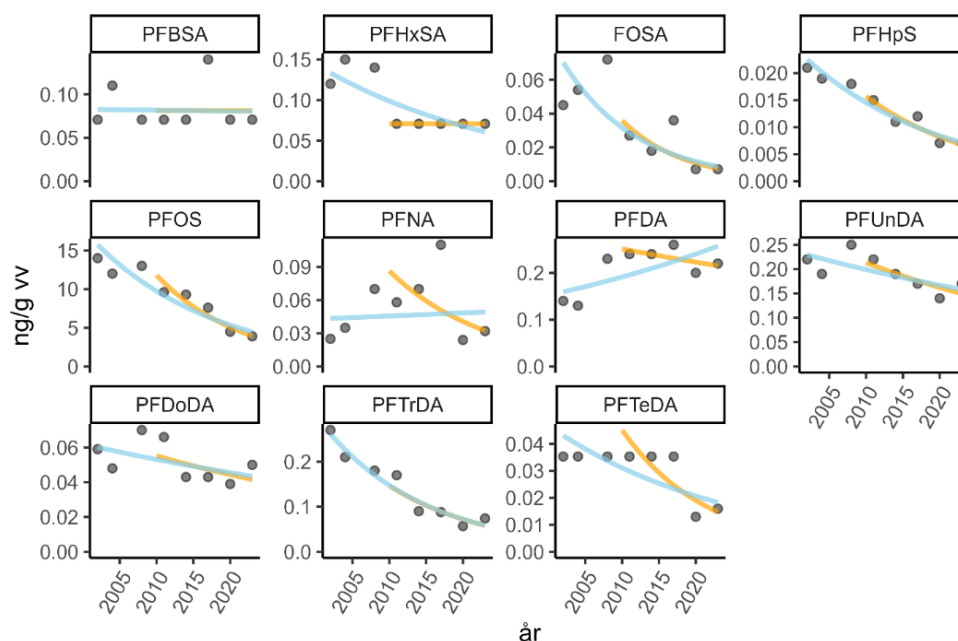
Tabell 4. Log-linjär tidstrend med 95% konfidensintervall för ålder, totallängd (cm) och totalvikt (g) i abborre från Mälaren och Vänern och röding från Vättern.

Sjö	Parameter	Trend (%)	p	Konfidensintervall	
Mälaren	Ålder	-1,03	<0,001	-0,015;	-0,005
Mälaren	Längd	-0,14	0,152	-0,003;	0,001
Mälaren	Vikt	-0,26	0,385	-0,008;	0,003
Vänern	Ålder	-1,60	<0,001	-0,022;	-0,010
Vänern	Längd	-0,27	0,068	-0,006;	0,000
Vänern	Vikt	-1,07	<0,05	-0,019;	-0,002
Vättern	Ålder	0,57	<0,01	0,002;	0,009
Vättern	Längd	0,70	<0,001	0,005;	0,009
Vättern	Vikt	1,88	<0,001	0,011;	0,026

Tidstrender/change point analys

MÄLAREN

Figur 5 och Tabell 5 visar tidstrender och statistiska resultat för de olika PFAS-homologerna i Mälaren (ingen change point (CP)-analys har gjorts p.g.a. den korta tids-serien). Signifikanta nedåtgående trender (4-9%/år) ses för 64% av homologerna om man tittar på hela tidsperioden, 2002-2023, de som främst inte visar nedåtgående trender är tre av karboxylsyror, PFNA, PFDA och PFDoDA. Mellan 2010 och 2023 ses endast signifikanta nedåtgående trender för PFOS och PFHpS (få observationer (n=5) gör det svårt att visa signifikanta nedgångar).



Figur 5. Tidstrender av PFAS i abborre från Mälaren (södra Björkfjärden). Blå linje: loglinjär trend hela tidsperioden, orange linje: trend från 2010.

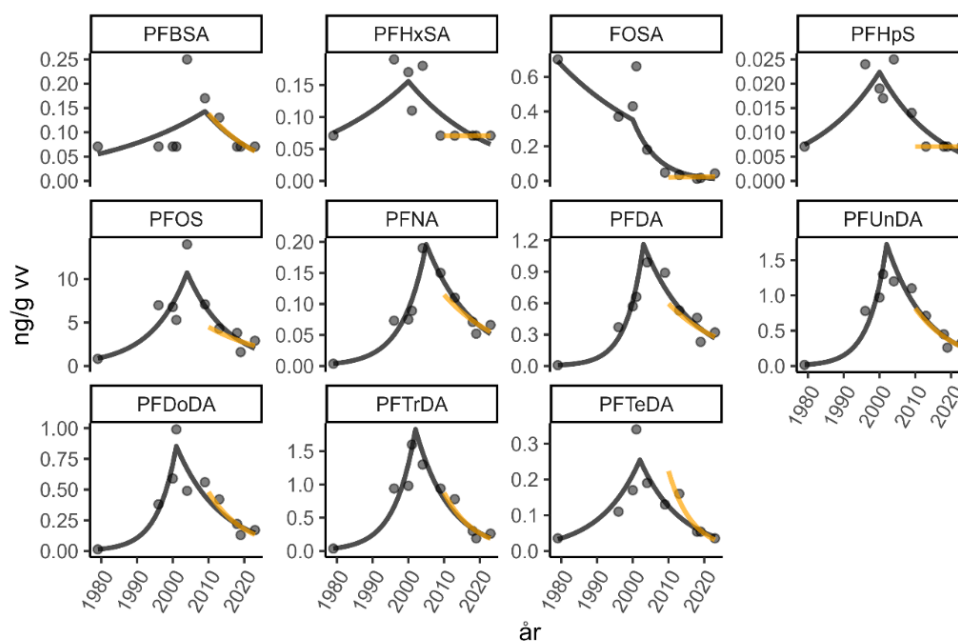
Tabell 5. Log-linjär trend för de detekterade PFAS-homologerna för abborre i Mälaren (södra Björkfjärden). Tabellen visar; n år (antal år), Trend för hela tidsperioden (2002-2023) samt Trend från 2010. * $p > 0,05$, ** $p > 0,01$, * $p > 0,001$.**

Homologer	n år	Trend	
		2002-2023	2010-2023
PFBSA	8	0%	0%
PFHxSA	8	-4%*	0%
FOSA	8	-9%**	-11%
PFHpS	8	-5%***	-6%*
PFOS	8	-6%***	-8%*
PFNA	8	1%	-7%
PFDA	8	2%	-1%
PFUnDA	8	-2%*	-3%
PFDODA	8	-2%	-2%
PFTrDA	8	-7%***	-7%
PFTeDA	8	-4%*	-8%

VÄNERN

Figur 6 och Tabell 6 visar tidstrender och statistiska resultat för de olika PFAS-homologerna i lax och abborre från Vänern (figur för enbart abborre år 1996-2023 finns i appendix Figur S 1). Change point (CP)-analyser visar att CP-åren ligger mellan 2000 och 2005 beroende på PFAS-homolog, med undantag för PFBSA som har ett senare CP-år (2009). Samtliga PFAS, förutom PFBSA, visar signifikanta nedåtgående trender (5-13% nedgång/år) efter sitt respektive CP-år. För perioden 2010-2023 ses endast signifikanta nedåtgående trender i abborre för tre av karboxylsyrorerna,

PFUnDA, PFDODA och PFTeDA. Detta för att flera substanser redan hade nått en låg stabil nivå 2010 (PFHxSA, FOSA, PFHpS, PFOS) (men också för att det är svårt att visa signifikanta ändringar med få observationer (n=5)).



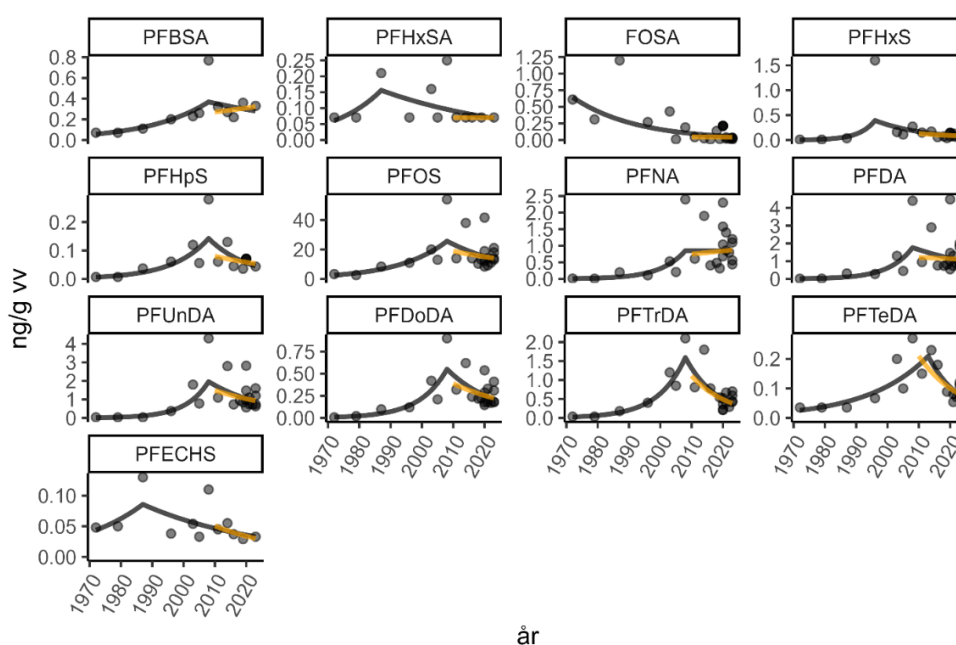
Figur 6. Tidstrender av PFAS i abborre och lax från Vänern. Change point-analys (svart linje) och log-linjär trendanalys sedan 2010 (orange linje).

Tabell 6. Change point-analys och log-linjär trendanalys för de detekterade PFAS-homologerna i abborre och lax från Vänern. Tabellen visar; n år (antal år), CP-år (år för change point), Trend före CP (trenden innan CP-året), CP trend efter (trend efter CP-året), Trend från 2010 samt Trend för hela tidsperioderna. * $p > 0,05$, ** $p > 0,01$, *** $p > 0,001$. För tidstrendsfigur enbart abborre 1996-2023 se Figur S 1.

Homologer	n år	CP-år	Trend före CP (abborre +lax)	CP trend efter (abborre +lax)	Trend, abborre+lax (1979-2023)	Trend, abborre (1996-2023)	Trend abborre (2010-2023)
PFBSA	10	2009	2%	-6%	0%	-1%	-6%
PFHxSA	10	2000	2%	-5%**	-1%	-4%**	0%
FOSA	10	2000	0%	-13%**	-10%**	-12%**	2%
PFHpS	10	2001	4%	-6%***	-2%	-5%**	0%
PFOS	10	2004	9%**	-9%**	1%	-5%*	-5%
PFNA	10	2004	16%***	-6%**	5%	-2%	-6%
PFDA	10	2003	22%***	-7%***	7%	-2%	-6%
PFUnDA	10	2001	22%***	-8%***	4%	-5%*	-8%*
PFDODA	10	2001	21%***	-8%***	3%	-5%*	-9%*
PFTeDA	10	2002	18%***	-10%***	2%	-6%**	-11%
PFTeDA	10	2005	10%***	-10%***	-1%	-5%*	-14%*

VÄTTERN

Figur 7 och Tabell 7 visar tidstrender och statistiska resultat för de olika PFAS homologerna i röding från Vättern. Tre PFAS (PFHxSA, PFHxS och PFECHS) visar tidiga CP-år – mellan 1987 och 1996, för övriga PFAS är CP-året 2008, förutom PFTrDA (2013). Sex PFAS (PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDoDA, PFTrDA och PFTeDA) visar signifikant nedåtgående trender efter sina respektive CP-år och PFTrDA och PFTeDA har även signifikanta nedåtgående trender från 2010. PFNA är den enda homologen som visar en (icke-signifikant) ökande trend från 2010. FOSA visar en nedåtgående trend under hela tidsperioden. Den större och äldre fisken från 2005 (Tabell S 3) har inte någon påverkan på resultaten av tidstrenderna eftersom CP-åren generellt är senare än 2005, och detta driver därmed inte CP-analysen.



Figur 7. Tidstrender av PFAS i röding från Vättern. Change point-analys (svart linje) och log-linjär trendanalys sedan 2010 (orange linje).

Tabell 7. Change point-analys och log-linjär trendanalys för de detekterade PFAS-homologerna i röding från Vättern. Tabellen visar; n år (antal år), CP-år (år för change point), Trend före CP (trenden innan CP-året), CP trend efter (trend efter CP-året), Trend från 2010 samt Trend för hela tidsperioden. * $p > 0,05$, ** $p > 0,01$, *** $p > 0,001$.

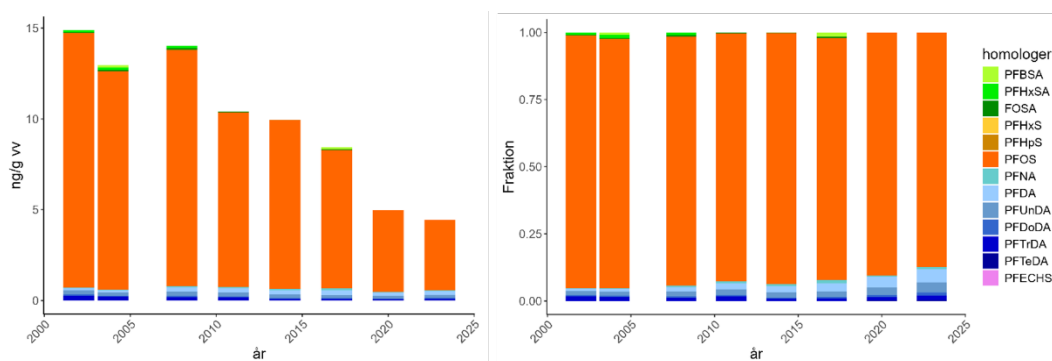
Homologer	n år	CP-år	Trend före CP	CP trend efter	Trend från 2010	Trend hela tidsperioden
PFBSA	12	2008	5%***	-2%	1%	4%***
PFHxSA	12	1987	7%	-2%	0%	0%
FOSA	23	2020	-5%*	-32%	-1%	-6%**
PFHxS	22	1996	22%***	-6%**	-3%	3%*
PFHpS	12	2008	9%***	-10%*	-6%	4%*

PFOS	23	2008	7%***	-4%*	-2%	3%**
PFNA	23	2008	13%***	0%	1%	8%***
PFDA	23	2008	14%***	-3%	-1%	8%***
PFUnDA	23	2008	14%***	-5%	-4%	7%***
PFDoDA	23	2008	12%***	-6%**	-4%	5%***
PFTTrDA	22	2008	12%***	-9%***	-8%*	4%**
PFTeDA	18	2013	5%***	-9%***	-7%*	2%*
PFECHS	12	1987	5%	-3%	-4%	-1%

Koncentrationer och sammansättning

MÄLAREN

Figur 8 och Tabell S 4 och Tabell S 5 i appendix visar halter och fraktioner av de olika PFAS-homologerna över tid i abborre från Mälaren. PFOS dominerar och utgör ca 93% av PFAS mellan 2002 och 2014, därefter minskar andelen PFOS något och 2023 är 87% PFOS. Andelen av karboxylsyror (PFCA) ökar från 4,8% år 2002 till 12,6% år 2023 och denna ökning utgörs främst av att de två karboxylsyror PFDA och PFUnDA ökar. Halten PFOS i fisk var som högst år 2002, första året i tidsserien (14 ng/g våtvikt) men har minskat till 3,9 ng/g våtvikt år 2023.

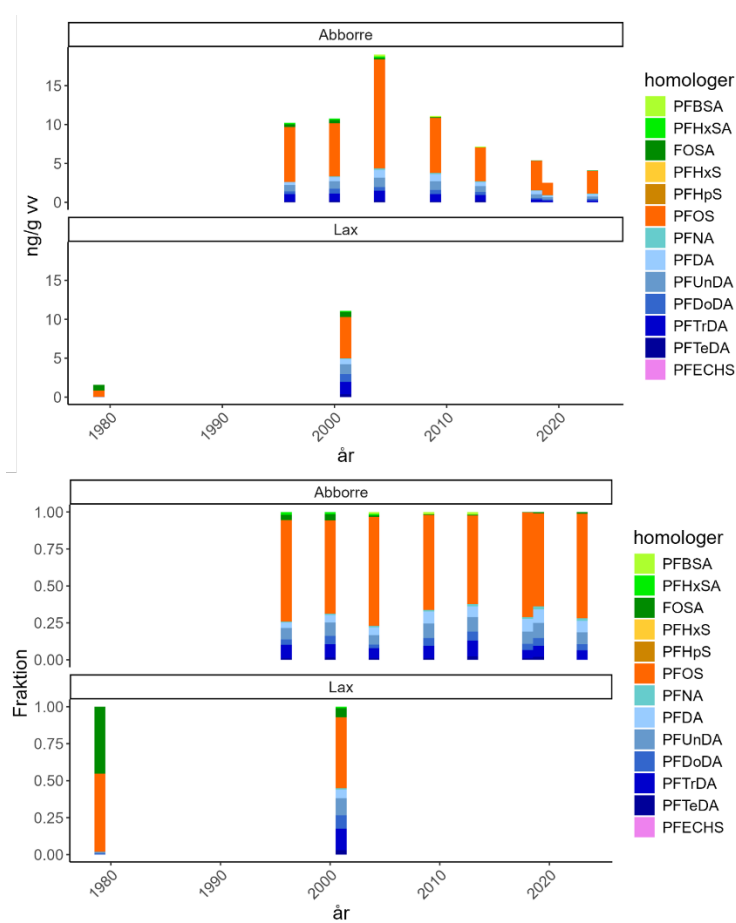


Figur 8. Koncentrationer (ng/g våtvikt, muskel) och sammansättning av PFAS i abborre från Mälaren (södra Björkfjärden) över tid.

VÄNERN

Figur 9 och Tabell S 6-Tabell S 9 i appendix visar halter och fraktioner av de olika PFAS-homologerna över tid i abborre och lax från Vänern. I abborre från Vänern dominerar PFOS av alla PFAS oavsett år, men andelen PFOS är något högre under perioden 1996-2009 (69-74%) jämfört med 2013-2023 (60-64%) medan andelen PFCA är lägre under den första perioden (23-29%) jämfört med den sista perioden (31-38%). Högst halt PFOS uppmättes år 2004 (14 ng/g våtvikt) medan år 2023 låg halten PFOS på 2,9 ng/g våtvikt.

I lax, där det finns ett betydligt äldre prov än det äldsta för abborren, ser man ett annat mönster; 1979 utgör PFOS 53% av PFAS och FOSA står för 45% medan PFCA enbart står för knappt 2%, år 2001 har detta mönster ändrats och FOSA utgör enbart 6%, PFOS står för 48% medan PFCA nu utgör 45% av PFAS. Detta är jämförbart med vad vi ser i sill/strömming från delar av Östersjön där FOSA i äldre prover (1980-1989) kan utgöra >50% av PFAS [Soerensen *et al.*, 2024a]. Halten PFAS var endast 0,82 ng/g våtvikt år 1979 och år 2001 hade halten ökat till 10,3 ng/g våtvikt, vilket är i samma nivå som halten PFAS i abborre år 2000 som låg på 10,2 ng/g våtvikt. Detta indikerar att det inte är någon skillnad i halt med avseende på art, vilket vi också ser i Figur 11.

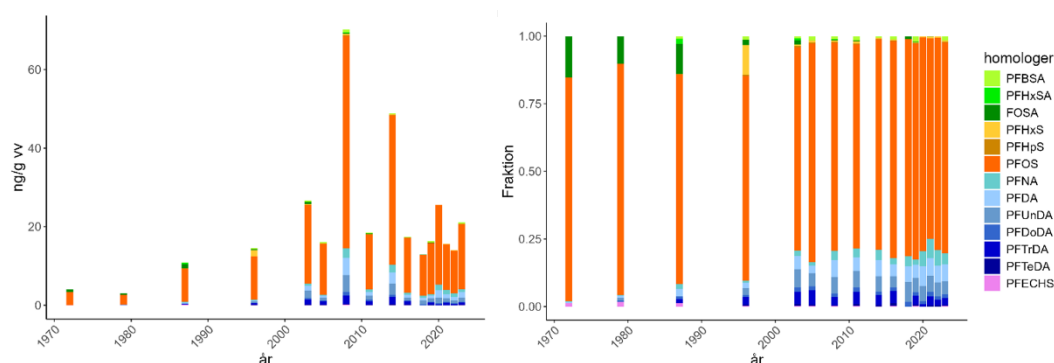


Figur 9. Koncentrationer (ng/g våtvikt, muskel) och sammansättning av PFAS i abborre och lax från Vänern över tid.

VÄTTERN

Figur 10 samt Tabell S 10 och Tabell S 11 i appendix visar halter och fraktioner av de olika PFAS-homologerna över tid i röding från Vättern. PFOS dominerar med mellan 75 och 86% oavsett år. Halten PFOS var låg år 1972, 3,3 ng/g våtvikt, men ökar därefter. De högsta halterna uppmättes 2008 (54,6 ng/g vv) samt 2014 (38,3 ng/g

vv). 2023 var halten PFOS 16,6 ng/g vv. Mönstret av PFAS är olika mellan åren, perioden 1972-1987 är snarlika varandra. Här står FOSA för 10-15%, PFOS 77-86%, PFCA går från 0,7% 1972 upp till 7,2% 1987 och PFECHS återfinns med 1,2-1,6% (Vättern är den enda sjö där PFECHS har detekterats och det hittas regelbundet under hela tidsperioden). Nästa period utgörs av år 1996, här har FOSA-andelen minskat till 1,9%, istället hittar man nu PFHxS (11%), PFOS står för 76%, PFCA 9% och PFECHS har gått ner och står nu endast för 0,3%. Den sista perioden, 2003-2023, utgörs främst av PFOS (75-82%) och PFCA (16-25%) medan FOSA, PFHxS samt PFECHS endast återfinns i mindre än 1% av totala PFAS.



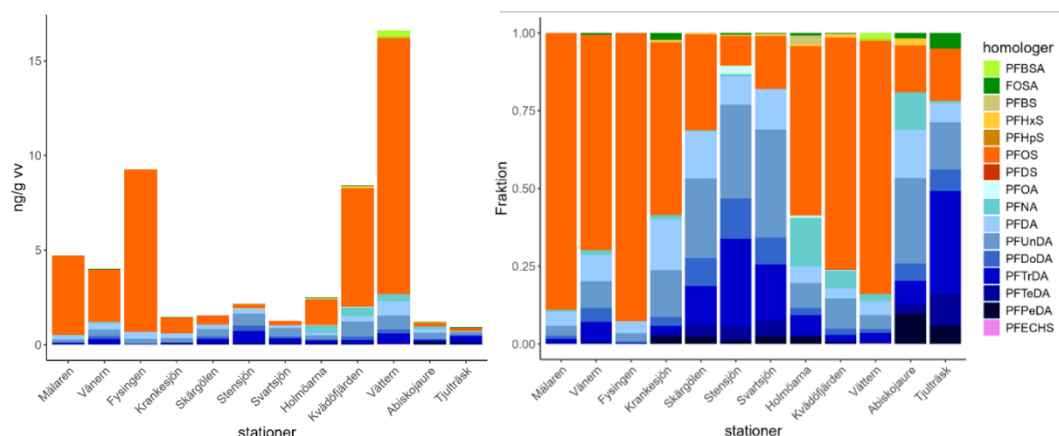
Figur 10. Koncentrationer (ng/g våtvikt muskel) och sammansättning av PFAS i röding från Vättern över tid.

Jämförelse mot nationella miljöövervakningen

Figur 11 och Tabell S 12 och Tabell S 13 i appendix visar medelhalter och fraktioner av de detekterade PFAS-homologerna de senaste åren från de tre Stora Sjöarna i jämförelse med fiskar inom den limniska och marina nationella övervakningen (NMÖ).

Halterna av PFOS i Vättern är högst (13,5 ng/g våtvikt) jämfört med utvalda marina och limniska NMÖ-lokaler. Fysingen, som är den sjö med högst PFOS-halt inom den limniska NMÖ och som man vet är förorenad av PFOS har en halt som är 37% lägre än Vättern (8,6 ng/g våtvikt) och jämför man med de två rödingsjöarna inom NMÖ så är halten i Vättern nästan 10 gånger så hög. Halten av PFOS i Mälaren ligger på 4,2 ng/g våtvikt och är något högre än i Vänern (2,8 ng/g våtvikt). Båda dessa sjöar har halter som ligger högre än referenslokalerna inom marina och limniska NMÖ (0,2-1,4 ng/g våtvikt) med undantag för Fysingen och Kvädöfjärden. I röding från Vättern står andelen PFOS för 81%, i abborre från Mälaren är andelen 89% och i Vänern står 69% för PFOS, detta är i samma nivå som andelen PFOS i Fysingen (92,5%) och Kvädöfjärden (74,5%). I abborre från övriga sjöar/marina lokaler inom NMÖ varierar andelen PFOS mycket, mellan 9 och 55%, och i röding inom NMÖ utgör PFOS endast 15-17%. Karboxylsyror (PFCA) varierar mycket beroende på art och lokal; i röding från Vättern och i abborre från Mälaren är andelen PFCA snarlika, 16% respektive 11% medan i abborre från Vänern är andelen PFCA ungefär

dubbelt så hög, 30%. Inom NMÖ varierar andelen PFCA i abborre mycket, 41-90%, men andelen är lägre i Fysingen (7,3%) och Kvädöfjärden (24%), två lokaler där man har lokala PFAS-problem. I röding inom NMÖ är andelen PFCA mycket hög, 78-81%.

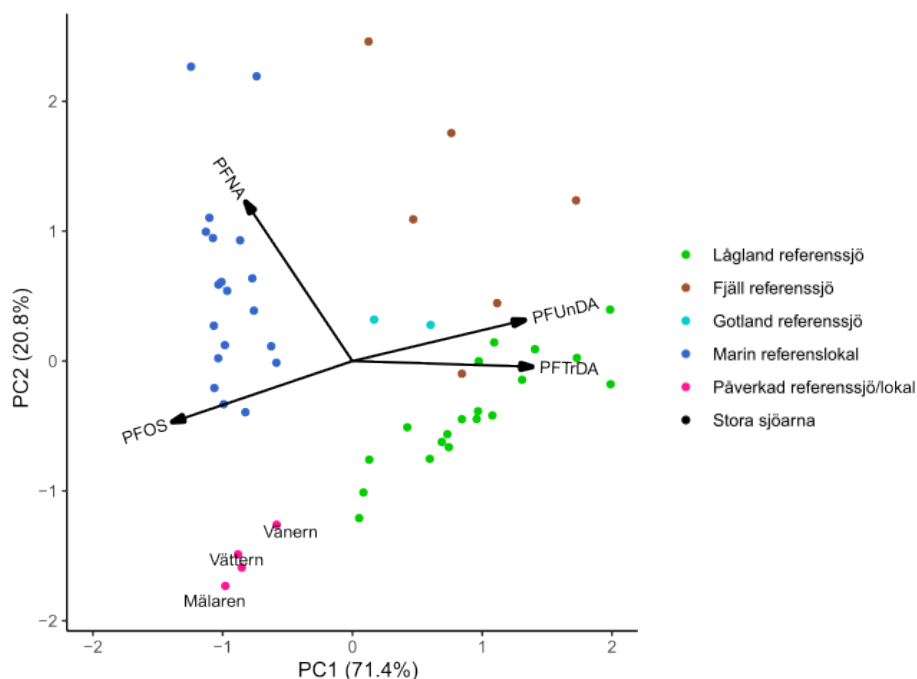


Figur 11. Medelvärden av halter (ng/g våtvikt) och fördelning av de detekterade PFAS-homologerna från de tre Stora Sjöarna, fem sjöar med abborre inom limnisk NMÖ, två sjöar med röding (Abiskojaure, Tjulträsk) inom limnisk NMÖ och två lokaler abborre inom marin NMÖ (Holmöarna, Kvädöfjärden). De tre staplarna längst till höger är röding, övriga staplar är abborre.

Figur 12 visar en PCA med de tre Stora Sjöarna, samtliga sjöar inom limniska NMÖ med abborre och röding och samtliga marina lokaler inom NMÖ med abborre och sill/strömming. Det finns, som förväntat, ingen tydlig gruppering med avseende på art, utan det tycks snarare vara vart fiskarna kommer ifrån som avgör hur de placerar sig i PCA'n. Fyra kluster ses – de marina lokalerna, fjällsjöar och referenssjöar från Gotland, låglandssjöar samt påverkade referenssjöar/lokaler inklusive Stora Sjöarna. PC1 förklarar 71,4% av variationen med ökande PFOS-koncentrationer med minskande värden på PC1 och ökande långkedjiga PFCA (här exemplifieras av PFUnDA (C10) och PFTrDA (C12)) med ökande värden på PC1. PC2 förklarar 20,8% av variationen och den representeras av koncentrationer av PFNA (C9). Alla tre Stora Sjöarna finns i klustret längst till vänster i PCA'n och representeras av en hög andel PFOS och låg andel PFNA. Dessa tre sjöar grupperas tillsammans med de tre påverkade sjöarna från NMÖ-övervakningen (Fysingen, Krankesjön och Krageholmssjön) samt abborrar från Kvädöfjärden, som är påverkade av en lokal källa [Faxneld and Soerensen, 2024].

PCA'n visar en tydlig åtskillnad på de marina lokalerna, som har en högre andel PFNA jämfört med de limniska lokalerna men för en del lokaler även högre PFOS-påverkan än de opåverkade referenssjöarna. Marina lokaler med hög PFAS-andel finns i Egentliga Östersjön där PFOS har en lång livstid och därför ackumulerar [Soerensen et al., 2024a]. Det är alltså inte ett uttryck för lokala källor. Sjöarna i fjällen och på Gotland har också en större andel PFNA jämfört med låglandssjöarna, som istället representeras av en högre andel PFUnDA och PFTrDA och låg andel

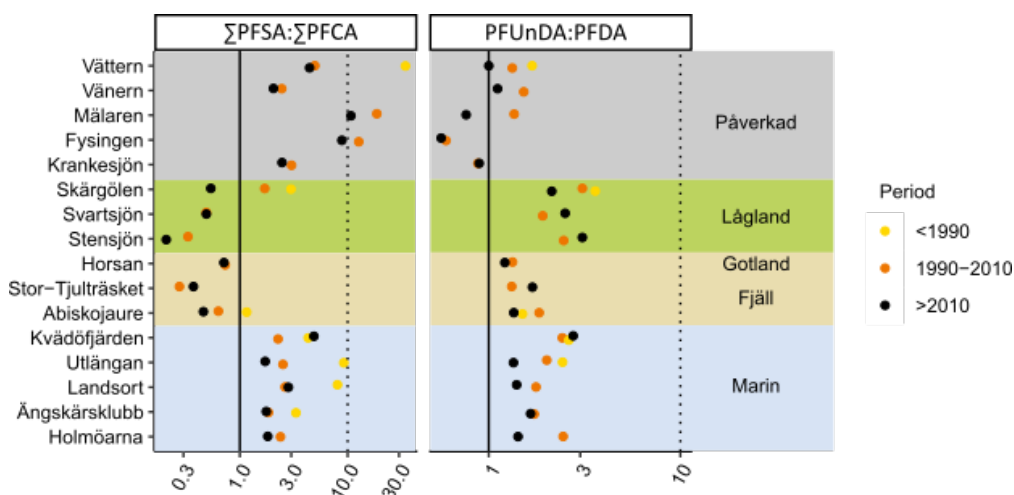
PFOS. Det enda undantaget är röding från Tjulträsk som snarare återfinns tillsammans med alla övriga limniska NMÖ-lokaler.



Figur 12. PCA-plot med de Stora Sjöarna och alla sjöar och lokaler där fisk analyseras för PFAS inom NMÖs övervakningsprogram. Stora Sjöarna är angivna med namn, sjöar/lokaler inom NMÖ är angivna med cirkel.

För att försöka förstå vikten av lokala kontra atmosfäriska källor tittade vi på kvoterna mellan $\sum \text{PFSA} : \sum \text{PFCA}$ samt ojämna och jämna PFCA (PFUnDA:PFDA) (Figur 13). Kvoten $\sum \text{PFSA} : \sum \text{PFCA}$ visar tydligt att de tre Stora Sjöarna tillsammans med de påverkade lokalerna inom NMÖ har en kvot >1 , vilket tyder på att det finns lokala källor av perfluorerade sulfonsyror (PFSA). Det är även tydligt att andelen PFSA (utgörs främst av PFOS) var högre fram till 1990-talet, vilket indikerar att lokala källor var större då än nu. Sedan 2010 ser man att Mälaren tillsammans med Fysingen har den högsta kvoten $\sum \text{PFSA} : \sum \text{PFCA}$. Samtliga marina lokaler följer samma mönster som de tre Stora Sjöarna och de påverkade lokalerna däremot ser man att låglandssjöarna, fjällsjöarna och Gotlandssjöarna generellt har en kvot av $\sum \text{PFSA} : \sum \text{PFCA} <1$, vilket tyder på att de främst är påverkade av atmosfärisk deposition. Ett vanligt mönster är att PFCA med ojämnt antal kol dominerar över de med jämna kol i varje PFCA-par (exempelvis PFOA (C8)-PFNA (C9), PFDA (C10)-PFUnDA (C11)). Detta beror på att PFCA med längre kolkedja bioackumulerar mer och därför dominerar dessa [Houde et al., 2006]. Men O'Rourke et al. [2022] har visat att detta mönster kan vara mindre tydligt i biota som lever vid eller äter nära direkta källor av PFCA. Kvoten PFUnDA:PFDA är <1 för de påverkade lokalerna samt Mälaren, i Vättern ligger kvoten precis på 1 och i Vänern strax över 1 medan alla övriga lokaler, både marina och limniska NMÖ har en kvot >1 .

Langberg et al. [2022] har föreslagit att om kvoten PUnDA:PFDA är <1 i kombination med hög PFOS-halt tyder det på lokal källa av brandsläckningsskum (AFFF), vilket vi kan bekräfta från sjön Fysingen (se också Faxneld and Soerensen [2023]). Mönstret av Σ PFSA: Σ PFCA och PUnDA:PFDA i Mälaren är snarlik den med Fysingen medan mönstret i Vättern och Vänern inte helt liknar någon av de påverkade lokalerna med avseende på dessa två kvoter.

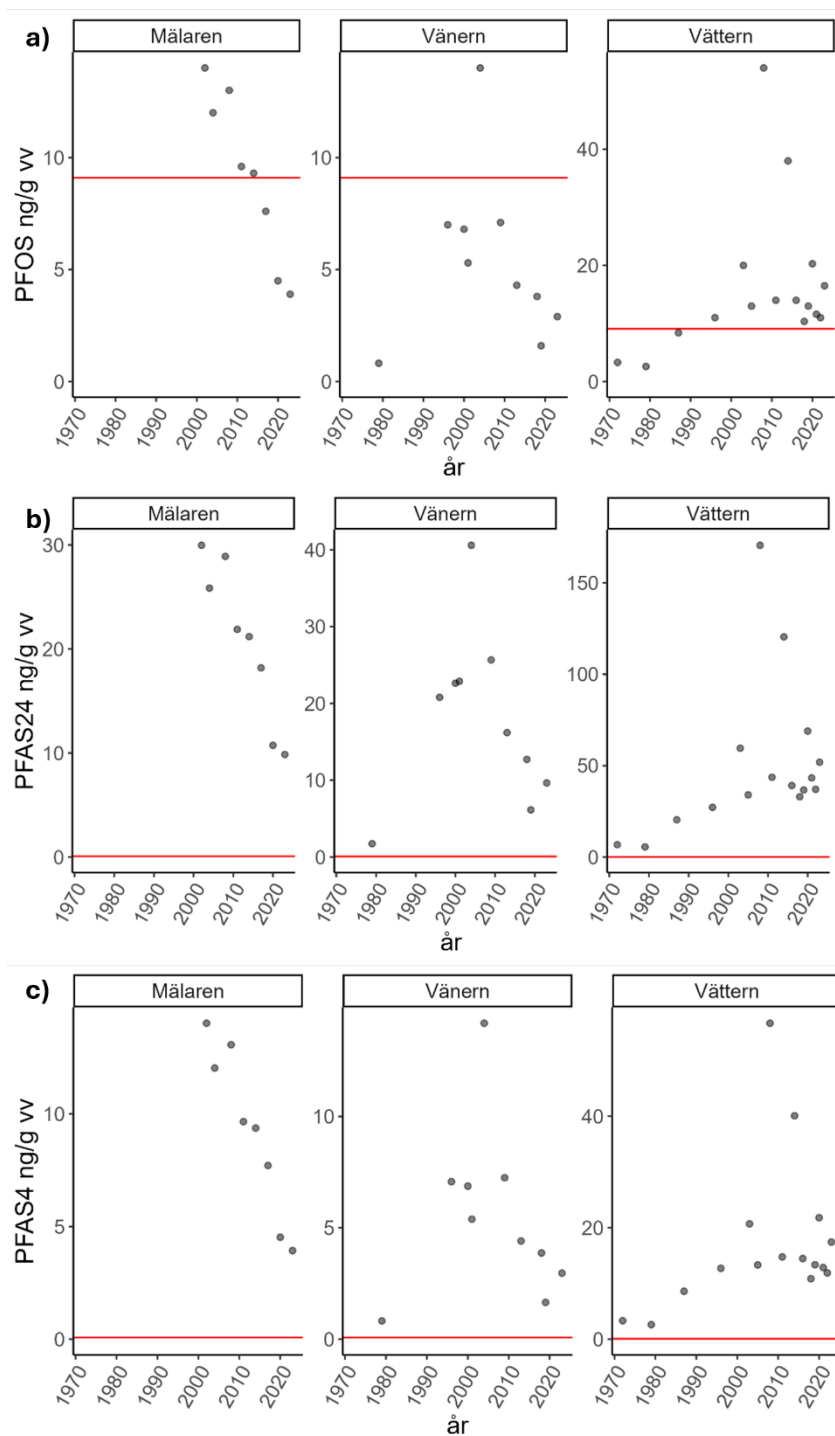


Figur 13. Kvoter av Σ PFSA: Σ PFCA och PUnDA:PFDA i de tre Stora Sjöarna samt NMÖ-sjöar grupperade som påverkad, låglandssjöar, Gotland- och fjällsjöar samt marina lokaler.

Jämförelse mot gränsvärden

Figur 14a visar halterna i fisk i de tre sjöarna jämfört mot PFOS EQS för human hälsa, b) det nya föreslagna EQS PFAS24 samt c) halterna jämfört med det nya föreslagna PFAS4-gränsvärdet. Halterna av PFOS i södra Björkfjärden i Mälaren har tidigare legat över EQS för human hälsa men sedan 2017 kan man se att halterna har gått ner och de ligger numera under gränsvärdet. I Vänern är halterna av PFOS låga och ligger under gränsvärdet, enda undantaget var år 2004 då halten PFOS var på 14 ng/g vv och hamnade därmed över gränsvärdet. I röding från Vättern ligger halterna sedan 1996 över gränsvärdet. Några enstaka år har halterna i röding varit upp till 6 gånger högre än gränsvärdet men de senaste åren är halterna runt 1,5 gånger högre än gränsvärdet. Om det införs ett gränsvärde för PFAS4 eller PFAS24 kommer däremot alla tre sjöar att hamna en bra bit över respektive gränsvärde. Figur 14 visar även att redan 1972-års mätningar i röding samt 1979-års mätningar i lax, som borde anses väldigt låga, hamnar över de nya gränsvärdena.

Halterna i fisk från de tre sjöarna ligger i dagsläget under det gränsvärde för saluföring (45 ng/g vv) som är satt av EU.



Figur 14. Halter av a) PFOS jämfört mot EQS biota human hälsa på 9,1 ng/g våtvikt (röd linje) b) PFAS24 jämfört mot det föreslagna gränsvärdet på 0,077 ng/g våtvikt (röd linje), c) PFAS4 jämfört med det föreslagna gränsvärdet för PFAS4 på 0,077 ng/g våtvikt (röd linje) i fisk från Mälaren (södra Björkfjärden), Vänern och Vättern.

Diskussion

Vad har identifierats?

Av de 50 PFAS-homologerna som fiskarna i denna studie analyserades för kunde 11 homologer detekteras i alla tre sjöarna (Perfluorerade alkansulfonamider: PFBSA, PFHxSA, FOSA; Perfluorerade sulfonsyror (PFSA): PFHpS, PFOS; Perfluorerade karboxylsyror (PFCA): PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA) samt ytterligare två homologer som endast detekterades i Vättern (PFHxS och PFECHS). Detta är i princip samma homologer som detekteras inom limniska NMÖ (FOSA och PFHxS detekteras oftast inte) där man i vanliga fall analyserar 15 PFAS. Dock analyseras inte PFBSA, PFHxSA, PFHpS och PFECHS inom limniska NMÖ. Det är svårt att avgöra om anledningen till att inte fler av de 50 analyserade PFAS-homologerna detekterades beror på att detektionsgränserna är för höga, om det beror på att man har mätt i muskel istället för i lever eller om dessa PFAS helt enkelt inte finns i de tre Stora Sjöarna [Raudkivi et al., 2025]. PFECHS fasades ut av 3M under samma tidsperiod som PFOS, 2002 [De Silva et al., 2011]. Det finns få observationer av PFECHS från Östersjöområdet [De Wit et al., 2020; Soerensen and Faxneld, 2023] och de historiska proverna från Vättern är, vad vi vet, första gången en historisk tidserie och CP-år (1989) har identifierats i Sverige.

Tidstrender

Generellt ser man signifikanta nedåtgående trender för de flesta PFAS-homologer i de tre Stora Sjöarna sedan CP-året (hela tidsperioden för Mälaren, som börjar 2002). Detta indikerar att utfasningen av PFAS har haft en positiv effekt på halterna vilket stämmer överens med vad vi hittar inom NMÖ [Faxneld and Soerensen, 2023; Soerensen et al., 2024a]. Det finns dock också skillnader i CP-år och hur koncentrationerna betar sig efter, för de olika tidsserierna – både homolog-, tidserie- och områdesspecifika. En stor del av denna skillnad kan relateras till olika omsättningstider i ekosystemen (Tabell 8) men troligen spelar också omfattning och typ av lokala källor en roll.

För Vätern ses signifikanta nedåtgående trender med tidiga CP-år (2000-2005) i abborre för alla homologer. I Mälaren går halterna ner för sulfonaterna PFOS och PFHpS samt PFCA (endast PFTrDA) redan från 2002 (första året med data) medan för andra PFCA verkar nedgången börja senare (PFUnDA och PFDoDA har högst koncentrationer år 2008) eller inte alls (PFNA och PFDA). I Vättern inträffar CP-åren för PFOS och flertalet PFCA-homologer senare; 2008, och endast de tre sulfonaterna (PFHxS, PFHpS och PFOS) samt C12-C14 PFCA minskar efter CP-året.

En möjlig förklaring till varför CP-året för PFOS kommer senare i Vättern jämfört med Vätern och Mälaren är vattnets omsättningstid, vilken är extremt lång, 60 år

[Lindell et al., 2001]. Detta kan jämföras med Vänern och Mälaren som har en omsättningstid på 8-9 år respektive 2-3 år [Vätternvårdsförbundet, 2025]. Trots en lång omsättningstid i Östersjön (25-30 år [Johansson and Undeman, 2020]) så är CP-åren för PFOS betydligt mycket tidigare i Egentliga Östersjön än i Vättern (<2000), däremot ses inga signifikanta nedåtgående trender efter CP-åren (Tabell 8). En möjlig förklaring att Egentliga Östersjön har ett tidigare CP-år jämfört med Vänern skulle kunna vara att sjön har mer lokala källor än Östersjön. Däremot reagerar alla de tre Stora Sjöarna med en snabbare nedgång av PFOS än Östersjön efter CP-året, vilket skulle kunna bero på en kombination av att Östersjöns vatten inte byts ut särskilt ofta men också att flera sjöar och älvar mynnar i Östersjön vilket gör att det hela tiden fylls på med PFOS och prekursorer från dessa. Källorna till de Stora Sjöarna är emellertid mindre diffusa jämfört med Östersjön och när först de reduceras, går PFOS koncentrationerna snabbt ned. I Mälaren, där omsättningstiden är 2-3 år, indikerar $\sum$ PFSA: $\sum$ PFCA-kvoten att den lokala PFOS-påverkan historiskt var stor. Därför är det logiskt att koncentrationerna av PFOS snabbt går ner efter utfasningen 2002.

Ett liknande mönster i CP-år och trender för PFCA som det för Mälaren och Vättern, men med senare CP-år än för Vänern, ses för sill/strömning inom marina NMÖ [Soerensen et al., 2024a] och för Skärgölen inom limniska NMÖ (enda långa abborrtidsserie) [Faxneld and Soerensen, 2023]. Att Vänern har ett annat mönster än andra svenska sjöar/lokaler kan bero på att Vänern har haft flera lokala PFCA-källor som snabbare har kunnat minskas jämfört med diffus påverkan från den globala atmosfäriska depositionen.

Tabell 8. Omsättningstid, CP-år och trender för PFOS i olika svenska vatten.

	PFOS	Art	CP-år	Omsättnings-tid (år)	CP trend efter ^B	Andel PFCA
Stora Sjöarna	Vättern	Röding	2008	60	-4%*	~7%
	Vänern	Abborre	2004	8-9	-9%**	~35%
	Mälaren	Abborre	<2002 ^A	2-3	-6%***	~13%
Östersjön	Bottenviken	Strömning	2012	3-6	-16.1%*	~30%
	N Östersjön	Strömning	1998	25-30	-0.4%	~25%
	S Östersjön	Sill	1995	25-30	0.1%	~30%
Västerhavet	Kattegatt	Sill	1999	<1	-6.4%***	~25%
Referenssjöar	Skärgölen	Abborre	1994	-	-7%***	~65%
	Abiskojaure	Röding	1993	<1	-2%*	~70%

^AStartår på Mälarens tidsserie är 2002. CP-år och trender och PFCA-andel för NMÖ från Faxneld and Soerensen [2023] och Soerensen and Faxneld [2023].

Om vi kollar specifikt på PFNA, kan vi förtydliga detta: I både Mälaren och Vättern visar PFNA ingen tydlig nedgång även om det ses en signifikant nedgång i Vänern efter CP-året. De historiska koncentrationerna av PFNA i Vättern är dubbelt så höga på sitt maximum jämfört med de två andra sjöarna, vilket indikerar att det har varit en lokal källa till PFNA medan de två andra sjöarna kanske huvudsakligen har varit

påverkade av deposition. Att PFNA är stabil eller även ökar ses också inom NMÖ-lokalerna i både limniska och marina miljön, som huvudsakligen är påverkade av deposition. Detta kan indikera att PFNA från globala källor som transporteras till Sverige håller samma nivå nu som under de senaste decennierna i motsats till andra PFCA med längre kolkedjor.

Nuvarande och historisk påverkan

Alla de tre Stora Sjöarna grupperar sig tillsammans med sjöar och kustlokaler inom NMÖ som tidigare har visat sig vara påverkade av lokala källor och PFAS-sammansättningen och koncentrationerna skiljer sig markant från andra NMÖ-referenssjöar/lokaler (Figur 11 och Figur 12). Även med tanke på skillnaden i omsättningstid och tillrinning är detta en klar indikation på att de Stora Sjöarna även idag har påverkan från lokala källor som tillägg till deposition.

Överlag dominerar PFOS med mellan 60 och 94% för de tre sjöarna beroende på sjö och år (Figur 8, Figur 9, Figur 10), men både PFOS-koncentrationerna och $\sum\text{PFSA}:\sum\text{PFCA}$ -kvoterna går ned från perioden före 1990 och fram till efter 2010. Detta är en effekt av utfasningen av PFOS och ses även i andra påverkade områden [Badry et al., 2025; Rupp et al., 2025]. $\sum\text{PFSA}:\sum\text{PFCA}$ -kvoten är dock fortfarande >1 för alla tre sjöarna (Mälaren $>$ Vättern $>$ Vänern), vilket tyder på historisk, men sannolikt också pågående, påverkan från lokala PFOS-källor. Också $\sum\text{PCFA}$ koncentrationerna går ned i de tre sjöarna även om särskilt PFNA i Mälaren och Vättern indikerar att inte alla PFCA håller på att minska. För alla tre sjöar blir kvoten $\text{PFUnDA}:\text{PFDA}$ mindre över tid och är nära eller mindre än 1 från 2010. Detta indikerar att i samband med att tillförseln av PFCA till sjöarna går ner ökar fraktionen av tillförda PFCA från lokala källor, vilket innebär att depositionen går ner snabbare än tillförseln från lokala källor.

När man jämför de tre sjöarna är Mälaren (Södra Björkfjärden) den som har störst $\sum\text{PFSA}:\sum\text{PFCA}$ -kvot (~ 10) även om PFAS-koncentrationen är lägre än för Vättern (troligtvis p.g.a. den kortare omsättningstiden och att Mälaren är en mycket flikig och näringsrik sjö; Figur 11, Tabell 8). Detta indikerar en stor påverkan av lokala PFOS-källor i Södra Björkfjärden. För Mälaren finns flera PFOS-källor i östra och nord-östra delen, till exempel Arlanda flygplats, Ärna militärflygplats och Rosersbergs brandövningsplats [Ekman and Ejhed, 2022] där AFFF (hög PFOS-fraktion) har använts. Dessa källor påverkar främst sydöstra delarna av Mälaren, och i Görveln (syd-östra delen) har man numera kostrekommendation på grund av för höga PFOS-halter i fisken [Stockholmsstad, 2025]. Södra Björkfjärden, som fisken i denna studie kommer ifrån, ligger sydväst om Görveln och är därför troligtvis inte direkt påverkad av dessa källor men de kan möjligen ge en viss påverkan.

Även i Vättern tyder kvoten $\sum\text{PFSA}:\sum\text{PFCA}$ (~ 5) på att det kan vara AFFF som är den största lokala påverkanskällan. I norra Vättern ligger Karlsborg där försvarsmakten har verksamhet med brandövningsplatser och där halter av PFAS skulle kunna nå östra Vättern [Bergqvist, 2015; Ribell, 2018]. Vidare har man tillverkat filmbildande brandsläckningsskum i Vadstena [Kemikalieinspektionen, 2014], som ligger på andra sidan Vättern, mittemot Karlsborg, och som eventuellt kan vara en ytterligare källa till PFOS i Vättern. I Vätterns tillrinningsområde finns även andra kända punktkällor – Munksjön (brandövningsplats vid Jönköpings flygplats) och Huskvarnaån (diverse källor) [Ermold, 2022]. Kvoten $\text{PFUnDA}:\text{PFDA}$ (nära 1) tyder dock, som i de två andra sjöarna, på att det även finns lokala PFCA-källor i området.

Trots att Vätern grupperas ihop med påverkade NMÖ-lokaler i PCA'n så visar kvoterna $\sum\text{PFSA}:\sum\text{PFCA}$ och $\text{PFUnDA}:\text{PFDA}$ att fisken i Vätern är den minst påverkade av de tre Stora Sjöarna. $\sum\text{PFSA}:\sum\text{PFCA}$ kvoten (~ 2) är lik den inom marina NMÖ-lokalerna (2-3), men större än limniska NMÖ (< 1) medan $\text{PFUnDA}:\text{PFDA}$ kvoten (~ 1) dock är lite lägre än för marina och limniska NMÖ (~ 2). Detta skulle kunna förklaras av att Vätern är en större sjö, jämfört med de två andra Stora Sjöarna, och relativt djup och de flesta fiskarna är fångade i utsjön, vilket kanske är mer likt Östersjön. Däremot är halterna av PFAS högre i Vätern jämfört med marina NMÖ-lokalerna, vilket troligtvis beror på att Vätern har ett stort avrinningsområde jämfört med sjöareal, den ligger nedströms flera älvar, vilka sannolikt kan transportera PFAS med en mer diffus signal och där en del är från atmosfärisk deposition i avrinningsområdet. Det finns dessutom lokala källor i form av till exempel Skaraborgs flygflottilj i södra Vätern som skulle kunna bidra till en viss förhöjning av PFAS-halterna [Axelsson, 2015], men eftersom fisken i denna studie är fiskad i norra och centrala Vätern, är detta inte särskilt troligt.

Gränsvärden

Halterna av PFOS i abborre från södra Björkfjärden i Mälaren och i Vätern ligger under det nuvarande gränsvärdet i muskel på 9,1 ng/g våtvikt medan halterna i röding från Vättern ligger över detta gränsvärde. Om de nya gränsvärdena träder i kraft, oavsett om det blir PFAS4 eller PFAS24, så innebär det en sådan kraftig sänkning av gränsvärdet att samtliga fiskar hamnar långt över gränsvärdet. En jämförelse kan göras med den nationella övervakningen i limnisk och marin fisk, där halterna av PFAS generellt är betydligt lägre än i någon av de tre Stora Sjöarna, och även där skulle halterna hamna långt över gränsvärdet [Faxneld and Soerensen, 2023; Soerensen and Faxneld, 2023].

Referenser

- Ahrens, L., K. Norström, T. Viktor, A. P. Cousins, and S. Josefsson (2015), Stockholm Arlanda Airport as a source of per-and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish, *Chemosphere*, 129, 33-38.
- Axelsson, M. (2015), MTU avseende PFAS inom Skaraborgs flygflottilj, F7 Sätenäs. Försvarmakten/Miljöprövningsenheten., Niras.
- Badry, A., R. Lämmer, B. Göckener, and J. Koschorreck (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), 1-15.
- Barthel Svedén, J., and T. Olsson (2022), Miljögifter i fisk från Vänern, Vättern och Mälaren 2021 - utökad miljöövervakning i de Stora sjöarna, 35 pp, Vänerens vattenvårdsförbunds rapport 135, Vätternvårdsförbundets rapport 152, Mälarens vattenvårdsförbunds rapport 2022:2.
- Bergqvist, C. (2015), MTU avseende PFAS, Karlsborgs flygplats, Försvarmakten, Miljöprövningsenheten, Niras.
- Bil, W., M. Zeilmaker, S. Fragki, J. Lijzen, E. Verbruggen, and B. Bokkers (2021), Risk assessment of per-and polyfluoroalkyl substance mixtures: A relative potency factor approach, *Environmental toxicology and chemistry*, 40(3), 859-870.
- Buck, R. C., J. Franklin, U. Berger, J. M. Conder, I. T. Cousins, P. de Voogt, A. A. Jensen, K. Kannan, S. A. Mabury, and S. P. van Leeuwen (2011), Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins, *Integr Environ Assess Manag*, 7(4), 513-541.
- Chappell, R. (1989), Fitting bent lines to data, with applications to allometry, *Journal of Theoretical Biology*, 138(2), 235-256.
- Costello, E., S. Rock, N. Stratakis, S. P. Eckel, D. I. Walker, D. Valvi, D. Cserbik, T. Jenkins, S. A. Xanthakos, and R. Kohli (2022), Exposure to per-and polyfluoroalkyl substances and markers of liver injury: a systematic review and meta-analysis, *Environmental health perspectives*, 130(4), 046001.
- Cousins, I. T., J. H. Johansson, M. E. Salter, B. Sha, and M. Scheringer (2022), Outside the safe operating space of a new planetary boundary for per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS), *Environ. Sci. Technol.*, 56(16), 11172-11179.
- De Silva, A. O., C. Spencer, B. F. Scott, S. Backus, and D. C. Muir (2011), Detection of a cyclic perfluorinated acid, perfluoroethylcyclohexane sulfonate, in the Great Lakes of North America, *Environ. Sci. Technol.*, 45(19), 8060-8066.
- De Wit, C. A., R. Bossi, R. Dietz, A. Dreyer, S. Faxneld, S. E. Garbus, P. Hellström, J. Koschorreck, N. Lohmann, and A. Roos (2020), Organohalogen compounds of emerging concern in Baltic Sea biota: Levels, biomagnification potential and comparisons with legacy contaminants, *Environment International*, 144, 106037.
- EFSA (2020), Scientific opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food, edited by EFSA, EFSA journal.
- Ekman, F., and H. Ejhed (2022), Källor till PFAS, massbalans för Mälaren-Görveln (NV Rapport 2022-05), Norrvatten, Stockholm.
- Ermold, F. (2022), PFAS i vatten och biota, Vätternvårdsförbundet, Årsskrift 2022, rapportnummer 159.

- EU (2011), Perfluorooctane sulphonate (PFOS), PFOS EQS dossiers, Available at: <https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84c-da3359ace-ccc/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf>.
- EU (2013), DIRECTIVE 2013/39/EU OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy, edited, Official Journal of the European Union.
- EU (2021), Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). Draft EQS Dossier on PFAS. Prepared by Joint Research Center, Ispra, Italy, for European Union (EU), Brussels, Belgium. <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/2b6dfb19-ae52-415f-bdcc-2c39f9eb4647/details>., edited.
- EU (2022), Kommissionens förordning (EU) 2022/2388 av den 7 december 2022 om ändring av förordning (EG) 1881/2006 vad gäller gränsvärden för högfluorerade ämnen i vissa livsmedel, edited, Europeiska unionens officiella tidning.
- Faxneld, S., and A. L. Soerensen (2021), Översyn av krav på miljögiftsövervakning för de stora sjöarna., 117 pp, Vänerens vattenvårdsförbund rapport 127; Vätternvårdsförbundets rapport 140; Mälarens vattenvårdsförbund rapport 2021:3.
- Faxneld, S., and A. L. Soerensen (2022b), Utvärdering av limniska övervakningsprogrammet för miljögifter i biota, report 6:2022, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.
- Faxneld, S., and A. L. Soerensen (2023), Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) within the Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Freshwater Biota, report 8:2023, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.
- Faxneld, S., and A. L. Soerensen (2024), Source tracking of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from perch in Kvädöfjärden. Report 7:2024, 36 pp, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.
- Faxneld, S., J. Eliassen, C. Jonsson, and A. L. Soerensen (2024), Graphic and statistical overview of temporal trends and spatial variations within the Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Freshwater Biota (until 2022 year's data). Report 8:2024, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.
- Gaines, L. G. (2023), Historical and current usage of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A literature review, *American Journal of Industrial Medicine*, 66(5), 353-378.
- Giesy, J. P., and K. Kannan (2001), Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife, *Environ. Sci. Technol.*, 35(7), 1339-1342.
- Gobelius, L., J. Hedlund, W. Dürig, R. Troger, K. Lilja, K. Wiberg, and L. Ahrens (2018), Per-and polyfluoroalkyl substances in Swedish groundwater and surface water: implications for environmental quality standards and drinking water guidelines, *Environ. Sci. Technol.*, 52(7), 4340-4349.
- Grandjean, P., C. Heilmann, P. Weihe, F. Nielsen, U. B. Mogensen, and E. Budtz-Jørgensen (2017), Serum vaccine antibody concentrations in adolescents exposed to perfluorinated compounds, *Environmental Health Perspectives*, 125(7), 077018.
- Hansson, K., A. Palm Cousins, K. Norström, L. Graae, and Å. Stenmarck (2016), Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö, NR C 182, IVL, Svenska miljöinstitutet, Stockholm.
- Haukås, M., U. Berger, H. Hop, B. Gulliksen, and G. W. Gabrielsen (2007), Bioaccumulation of per-and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web, *Environ. Pollut.*, 148(1), 360-371.

- HAV (2019), Delprogram Stora sjöar - Vänern, Vättern & Mälaren. Version 2019-04-16, HAV.
- HAV (2024), Remiss om revidering av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten avseende bedömningsgrunder för PFAS, Havs och vattenmyndigheten.
- Houde, M., A. O. De Silva, D. C. Muir, and R. J. Letcher (2011), Monitoring of perfluorinated compounds in aquatic biota: an updated review: PFCs in aquatic biota, *Environ. Sci. Technol.*, 45(19), 7962-7973.
- Houde, M., J. W. Martin, R. J. Letcher, K. R. Solomon, and D. C. Muir (2006), Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: a review, *Environ. Sci. Technol.*, 40(11), 3463-3473.
- Hudson, D. J. (1966), Fitting segmented curves whose join points have to be estimated, *Journal of the American statistical association*, 61(316), 1097-1129.
- Johansson, J., and E. Undeman (2020), Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other perfluorinated alkyl substances (PFASs) in the Baltic Sea—Sources, transport routes and trends, HELCOM.
- Kemikalieinspektionen (2013), PM 5/13 Brandskum som möjlig förorenare av dricksvattentäkter, edited.
- Kemikalieinspektionen (2014), Kartläggning av brandsläckningsskum på den svenska marknaden. PM 3/14, Kemikalieinspektionen.
- Langberg, H. A., S. E. Hale, G. D. Breedveld, B. M. Jenssen, and M. Jartun (2022), A review of PFAS fingerprints in fish from Norwegian freshwater bodies subject to different source inputs, *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(2), 330-342.
- Lau, C., K. Anitole, C. Hodes, D. Lai, A. Pfahles-Hutchens, and J. Seed (2007), Perfluoroalkyl acids: a review of monitoring and toxicological findings, *Toxicological sciences*, 99(2), 366-394.
- Lindell, M. J., G. Bremle, O. Broberg, and P. Larsson (2001), Monitoring of persistent organic pollutants (POPs): examples from Lake Vättern, Sweden, *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(8), 545-551.
- Liu, M., G. Zhang, L. Meng, X. Han, Y. Li, Y. Shi, A. Li, M. E. Turyk, Q. Zhang, and G. Jiang (2021), Associations between novel and legacy per- and polyfluoroalkyl substances in human serum and thyroid cancer: a case and healthy population in Shandong Province, East China, *Environ. Sci. Technol.*, 56(10), 6144-6151.
- Louis, G. M. B., Z. Chen, E. F. Schisterman, S. Kim, A. M. Sweeney, R. Sundaram, C. D. Lynch, R. E. Gore-Langton, and D. B. Barr (2015), Perfluorochemicals and human semen quality: the LIFE study, *Environmental health perspectives*, 123(1), 57-63.
- Länsstyrelsen (2025), Nya kostrekommendationer för fisk från Vättern, edited, Länsstyrelsen Örebro län.
- Malnes, D., O. Golovko, S. Köhler, and L. Ahrens (2021), Förekomst av organiska miljöföroreningar i svenska ytvatten, 152 pp, Mälarens vattenvårdsförbund rapport 2021:1, Vänerns vattenvårdsförbund rapport 121, Vätternvårdsförbundet rapport 140.
- Miaz, L. T., M. M. Plassmann, I. Gyllenhammar, A. Bignert, O. Sandblom, S. Lignell, A. Glynn, and J. P. Benskin (2020), Temporal trends of suspect- and target-per/polyfluoroalkyl substances (PFAS), extractable organic fluorine (EOF) and total fluorine (TF) in pooled serum from first-time mothers in Uppsala, Sweden, 1996–2017, *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(4), 1071-1083.

- Modin, H., A. Roslund, P. Hallgren, T. N. I. Arvidsson, A. Lidén, and S. Boström (2018), PFAS på avfallsanläggningar (PFAS at Waste Sites) (No. 2018:25), Avfall Sverige.
- Nyberg, E., R. Awad, A. Bignert, C. Ek, G. Sallsten, and J. P. Benskin (2018), Inter-individual, inter-city, and temporal trends of per-and polyfluoroalkyl substances in human milk from Swedish mothers between 1972 and 2016, *Environmental Science: Processes & Impacts*, 20(8), 1136-1147.
- O'Rourke, E., J. Hynes, S. Losada, J. L. Barber, M. G. Pereira, E. F. Kean, F. Hailer, and E. A. Chadwick (2022), Anthropogenic drivers of variation in concentrations of perfluoroalkyl substances in otters (*Lutra lutra*) from England and Wales, *Environ. Sci. Technol.*, 56(3), 1675-1687.
- OECD (2018), Toward a new comprehensive global database of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): summary report on updating the OECD 2007 list of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). , OECD, Paris.
- Podder, A., A. A. Sadmani, D. Reinhart, N.-B. Chang, and R. Goel (2021), Per and polyfluoroalkyl substances (PFAS) as a contaminant of emerging concern in surface water: A transboundary review of their occurrences and toxicity effects, *Journal of hazardous materials*, 419, 126361.
- Prevedouros, K., I. T. Cousins, R. C. Buck, and S. H. Korzeniowski (2006), Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates, *Environ. Sci. Technol.*, 40(1), 32-44.
- Raudkivi, M., S. Kaasinen, O. Rowe, L. Ruokanen, and J. Haapaniemi (2025), Methodological recommendations for the monitoring and assessment of PFAS in the aquatic environment. Output 2.1 of the EMPEREST project, co-funded by Interreg Baltic Sea Region, HELCOM.
- Ribell, E. (2018), Miljöteknisk markundersökning avseende spridning av PFAS från f.d. brandövningsplats vid Karlsborgs flygplats, Niras.
- Rupp, J., M. Guckert, U. Berger, Q. Fu, K. Nödler, G. Nürenberg, J. Koschorreck, J. Schulze, and T. Reemtsma (2025), Long term trends of legacy per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS), their substitutes and precursors in archived wildlife samples from the German Environmental Specimen Bank, *Environment International*, 109592.
- SC (2025), The Stockholm Convention Webpage, edited, The Secretariat of the Stockholm Convention.
- Soerensen, A. L., and S. Faxneld (2023), Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) within the Swedish Monitoring Program for Contaminants in Marine Biota, report 6:2023, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.
- Soerensen, A. L., J. P. Benskin, and S. Faxneld (2024a), Four Decades of Spatiotemporal Variability of Per-and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in the Baltic Sea, *Environ. Sci. Technol.*
- Soerensen, A. L., S. Faxneld, M. Pettersson, and M. Sköld (2023), Fish tissue conversion factors for mercury, cadmium, lead and nine per-and polyfluoroalkyl substances for use within contaminant monitoring, *Sci. Total. Environ.*, 858, 159740.
- Soerensen, A. L., J. Eliassen, C. Jonsson, E. Kylberg, N. Stjärnkvist, J. S. Öhlund, and S. Faxneld (2024b), Graphic and statistical overview of temporal trends and spatial variations within the Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Marine Biota (until 2022 year's data), report 2:2024, 587 pp, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.

- Stevenson, E. D., M. T. Kleinman, X. Bai, M. Barlaz, M. Abraczinskas, V. Guidry, J. Watson, and J. Chow (2021), Critical review on PFOA, kidney cancer, and testicular cancer, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 71(10), 1265-1276.
- Stjärnkvist, N., J. Elisassen, and C. Jonsson (2024), Manual for collection, preparation and storage of fish for the Swedish National Monitoring Program for Contaminants in Marine and Freshwater Biota, 20 pp, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.
- Stockholmsstad (2025), PFOS i fisk, edited.
- Stults, J. F., C. P. Higgins, and D. E. Helbling (2023), Integration of per-and polyfluoroalkyl substance (PFAS) fingerprints in fish with machine learning for PFAS source tracking in surface water, *Environmental Science & Technology Letters*, 10(11), 1052-1058.
- Vätternvårdsförbundet (2025), Om Vättern, edited.
- Winchell, L. J., M. J. Wells, J. J. Ross, X. Fonoll, J. W. Norton Jr, S. Kuplicki, M. Khan, and K. Y. Bell (2022), Per-and polyfluoroalkyl substances presence, pathways, and cycling through drinking water and wastewater treatment, *Journal of Environmental Engineering*, 148(1), 03121003.

Appendix

Tabell S 1. Samtliga analyserade PFAS med analyslabbets LOQ.

Förkortning	Namn			
PFCA	Perfluorerade karboxylsyror	Antal kol	LOQ (ng g vv)	% över LOQ
PFBA	Perfluorbutansyra	C4	0,3	0%
PFHxA	Perfluorhexansyra	C6	0,1	0%
PFHpA	Perfluorheptansyra	C7	0,01	0%
PFOA	Perfluoroktansyra	C8	0,01	6,7%
PFNA	Perfluornonansyra	C9	0,005	97%
PFDA	Perfluordekansyra	C10	0,01	97%
PFUnDA	Perfluorundekansyra	C11	0,05	93%
PFDoDA	Perfluordodekansyra	C12	0,01	97%
PFTTrDA	Perfluortridekansyra	C13	0,05	90%
PFTeDA	Perfluortetradekansyra	C14	0,05	63%
PFPeDA	Perfluorpentansyra	C15	0,1	0%
PFHxDA	Perfluorhexadekansyra	C16	0,01-0,1	0%
PFODA	Perfluoroktadekansyra	C18	0,01-0,1	0%
PFSA	Perfluorerade sulfonsyror			
PFPrS	Perfluorpropansulfonsyra		0,1	0%
PFBS	Perfluorbutansulfonsyra	C4	0,01	0%
PFPeS	Perfluorpentansulfonat	C5	0,01	0%
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra	C6	0,01	33%
PFHpS	Perfluorheptansulfonsyra	C7	0,01	70%
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra	C8	0,01	100%
PFNS	Perfluornonansulfonat	C9	0,1	0%
PFDS	Perfluordekansulfonat	C10	0,1	0%
PFUnDS	Perfluorundekansulfonsyra	C11	0,1	0%
PFDoDS	Perfluordodekansulfonsyra	C12	0,1	0%
PFTTrDS	Perfluortridekansulfonsyra	C13	0,1	0%
FASA	Perfluorerade alkansulfonamider			
PFBSA	Perfluorbutansulfonamid		0,1	50%
PFHxSA	Perfluorhexansulfonamid		0,1	33%
FOSA	Perfluoroktansulfonamid		0,01	87%
MeFOSA	N-metylperfluoroktansulfonamid		0,1	0%
EtFOSA	N-etylperfluoroktansulfonamid		0,1	0%
FASE	Perfluoroalkane sulfonamido etanol			
MeFOSE	N-metylperfluoroktansulfonamid-etanol		0,1 (1.0 röding 1972)	0%
EtFOSE	N-etylperfluoroktansulfonamid-etanol		0,1	0%
FASAA	N-alkyl perfluoroalkane sulfonamide acetic acids			
N-EtFOSAA	N-etylperfluoroktansulfonamid-ättiksyra		0,1 (0,5 röding, lax)	6,7%
N-MeFOSAA	N-metyldperfluoroktansulfonamid-ättiksyra		0,1 (0,5 röding)	0%

FTSA	Fluortelomerer			
4:2 FTS	4:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)		0,01	0%
6:2 FTS	6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)		0,01	10%
8:2 FTS	8:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)		0,01	3,3%
10:2 FTS	10:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)		0,01 (0,05 lax)	10%
PFESA/PFECA	Ether-PFASs			
6:2 CI-PFAES (F-53B Major)	9-klorhexadekafluor-3-oxanonan-1-sulfonat		0,01	0%
8:2 CI-PFAES (F-53B Minor)	11-kloroeicosafluoro-3-oxaundecan-1-sulfonat		0,01	0%
NaDONA (ADONA, DONA)	Dodekafluor-3H-4,8-dioxanonansyra		0,1	0%
HFPO-DA (Gen-X)	Hexafluoropropylenoxiddimersyra		0,1	0%
PFMPA	Perfluor-3-metoxypropionsyra		0,01-0,04	0%
PFMBA	Perfluor-4-metoxybutansyra		0,01	0%
PFEESA	Perfluor-(2-etoxyetan)-sulfonsyra		0,01	0%
NFDHA	Nonafuor-3,6-dioxaheptansyra		0,01	0%
FTCA	Fluortelomersyror			
3:3 FTCA	3:3 FTCA (Fluortelomer karboxylsyra)		0,1	0%
5:3 FTCA	5:3 FTCA (Fluortelomer karboxylsyra)		1.0	0%
7:3 FTCA	7:3 FTCA (Fluortelomer karboxylsyra)		0,1 (1.0 abborre Vänern, 1996-2013)	3,3%
	Cyklisk perfluorerad sulfonsyra			
PFECHS	Perfluor-4-etylcyklohexansulfonsyra		0,01	40%
	Polyfluoralkylsyra			
HPFHpA	7-H-Perfluorheptansyra		0,1	0%

Tabell S 2. Information om de tre Stora Sjöarna. Tabell från Delprogrambeskrivningen Stora sjöar [HAV, 2019].

Sjö	Sjö- area (km ²) ¹	Volym (km ³) ¹	Max/Medel- djup (m) ¹	Strand-linje (km) ²	Tillrinningsområde (exkl sjöyta) (km ²) ¹
Vänern	5 450	153	106/27	1 942	41 380
Vättern	1 885	73,5	120/40	554	4 491
Mälaren	1 074	14,3	66/13	1 245	21 526

Tabell S 3. Medelvärden och standardavvikelse (sd) per år för ålder, totallängd (cm) och totalvikt (g) i abborre från Vänern och Mälaren, röding från Vättern och lax från Vänern.

Sjö	Art	År	ålder	sd	To- tallängd (cm)	sd	Total- vikt (g)	sd
Mälaren	Abborre	2002	4,1	0,32	17,5	0,70	53,7	6,1
Mälaren	Abborre	2004	3,7	0,67	17,1	0,47	54,9	3,8
Mälaren	Abborre	2008	3,4	0,52	16,1	1,01	45,3	9,2
Mälaren	Abborre	2011	3,8	0,63	16,8	0,52	48,9	4,4
Mälaren	Abborre	2014	3,5	0,71	15,6	0,91	39,9	7,1

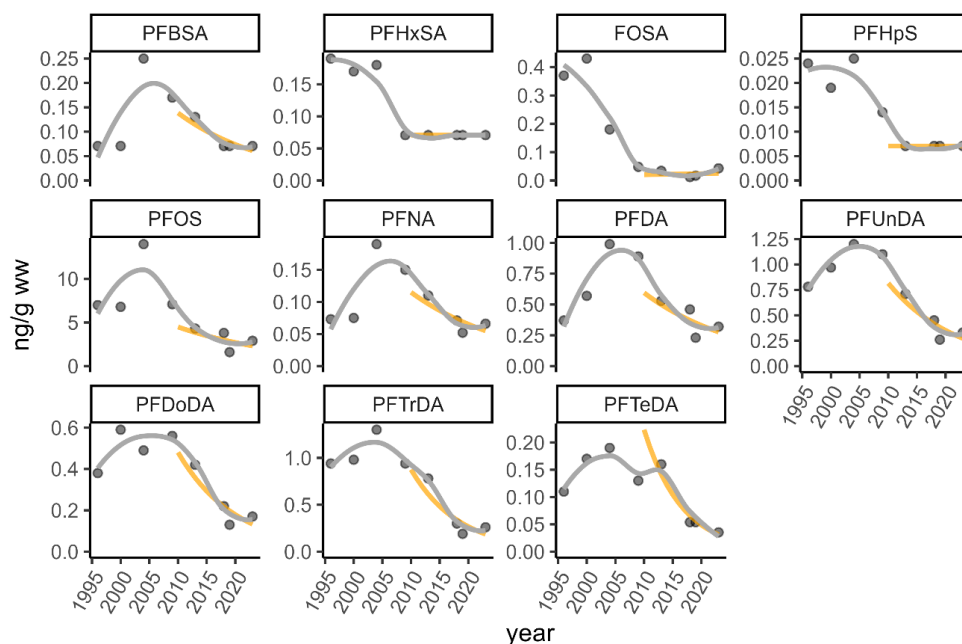
Mälaren	Abborre	2017	3,3	0,67	15,9	0,91	40,6	6,2
Mälaren	Abborre	2020	3,2	0,63	16,9	0,74	53,5	8,1
Mälaren	Abborre	2023	3,2	0,42	17,3	0,84	54,7	7,5
Vänern	Abborre	1996	4,9	1,45	19,1	1,68	84,6	24,4
Vänern	Abborre	2000	3,5	0,53	17,9	0,62	65,3	10,1
Vänern	Abborre	2004	3,8	1,14	19,0	1,23	69,9	14,4
Vänern	Abborre	2009	4,5	0,53	21,9	0,88	110,7	13,5
Vänern	Abborre	2013	2,9	0,57	17,4	1,37	54,7	13,6
Vänern	Abborre	2018	2,9	0,32	19,0	0,93	74,3	12,4
Vänern	Abborre	2019	3,6	0,55	20,9	2,38	97,8	35,1
Vänern	Abborre	2023	2,8	0,63	16,3	1,49	46,8	16,1
Vänern	Lax	1979	-		56,4	4,77	1327,0	358,2
Vänern	Lax	2001	-		65,4	1,91	3144,2	379,4
Vättern	Röding	1972	-		35,3	4,76	538,9	382,1
Vättern	Röding	1979	4,4	0,70	44,3	4,73	931,0	355,7
Vättern	Röding	1987	5,4	0,52	42,6	1,93	680,8	106,9
Vättern	Röding	1996	5,6	0,89	41,3	1,42	726,3	109,0
Vättern	Röding	2003	-		33,6	7,32	389,5	212,9
Vättern	Röding	2005	9,2	1,40	63,4	7,32	2660,0	895,9
Vättern	Röding	2008	5,2	1,40	44,4	7,61	808,1	556,1
Vättern	Röding	2011	6,3	1,25	50,2	5,67	1149,7	363,2
Vättern	Röding	2014	-		51,2	4,32	1392,1	443,0
Vättern	Röding	2016	6,1	0,88	51,9	4,79	1339,1	419,0
Vättern	Röding	2019	5,3	0,67	51,6	2,51	1284,7	234,3
Vättern	Röding	2023	6,6	2,01	53,7	3,99	1524,0	346,2

Tabell S 4. Koncentrationer (ng/g våtvikt muskel) av olika PFAS i abborre från Mälaren (södra Björkfjärden) över tid.

Homo- loger	Art	Lokal	2002	2004	2008	2011	2014	2017	2020	2023
PFBSA	Abborre	Mälaren	0	0,11	0	0	0	0,14	0	0
PFHxSA	Abborre	Mälaren	0,12	0,15	0,14	0	0	0	0	0
FOSA	Abborre	Mälaren	0,045	0,054	0,072	0,027	0,018	0,036	0	0
PFHpS	Abborre	Mälaren	0,021	0,019	0,018	0,015	0,011	0,012	0	0
PFOS	Abborre	Mälaren	14	12	13	9,6	9,3	7,6	4,5	3,9
PFNA	Abborre	Mälaren	0,025	0,035	0,07	0,058	0,07	0,11	0,024	0,032
PFDA	Abborre	Mälaren	0,14	0,13	0,23	0,24	0,24	0,26	0,2	0,22
PFUnDA	Abborre	Mälaren	0,22	0,19	0,25	0,22	0,19	0,17	0,14	0,17
PFDoDA	Abborre	Mälaren	0,059	0,048	0,07	0,066	0,043	0,043	0,039	0,05
PFTTrDA	Abborre	Mälaren	0,27	0,21	0,18	0,17	0,09	0,088	0,057	0,074
PFTeDA	Abborre	Mälaren	0	0	0	0	0	0	0,013	0,016
sumPFSA	Abborre	Mälaren	14	12	13	9,6	9,3	7,6	4,5	3,9
sumPFCA	Abborre	Mälaren	0,71	0,61	0,8	0,75	0,63	0,67	0,47	0,56

Tabell S 5. Andelen (%) av olika PFAS i abborre från Mälaren (södra Björkfjärden) över tid.

Homologer	Art	Lokal	2002	2004	2008	2011	2014	2017	2020	2023
PFBSA	Abborre	Mälaren	0	0,8	0	0	0	1,7	0	0
PFHxSA	Abborre	Mälaren	0,8	1,2	1,0	0	0	0	0	0
FOSA	Abborre	Mälaren	0,3	0,4	0,5	0,3	0,2	0,4	0	0
PFHpS	Abborre	Mälaren	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0
PFOS	Abborre	Mälaren	94,0	92,7	92,7	92,3	93,4	89,8	90,5	87,4
PFNA	Abborre	Mälaren	0,2	0,3	0,5	0,6	0,7	1,3	0,5	0,7
PFDA	Abborre	Mälaren	0,9	1,0	1,6	2,3	2,4	3,1	4,0	4,9
PFUnDA	Abborre	Mälaren	1,5	1,5	1,8	2,1	1,9	2,0	2,8	3,8
PFDoDA	Abborre	Mälaren	0,4	0,4	0,5	0,6	0,4	0,5	0,8	1,1
PFTTrDA	Abborre	Mälaren	1,8	1,6	1,3	1,6	0,9	1,0	1,1	1,7
PFTeDA	Abborre	Mälaren	0	0	0	0	0	0	0,3	0,4
sumPFSA	Abborre	Mälaren	94,1	92,8	92,8	92,5	93,5	90	90,4	87,4
sumPFCA	Abborre	Mälaren	4,8	4,7	5,7	7,3	6,4	7,9	9,5	12,6



Figur S 1. Tidstrender av PFAS i abborre från Vänern. Grå linje: smoother-linje hela tidsperioden (1996-2023), orange linje: log-linjär trendanalys sedan 2010

Tabell S 6. Koncentrationer (ng/g våtvikt muskel) av olika PFAS i abborre från Vänern över tid.

Homo- loger	Art	Lokal	1996	2000	2004	2009	2013	2018	2019	2023
PFBSA	Abborre	Vänern	0	0	0,25	0,17	0,13	0	0	0
PFHxSA	Abborre	Vänern	0,19	0,17	0,18	0	0	0	0	0
FOSA	Abborre	Vänern	0,37	0,43	0,18	0,048	0,034	0,012	0,017	0,043
PFHpS	Abborre	Vänern	0,024	0,019	0,025	0,014	0	0	0	0
PFOS	Abborre	Vänern	7	6,8	14	7,1	4,3	3,8	1,6	2,9
PFNA	Abborre	Vänern	0,073	0,075	0,19	0,15	0,11	0,071	0,052	0,066
PFDA	Abborre	Vänern	0,37	0,57	0,99	0,89	0,53	0,46	0,23	0,32
PFUnDA	Abborre	Vänern	0,78	0,97	1,2	1,1	0,71	0,45	0,26	0,33
PFDoDA	Abborre	Vänern	0,38	0,59	0,49	0,56	0,42	0,22	0,13	0,17
PFTTrDA	Abborre	Vänern	0,94	0,98	1,3	0,94	0,78	0,3	0,19	0,26
PFTeDA	Abborre	Vänern	0,11	0,17	0,19	0,13	0,16	0,054	0,054	0
sumPFSA	Abborre	Vänern	7	6,8	14	7,1	4,3	3,8	1,6	2,9
sumPFCA	Abborre	Vänern	2,7	3,4	4,4	3,8	2,7	1,6	0,92	1,1

Tabell S 7. Andelen (%) av olika PFAS i abborre från Vänern över tid.

Homo- loger	Art	Lokal	1996	2000	2004	2009	2013	2018	2019	2023
PFBSA	Abborre	Vänern	0	0	1,3	1,5	1,8	0	0	0
PFHxSA	Abborre	Vänern	1,9	1,6	0,9	0	0	0	0	0
FOSA	Abborre	Vänern	3,6	4,0	0,9	0,4	0,5	0,2	1,05	0,67
PFHpS	Abborre	Vänern	0,2	0,2	0,1	0,1	0	0	0	0
PFOS	Abborre	Vänern	68,4	63,1	73,7	64,0	59,9	70,8	63,2	70,9
PFNA	Abborre	Vänern	0,7	0,7	1,0	1,4	1,5	1,3	2,05	1,6
PFDA	Abborre	Vänern	3,6	5,3	5,2	8,0	7,4	8,6	9,1	7,8
PFUnDA	Abborre	Vänern	7,6	9,0	6,3	9,9	9,9	8,4	10,3	8,1
PFDoDA	Abborre	Vänern	3,7	5,5	2,6	5,0	5,9	4,1	5,1	4,2
PFTTrDA	Abborre	Vänern	9,2	9,1	6,8	8,5	10,9	5,6	7,5	6,4
PFTeDA	Abborre	Vänern	1,1	1,6	1,0	1,2	2,2	1,0	2,1	0
sumPFSA	Abborre	Vänern	70,8	73,8	70,9	68,6	63,3	64,1	59,9	63,2
sumPFCA	Abborre	Vänern	29	23	28	25,9	31,1	34	37,8	36,2

Tabell S 8. Koncentrationer (ng/g våtvikt muskel) av olika PFAS i lax från Vänern över tid.

Homologer	Art	Lokal	1979	2001
PFHxSA	Lax	Vänern	0	0,11
FOSA	Lax	Vänern	0,7	0,66
PFHpS	Lax	Vänern	0	0,017
PFOS	Lax	Vänern	0,82	5,3
PFNA	Lax	Vänern	0	0,089
PFDA	Lax	Vänern	0	0,66
PFUnDA	Lax	Vänern	0,015	1,3
PFDoDA	Lax	Vänern	0,013	0,99
PFTTrDA	Lax	Vänern	0	1,6
PFTeDA	Lax	Vänern	0	0,34
sumPFSA	Lax	Vänern	0,82	5,3
sumPFCA	Lax	Vänern	0,03	5

Tabell S 9. Andelen (%) av olika PFAS i lax från Vänern över tid.

Homologer	Art	Lokal	1979	2001
PFHxSA	Lax	Vänern	0	1,0
FOSA	Lax	Vänern	45,2	6,0
PFHpS	Lax	Vänern	0	0,2
PFOS	Lax	Vänern	53,0	47,9
PFNA	Lax	Vänern	0	0,8
PFDA	Lax	Vänern	0	6,0
PFUnDA	Lax	Vänern	1,0	11,7
PFDoDA	Lax	Vänern	0,8	8,9
PFTTrDA	Lax	Vänern	0	14,5
PFTeDA	Lax	Vänern	0	3,1
sumPFSA	Lax	Vänern	53	48
sumPFCA	Lax	Vänern	1,8	45

Tabell S 10. Koncentrationer (ng/g våtvikt muskel) av olika PFAS i röding från Vättern över tid.

Homologer	Art	Lokal	1972	1979	1987	1996	2003	2005	2008	2011	2014	2016	2018	2019	2020	2021	2022	2023
PFBSA	Röding	Vättern	0,00	0,00	0,11	0,20	0,23	0,26	0,77	0,32	0,27	0,22		0,36				0,33
PFHxSA	Röding	Vättern	0,00	0,00	0,21	0,00	0,16	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00		0,00				0,00
FOSA	Röding	Vättern	0,61	0,31	1,20	0,27	0,43	0,01	0,19	0,04	0,03	0,00	0,14	0,01	0,00	0,03	0,02	0,02
PFHxS	Röding	Vättern	0,00	0,00	0,00	1,60	0,16	0,11	0,27	0,15	0,17	0,06	0,00	0,04	0,11	0,10	0,06	0,09
PFHpS	Röding	Vättern	0,00	0,00	0,04	0,06	0,12	0,06	0,28	0,06	0,13	0,05		0,04	0,00			0,04
PFOS	Röding	Vättern	3,30	2,60	8,40	11,00	20,00	13,00	54,00	14,00	38,00	14,00	10,36	13,00	20,29	11,60	11,00	16,50
PFNA	Röding	Vättern	0,01	0,01	0,20	0,11	0,53	0,21	2,40	0,61	1,90	0,41	0,48	0,32	1,40	1,13	0,80	0,83
PFDA	Röding	Vättern	0,02	0,02	0,31	0,28	1,30	0,45	4,40	0,95	2,90	0,76	0,74	0,81	1,88	1,02	0,88	1,35
PFUnDA	Röding	Vättern	0,00	0,03	0,00	0,37	1,80	0,78	4,30	1,10	2,80	0,73	0,94	0,84	1,46	0,93	0,72	1,04
PFDoDA	Röding	Vättern	0,00	0,02	0,10	0,12	0,42	0,21	0,90	0,32	0,62	0,24	0,22	0,22	0,29	0,26	0,17	0,27
PFTTrDA	Röding	Vättern	0,00	0,00	0,18	0,40	1,20	0,85	2,10	0,81	1,80	0,78		0,54	0,22	0,54	0,29	0,54
PFTeDA	Röding	Vättern	0,00	0,00	0,00	0,07	0,20	0,10	0,27	0,15	0,23	0,18		0,09		0,07	0,07	0,10
PFECHS	Röding	Vättern	0,05	0,05	0,13	0,04	0,05	0,03	0,11	0,05	0,06	0,04		0,03				0,03
sumPFSA	Röding	Vättern	3,30	2,60	8,44	12,66	20,28	13,17	54,55	14,21	38,30	14,10	10,36	13,08	20,39	11,70	11,06	16,63
sumPFCA	Röding	Vättern	0,03	0,08	0,79	1,35	5,45	2,60	14,37	3,94	10,25	3,10	2,39	2,82	5,24	3,93	2,93	4,12

Tabell S 11. Andelen (%) av olika PFAS i röding från Vättern över tid.

Homologer	Art	Lokal	1972	1979	1987	1996	2003	2005	2008	2011	2014	2016	2018	2019	2020	2021	2022	2023
PFBSA	Röding	Vättern	0,0	0,0	1,0	1,4	0,9	1,6	1,1	1,7	0,6	1,3		2,2				1,6
PFHxSA	Röding	Vättern	0,0	0,0	1,9	0,0	0,6	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0		0,0				0,0
FOSA	Röding	Vättern	15,3	10,2	11,0	1,9	1,6	0,1	0,3	0,2	0,1	0,0	1,1	0,1	0,0	0,2	0,1	0,1
PFHxS	Röding	Vättern	0,0	0,0	0,0	11,0	0,6	0,7	0,4	0,8	0,3	0,3	0,0	0,2	0,4	0,7	0,5	0,4
PFHpS	Röding	Vättern	0,0	0,0	0,3	0,4	0,5	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3		0,2	0,0			0,2
PFOS	Röding	Vättern	82,8	85,5	77,2	75,8	75,2	80,9	76,9	75,4	77,7	80,2	80,4	79,8	79,1	74,1	78,5	78,1
PFNA	Röding	Vättern	0,3	0,3	1,8	0,8	2,0	1,3	3,4	3,3	3,9	2,3	3,8	2,0	5,5	7,2	5,7	3,9
PFDA	Röding	Vättern	0,4	0,6	2,9	1,9	4,9	2,8	6,3	5,1	5,9	4,4	5,8	5,0	7,3	6,5	6,3	6,4
PFUnDA	Röding	Vättern	0,0	1,1	0,0	2,5	6,8	4,9	6,1	5,9	5,7	4,2	7,3	5,2	5,7	5,9	5,1	4,9
PFDoDA	Röding	Vättern	0,0	0,7	0,9	0,8	1,6	1,3	1,3	1,7	1,3	1,4	1,7	1,3	1,1	1,6	1,2	1,3
PFTTrDA	Röding	Vättern	0,0	0,0	1,7	2,8	4,5	5,3	3,0	4,4	3,7	4,5		3,3	0,9	3,4	2,1	2,5
PFTeDA	Röding	Vättern	0,0	0,0	0,0	0,5	0,8	0,6	0,4	0,8	0,5	1,0		0,5		0,4	0,5	0,5
PFECHS	Röding	Vättern	1,2	1,6	1,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2		0,2				0,2
sumPFSA	Röding	Vättern	82,8	85,5	77,6	87,2	76,2	81,9	77,7	76,6	78,3	80,8	80,4	80,2	79,5	74,7	78,9	78,7
sumPFCA	Röding	Vättern	0,7	2,7	7,2	9,3	20,5	16,2	20,5	21,2	21,0	17,8	18,6	17,3	20,5	25,1	20,9	19,5

Tabell S 12. Koncentrationer (ng/g våtvikt muskel) av olika PFAS i de tre Stora Sjöarna, sju sjöar inom NMÖ samt två marina stationer inom NMÖ. Medelvärden från de senaste årens data; Mälaren (medelvärde 2020 och 2023), Vänern (medelvärde 2018, 2019 och 2023) samt Vättern (medelvärde 2019 och 2023), NMÖ-lokaler (medelvärde 2020-2022).

Homologer	Mälaren	Vänern	Fysingen	Kranke-sjön	Skär-gölen	Stensjön	Svartsjön	Holm-öarna	Kvädö-fjärden	Vättern	Abisko-jaure	Tjulträsk
	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Röding	Röding	Röding
	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Marin	Marin	Limnisk	Limnisk	Limnisk
PFBSA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,345	0	0
FOSA	0	0,024	0,012	0,032	0	0,013	0,004	0,020	0,014	0,007	0,021	0,046
PFBS	0	0	0	0	0	0	0	0,069	0,022	0	0	0
PFHxS	0	0	0	0,014	0,006	0,008	0,008	0,015	0,088	0,062	0,028	0
PFHpS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0
PFOS	4,2	2,767	8,567	0,815	0,485	0,204	0,215	1,360	6,255	13,5	0,181	0,157
PFDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0,013	0	0	0
PFOA	0	0	0	0	0	0,060	0	0,018	0,034	0	0	0
PFNA	0,028	0,063	0	0,021	0,004	0,014	0	0,389	0,463	0,38	0,144	0,007
PFDA	0,21	0,337	0,365	0,240	0,236	0,199	0,166	0,133	0,284	0,755	0,188	0,057
PFUnDA	0,155	0,347	0,245	0,222	0,401	0,647	0,439	0,202	0,812	0,735	0,331	0,142
PFDoDA	0,045	0,173	0,035	0,042	0,141	0,280	0,109	0,058	0,173	0,2	0,067	0,065
PFTTrDA	0,066	0,25	0,021	0,032	0,197	0,608	0,228	0,159	0,179	0,48	0,091	0,305
PFTeDA	0,015	0,036	0,015	0,020	0,055	0,091	0,063	0,011	0,013	0,086	0,036	0,097
PFPeDA	0	0	0	0,033	0,039	0,027	0,031	0,060	0,051	0	0,117	0,054
PFECHS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,031	0	0
sumPFSA	4,200	2,767	8,567	0,829	0,491	0,212	0,222	1,445	6,378	13,602	0,209	0,157
sumPFCA	0,518	1,206	0,680	0,611	1,073	1,925	1,037	1,028	2,009	2,636	0,975	0,727

Tabell S 13. Fraktioner (%) av olika PFAS i fiskmuskel från de tre Stora Sjöarna, sju sjöar inom NMÖ samt två marina stationer inom NMÖ. Medelvärden från de senaste årens data; Mälaren (medelvärde 2020 och 2023), Vänern (medelvärde 2018, 2019 och 2023) samt Vättern (medelvärde 2019 och 2023), NMÖ-lokaler (medelvärde 2020-2022).

Homologer	Mälaren	Vänern	Fysingen	Kranke-sjön	Skär-gölen	Stensjön	Svartsjön	Holm-öarna	Kvädö-fjärden	Vättern	Abisko-jaure	Tjulträsk
	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Abborre	Röding	Röding	Röding
	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Limnisk	Marin	Marin	Limnisk	Limnisk	Limnisk
PFBSA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,1	0	0
FOSA	0	0,60	0,13	2,16	0	0,61	0,34	0,79	0,17	0,04	1,72	4,96
PFBS	0	0	0	0	0	0	0	2,76	0,26	0	0	0
PFHxS	0	0	0	0,92	0,39	0,39	0,60	0,62	1,04	0,37	2,34	0
PFHpS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0
PFOS	89,0	69,2	92,5	55,4	31,0	9,5	17,0	54,6	74,5	81,2	15,0	16,8
PFDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0
PFOA	0	0	0	0	0	2,78	0	0,71	0,41	0	0	0
PFNA	0,59	1,58	0,00	1,41	0,23	0,67	0,00	15,59	5,51	2,29	11,97	0,80
PFDA	4,45	8,42	3,94	16,34	15,11	9,23	13,13	5,32	3,38	4,54	15,64	6,16
PFUnDA	3,29	8,67	2,64	15,11	25,64	30,09	34,76	8,11	9,67	4,42	27,47	15,23
PFDoDA	0,94	4,34	0,38	2,85	9,02	13,01	8,65	2,31	2,06	1,20	5,54	6,97
PFTTrDA	1,39	6,26	0,23	2,18	12,59	28,29	18,06	6,38	2,13	2,89	7,57	32,84
PFTeDA	0,31	0,90	0,16	1,38	3,54	4,23	5,02	0,42	0,15	0,51	3,02	10,44
PFPeDA	0,00	0,00	0,00	2,24	2,47	1,24	2,44	2,40	0,60	0,00	9,72	5,77
PFECHS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0
sumPFSA	89,03	69,23	92,52	56,32	31,39	9,86	17,60	57,97	75,92	81,84	17,36	16,84
sumPFCA	10,97	30,17	7,35	41,51	68,61	89,54	82,06	41,25	23,91	15,86	80,92	78,20

