Länsstyrelsernas gemensamma delprogram för provbankning och analys av miljögifter i fisk

Utvärdering 2021–2026

Länsstyrelserna

Titel:	Länsstyrelsernas gemensamma delprogram för provbankning och analys av miljögifter i fisk – utvärdering av perioden 2021–2026
Författare:	Johan Persson, Johannes Pohl, Jonas Hagström
Databas:	Johannnes Pohl, Länsstyrelsen i Hallands län
ISBN:	978-91-7937-432-7
Rapportnummer:	2026:24
Diarienummer:	6185-2025
Utgivningsår:	2026
Omslagsbild:	Johan Persson, Länsstyrelsen Stockholm

Förord

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har genom anslag 1:2 (Miljöövervakning) beviljat medel för utvärdering av länsstyrelsernas gemensamma delprogram (GDP) för provbankning och analys av miljögifter i fisk under perioden 2021–2026.

Länsstyrelsen i Stockholms län är projektsamordnare för detta delprogram, och är huvudförfattare med stöd från deltagande länsstyrelser.

Länsstyrelsen Hallands län har sammanställt resultaten i ett databas-format som lämpar sig för både rapportskrivandet, och det vidare inrapporteringsarbetet till datavärden.

Tack Gustaf Almqvist och Niklas Sjöberg, fiskexperter vid Stockholms Länsstyrelse för liten diskussion om fetthalt i strömming.

Stockholm, 9 september 2026

Johan Persson
Miljöhandläggare
Länsstyrelsen Stockholm

Johannes Pohl
Miljöhandläggare
Länsstyrelsen Halland

Jonas Hagström
Miljöhandläggare
Länsstyrelsen Stockholm

Innehåll

SAMMANFATTNING **6**

TILLBAKABLICK **7**

Gemensamt delprogram för provbankning och analys av miljögifter fisk 7

Så här genomför vi delprogrammet 8

Delprogrammets geografiska täckning 11

Fiskarter 24

Vilka ämnen har mätts, och i vilken matris? 24

Ämnenas fysikaliska och kemiska egenskaper 30

Kostnader för provberedning och kemisk analys 30

Vilka ämnen förekommer i halter över berörda gränsvärden? 32

Gränsvärden 32

Totalkvicksilver 34

Metylkvicksilver 39

Övriga metaller (krom, nickel, koppar, zink, arsenik, kadmium, bly, silver) 39

Dioxiner och dioxinlika PCB 41

PFAS 44

Klorerade bekämpningsmedel 49

PCB 6 50

Polybromerade difenyletrar 51

Hexabromocykododekan (HBCDD) 56

Klorbensener 57

Tennorganiska föreningar 59

Ftalater 60

Fett i extrakt 61

Trender i datan med tid, plats, ålder 64

Har data levererats till datavärd? 65

Frågan om storleksnormering innan jämförelse med gränsvärden 65

Har vi lärt oss något av tidigare utvärdering av delprogrammet? 66

Lipidhalt, fettprocent 66

Bidrag till miljökvalitetsmålen 68

FRAMÅTBLICK 68

Hur kan val av övervakningsplatser bidra till kontrollerande respektive operativa övervakningsprogram? 68

Hur samordnar vi nationell och regional miljöövervakning? 70

Anpassning av GDP till vattenförvaltningens krav på kontrollerande övervakning 72

Vilka laboratorier ska användas? Kan vi nyttja ramavtalet för att göra övervakningen mer kostnadseffektiv? 72

Vilka ämnen bör övervakas för att tillmötesgå krav i vatten- och havsmiljöförvaltning? 73

PFAS 25 kommer kräva lägre rapporteringsgränser 73

Metylkvicksilver mäts som totalkvicksilver 75

PFECHS hittas i storkonsumenter av insjöfisk 75

TFA, trifluorättiksyra 76

Totalhalt per kloreringsgrad av dioxiner mäts redan men rapporteras inte 76

Mikroplast blir för dyrt att mäta 77

Ämnen vi kan sluta att mäta 77

Provtagningsfrekvens för fisken 78

Behövs provbankning? 79

Dataflöden och inrapportering till datavärd 80

Resultatfilernas struktur 80

Laboratoriernas utrapportering av data 80

Naturhistoriskas inrapporteringsverktyg 81

Länsstyrelsens inrapporteringsverktyg 81

Förbättringsbehov 85

Sammanfattning av rekommendationer för kommande programperiod 86

REFERENSER 88

Sammanfattning

Rapporten är en utvärdering av länsstyrelsernas gemensamma delprogram (GDP) för provbankning och analys av miljögifter i fisk under perioden 2021–2026.

Målsättningen är att bidra till ökad kunskap om förekomst, halter och geografiska haltvariationer av miljögifter i fisk, samt till förbättrade arbetssätt och mer samordnade övervakningsprogram för miljögifter i fisk under nästa programperiod.

Rapporten kan användas som ett referensdokument till de rådata som nås av allmänheten via den nationella datavärden (Sveriges Geologiska Undersökning). Länsstyrelserna använder dessutom datan om förekommande gifthalter till statusbedömningar av ytvattenförekomster inom vattenförvaltningsarbetet, samt i olika ärenden, som till exempel miljöprövningar.

Denna rapport riktar sig främst till de parter som deltar i delprogrammet och handläggare på Havs- och vattenmyndigheten, men även till den specialintresserade allmänheten.

Rapporten bygger vidare på en tidigare utvärdering[1] av perioden 2013–2019. Denna utvärdering:

- Redovisar nya data och resultat om förekomst av miljögifter i fisk
- Belyser möjligheter och svårigheter med att använda befintliga rutiner för insamling, provbankning, upparbetning och analys för olika ändamål
- Reflekterar kring hur vi väljer lämpliga vattenförekomster för fiskinsamling för att bättre samordna den regionala miljöövervakningen med den nationella

Mer om länens olika miljöövervakningsprogram (syften, resultat) finns att läsa i länens sexåriga miljöövervakningsprogram och andra specialrapporter.

[1] Johansson et al. (2021)

Tillbakablick

Gemensamt delprogram för provbankning och analys av miljögifter fisk

Det gemensamma delprogrammet för provbankning och analys av miljögifter i fisk sköts inom länsstyrelserna. Det kallas **gemensamt** eftersom det utförs av flera länsstyrelser. **Delprogram** syftar på att det är ett många delprogram inom den svenska akvatiska miljögifts-övervakningen (Naturvårdsverket, 2024).

Delprogrammet kompletterar det svenska nationella miljöövervakningsprogrammet genom att skapa fler mätstationer. Genom att använda samma laboratorier fås ökad jämförbarhet med nationell data.

Den **nationella miljögiftsövervakningen** har främst studerat tidstrender och haltvariationer i en större geografisk skala, oftast i lokaler som speglar ”bakgrundsförhållanden”. Sedan 2025 har Havs- och vattenmyndigheten tagit över ansvaret för den nationella övervakningen av miljögifter i akvatisk miljö. Arbete pågår att utveckla miljögifts-övervakningen så att den omfattar både **lokalt opåverkade** och **lokalt påverkade** vattenförekomster.

Den **regionala miljögiftsövervakningen** har bidragit med underlag från mer punktkällepåverkade områden.

Oavsett om datan kommer från den nationella eller den regionala miljögiftsövervakningen ger den underlag för bedömning av ekologisk status för särskilda förorenande ämnen[2] och kemisk ytvattenstatus enligt HVMFS 2019:25.

En översiktlig beskrivning av delprogrammet för provbankning och analys av miljögifter i fisk, riktad till allmänheten, finns på webben[3].

[2] särskilda förorenande ämnen (SFÄ) är ett begrepp inom Vattenförvaltningen. Avser en grupp miljögifter som pekas ut i HVMFS 2019:25, kapitel 4 och 7. Dessa påverkar **ekologisk status**, övriga ämnen i förordningen (prioämnen) reglerar **kemisk status**. En förenkling är på gång, där båda ämnesgrupper enbart ska påverka kemisk status.
[3] Regional miljöövervakning, RMÖ, 2025.

Så här genomför vi delprogrammet

Delprogrammet har genomförts i sexårsperioder sedan starten 2013[4]. Denna rapport avhandlar den andra perioden (2021–2026).

I nuvarande andra perioden deltar tretton länsstyrelser. Deltagandet regleras i avtalade överenskommelser som gäller 1 januari 2022 till och med 31 december 2026 (Tabell 1). Antalet deltagande länsstyrelser är färre än i första perioden då alla län utom Skåne, Kronobergs och Blekinge län deltog[3]. Flera länsstyrelser har istället länsegna delprogram för övervakning av miljögifter i fisk där kommersiella laboratorier anlitas för kemiska analyser.

Tabell 1. Länsstyrelser med överenskommelser för deltagande 2021–2026

Län	Länsbokstav	Diarienummer hos länen
Stockholm	AB	Inget (samordnar)
Gotland	I	2342-2025
Dalarna	W	502-7299-2022
Norrbotten	BD	502-6717-2022
Jönköping	F	537-4999-2022
Kalmar	H	537-4999-2022
Västerbotten	AC	502-4188-2022
Värmland	S	537-8752-2022
Örebro	T	537-4853-2022
Halland	N	502-4269-2022
Gävleborg	X	4748-2022
Västra Götaland	O	502-23714-2022
Södermanland	D	4491-2026

I korthet finns fyra deltagargrupper: 1) länsstyrelserna, 2) en samordnande länsstyrelse, 3) Naturhistoriska riksmuseets miljöprovbank, och 4) kemiska analyslaboratorier. Alla deltagare utför årligen sina arbetsmoment som tillsammans driver programmet framåt (Tabell 2).

Länsstyrelserna planerar sina undersökningar, ordnar med fiskinsamling, skickar frysväskor till riksmuseets miljöprovbank, beställer vävnader och kemianalyser, och betalar via en samordnande länsstyrelse.

[4] Pojektbeskrivning. Naturvårdsverkets diarienummer 08345-12, länsstyrelsen Stockholms diarienummer 502-37417-2012.

Länsstyrelsen Stockholm har hittills varit den samordnande länsstyrelsen. Delmoment är att:

- varje 6-årsperiod skriva samarbetsavtal med länen
- årligen fakturera länsstyrelserna
- årligen skriva avtal med laboratorierna (fakturaunderlag)
- dela analysresultat via samarbetsyta (Sharepoint)

Naturhistoriska Riksmuseets (NRM) miljöprovbank preparerar fram vävnader (lever och muskel) och skickar till kemianalyslaboratorierna. De bestämmer art, kön och ålder, samt mäter totallängd, kroppslängd, kroppsvikt, parasitvikt, levervikt och gonadvikt. De ger varje års provomgång ett löpnummer, till exempel X-321 för prov som preparerades 2019 (Tabell 3). Dessa löpnummer är användbara eftersom somliga fiskar i varje årsomgång kan ha legat provbankade i frysen under många år. Löpnumren förbättrar också specificering av fakturor och diarieföring.

Kemianalyslaboratorierna är huvudsakligen desamma som inom den nationella miljöövervakningen: dioxin (Umeå universitet, kemiska institutionen), PFAS (SLU OMK, Sveriges Lantbruksuniversitet, organisk miljökemi), klorerade bekämpningsmedel, PCB, PBDE (Sveriges Livsmedelsverk, SLV), tennorganiska, klorbensener och ftalater (IVL)[5], metaller (Stockholms universitet, ACES)[6].

Det har förekommit att län beställt kemiska analysen från kommersiella laboratorier, se vidare diskussioner i kapitlet *Framåtblick - Vilka laboratorier ska användas?*

Tabell 2. Årshjulet inom delprogrammet provbankning av fisk för miljögiftsanalys

Kalendern	Händelse	Ansvar
Maj	Intresseanmälan om analyser på fiskvävnad skickas till LST Stockholm (Excelfiler)	Deltagande länsstyrelser
Juni	LST Stockholm beställer uttag från NRM:s miljöprovbank (Excelfilen)	Länsstyrelsen Stockholm
September	Officiell beställning provupparbetning från NRM (blankett på web)	Länsstyrelsen Stockholm
Oktober	NRM börjar upparbeta prover från fiskarna och skickar delprov till kemilaboratorierna	Naturhistoriska Riskmuseet
Oktober	Beställningar från laboratorierna (avtal som fakturaunderlag)	Länsstyrelsen Stockholm

[5] Tennorganiska, klorbensener och ftalater analyseras numera inte i fisk inom den nationella miljöövervakningen.
[6] Till och med 2019 analyserade ACES även PCB och klorerade bekämpningsmedel.

Kalendern	Händelse	Ansvar
Oktober – årsskiftet	Fakturor till länsstyrelserna med uppskattade belopp för årets analyser/upparbetningar	Länsstyrelsen Stockholm
Våren efter	Analysesultat till samordnande länsstyrelsen	Kemilaboratorierna
Våren efter	Fakturor till LST Stockholm	Kemilaboratorierna
Våren efter	Slutfaktura till varje länsstyrelse: avräkning av återstående/överskjutande belopp	Länsstyrelsen Stockholm

Tabell 3. Gemensamma delprogram, 2019–2026, Naturhistoriska Riksmuseets omgångskoder

År som NRM preparerade fiskprovet	NRM:s omgångskod	Avhandlas i denna rapport
2019	X-321	Nej, fanns med i förra avrapporteringen (Johansson et al., 2021)
2020	Inga prov preparerades	-
2021	X-358	Ja
2022	X-366	Ja
2023	X-376	Ja
2024	X-385	Ja
2025	X-392	Ja, men inga resultat
2026	X-407	Ja, men inga resultat

Delprogrammets geografiska täckning

För perioden 2021–2026 finns hittills (april 2026) data på miljögiftshalter i fisk från 52 provplatser i insjöar, vattendrag och kustvatten (Figur 1). Programperioden pågår till och med utgången av 2026 varför det kan tillkomma data som inte redovisas i denna rapport. Under hösten 2025 har deltagarna skickat information om provplatserna (Tabell 4) och framtida planer.

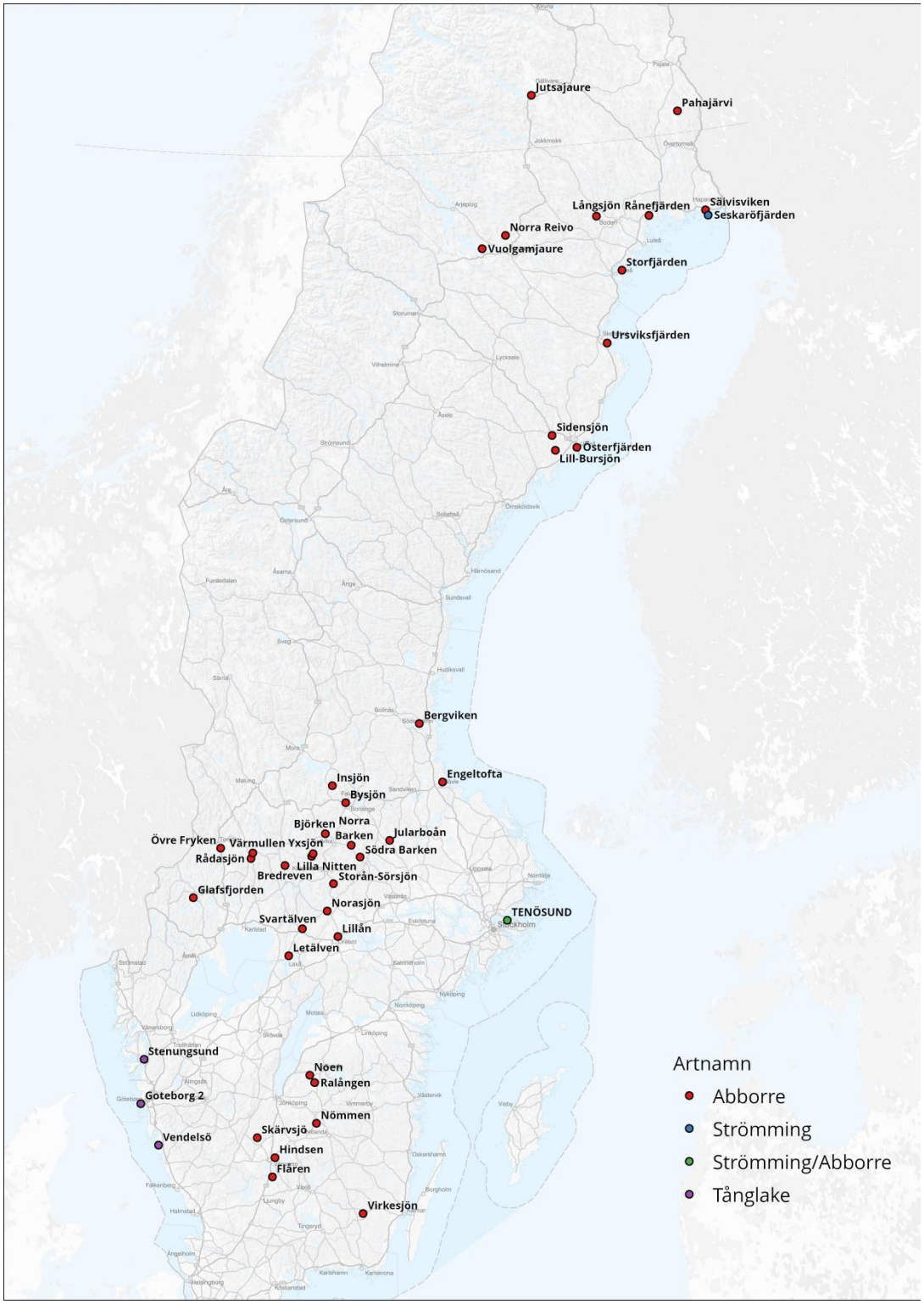
Exempelvis planerar Länsstyrelsen Dalarna att fiska i ytterligare två sjöar 2026, men det är ännu inte bestämt vilka det blir. Vad gäller just Dalarnas län, så har de för fisket valt sjöar och vattendrag med tidigare känd föroreningsproblematik av en eller flera grupper av miljögifter i ytvatten eller sediment.

För Jönköpings län gäller att de flesta provplatser inte har något formellt program utan är platser där de fiskat enstaka gånger, utan någon egentlig plan att följa upp. De kommer att börja ta fram en långsiktig plan för övervakning under 2026.

Länsstyrelsen Västra Götaland samlade under 2021 in tånglakar från tre olika platser längs Västkusten: Stenungsund (Jordhammarsviken), Göteborgs hamn samt Vendelsö/Väröbacka. Samtidigt samlade de in tånglakar från Fjällbacka som är en nationell referensplats och som årligen provtas av NRM, SLU och Göteborgs Universitet (GU) på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (tidigare på uppdrag av Naturvårdsverket).

Naturvårdsverket betalade analysen av miljögifter i Fjällbacka, Länsstyrelsen Västra Götaland betalade Stenungsund och Göteborg, och Länsstyrelsen Halland betalade för Vendelsö. Förutom miljögifter så analyserades yngelskador (SLU) samt analys av olika biologiska markörer (Göteborgs universitet) vid samma provtagning. Tånglakar har provtagits från dessa platser vid ett flertal gånger med olika syften. Däremot analyseras inte miljögifter så frekvent så därför lade länsstyrelsen till provtagningen under 2021. Ingen rapport finns idag skriven för miljögifterna, men planer på en rapport finns. All denna tånglakedata ligger inrapporterat till datavärd, och Länsstyrelsen Västra Götaland har statusklassat några vattenförekomster baserat på dessa fiskar.

Tre sjöar finns inte med i denna rapport. För Orlången (Stockholms län), Allgunnen (Kalmar län) och Norasjön (Örebro län) anlitade deltagarna vid tre omgångar (X-366, X-376, X-385) delvis vanliga kommersiella kemiska laboratorier. Vi har valt att exkludera dessa bland annat för att minska variation från olika laboratorier (se vidare diskussion i kapitlet *Framåtblick – Vilka laboratorier ska användas*?).



Figur 1 Karta med provtagningsplatser i perioden 2021–2024.

Tabell 4 Kort om länens provtagninsstationer (sjöar, vattendrag, kustvatten)

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
AB	Askrikefjärden, Tenösund (WA17695227, stn 441294, plats 441295)	Koviksudde ligger i Askrikefjärden och beskriver en samlad påverkan på innerskärgården från bland annat Stockholm, och reningsverken Henriksdal, Bromma och Käppala samt från Mälaren. Provplatsen syftar till att följa eventuella förändringar i ekosystemet till följd av ett förändrat påverkanstryck. 29 fisknät provtas i Långholmsfjärden inom ett området på 1,8 × 4,6 km under en arbetsvecka, och vi kopplar datan till provplatsen Tenösund i Stationsregistret. Miljögifter mäts varje år sedan 2023.	Ge underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen, tidsseriedata till trendövervakning av miljögifter i biota, samt till miljömål (Länsstyrelsen Stockholm, 2021). Vi samordnar provtagningen med beståndsövervakning av kustfisk (Holliland och Mustamäki, 2025), för att hålla nere kostnader.	X	X	X	
BD	Haparanda Seskaröfjärden (WA70941197)	Seskaröfjärden ligger i Bottenviken och vi fiskar 20 strömmingar en gång per år och 10 av dem väljs ut för analys och syftet är att följa upp spridningen av dioxiner och PCB som sker via deposition. Lokalen brukar också användas för att följa upp spridning av metaller som exempelvis kvicksilver och andra organiska miljögifter vilket är viktigt.	Syftet är att få fram underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen, tidsseriedata till trendövervakning av miljögifter i biota samt till miljömålsuppföljning.	X	X	X	
BD	Piteå Storfjärden (WA33917743)	Storfjärden ligger i Bottenviken och vi fiskar 20 strömmingar och 20 kustabborrar vid ett tillfälle per år. Tio av strömmingarna väljs ut för analys och syftet är att följa upp spridningen av dioxiner och PCB som sker via deposition. Tio kustabborrar väljs årligen ut för analys av kvicksilver som kommer till fjärden via deposition. Lokalen är också viktig för att ha koll på andra metaller (t.ex. kadmium) samt ”nya” organiska miljögifter t.ex. PFAS.	Syftet är att få fram underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen, tidsseriedata till trendövervakning av miljögifter i biota samt till miljömålsuppföljning.	X	X	X	
BD	Haparanda Säivisfjärden (WA70941197, plats 106076 iaf åren 2016–2018)	Säivisfjärden ligger i Bottenviken och vi fiskar 20 kustabborrar vid ett tillfälle per år och tio av dem väljs ut för analys. Syftet är att följa upp spridningen av kvicksilver som kommer till fjärden via deposition. Lokalen är också viktig för att ha koll på andra metaller (t.ex. kadmium) samt ”nya” organiska miljögifter t.ex. PFAS.	Samma som ovan	X	X	X	

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
BD	Piteå Mjoön Storfjärden (WA WA33917743)	Storfjärden ligger i Bottenviken och vi fiskar 20 kustabborrar vid ett tillfälle per år och tio av dem väljs ut för analys. Syftet är att följa upp spridningen av kvicksilver som kommer via deposition till fjärden. Lokalen är också viktig för att ha kolla på andra metaller (t.ex. kadmium) samt ”nya” organiska miljögifter t.ex. PFAS.	Samma som ovan	X	X	X	
BD	Arvidsjaur Vuolgamjaure (WA96766414, stn 261453, plats 120178 (iaf 2017))	Vuolgamjaure är en sjö och vi fiskar 20 insjöabborrar vid ett tillfälle per år och tio av dem väljs ut för analys. Syftet är att följa upp spridningen av kvicksilver som kommer via deposition till sjön. Lokalen är också viktiga för att ha koll på andra metaller (t.ex. kadmium) samt ”nya” organiska miljögifter t.ex. PFAS.	Samma som ovan			X	X
BD	Pajala Pahajärvi (WA21335710, stn 260455, plats 120075)	Pahajärvi är en sjö och vi fiskar 20 insjöabborrar vid ett tillfälle per år och tio av dem väljs ut för analys. Syftet är att följa upp spridningen av kvicksilver som kommer via deposition till sjön. Lokalen är också viktiga för att ha kolla på andra metaller (t.ex. kadmium) samt ”nya” organiska miljögifter t.ex. PFAS.	Samma som ovan			X	X
BD	Boden Långsjön (WA24960481)	I Långsjön fiskar vi 20 insjöabborrar vid ett tillfälle per år och tio av dem väljs ut för analys. Syftet är att följa upp spridningen av kvicksilver som kommer via deposition till sjön. Lokalen är också viktig för att ha koll på andra metaller (t.ex. kadmium) samt ”nya” organiska miljögifter t.ex. PFAS.				X	X
BD	Gällivare Jutsajaure	Jutsajaure är en sjö och vi fiskar 20 insjöabborrar vid ett tillfälle per år och tio av dem väljs ut för analys. Syftet är att följa upp spridningen av kvicksilver som kommer via deposition till sjön. Lokalerna är också viktiga för att ha koll på andra metaller (t.ex. kadmium) samt ”nya” organiska miljögifter t.ex. PFAS.				X	X

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
W	Insjön (WA43887960, 314129)	Insjön är en sjö som Österdalälven rinner igenom. Sjön som ligger söder om Leksand vid orten Insjön där det finns pågående miljöfarlig verksamhet inom träindustrin och förorenade områden från tidigare träindustri och gruva.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömålsuppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X
W	Bysjön (WA31425181, 314131)	Bysjön är en sjö i nära anslutning till Dalälven norr om Borlänge. Vid sjön har det legat ett sågverk och en plantskola. Ett nyligen nedlagt pappersbruk hade virkesupplag vid sjön. Vid sjön ligger även en deponi på vilken brandsläckningsövningar har genomförts under lång tid.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömålsuppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X
W	Norra Barken (WA45884689, 314135)	Norra Barken är en sjö nedströms Smedjebacken. Inom Norra Barkens avrinningsområde finns det många pågående miljöfarliga verksamheter, bl.a. ett stålverk och många förorenade områden från tidigare verksamheter. Norra Barken ligger i Kolbäcksåns vattensystem som är kraftigt påverkad av gruvor och en lång industrihistoria och med omfattande pågående industriell verksamhet.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömålsuppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X
W	Södra Barken (WA96216847, 244224)	Södra Barken är en sjö nedströms Söderbärke och sjön Norra Barken. Vid sjön finns pågående miljöfarliga verksamheter och förorenade områden från träindustri och avfallshantering. Södra Barken ligger i Kolbäcksåns vattensystem som är kraftigt påverkad av gruvor och en lång industrihistoria och med omfattande pågående industriell verksamhet.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömålsuppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X
W	Björken (WA64932699, 314123)	Björken är en sjö vid Nyhammar, norr om Ludvika. Vid sjön finns pågående miljöfarlig verksamhet i form av verkstadsindustri och förorenade områden från en såg med doppning.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömåls-uppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
W	Grytnäsån (WA76309787, 314141)	Grytnäsån är ett vattendrag som rinner genom Grytnäs, norr om Avesta. Inom vattendragets avrinningsområde finns ett flertal nedlagda deponier, både industrideponier och kommunala deponier och en pågående avfallsanläggning.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömålsuppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X
W	Ljustern (WA85653639, övervakningsstation är inte skapad än)	Ljustern är en sjö som ligger vid Säter. Uppströms Ljustern finns ett flertal gruvobjekt och inom avrinningsområdet finns flera nedlagda deponier och en pågående avfallsanläggning. Det finns förutom ett sågverk mindre pågående miljöfarliga verksamheter och förorenade områden från olika typer av verksamheter, bl.a. såg med doppning.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömålsuppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X
W	Haggen (WA68207109, övervakningsstation är inte skapad än)	Haggen är en sjö söder om Ludvika. Inom sjöns avrinningsområde finns ett flertal pågående verkstadsindustrier och förorenade områden från verkstadsindustrier och en nedlagd deponi.	Den akvatiska miljögiftsövervakningen syftar till att samla in data för bedömningar av tillståndet i miljön, både för statusklassning och miljömålsuppföljning. Dessutom ger det kunskapsunderlag till relevanta tillsyns- och prövningsärenden.			X	X
I	Övervakningsstation "Kappelshamn" i Kappelshamnsviken (WA12302763, 394674)	Stationen är placerad mot mynningen till Gotlands mest djupt skurna vik Kappelshamnsviken. Från knappt 90 meters djup längst ut i viken går en djupränna långt in med djup på ca 50 meter. Allra längst in grundar det snabbt upp med tjocka sedimentlager. Bottnarna domineras av sandig och siltig gyttja med inslag av block. Stationen är tänkt att representera ett förhållandevis opåverkat vatten (i relation till länets andra station "Burgsviken"). I den inre delen av viken finns viss industriell verksamhet men stationens exponerade läge bedöms göra att den kan ses som representativ.	Riktat burfiske efter tånglake vart annat år från 2015. Ger underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen, tidsseriedata till trendövervakning av miljögifter i biota samt till miljömål (Länsstyrelsen Gotland, 2026). Då burfisket är oportunistiskt beställs ingen specifik mängd fisk, två nätters fiske per tillfälle har gett mellan 11–29 individer.	X	X	X	

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
I	Övervakningsstation "Burgsviken" i Burgsviken (WA73420264, 394676)	Stationen är placerad i en av de större vikarna på Gotland, Burgsviken. Vattendjupet är ringa med ett uppmätt maxdjup på 4,9 meter. Bottnarna består av omväxlande grus, sand, sten och block med vegetationspartier bestående av kransalger, partier med blåstång och borstnate. Stationen är tänkt att representera ett förhållandevis påverkat vatten (i relation till länets andra station "Kappelshamn"). **Då det under flera år varit svårt att fånga tillräckliga mängder tånglake vid denna station har den från och med år 2024 avslutats**. En ny, ännu ej definierad, station någon annanstans runt ön planeras för 2026 och framåt.	Riktat burfiske efter tånglake vart annat år från 2015. Ger underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen, tidsseriedata till trendövervakning av miljögifter i biota samt till miljömål (Länsstyrelsen Gotland, 2026). Då burfisket är opportunistiskt beställs ingen specifik mängd fisk, två nätters fiske per tillfälle har gett mellan 8-17 individer.	X	X	X	
H	Virkesjön (WA48833883, 198287)	Bakgrundslokal	Fisk som togs tillvara vid länsstyrelsens nätprovfiske för andra syften. Det är alltså inte kopplat till någon utpekad påverkan eller påverkanskälla.			X	X
T	Letälven (WA32101201, 344228)	Stationen ligger strax nedströms Degerfors avloppsreningsverk och i området finns även industrier som bedöms vara en betydande påverkanskälla. PFOS och flera metaller är utpekade som risker. Letälven utgör en del av Gullspångsälvens avrinningsområde.	Platsen har valts ut med stöd av underlag från vattenförvaltningens påverkansanalys för att kunna verifiera status- och riskbedömningar. Analys har skett av ett samlingsprov av Abborre insamlat i juni 2020.			X	X
T	Lilla Nitten (WA48758917, 344230)	Området ligger i Nittälvens naturreservat inom Arbogaåns avrinningsområde i Ljusnarsbergs kommun. I anslutning till området finns gammal industrimark och förorenade områden med okänd påverkan.	Syftet var att verifiera påverkansanalysen och samla in underlag för statusklassificering. Analys har skett av ett samlingsprov av Abborre insamlat i september 2020 samordnat med båtelfiske i annat syfte.			X	X
T	Svartälven (WA96860857, 344226)	Stationen ligger strax norr om Karlskoga och nedströms några förorenade områden med potentiell påverkan av exempelvis metaller. Svartälven utgör en del av Gullspångsälvens avrinningsområde.	Platsen har valts ut för att det finns flera förorenade områden uppströms. Syftet är att ge underlag för status- och riskbedömningar.			X	X

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
			Analys har skett av ett samlingsprov av Abborre insamlat i oktober 2020 samordnat med båtelfiske i annat syfte.				
T	Lillån (WA45005599, 375284)	Stationen ligger i nedre delen av Lillån som rinner genom Örebro stad med påverkan från bland annat dagvatten. Bland annat PFOS är utpekat som en risk. Lillån ligger inom Svartåns avrinningsområde.	Platsen har valts ut med stöd av underlag från vattenförvaltningens påverkansanalys för att kunna verifiera status- och riskbedömningar. Analys har skett av ett samlingsprov av Abborre insamlat i oktober 2021.			X	X
T	Yxsjön (WA63393442, 375286)	Sjön ligger i anslutning till Yxsjöberg där det finns flera utpekade förorenade områden (riskklass 1 och 2) på grund av tidigare gruvdrift. Området ligger i norra delen av Örebro län inom Arbogaåns avrinningsområde i Ljusnarsbergs kommun.	Platsen har valts ut för att sjön är en ny vattenförekomst i cykel 4 och eftersom det finns ett förorenat område i närheten. Syftet är att ge underlag för status- och riskbedömningar. Analys har skett av ett samlingsprov av Abborre insamlat i oktober 2021.			X	X
T	Norasjön (WA67649139, stations-ID saknas; SWEREF99 TM: 6597744, 502496)	Norasjön har sitt inflöde från framförallt Hagbyån och dessa fångar upp påverkan från Nora avloppsreningsverk, förorenade områden samt urban markanvändning. Bland annat PFOS finns utpekad som en möjlig källa till sänkt status. Området ligger inom Dyltaåns avrinningsområde som mynnar i Arbogaåns avrinningsområde.	Platsen har valts ut med stöd av underlag från vattenförvaltningens påverkansanalys för att kunna verifiera status- och riskbedömningar. Analys har skett av ett samlingsprov av Abborre insamlat i oktober 2021 samordnat med båtelfiske i annat syfte.			X	X
T	Storån-Sörsjön (WA52549201 stations-ID saknas, SWEREF99 TM: 6626293, 509036)	Provplatsen ligger i Storån, strax söder om Sörsjön. Risk för påverkan finns från bland annat reningsverk och förorenade områden av exempelvis PFOS. Området ligger inom Arbogaåns avrinningsområde norr om Stråssa i Lindesbergs kommun.	Platsen har valts ut med stöd av underlag från vattenförvaltningens påverkansanalys för att kunna verifiera status- och riskbedömningar. Analys har skett av ett samlingsprov av Abborre insamlat i oktober 2021.			X	X

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
F	Noen (WA47495201, nära stations-ID 257601, provplats-ID 105256)	Noen ingår i Svartåns vattensystem. Sjön är utpekad som nationellt värdefullt vatten och bedöms ha ett mycket högt naturvärde.	Verifierande undersökningar, nätprovfiske i sjöar. Ge underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen. Följer metoden från Havs och vattenmyndigheten (FINFO 2001:2) och Naturhistoriska museets rutin för provtagning. Provtagningen samordnas med övrig miljöövervakning inklusive statusbedömning med avseende på fisk och statusbedömning med avseende på försurning, men även övervakning av reproduktionssvårigheter mm.			X	X
F	Skärvsjö (WA41032434, 198214) provplats-ID 105686	Skärvsjö ingår i Lagans vattensystem. Omgivningen domineras av blandskog med inslag av åker och betesmark.	Regional miljöövervakning, Miljögifter i fisk. Följer metoden från Havs och vattenmyndigheten (FINFO 2001:2) och Naturhistoriska museets rutin för provtagning. Provtagningen samordnas med övrig miljöövervakning inklusive statusbedömning med avseende på fisk och statusbedömning med avseende på försurning, men även övervakning av reproduktionssvårigheter mm.			X	X
F	Vättern (WA11665077, stations-ID saknas)	Vättern är Sveriges andra största sjö och kall och mycket näringsfattig. Fiskfaunan domineras av laxfiskar. Sjön har mycket höga naturvärden och är unik ur ett europeiskt perspektiv. Vättern påverkas av ett flertal punktkällor – reningsverk, industrier som bl.a. pappersbruk, deponier och förorenade områden. Deposition bidrar med en relativ stor andel av miljögiftstillförsel till Vättern.	Syftet är att ge underlag till statusbedömning och trendövervakning (tidsserie).			X	X

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
		Vättern är del av det nationella programmet Stora Sjöar, där även miljögiftsundersökningar i vatten, fisk och sediment ingår. Röding i konsumtionsstorlek samlas in varje år enligt eget program. Provtagning samordnas med annan miljöövervakning inom delprogrammet.					
F	Nömmen (WA83907305, 261673) Provplats-ID: 105378		Verifierande undersökningar, Jönköpings län. Följer metoden från Havs och vattenmyndigheten (FINFO 2001:2) och Naturhistoriska museets rutin för provtagning. Provtagningen samordnas med övrig miljöövervakning inklusive statusbedömning med avseende på fisk och statusbedömning med avseende på försurning, men även övervakning av reproduktionssvårigheter mm.			X	X
F	Ralången (WA36889742, 261760) Provplats-ID: 105448	Ralången ingår i Svartåns vattensystem. Tillrinningsområdet består mestadels av skogsmark med relativt stor andel odlad mark. Sjön är utpekad som regionalt särskilt värdefullt vatten (Natur) och regionalt värdefullt vatten (Fiske).	Verifierande undersökningar, Jönköpings län. Följer metoden från Havs och vattenmyndigheten (FINFO 2001:2) och Naturhistoriska museets rutin för provtagning. Provtagningen samordnas med övrig miljöövervakning inklusive statusbedömning med avseende på fisk och statusbedömning med avseende på försurning, men även övervakning av reproduktionssvårigheter mm.			X	X
F	Hindsen (WA20530761, 260945) Provplats-ID: 104437	Hindsen ingår i Lagans vattensystem. Tillrinningsområdet består mestadels av skogsmark med inslag av myr- och odlingsmark. Sjön är utpekad som regionalt särskilt värdefullt vatten (Fiske).	Regional kalkuppföljning i Jönköpings län, nätprovfiske. Följer metoden från Havs och vattenmyndigheten (FINFO 2001:2) och Naturhistoriska museets rutin för provtagning.				

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
			Provtagningen samordnas med övrig miljöövervakning inklusive statusbedömning med avseende på fisk och statusbedömning med avseende på försurning, men även övervakning av reproduktionssvårigheter mm.				
AC	Österfjärden (WA61728407, station 344212, provplats 344213)	Ligger i ett påverkat område. Belastning från Umeälven och verksamheter längs den, inklusive i Umeå stad uppströms (samt dagvatten från staden). Även påslag från främst förorenade områden runt Österfjärden. Fiskarna kan även röra sig ute i nedströms liggande vattenförekomst (Umeå hamnområde) med fiberbank och flertalet förorenade områden samt hamn och industrier.	Trendövervakning av metaller och miljögifter i fisk. Samlingsprover.		X		
AC	Ursviksfjärden (WA87173008, 344214)	Ligger i ett påverkat område. Belastning från Skellefteälven och verksamheter längs den, inklusive i Skellefteå stad uppströms (samt dagvatten från staden). Även påslag från främst förorenade områden vid Ursviken.	Trendövervakning av metaller och miljögifter i fisk. Samlingsprover.		X		
AC	Sidensjön (WA64907980, 261981)	Ligger i ett relativt opåverkat område med övervägande diffusa påverkanskällor, framförallt atmosfärisk deposition.	Trendövervakning av metaller och miljögifter i fisk. Individprover för metaller och samlingsprover för organiska miljögifter.		X		
AC	Lill-Bursjön (WA77828485, 217908)	Ligger i ett relativt opåverkat område med övervägande diffusa påverkanskällor, framförallt atmosfärisk deposition.	Trendövervakning av metaller och miljögifter i fisk. Individprover för metaller och samlingsprover för organiska miljögifter.		X		
X	Bergviken (WA30214292, 225813) Provplats-ID 177472	Sjö vid Kilafors nedströms Bollnäs del av Ljusnan. WA30214292 (C4). Påverkad av hela Ljusnans avrinningsområde samt industrier och förorenade områden (t.ex. Skogens kol i Kilafors).	Ge underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen, tidsseriedata till trendövervakning av miljögifter i biota samt till miljömål (Länsstyrelsen Gävleborg, 2025).		X	X	

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
X	Engeltofta (WA51799579, 369764) Provplats ID 369765	Kuststation utanför Gävle, i vattenförekomst Yttre Fjärden (WA51799579, C4). Påverkad av industrier och hamnar samt Gävle tätort.	Ge underlag till statusbedömningar enligt Vattenförvaltningsförordningen, tidsseriedata till trendövervakning av miljögifter i biota samt till miljömål (Länsstyrelsen Gävleborg, 2025).	X	X	X	
O	Stenungsund (Provplats 428058)	Här ligger Sveriges största kluster av petrokemiska industrier.	Ge underlag till statusbedömningar enligt vattenförvaltningsförordningen. Synkroniserades med den årliga provtagningen av tånglake från den nationella referensstationen, Fjällbacka. Provtagning samordnades med SLU och GU av praktiska och ekonomiska skäl.	X	X	X	
O	Göteborgs hamn (provplats 428060, station 428059)	Nordens största hamn med raffinaderier och hantering av råolja samt andra oljeprodukter. Påverkas även av bland annat stadens reningsverk samt avrinning från stadsmiljön.	Ge underlag till statusbedömningar enligt vattenförvaltningsförordningen. Synkroniserades med den årliga provtagningen av tånglake från den nationella referensstationen, Fjällbacka. Provtagning samordnades med SLU och GU av praktiska och ekonomiska skäl.	X	X	X	
O	Vändelsö (Vendelsö, Vandelso) (WA34827948, station 428061, provplats 428062)	Referensstation i Vändelsöarkipelagen med liten mänsklig påverkan.	Ge underlag till statusbedömningar enligt vattenförvaltningsförordningen. Synkroniserades med den årliga provtagningen av tånglake från den nationella referensstationen, Fjällbacka. Provtagning samordnades med SLU och GU av praktiska och ekonomiska skäl.	X	X	X	
S	Värmullen	Ej perioden 2021–2026					
S	Glafsfjorden (WA45357334)	Glafsfjorden, Övre Fryken, Rådasjön analyseras 2024 men fiskades alla 2015					

Län	Provtagningsplats (namn, MSCD4, stations-ID, plats-ID)	Kort beskrivning	Kort om syfte	Hav i balans	Levande kust och skärgård	Giftfri miljö	Levande sjöar
S	Övre Fryken (WA25265458)	”					
S	Rådasjön (WA72728479)	”					
S	Mögsjön (stn-ID 357411)	Ej perioden 2021–2026					
S	Bredreven (WA26842018) Mariebergsviken Foxen	Bredreven fiskades 2022. Mariebergsviken och Foxen fiskas och analyseras 2025					
S	Hammarösjön, Kattfjorden Sätterholmsfjärden	Hammarösjön, Kattfjorden och Sätterholmsfjärden fiskas 2023 men kommer att analyseras 2026 eller senare.					
S	Mellan-Fryken Mariebergsviken Foxen	Mellan-Fryken fiskas 2015, Mariebergsviken fiskas 2022 och Foxen fiskas 2022 och alla tre lokaler analyseras 2025. Skagern fiskas 2025 men kommer att analyseras 2026 eller senare					

Fiskarter

Under nuvarande programperiod har hittills tre fiskarter analyserats med avseende på miljögifter, fetthalt, torrvikt, samt konditionsparametrar (Tabell 5).

Naturhistoriska riksmuseet har tagit sammanlagt 528 vävnadsprov från fisken och kemilaboratorierna har i dessa gjort cirka femtusen haltbestämningar av kemiska ämnen (varav cirka 139 avser fett). Flertalet vävnadsprov är samlingsprov, det viss säga att riksmuseet har tagit småbitar från flera fiskar (vanligen tio) och lagt ihop till ett större prov.

Tabell 5. Fiskarter och kemiska analyser, 2021–2025.

Fiskart	Antal prov	Antal kemiska analyser	Varav fett
Abborre, *Perca fluviatilis*	155	5347	116
Sill, strömming, *Clupea harengus*	6	346	11
Tånglake, *Zoarces viviparus*	3	198	12

Vilka ämnen har mätts, och i vilken matris?

De vävnader som undersöks inom delprogrammet är muskel och lever. Ett antal olika ämnesgrupper analyseras av fem olika kemilaboratorier för miljögiftsanalyser (Tabell 6).

För **dioxiner och dioxinlika PCB** har Umeå Universitets kemiska institution analyserat muskel i samtliga prov, och det har varit så genomgående för alla län under alla år. Exempelvis är 2,3,7,8-TCDD haltbestämd i 46 muskelprov. Tjugonio analyter har analyserat (Tabell 7).

För **PFAS** har Sveriges Lantbruksuniversitets institutionen för vatten och miljö, laboratoriet för organiska miljökemi, analyserat både muskel och lever. Exempelvis har grenad PFOS[7] analyserats i 14 lever- och 39 muskelprov. Nitton PFAS-ämnen ingår i analyspaketet.

För **”metaller”** (Ag, Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Sn, Zn) har Stockholms universitet institutionen för miljövetenskap analyserat både lever och muskel. Alla dessa element är haltbestämda i 159 leverprov och 39 muskelprov.

För **kvicksilver**[8] har Stockholms universitet analyserat muskel i samtliga prov, och det har varit så genomgående för alla län under alla år.

[7] Unik parameterkod i Registret för miljödatakoder, CH07/679.
[8] Unik parameterkod i registret för miljödatakoder, CH01/86

Laboratoriet har dock meddelat att om någon vill veta koncentrationen av kvicksilver i lever eller övriga metaller i muskel, så kan de göra det.

Det finns också möjlighet att beställa analys av **metylkvicksilver**, men ingen länsstyrelse har gjort det under senaste programperioden (så vi har tagit bort det ur beställningsformuläret, se vidare diskussion i kapitlet *Framåtblick*).

För **klorerade bekämpningsmedel** har Livsmedelsverket analyserat muskel i samtliga prov, exempelvis hexaklorbensen i 29 muskelprov. Även IVL har haltbestämt hexaklorbensen, i 12 prov.

För **PCB 7** har Livsmedelsverket analyserat muskel i samtliga prov, exempelvis finns kongen PCB-180 haltbestämd i 32 muskelprov.

För **bromerade organiska föreningar** har Livsmedelsverket analyserat, exempelvis HBCDD[9] i 22 muskelprov.

För **klorbensener** (1,3,5-triklorbensen; 1,2,4-triklorbensen; 1,2,3-triklorbensen, samt hexaklorbensen) har Institutet för vatten och luftvårdsforskning analyserat muskel i samtliga prov.

För **klorfenoler** har inga analyser beställts under denna period. De ingick förra perioden (tre provlokaler) men låg under rapporteringsgränsen.

För **tennorganiska föreningar** har Institutet för vatten och luftvårdsforskning analyserat muskel.

För **ftalater** har Institutet för vatten och luftvårdsforskning analyserat muskel

Utöver miljögifter så bestäms även provens **lipidhalt (”fetthalt”)** av två laboratorier. Bestämningen görs av Livsmedelsverket, och då i två olika delprov från deras vävnadsextrakt, ett delprov för analys av PCB 7 (fettprocent, FPRC), och ett för PBDE-analysen (kallas för närvarande också FPRC). Det andra laboratoriet som utför fetthaltsbestämning är Umeå universitet, och då i extraktet för dioxinanalys (FPRCU).

Som vi nämnt har det förekommit att länsstyrelser även anlitat kommersiella laboratorier för vävnadsproven. Dessa resultat har dock inte kommit in till samordnaren (Länsstyrelsen Stockholm), så vi vet inget mer om dem[10].

[9] Unik parameterkod i registret för miljödatakod, CH07/422.
[10] Detta är förstås en förbättringspotential – i synnerhet om vi ska använda ramavtal för kommersiella laboratorier mer ofta.

Tabell 6. Antal vävnadsprov (N*) för den kemiska analysen, per miljögiftsgrupp, vävnad och laboratorium

Analyspaket	Muskel (N)	Lever (N)	Laboratorium
Dioxiner och dioxinlika PCB	31	–	UMU
Fett i extrakt från dioxinanalysen (FPRCU)	31	–	UMU
PFAS	30	10	IVL 2019 (X-321), SLU från 2021
Metaller	26, varav: – alla samlingsprov	136, varav: 100 individprov 36 samlingsprov	ACES
Totalkvicksilver	216, varav 100 individprov 116 samlingsprov	–	ACES
Klorerade bekämpningsmedel	20	–	SLV
PCB 7	32	–	SLV
Fett i extrakt från PCB-analys (FPRC)	32	–	SLV
Bromerade organiska föreningar (HBCDD, PBDE)	22	–	SLV
Klorbensener	29	–	IVL, SLV (HCB)
Tennorganiska föreningar (TBT)	8	–	IVL
Ftalater	4	–	IVL

'* alla är samlingsprov, såvida inget annat anges

Tabell 7. Analyser, förkortning och namn

Förkortning	Namn
Dioxiner	
TCDD	2,3,7,8-TeCDD (2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioxin)
PECDD	1,2,3,7,8-Pentaklordibenzo-p-dioxin
HXCDD1	1,2,3,4,7,8-HxCDD
HXCDD2	1,2,3,6,7,8-HxCDD
HXCDD3	1,2,3,7,8,9-HxCDD
HPCDD	1,2,3,4,6,7,8-HeCDD
OCDD	OCDD
TCDF	2,3,7,8-TeCDF (2,3,7,8-tetraklordibenzofuran)
PECDF1	1,2,3,7,8-PeCDF
PECDF2	2,3,4,7,8-PeCDF
HXCDF1	1,2,3,4,7,8-Hexaklordibenzofuran
HXCDF2	1,2,3,6,7,8-HxCDF
HXCDF3	2,3,4,6,7,8-HxCDF
HXCDF4	1,2,3,7,8,9-HxCDF
HPCDF1	1,2,3,4,6,7,8-Heptaklordibenzofuran
HPCDF2	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF
OCDF	OCDF
Dioxinlika PCB	
CB-77	3,4,3',4'-tetraklorbifenyl
CB-81	3,4,5,4'- tetraklorbifenyl (0 -orto TeCB)
CB-126	3,4,5,3',4'-pentaklorbifenyl (0 -orto PeCB)
CB-169	3,4,5,3',4' 5'-hexaklorbifenyl (0 -orto HxCB)
CB-105	2,3,4,3',4'-pentaklorbifenyl (1 -orto PeCB)
CB-114	2,3,4,5,4'-pentaklorbifenyl (1 -orto PeCB)
CB-118U	2,4,5,3',4'–pentaklorbifenyl (1 -orto PeCB, Umeå Universitet)
CB-123	3,4,5,2',4'–pentaklorbifenyl (1 -orto PeCB)
CB-156	2,3,4,5,3',4'–hexaklorobifenyl (1 -orto HxCB)
CB-157	2,3,4,3',4',5'–hexaklorobifenyl (1 -orto HxCB)
CB-167	2,4,5,3',4',5'–hexaklorobifenyl (1 -orto HxCB)
CB-189	2,3,4,5,3',4',5'-heptaklorobifenyl (1 -orto HpCB)
PFAS	Poly- och perfluorerade alkylsubstanser
PFHxA	Perfluorhexansyra, linjär
PFHpA	Perfluorheptansyra, linjär
PFOA	Perfluoroktansyra, linjär
PFNA	Perfluornonansyra, linjär
PFDA	Perfluordekansyra, linjär
PFUnDA	Perfluorundekansyra, linjär

Förkortning	Namn
PFDoDA	Perfluordodekansyra, linjär
PFTrDA	Perfluortridekansyra, linjär
PFTeDA	Perfluortetradekansyra, linjär
PFPeDA	Perfluorpentadekansyra, linjär
LPFBS	Perfluorbutansulfonsyra, linjär
LPFHxS	Perfluorhexansulfonsyra, linjär
BPFHxS	Perfluorhexansulfonsyra, grenad
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra, isomermix (linjär + grenad)
LPFOS	Perfluoroktansulfonsyra, linjär
BPFOS	Perfluoroktansulfonsyra, grenad
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra, isomermix (linjär + grenad)
LPFDS	Perfluordekansulfonsyra, linjär
BPFDS	Perfluordekansulfonsyra, grenad
PFDS	Perfluordekansulfonsyra, isomermix (linjär + grenad)
LFOSA	Perfluoroktansulfonamid, linjär
BFOSA	Perfluoroktansulfonamid, grenad
FOSA	Perfluoroktansulfonamid, isomermix (linjär + grenad)
Tennorganiska	
MBT	Monobutyltennjon
DIBT	Dibutyltennjon
TBT	Tributyltennjon
MPT	Monofenyltennjon
DIPT	Difenyltennjon
TPT	Trifenyltennjon
MOT	Monooktyltennjon
DIOT	Dioktyltennjon
TeBT	Tetrabutyltenn (kallas ibland TTBT)
TCT	Tricyklohexyltenn (kallas ibland TCyT)
Metaller	
HGTSI	Hg (kvicksilver)
AGTSI	Ag (silver)
ALTSI	Al (aluminium)
ASTSI	As (arsenik)
CDTSI	Cd (kadmium)
CRTSI	Cr (krom)
CUTSI	Cu (koppar)
NITSI	Ni (nickel)
PBTSI	Pb (bly)
SETSI	Se (selen)

Förkortning	Namn
SNTSI	Sn (tenn)
ZNTSI	Zn (zink)
SBTSI	Sb (antimon)
BITSI	Bi (vismut)
Polybromerade	
BDE-28	2, 4 ,4´-tribromdifenyleter (TriBDE)
BDE-47	2, 2´, 4, 4´-tetrabromdifenyleter (TeBDE)
BDE-99	2, 2´,4, 4´, 5-pentabromdifenyleter (Pe2BDE)
BDE-100	2, 2´, 4, 4´, 6-pentabromdifenyleter (Pe1BDE)
BDE-153	2, 2´,4, 4´, 5, 5´-hexabromdifenyleter
BDE-154	2, 2´,4 ,4´,5, 6´-hexabromdifenyleter
HBCD	hexabromcyklododekan
Klorerade bekämpningsmedel	
HCB	hexaklorobensen
AHCH	alfa-HCH (kapillärkolonn)
BHCH	beta-HCH (kapillärkolonn)
LINDAN	gamma-HCH
DDEK	p,p'-DDE (kapillärkolonn)
DDDK	p,p´-DDD (kapillärkolonn)
DDTK	p,p´-DDT (kapillärkolonn)
Klorbensener	
	1,3,5-tri-klorbensen
	1,2,4-tri-klorbensen
	1,2,3-tri-klorbensen
	hexaklorbensen
Ftalater	
	Diisobutylftalat
	Dibutylftalat
	Benzylbutylftalat
	Di-n-hexylfthalat
	Bis(2-ethylhexyl)ftalat
	Di(2-propylheptyl)ftalat
	Di-n-oktylftalat
	Diisononylftalat
	Diisodecylftalat
	Dimetylftalat
	Dietylftalat
	Diundecylftalat
	Diallylftalat

Ämnenas fysikaliska och kemiska egenskaper

Angående ämnenas fysikaliska och kemiska egenskaper och upptag i fisk hänvisar vi till andra källor. En generellt orienterande beskrivning av upptag och utsöndring av organiska ämnena finns till exempel i läroböcker, reviewartiklar och vägledningsdokument (Schwarzenbach et al (2015); Mackay och Fraser, 2000; OECD, 2012).

Utsöndringshastigheten (eliminationstakten) anses vara en av de mest kritiska processerna att förstå för att begripa ackumulering av miljögifter i fisk, eftersom den direkt avgör om ett ämne stannar kvar i vävnaderna (bioackumulering) eller rensas ut. Medan upptaget från den omgivande miljön ofta är relativt likartat mellan arter, kan utsöndringen variera stort beroende på ämnets egenskaper och fiskens egen metabolism av ämnet[11]. Det är det som gör eliminationen till den avgörande faktorn för den slutgiltiga koncentrationen. Skenbar utspädning till följd av fiskens tillväxt (”growth dilution”) är också betydelsefullt och varierar för olika ämnen (Schwarzenbach et al., 2015; OECD, 2012).

Kostnader för provberedning och kemisk analys

Flertalet länsstyrelser beställer kemiska analyser från de laboratorier som anlitas inom den nationella miljöövervakningen. En viktig fråga för alla myndigheter är förstås kostnaden för verksamheten. Vi redovisar därför ett exempel på vad senaste GDP-omgången (X-392) har kostat.

Kostnaden per kemisk analys ökar något från år till år, men under 2025 skrev vi avtal på de priser som ges i Tabell 8. .

Tabell 8. Prislista omgången X-392 (beställningar som gjordes 2025)

Laboratorium	per prov (kr)
Umeå (dioxiner, dioxinlika PCB)	10 000
SLU (PFAS20)	5 000
ACES_1 (metaller lever, eller muskel)	1 650
ACES_2 (Hg muskel, eller lever)	750
ACES_3 (Hg + metall)	2 150
IVL1 (tennorganiska)*	4 600

[11] Exempelvis är PAH kända för att metaboliseras och halterna är svåra att bedöma. Forskare har därför försökt utveckla biomarkörer som istället mäter deras spår i form av t.ex. DNA-addukter (Ericson et al, 1999).

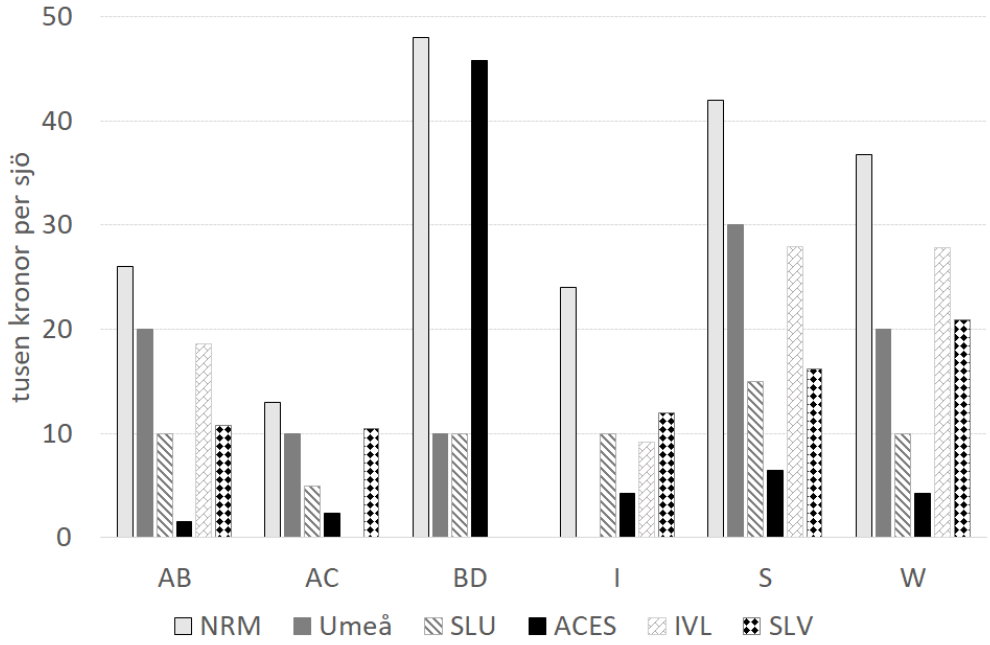
Laboratorium	per prov (kr)
IVL2 (klorbensener)*	4 700
IVL3 (ftalater)*	4 600
SLV (PCB7+OPC+flamskydd)	10 480
SLV endast PCB7	5 400
SLV endast OPC	4 830
SLV endast flamskyddsmedel	6 000

NRM beräknar sin kostnad för provberedning (per fisk) enligt algoritmen 800 kr + (antal vävnadsprov per fisk − 1) × 100 kr. NRM:s kostnad per sjö (Tabell 9) fås därefter genom att multiplicera kostnaden per fisk med antalet fiskar (ofta tio fiskar per samlingsprov).

Utslaget på vad länen beställde år 2025 inom omgång X-392, blir kostnaden totalt 558 440 kr alltså drygt en halv miljon (Tabell 9). Kostnaden för provpreparering hos NRM är den största posten för alla län (Figur 2).

Tabell 9. Kostnader (tkr) omgången X-392 (beställningar 2025) per sjö

Länsstyrelse	NRM	Umeå	SLU	ACES	IVL	SLV	Totalt
AB	26	20	10	1,5	18,6	10,8	86,9
AC	13	10	5	2,4		10,48	40,88
BD	48	10	10	45,75			113,75
I	24		10	4,3	9,2	12	59,5
S	42	30	15	6,45	27,9	16,2	137,55
W	36	20	10	4,3	27,8	20,96	119,86
Totalsumma	189,8	90	60	64,7	83,5	70,44	558,44



Figur 2 Kostnader (tusen kronor per sjö) för de deltagande länen mot de fem kemilaboratorierna samt NRM (omgång X-392)

Vilka ämnen förekommer i halter över berörda gränsvärden?

Gränsvärden

I denna utvärdering jämförs uppmätta halter med de gränsvärden som tillämpas inom vattenförvaltningen (Havs-och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2019:25) samt de gränsvärden för saluföring av fisk som finns i EU-förordningen 2023/915 (EU, 2023)[12] (Tabell 10).

För flertalet av de ämnen som undersöks saknas både biotagränsvärden i HVMFS 2019:25 och gränsvärden för saluföring. Detta gäller till exempel klorfenoler och tennorganiska föreningar.

En ny bedömningsgrund för PFAS 25 kommer snart börja gälla inom EU:s vattenförvaltning (se diskussion i kaptitel *Framåtblick*). Den avser 0,077 µg PFOA-ekvivalenter av summa PFAS 25 per kg våtvikt (Tabell 10). I det följande har vi dock utvärderat summa PFAS 4, men mot samma

[12] Denna EU-förordning listar livsmedel som får inte släppas ut på marknaden eller användas som råvara i livsmedel eller som livsmedelsingrediens om de innehåller ett främmande ämne i halter som överstiger givna gränsvärden.

numeriska värde (0,077 µg/kg våtvikt). Därför diskuterar vi PFAS-halter relativt två gränsvärden för statusklassning:

- 9,1 µg PFOS/kg våtvikt fiskmuskel
- 0,077 µg PFOA-ekvivalenter$_{\text{PFAS 25}}$/kg våtvikt fiskmuskel

Tabell 10. Gränsvärden för saluföring av fisk enligt EU-förordning 2023/915. Samtliga värden anges i halten µg/kg våtvikt och avser muskel

Ämne	Art	Gränsvärde
Bly	Samtliga arter	300
Kadmium	Samtliga arter	50
Kvicksilver	Sill, lax, öring	300
Kvicksilver	Abborre, röding, tånglake	500
Kvicksilver	Gädda	1000
Arsenik	Samtliga arter i rapporten	100
Summan av 17 dioxiner	Samtliga arter i rapporten	0,0035[13]
Summan av 17 dioxiner och 12 dioxinlika PCB:er	Samtliga arter i rapporten	0,0065[14]
Summan av 6 icke dioxinlika PCB:er	Samtliga sötvattensarter i rapporten	125
Summan av 6 icke dioxinlika PCB:er	Sill, lax, öring, tånglake	75
PFOS	gös, abborre, röding, sik	35
PFOA	gös, abborre, röding, sik	8,0
PFNA	gös, abborre, röding, sik	8,0
PFHxS	gös, abborre, röding, sik	1,5
Summa PFAS4	gös, abborre, röding, sik	45
PFOS	Sill/strömming, lax, öring, gädda	7,0
PFOA	Sill/strömming, lax, öring, gädda	1,0
PFNA	Sill/strömming, lax, öring, gädda	2,5
PFHxS	Sill/strömming, lax, öring, gädda	0,2
Summa PFAS 4	Sill/strömming, lax, öring, gädda	8,0
PFOS	Tånglake	2,0
PFOA	Tånglake	0,2
PFNA	Tånglake	0,5
PFHxS	Tånglake	0,2
Summa PFAS4	Tånglake	2,0

[13] Omräknat till toxicitetsekvivalenter (TEQ)
[14] Omräknat till toxicitetsekvivalenter (TEQ)

Tabell 11. Biotagränsvärden i HVMFS 2019:25 (om inte annat anges) som har bäring på miljökvalitetsnormerna god kemisk ytvattenstatus (prioriterade ämnen) och god ekologisk status (SFÄ) och som går att tillämpa på halter i fisk (muskel eller helkropp). Värdena är angivna i enheten µg/kg våtvikt

Ämne	Gränsvärde	Tillämpning	Omräkning
Kvicksilver	20	Helkropp	
Summan av 17 dioxiner och 12 dioxinlika PCB:er	0,0065	Muskel.	TEQ och lipidnormalisering
Summan av 6 icke dioxinlika PCB:er	125 inland 75 kust	Muskel.	Lipidnormalisering
PFOS	9,1	Muskel	
Summa PFAS 4 (Ej i HVMFS 2019:25)	0,077	Muskel	
Pentaklorbensen	370	Helkropp	Lipidnormalisering
Hexaklorbensen	10	Muskel	Lipidnormalisering
PBDE 7	0,0085	Muskel	Lipidnormalisering
Hexabromcyklododekan HBCDD	167	Helkropp	Lipidnormalisering
C10-13 kloralkaner	1700	Helkropp	Lipidnormalisering
Hexaklorbutadien HCB	55	Helkropp	Lipidnormalisering

Totalkvicksilver

Det finns gränsvärden för saluföring av fisk i storleksordningen 300–1000 µg kvicksilver per kg våtvikt fiskmuskel och avser muskel från sill, lax, öring, abborre, röding, tånglake och gädda (Tabell 10). Det finns även ett gränsvärde för ”god kemisk status” inom vattenförvaltningen (20 µg/kg våtvikt, Tabell 11), och det avser helkropp för alla fiskarter. Riktlinjer från Vattenmyndigheten (2026, utkast) anger dock att haltskillnaden mellan muskel och helkropp är försumbar. Myndigheten hänvisar till omräkningsfaktorer i Soerensen et al (2023), som är 1,14 för strömming och 1,25 för abborre.

Soerensens faktorer anger kvot av halt i muskel delat med halt i helkropp. Därmed är det i princip möjligt att justera ner muskelhalten med 14 % respektive 25 % före jämförelsen med gränsvärdet för ”god kemisk status” som alltså avser helkropp.

Samtliga 216 prov uppvisade halter över rapporteringsgränsen, som varierade från 2,0–8,4 µg/kg våtvikt i de 216 muskelproven. Detektionsgränsen varierade från 0,68–2,8 µg/kg våtvikt.

Samtliga samlingsprover och individprov av strömming uppvisade halter som låg över gränsvärdet för god kemisk status, men en god bit under gränsvärdet för saluföring (Figur 3).

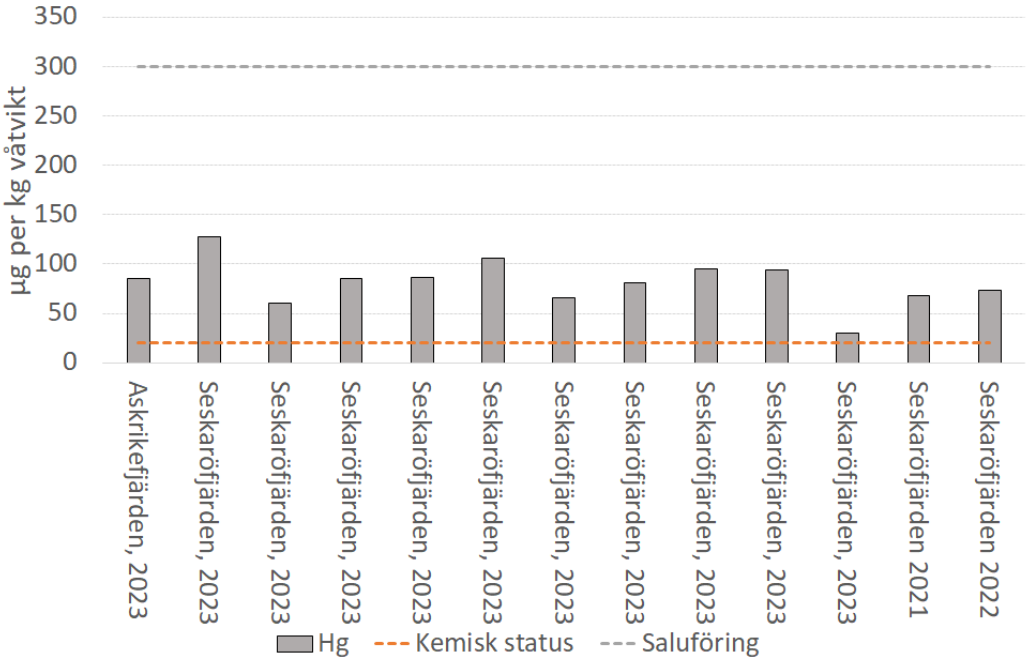
Samtliga prov på strömming uppvisade halter under gränsvärden för saluföring (300 µg/kg våtvikt). Den lägsta halten var 30 µg/kg våtvikt (Tabell 12), vilket ändå är en faktor 1,5 över gränsvärdet för god kemisk status (20 µg/kg våtvikt). Alltså skulle gränsvärdet överskridas även efter omräkning muskel till helkropp (faktorn 1,14).

För abborrmuskel fanns 200 haltbestämningar. De nordliga länen beställer ibland tio individprov per provtagningsplats, och det ger många analyser. Samtliga abborrar, utom ett flertal från Lill-Bursjön har halter under gränsvärdet för saluföring (500 µg/kg våtvikt). I princip samtliga undersökta prover av abborrmuskel överskrider dock gränsvärdet för god kemisk status (20 µg/kg våtvikt, Figur 4–Figur 6). Det finns dock ett prov vars halt (6,6 µg/kg våtvikt, Tabell 12) endast nådde 33 % av gränsvärdet, och det var ett individprov som togs 15 augusti 2020 på abborre från Storfjärden (NRM's sample code C2020/10121). Den näst lägsta halten (28 µg/kg våtvikt muskel, Tabell 12) är en faktor 1,4 över gränsvärdet, och skulle alltså överskrida även efter omräkning till helkropp (division med faktorn 1,25).

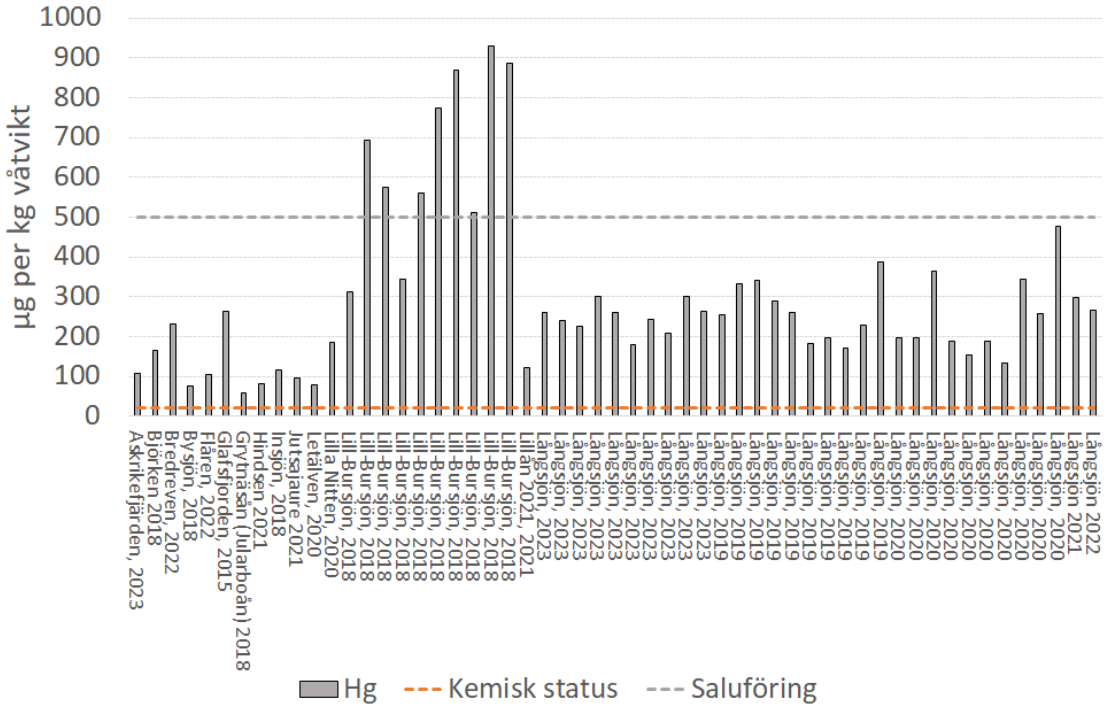
Tånglakemuskel mättes i tre prov, och halterna av kvicksilver i dessa överskred gränsvärdet för "god kemisk status" (20 µg/kg våtvikt), men låg långt under gränsvärdet för saluföring (500 µg/kg våtvikt, Figur 8).

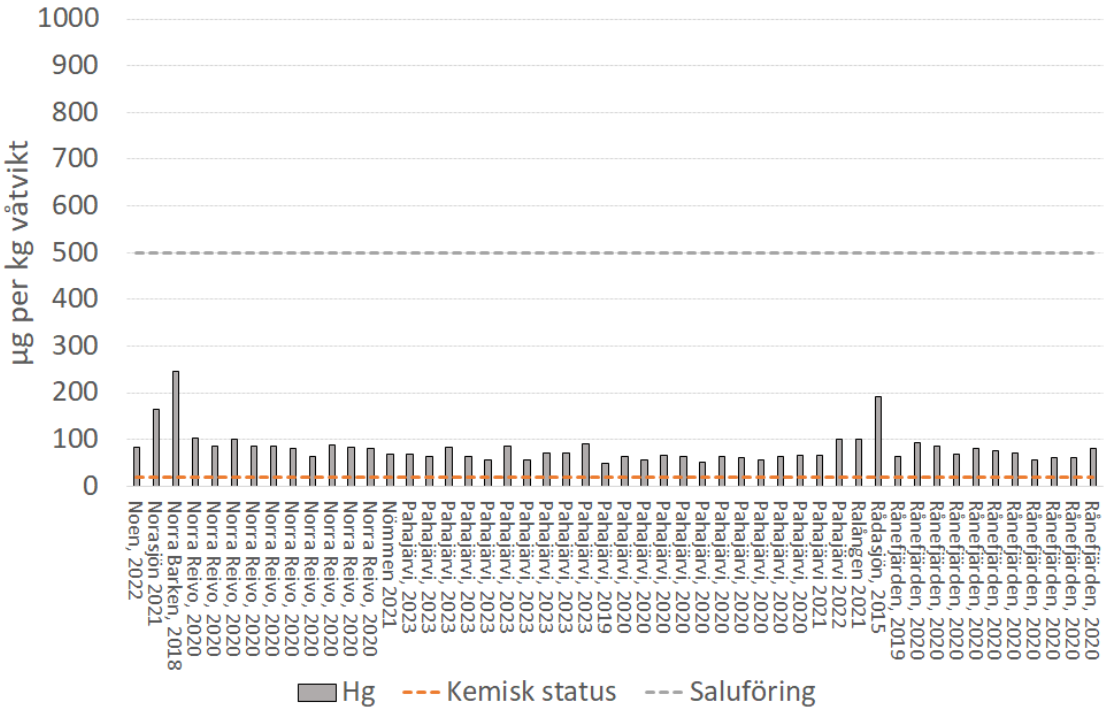
Tabell 12. Fiskmuskel, artvis statistik för kvicksilver (µg/kg våtvikt) samt gränsvärden och antal gränsvärde

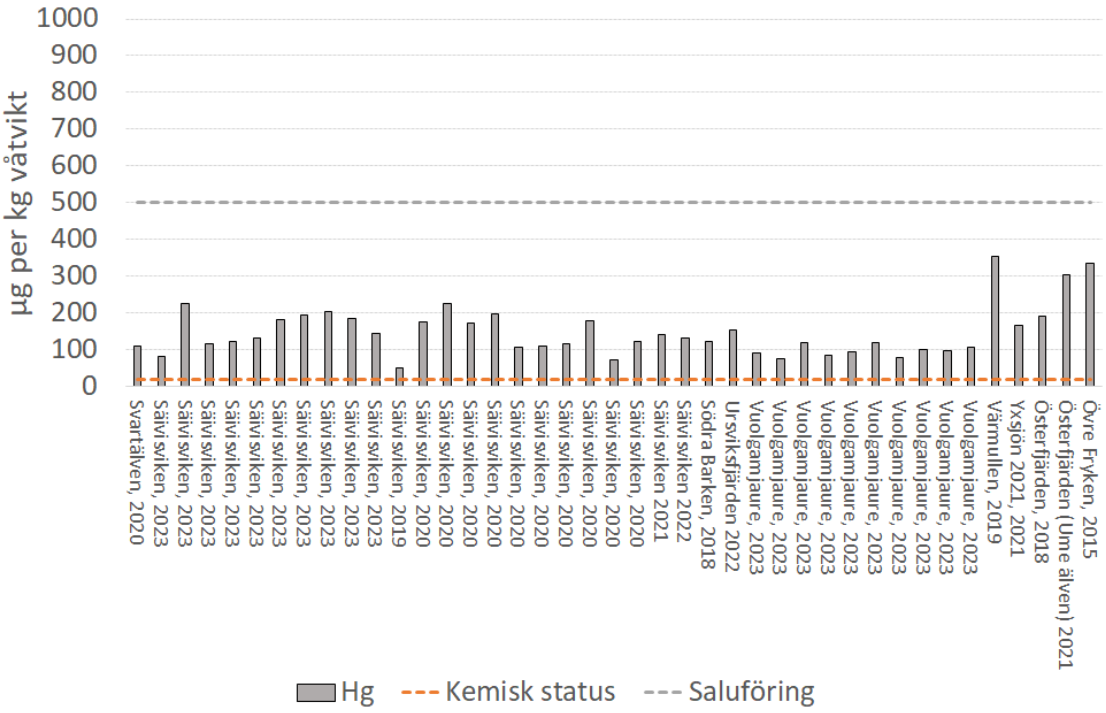
	Alla fiskar	Strömming	Abborre	Tånglake
Medel	155	81	160	47
Median	105	85	109	45
Min	6,6	30	6,6	37
Max	929	128	929	58
Antal	216	13	200	3
Standardavvikelse	143	24	147	10
Näst minsta	28,1	61	28	45
Näst största	886	106	886	45
Gränsvärde god kemisk status	20	20	20	20
Minsta värdet som procent av gränsvärdet god kemisk status	33	151	33	187
Gränsvärde saluföring		300	500	500
Antal (procentandel) under gränsvärdet för saluföring		13 (100)	192 (96)	3 (100)



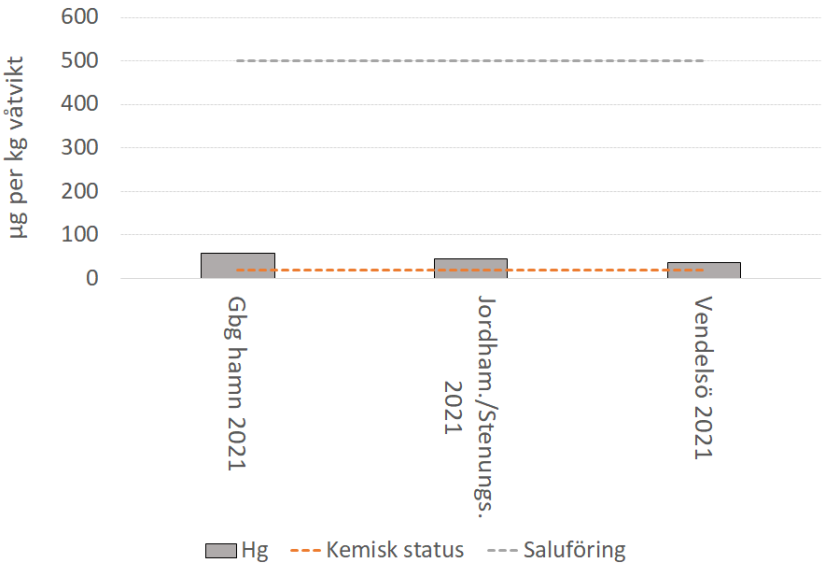
Figur 3 Kvicksilver i strömmingsmuskel (µg/kg våtvikt) samt gränsvärde för "god kemisk status" (20 µg/kg våtvikt) och saluföring (300 µg/kg våtvikt)


1000
900
800
700
600
500
400
300
200
100
0
µg per kg våtvikt
Askrikefjärden, 2023
Björken 2018
Bredreven, 2022
Bysjön, 2018
Flären, 2022
Glafsfjorden, 2015
Grytnäsån (Jularboån) 2018
Hindsen 2021
Insjön, 2018
Jutsajaure 2021
Letälven, 2020
Lilla Nitten, 2020
Lill-Bursjön, 2018
Lill-Bursjön, 2018
Lill-Bursjön, 2018
Lill-Bursjön, 2018
Lill-Bursjön, 2018
Lill-Bursjön, 2018
Lill-Bursjön, 2018
Lill-Bursjön, 2018
Lillån 2021, 2021
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2023
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2019
Långsjön, 2020
Långsjön, 2020
Långsjön, 2020


µg per kg våtvikt
1000
900
800
700
600
500
400
300
200
100
0
Noen, 2022
Norasjön 2021
Norra Barken, 2018
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Norra Reivo, 2020
Nömmen 2021
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2023
Pahajärvi, 2019
Pahajärvi, 2020
Pahajärvi, 2020
Pahajärvi, 2020



Figur 7 Sjöar på Sv–Ö. Kvicksilver i abborrmuskel (µg/kg våtvikt) samt gränsvärde för "god kemisk status" (20 µg/kg våtvikt) och saluföring (500 µg/kg våtvikt)



Figur 8 Kvicksilver i tånglakemuskel (µg/kg våtvikt) samt gränsvärde för "god kemisk status" (20 µg/kg våtvikt) och saluföring (500 µg/kg våtvikt)

Metylkvicksilver

Ingen deltagare har beställt analyser av metylkvicksilver under nuvarande period. Se vidare diskussion i kapitlet *Framåtblick*.

Övriga metaller (krom, nickel, koppar, zink, arsenik, kadmium, bly, silver)

Gränsvärden för saluföring av fisk finns för bly, kadmium och arsenik, och är i storleksordningen 50–300 µg/kg våtvikt fiskmuskel och avser samtliga arter i vår rapport (Tabell 10). Andra gränsvärden finns inte.

En hel del mätdata låg under rapporteringsgränsen (LOQ). Vi har för den statistiska analysen då använt halva rapporteringsgränsen (Vattenmyndigheterna, 2025). Även i de fall mätdatan låg under detektionsgränsen (LOD) har vi ansatt ½ LOQ. Att på detta sätt inte särskilja LOQ från LOD är i enlighet med nuvarande riktlinjer för vattenförvaltningens statusklassning[15].

I **fiskmuskel** var exempelvis 100 % av mätdatan för silver (Ag) under rapporteringsgränsen eller detektionsgränsen, och 24 % för nickel (Tabell 13).

För bly är medelhalten i fiskens muskel 2 µg/kg våtvikt och detta är endast 0,7 % av gränsvärdet för saluföring (Tabell 13). Inte ens den högsta halten i fiskmuskel (10 µg/kg våtvikt) överskrider gränsvärdet, utan uppnår endast 3,3 % av det.

För kadmium är medelvärdet i fiskmuskeln 0,90 µg/kg våtvikt, vilket endast utgör 1,6 % av gränsvärdet (Tabell 13). Statistiken är dock osäker eftersom 69 % av kadmiumhalterna låg under rapporteringsgränsen, och därmed har ersatts av halva densamma.

Slutsatsen är att medelvärden för arsenik och kadmium och bly ligger långt under sina gränsvärden. Dessa resultat är i linje med förra GDP-perioden för vilken Johansson et al (2021) rapporterade att halter av kadmium och bly i muskelvävnad var minst 25 gånger lägre än gränsvärdet för saluföring på samtliga fiskar.

[15] Se önskan om ändrade riktlinjer för detta i kapitlet *Förbättringsbehov*.

Tabell 13. Fiskmuskel, statistik för övriga metaller (µg/kg våtvikt) samt gränsvärden. Medelvärdets andel av gränsvärdet (%).

Mått	Silver	Arsenik	Kadmium	Krom	Koppar	Nickel	Bly	Zink
Medel	1,4	0,90	0,90	7,4	130	6,3	2,0	3500
Median	0,60	0,40	0,51	5,2	120	5,1	1,3	3400
Min	0,46	0,31	0,40	4,4	92	4,4	1,1	2800
Max	2,8	1,9	2,1	48,7	210	28,5	10,1	5300
Antal	26	26	20	26	26	26	26	26
Stdevpa	0,53	0,36	0,31	3,6	40	2,5	9	1100
Stdeva	0,53	0, 36	0,31	3,6	40	2,5	9	1100
Procent <LOQ, LOD	100	65	69	88	0	92	85	0
Gränsvärde (µg/kg våtvikt)[16]		100	50				300	
Procent av gränsvärde		119	1,6				0,7	
Antal över gränsvärdet		17	0				0	

I **vävnadsproven på lever** låg betydligt färre halter under rapporteringsgränsen än vad som var fallet för muskeldatan. Exempelvis låg endast nio procent av silverhalterna under rapporteringsgränsen i lever (Tabell 14). avsevärt högre andel över rapporteringsgränsen jämfört med muskel.

Torrviktshalten i proven är runt 0,2 kg torrvikt/kg våtvikt. Halten i lever är exempelvis för koppar 20 000 µg/kg torrvikt × 0,2 kg torrvikt/kg våtvikt = 4 000 µg/kg våtvikt, alltså en faktor 31 högre än i muskel. För kadmium blir motsvarande faktor 530 högre i lever, för bly en faktor 3.

Det finns inga gränsvärden för halter i fisklever, men eftersom detektionsfrekvensen är högre än för muskelvävnad lämpar sig datan för miljöövervakning av trender.

I jämförelse med förra GDP-perioden, är leverdatan liknande. Johansson et al (2021) rapporterade att medelhalten för kadmium i norrländska Sidensjön 2017 var 2,77 mg/kg torrvikt. I nuvarande period ligger medelvärdet för kadmium i lever (alla sjöar) på 2,4 mg/kg torrvikt (Tabell 14).

[16] Myndighetens gränsvärde ges på våtviktsbas, se Tabell 10

Tabell 14. Fisklever, statistik för övriga metaller (mg/kg torrvikt). Andel mätdata under rapporteringsgränsen (%).

Mått	Silver	Arsenik	Kadmium	Krom	Koppar	Nickel	Bly	Zink
Medel	0,063	1,3	2,4	0,044	20	0,058	0,030	118
Median	0,027	0,71	1,7	0,027	13	0,041	0,0070	116
Min	0,0022	0,075	0,23	0,021	5,0	0,022	0,0050	61
Max	0,66	15	13	0,750	110	0,27	0,33	199
Antal	136	136	136	136	136	136	136	136
Stdevpa	0,097	2,2	2,2	0,071	19	0,044	0,056	21
Stdeva	0,097	2,2	2,2	0,071	19	0,044	0,056	21
Procent <LOQ, LOD	9	4	0	82	0	52	67	0

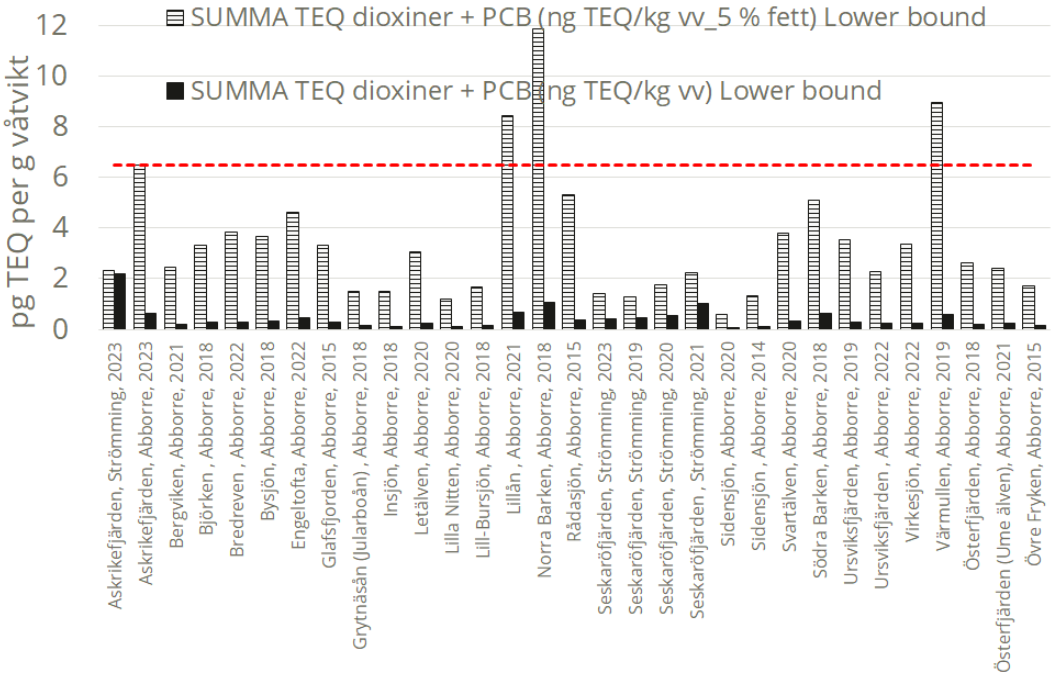
Dioxiner och dioxinlika PCB

Majoriteten av de analyserade 17 dioxinerna hade halter som låg över rapporteringsgränsen. Undantaget var 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF som i flertalet prov låg under.

För summeringen av toxiska ekvivalenter (TEQ) dioxiner, furaner och dioxinlika PCB, har vi följt riktlinjer från Vattenmyndigheten (2025, utkast) angående **lower bound**. Detta innebär att enskilda kongener, isomerer eller ämnen i en summaparameter med analysresultat rapporterade som ”mindre än” (<) kvantifieringsgräns (LOQ) eller detektionsgräns (LOD) sätts till noll i summeringen.

Tre samlingsprov, alla på abborrmuskel, överskred gränsvärdet (6,5 ng TEQ/kg våtvikt, 5 % lipid) och det var Lillån 2021, Norra Barken 2018, samt Värmullen, 2019. Dessutom tangerade samlingsprovet på abborrmuskel från Askrikefjärden 2023 gränsvärdet, eftersom halten var 6,47 ng TEQ/kg vv, 5 % lipid, vilket med två gällande siffror blir 6,5.

Värt att notera är att det är först efter omräkning av fiskmuskelns halt per våtvikt till ”halt per våtvikt justerad till 5 % fettinnehåll”, som abborren får ”högre halt” än strömmingen (Figur 9). Betraktat per våtvikt innehåller alltså strömmingen högre halt dioxin än abborren. Detta framgår till exempel av data från Askrikefjärden, där halten per våtvikt strömming är i medeltal en faktor tre högre än i abborre.

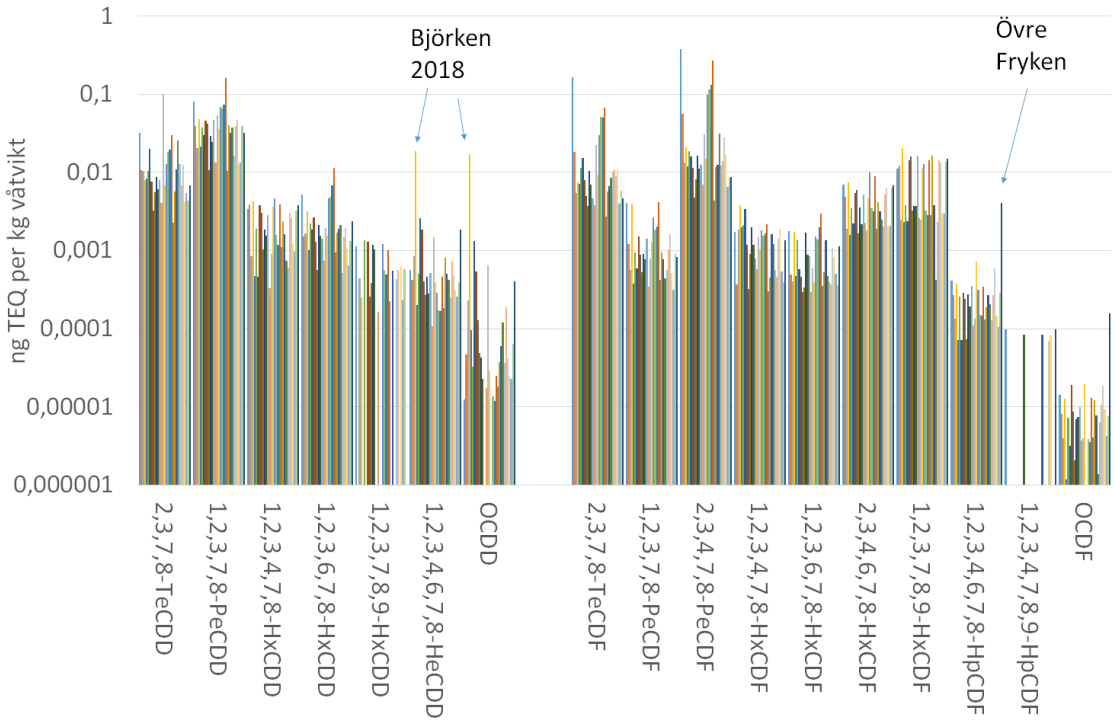


Figur 9 Summa TEQ för dioxiner, furaner och dioxinlika PCB i muskel av strömming och abborre (randiga staplar är pikogram per gram våtvikt justerad till 5 % fettinnehåll). Svarta staplar är våtvikt utan fetthaltsjustering. ”Lower bound”, se text. Streckade röda linjen är gränsvärdet (6,5 ng TEQ/kg vv 5 % lipid).

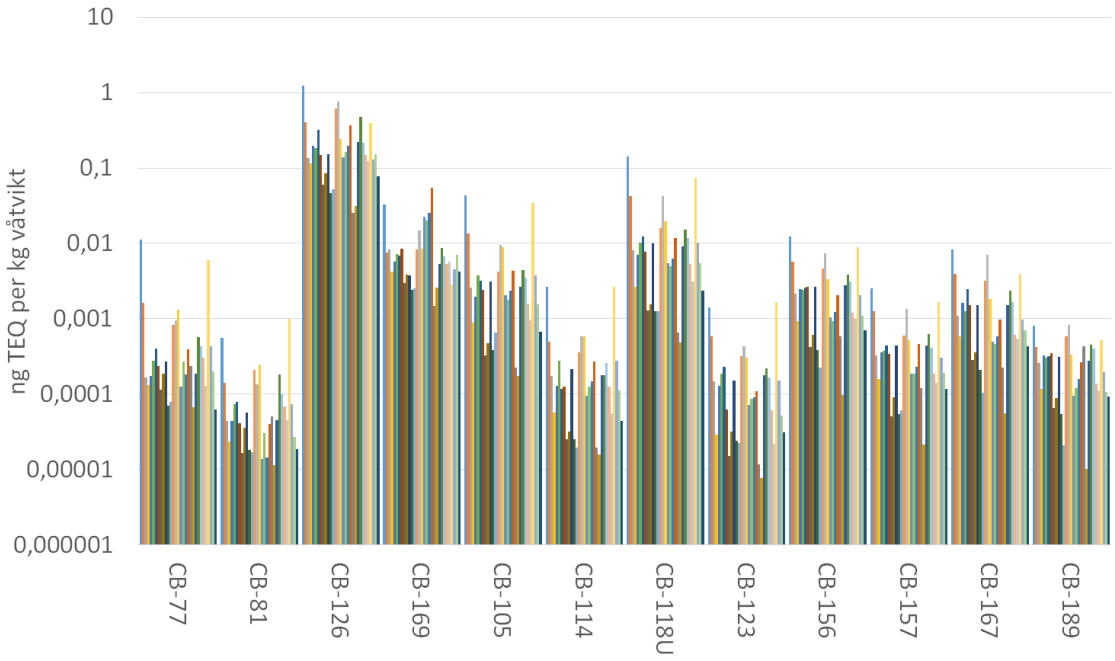
Sammansättningen (mönstret) av dioxiner och furaner, efter omräkning till toxiska ekvivalenter (ng TEQ per kg våtvikt) är vid ett första påseende ganska lika i alla samlingsprov på muskel av strömming och abborre (Figur 10). Abborre från Björken 2018 sticker dock upp lite för hepta- och oktaklorerad dioxin. Likaså har abborre från Övre Fryken 2018 påtagligt högre halt av heptafuranen (1,2,4,6,7,8,9-HpCDF) samt OCDF. Även strömming från Askrikefjärden 2023 (första serien i diagrammen) avviker med sina höga halter av furanena 2,3,7,8-TeCDF och 2,3,4,7,8-PeCDF.

Vi har inte i denna rapport funderat djupare på sammansättningen och huruvida den avspeglar vissa källor. Sådant arbete kan troligen göras bättre med ett större dataunderlag när datan ligger hos datavärden, och kan jämföras med data från nationella stationer, som t ex Assefa et al (2019) har gjort.

Sammansättningen, efter omräkning till toxiska ekvivalenter, av dioxinlika PCB domineras i alla prov av kongenen CB-126 (Figur 11).



Figur 10 Sammansättning för dioxiner och furaner muskel av strömming och abborre (nanogram toxiska ekvivalenter per kg våtvikt). Logaritmisk skala.



Figur 11 Sammansättning av dioxinlika PCB i muskel av strömming och abborre (nanogram toxiska ekvivalenter per kg våtvikt). Logaritmisk skala.

PFAS

Det finns flera olika PFAS-gränsvärden för saluföring av fisk (Tabell 10), samt dessutom ett gällande (PFOS) och ett kommande (PFAS 25) för kemisk status (Tabell 11). I HVMFS 2019:25 finns det nu gällande gränsvärdet för ”perfluoroktansyra och dess derivat (PFOS)” i biota[17], och det är 9,1 µg/kg våtvikt (Tabell 11).

Föreskriften anger inget om fetthaltsnormalisering av uppmätta halter innan jämförelse med gränsvärdet, men i riktlinjer (HaV 2016:26), rekommenderar HaV att för PFOS (och kvicksilver) inte justera för fetthalt, och detta återges även i riktlinjer från Vattenmyndigheterna (2025, utkast).

Havs- och vattenmyndigheten (rapport 2016:26) anger vidare att vid utvärdering av PFOS-data för lever i abborre och strömming ska koncentrationer jämföras mot värdet 140 µg/kg våtvikt. Detta värde bedömdes då motsvara föreskrifternas gränsvärde, 9,1 µg/kg (avseende muskel). Nu anger dock Vattenmyndigheterna (2025, utkast) att för omräkning av PFOS-värden ska istället användas nyare omräkningsfaktorer från Soerensen et al (2023).

I nuvarande programperiod (2021–2026) har både muskel och lever analyserats. Halter i lever av många PFAS-ämnen är avsevärt högre än i muskel (Soerensen et al., 2023). För att jämföra med gränsvärden (HVMFS 2019:25) ska halt i muskel användas. Vi har därför med hjälp av Soerensens omräkningsfaktorer (Tabell 15) räknat om till förväntad halt i muskel. Halt i lever ska delas med faktorn för att ge halt i muskel.

Tabell 15 Omräkningsfaktor från muskel till lever för ämnen i PFAS 4 (från Soerensen et al 2023)

Art	PFOS	PFOA	PFNA
Strömming	19,2	12,9	14,9
Abborre	17,1	11,8	10,1
Tånglake	10,3	5,8	5,4

Det fjärde ämnet i PFAS 4, PFHxS, saknar omräkningsfaktor, och därför är skattningen av PFAS 4 något osäker. Halt i lever kan ju i teorin tänkas vara ”noll” samtidigt som halten i muskel är påtaglig. Därför får inom

[17] Inom vårt GDP och den svenska miljöövervakningen mäter analyslaboratoriet SLU linjär PFOS (LPFOS, unik miljödatakod CH07/568), grenad PFOS (GPFOS, unik miljödatakod CH07/679), och summerar dessa till PFOS (unik miljödatakod saknas). Vi likställer här denna summerade PFOS till syran och dess derivat, som pekas ut i HVMFS 2019:25.

Vattenförvaltningen (Vattenmyndigheten, 2026 utkast) data från lever inte användas för att sätta statusklassningen ”god”[18].

Det nu gällande gränsvärdet för PFOS klaras (underskrids) i 35 av 38 prov där den påträffats i halter över rapporteringsgränsen. De tre prov som överskred är abborre från Bysjön 2018, abborre från insjön, samt tånglake från Göteborgs hamn (Figur 12). Två prov (Rådasjön och Övre Fryken) låg under rapporteringsgränsen (0,05 µg/kg våtvikt) men över detektionsgränsen (0,033 µg/kg våtvikt).

Naturvårdsverket (2016) gjorde en ansats att dela in PFOS-halter (fisk från 2000–2015) i grupper efter olika typ av punktkällepåverkan. Grupperingen av provplatserna följde en metodik som IVL tidigare använd, och för prover där Naturvårdsverket själva tog nya prover definierade de bakrundsområde som provplatser där den enda kända källan är atmosfärisk deposition. Med diffust påverkad plats avsåg de urban miljö eller en recipient med påverkan från många olika kända källor.

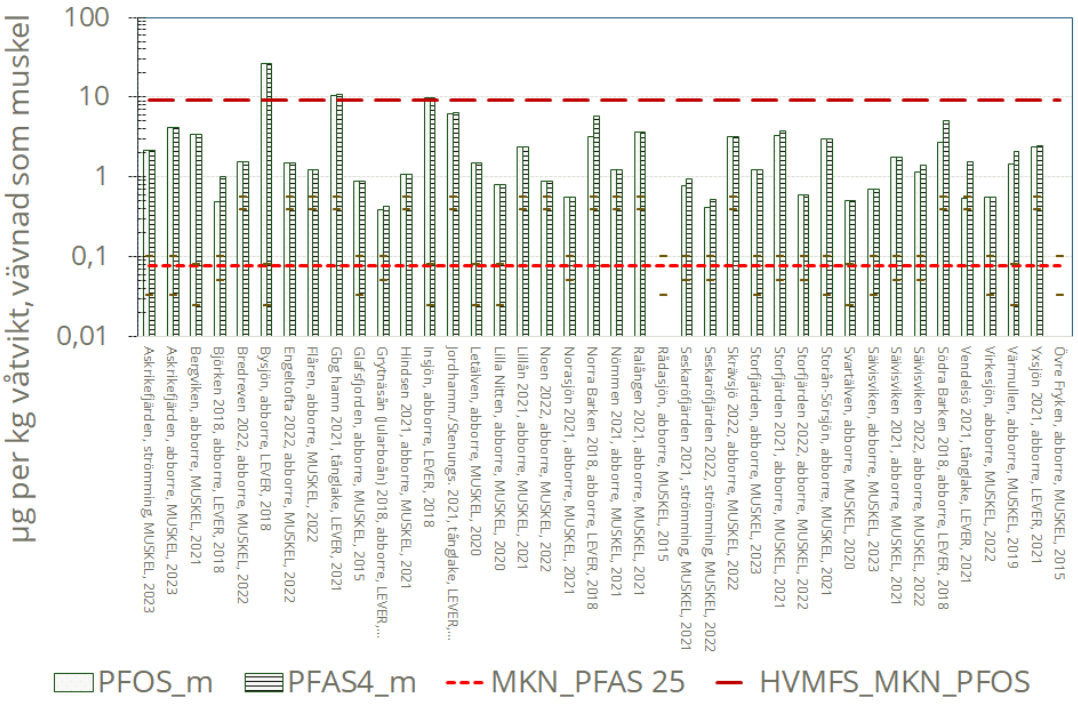
De fann att medianhalten i fiskmuskel var tydligt olika:

- i bakgrundsområden 1 µg/kg våtvikt
- i diffust påverkade områden 6,1 µg/kg våtvikt
- nära brandövningsplatser 64 µg/kg våtvikt.

Med den indelningen kan vi säga att ungefär hälften av provplatserna i GDP:t förefaller att vara bakgrundsområden, alltså ha PFOS-halt under 1 µg/kg våtvikt (Figur 12). Halterna i dagens bakgrundsområden kan dock ha ändrats sedan Naturvårdsverkets sammanställning.

Det kommande gränsvärdet för PFAS 25 i fiskmuskel överskrids dock för samtliga prov, och med så mycket som en faktor 6–347 (Figur 12). I samma figur ser man också att PFOS är den helt dominerande föreningen i PFAS 4. Man ser också att rapporteringsgränsen i flertalet prov ligger över det föreslagna gränsvärdet, och alltså kan behöva förbättras (sänkas) för att analyser ska kunna utvärdera det.

[18] Mejl från NRM (19 januari 2026) meddelar att inom den nationella miljöövervakningens senaste analys av limniska fiskar så mättes PFAS både i lever och muskel (alltså inte bara bara i lever) och generellt var halter av alla uppmätta PFAS högre i lever än i muskel. För just PFHxS låg dock både halt i lever och muskel under LOQ (0,08 ng/g vv). Alltså saknas alltjämt data som visar att halten i muskel alltid är lägre än i lever, vilket rimligen är vad som skulle krävas för att kunna använda leverdata för att klassa ”status god”.



Figur 12 PFOS (vita staplar) och PFAS 4 (streckade staplar) i fiskproven. Halter i lever (13 prov) är omräknat till halt i muskel (se text). Den översta röda linjen visar gränsvärdet för PFOS (9,1 µg/kg våtvikt) och den nedre det föreslagna gränsvärdet för PFAS 25 (0,077 µg/kg våtvikt). Rapporteringsgräns och detektionsgräns visas provvis som korta horisontella streck (avser PFOS).

För **PFOS i abborrmuskel** (inklusive leverprov omräknade till muskel) överskred **inga prov gränsvärdet för saluföring** (35 µg/kg våtvikt, Tabell 10). De två högsta halterna finns i Bysjön och Insjön (Figur 12).

Av Tabell 16 framgår att PFOS vanligen har flera tiopotenser högre halt än de övriga tre föreningarna i PFAS 4 (PFOA, PFHxS, PFNA). Därmed, eftersom gränsvärdet för saluföring av PFOS är ungefär lika högt (35 µg/kg våtvikt) som de andra tre (1,5–8 µg/kg våtvikt), så kan utvärderingen av gränsvärden för saluföring i princip begränsas till en diskussion om enbart PFOS. Vi har dock för fullständighetens skull gjort ett par ytterligare jämförelser.

För **PFOA i abborrmuskel** (och lever omräknat till muskel) fanns fem mätvärden över rapporteringsgränsen (0,02–1,22 µg/kg våtvikt), och det högsta var 0,495 µg/kg våtvikt. Alla dessa abborrar ligger därmed **klart under gränsvärdet för saluföring** (8,0 µg/kg våtvikt, Tabell 10).

Samma slutsats kan vi dra för **PFNA**, vars högsta halt, omräknad till muskel var 0,535 µg/kg våtvikt (abborre, Storfjärden 2022). Denna halt når **som mest 6 % av gränsvärdet för saluföring** (8,0 µg/kg våtvikt, Tabell 10).

För **PFHxS i abborrmuskel** fanns ett mätvärde (0,24 µg/kg våtvikt) över rapporteringsgränsen (0,02–0,10 µg/kg våtvikt). Denna abborre (Säisviken 2022) ligger **klart under gränsvärdet för saluföring** (1,5 µg/kg våtvikt, Tabell 10). Övriga 27 muskelprov förstås likaså.

För **PFAS 4 i strömmingsmuskel** finns tre haltuppskattningar. Den högsta halten påträffades i Askrikefjärden (2,17 µg/kg våtvikt) **når endast 27 % av gränsvärdet för saluföring** (8 µg/kg våtvikt, Tabell 10). Något lägre halter fanns i strömmingen från Seskaröfjärden (0,53–0,95 µg/kg våtvikt).

Vad gäller sammansättning av de 12 PFAS-ämnen som analyserades i proven så var linjär PFOS (LPFOS) klart dominerande i alla fiskar, oavsett om vävnaden var lever eller muskel, och oberoende av fiskart (data visas ej).

Tabell 16 PFAS i 30 muskelprov och 10 leverprov [µg/kg våtvikt). Mindre än värden avser rapporteringsgränsen. PFAS 4 är summerat med mindre-än-värden satta till noll.

Plats, art, vävnad, år	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS	PFAS 4
Askrikefjärden, strömming, MUSKEL, 2023	<0,02	<0,02	<0,1	2,17	2,17
Askrikefjärden, abborre, MUSKEL, 2023	<0,02	<0,02	<0,1	4,22	4,22
Bergviken, abborre, MUSKEL, 2021	<0,08	<0,02	<0,02	3,46	3,46
Björken 2018, abborre, LEVER, 2018	0,439	0,804	<1,222	8,25	9,49
Bredreven 2022, abborre, MUSKEL, 2022	<0,063	<0,633	<0,879	1,57	1,57
Bysjön, abborre, LEVER, 2018	0,269	0,17	0,283	452	453
Engeltofta 2022, abborre, MUSKEL, 2022	<0,063	<0,633	<0,879	1,48	1,48
Flåren, abborre, MUSKEL, 2022	<0,063	<0,633	<0,879	1,23	1,23
Gbg hamn 2021, tånglake, LEVER, 2021	0,244	<0,633	0,946	109	110
Glafsfjorden, abborre, MUSKEL, 2015	<0,02	<0,02	<0,1	0,88	0,88
Grytnäsån (Jularboån) 2018, abborre, LEVER, 2018	<0,1	0,401	<1,222	6,66	7,06
Hindsen 2021, abborre, MUSKEL, 2021	<0,063	<0,633	<0,879	1,08	1,08
Insjön, abborre, LEVER, 2018	<0,08	0,561	<0,02	165	166
Jordhamm./Stenungs. 2021, tånglake, LEVER, 2021	0,26	<0,633	<0,879	63,5	63,8
Letälven, abborre, MUSKEL, 2020	<0,08	<0,02	<0,02	1,50	1,50

Plats, art, vävnad, år	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS	PFAS 4
Lilla Nitten, abborre, MUSKEL, 2020	<0,08	<0,02	<0,02	0,802	0,802
Lillån 2021, abborre, MUSKEL, 2021	<0,063	<0,633	<0,879	2,39	2,39
Noen 2022, abborre, MUSKEL, 2022	<0,063	<0,633	<0,879	0,878	0,878
Norasjön 2021, abborre, MUSKEL, 2021	<0,1	<0,32	<1,222	0,56	0,56
Norra Barken 2018, abborre, LEVER, 2018	2,48	1,14	0,88	54,6	59,1
Nömmen 2021, abborre, MUSKEL, 2021	<0,063	<0,633	<0,879	1,21	1,21
Ralången 2021, abborre, MUSKEL, 2021	<0,063	<0,633	<0,879	3,67	3,67
Rådasjön, abborre, MUSKEL, 2015	<0,02	<0,02	<0,1	<0,1	0
Seskaröfjärden 2021, strömming, MUSKEL, 2021	0,167	<0,32	<1,222	0,78	0,95
Seskaröfjärden 2022, strömming, MUSKEL, 2022	0,111	<0,32	<1,222	0,42	0,53
Skrävsjö 2022, abborre, MUSKEL, 2022	<0,063	<0,633	<0,879	3,15	3,15
Storfjärden, abborre, MUSKEL, 2023	<0,02	<0,02	<0,1	1,22	1,22
Storfjärden 2021, abborre, MUSKEL, 2021	<0,1	0,535	<1,222	3,27	3,80
Storfjärden 2022, abborre, MUSKEL, 2022	<0,1	<0,32	<1,222	0,59	0,59
Storån-Sörsjön, abborre, MUSKEL, 2021	<0,02	<0,02	<0,1	3,02	3,02
Svartälven, abborre, MUSKEL, 2020	<0,08	<0,02	<0,02	0,508	0,508
Säivisviken, abborre, MUSKEL, 2023	<0,02	<0,02	<0,1	0,7	0,7
Säivisviken 2021, abborre, MUSKEL, 2021	<0,1	<0,32	<1,222	1,78	1,78
Säivisviken 2022, abborre, MUSKEL, 2022	0,24	<0,32	<1,222	1,16	1,40
Södra Barken 2018, abborre, LEVER, 2018	2,22	0,98	<0,879	46,8	50
Vendelsö 2021, tånglake, LEVER, 2021	0,723	0,733	0,94	5,47	7,87
Virkesjön, abborre, MUSKEL, 2022	<0,02	<0,02	<0,1	0,55	0,55
Värmullen, abborre, MUSKEL, 2019	<0,08	0,132	0,495	1,47	2,10
Yxsjön 2021, abborre, LEVER, 2021	<0,063	1,02	<0,879	40,8	41,8
Övre Fryken, abborre, MUSKEL, 2015	<0,02	<0,02	<0,1	<0,1	0

Klorerade bekämpningsmedel

Alla klorerade bekämpningsmedel hade halter som i något prov låg över rapporteringsgränsen (Figur 13).

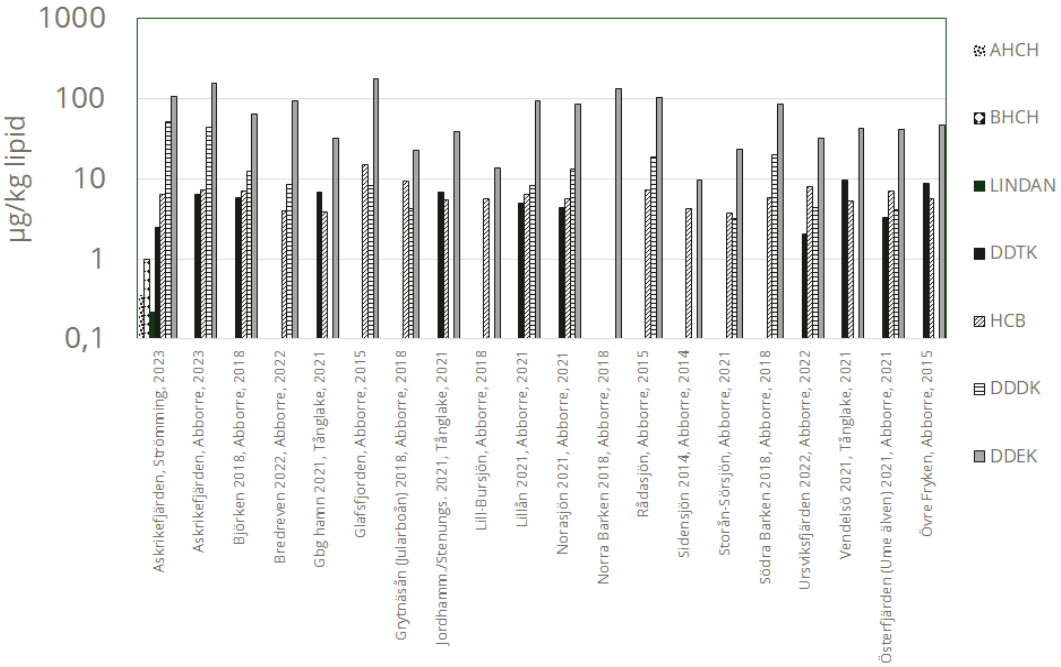
β-HCH (BHCH) påträffades dock över rapporteringsgränsen endast i ett prov. Halten var 1 µg/kg lipid (strömming Askrikefjärden, Figur 13). I övriga fiskar låg rapporteringsgränsen för β-HCH på 1,1–5,9 µg/kg fett, (dessa visas ej i figuren).

Övriga klorerade bekämpningsmedel (a-HCH, DDT och två DDT-metaboliter, hexaklorbensen, lindan) hade liknande rapporterings-gränser som β-HCH, men deras halter låg alltså över rapporteringsgränsen (Figur 13).

För klorerade bekämpningsmedel finns endast gränsvärde för hexaklorbensen (HCB), och det är 10 µg HCB/kg vv, 5 % fett (Tabell 11). Den högsta halten HCB i fisken fanns i abborre från värmländska Glafsfjorden (15 µg/kg lipid, Figur 13). Denna lipidnormaliserade halt ska nedjusteras till 5 % lipidhalt för en korrekt jämförelse med gränsvärdet, alltså blir jämförvärdet:

$$15\ \mu g/kg_{vv,\ 100\ \%\ lipid} \times 0{,}05 = \underline{0{,}75\ \mu g\ HCB/kg_{vv,\ 5\ \%\ lipid}}$$

Detta jämförvärde underskrider gränsvärdet med en faktor 13. Fisken från övriga provplatser hade lägre halter, och underskred därmed gränsvärdet ännu mer.



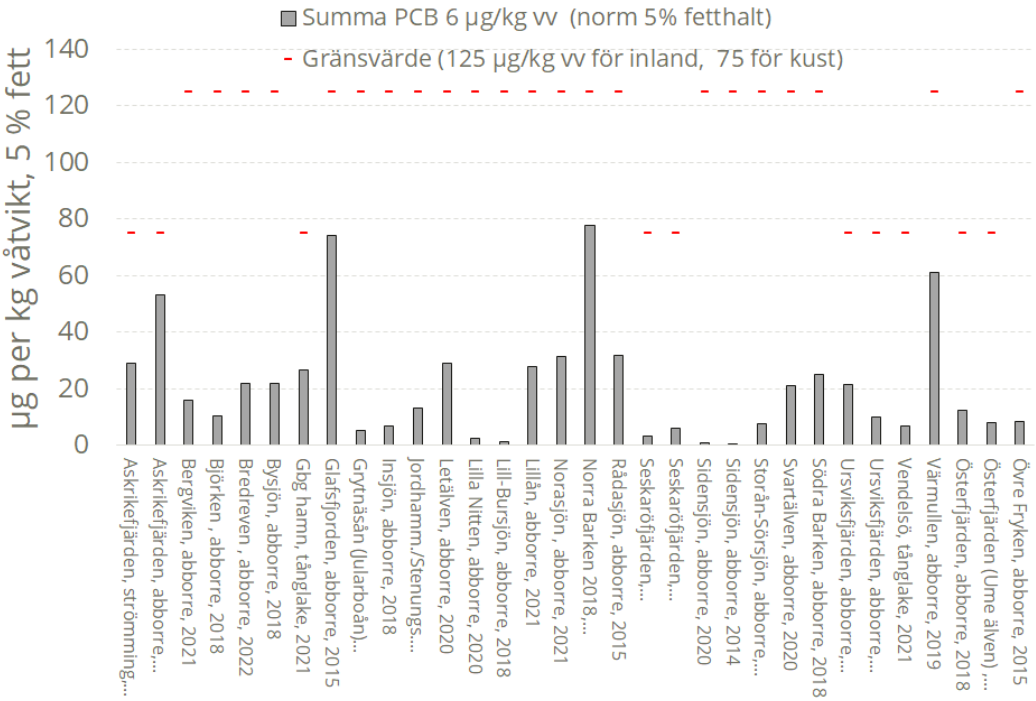
Figur 13 Klorerade bekämpningsmedel, muskel µg/kg fett. BHCH överskred rapporteringsgränsen endast i Askrikefjärden, se text.

PCB 6

För PCB har vi summerat sex kongener (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 153, PCB 180) och jämfört med gränsvärden. Två olika gränsvärden används, beroende på om fisken lever i inlandsvatten eller kustvatten. Samma gränsvärden för PCB 6 finns därmed för saluföring av livsmedel (Tabell 10) samt inom vattenförvaltningen (Tabell 11).

Precis som för andra summaparametrar har vi för jämförelse med gränsvärde inom vattenförvaltningen använt ”lower bound”, alltså nollat värden under rapporteringsgränsen, se stycket om dioxiner.

Inga fiskprover överskrider sina gränsvärden (Figur 14).



Figur 14 Summa 6 PCB (”lower bound”, se text), i muskelprov (µg/kg våtvikt omräknat till 5 % fett). Streck visar gränsvärde inom vattenförvaltningen.

Polybromerade difenyletrar

För polybromerade difenyletrar (PBDE) finns gränsvärdet 0,00085 µg per kg våtvikt justerad till 5 % fett, alltså 0,85 ng/kg våtvikt, 5 % fett (Tabell 10). Det gäller för summan av de sex kongenerna 28, 47, 99, 100, 153 och 154 (HVMFS 2019:25)[19]. Föreskriften anger inget om fettnormalisering, men i riktlinjer (HaV 2016:26), rekommenderar HaV att justera provets våtvikt till en våtvikt med 5 % fetthalt (lipidhalt), och detta finns även i riktlinjer från Vattenmyndigheterna (2025, utkast).

I datan från delprogrammet för perioden 2021–2024 påvisades fem av de sex polybromerade difenyltetrarna i samtliga prov, det var endast BDE-28 som i vissa prov hade halter under LOQ.

Livsmedelsverkets laboratorium rapporterar halterna av bromerade organiska föroreningar i nanogram per gram lipid. De väger in cirka 5 g våtvikt vävnad, och bestämmer fetthalten i den som vikt fett per våtvikt vävnad (FPRC%). För att jämföra med MKN inom vattenförvaltningen ska därför värdet för ng/g lw justeras till våtvikt med 5 % lipid.

Exempelvis rapporterar SLV 0,111 ng PBDE-28 per gram lipid i abborre från Österfjärden (Umeälven) 2021 (NRM sample code B2022/00094-00103). Justeringen till våtvikt med 5 % lipid blir därmed 0,111 ng/g lipid × 0,05 = 0,00555 ng/g våtvikt 5 % lipid, alltså 5,55 ng/kg vv, 5 % lipid.

Summahalten av PBDE-6 för detta prov var 7,15 ng/g fettvikt, vilket efter kongenvis justering till standardiserad våtvikt med 5 % fett summerar till 0,352 ng/g vv, alltså 352 ng/kg våtvikt. Gränsvärdet (0,85 ng/kg våtvikt, 5 % fett, Tabell 10) överskrids därmed med en faktor 414 (352/0,85). Liknande resultat ses för samtliga andra prover. Gränsvärdet överskrids med som lägst en faktor 97 och som högst en faktor 3149. Summahalten är 83–2677 ng/g våtvikt, 5 % lipid .

De verkliga halterna i proven (per 100 % lipid), alltså utan kongenvis justering av våtvikten till 5 % lipid, är förstås avsevärt högre, 1761–53800 ng/kg lv (data visas ej).

[19] HVMFS 2019:25, bilaga 6, tabell 1 har en fotnot 5 där dessa kallas pentabromerade, det bör vara ett tryckfel, eftersom tex PBDE-28 är tribromerad. Ska rimligen stå polybromerade.

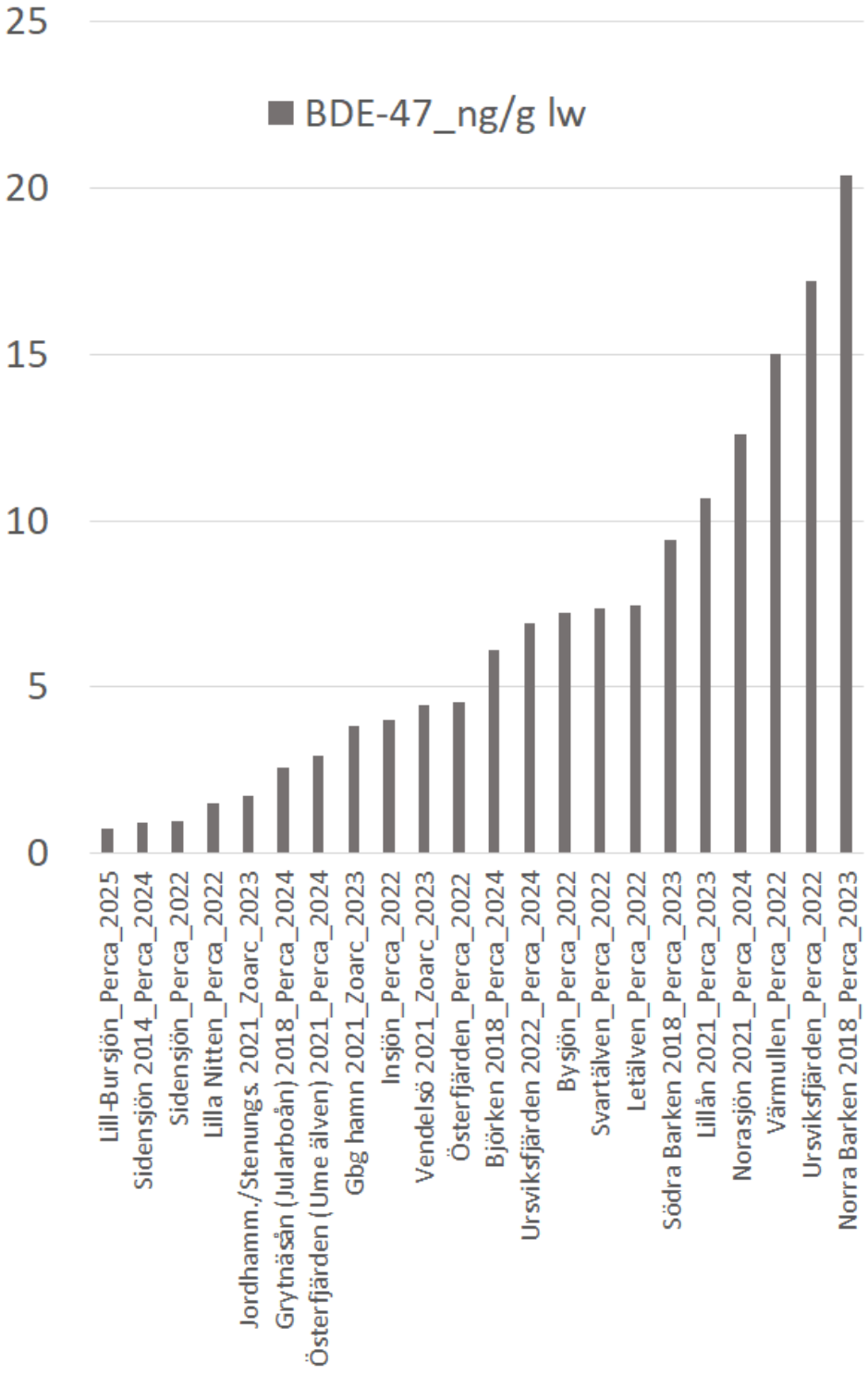
Tabell 17. Summa 6 PBDE efter kongenvis justering av våtvikten till 5 % lipidinnehåll, samt faktor överskridande av gränsvärdet (C_obs/C_MKN)

Provtagninsplats	Art	NRM's sample code	Provtagningsår	ng/kg vv, 5% lipid	C_obs/ C_mkn
Björken 2018	abborre	C2018/04976-04985	2024	771	906
Bysjön	abborre	C2018/04986-04995	2022	1050	1235
Gbg hamn 2021	tånglake	C2021/08114-08123	2023	275	323
Grytnäsån (Jularboån) 2018	abborre	C2018/04926-04935	2024	291	343
Insjön	abborre	C2018/05006-05014	2022	539	634
Jordhamm./Stenungs. 2021	tånglake	B2022/00574-00583	2023	171	202
Letälven	abborre	C2020/06040-06049	2022	781	919
Lilla Nitten	abborre	C2020/06028-06039	2022	191	225
Lill-Bursjön	abborre	C2018/03319-03348	2025	83	97
Lillån 2021	abborre	B2022/00865-00879	2023	1367	1608
Norasjön 2021	abborre	B2022/00881-00894	2024	1296	1524
Norra Barken 2018	abborre	C2018/04966-04975	2023	2677	3149
Sidensjön	abborre	C2020/03955-03964	2022	104	123
Sidensjön 2014	abborre	C2014/01747-01756	2024	96	113
Svartälven	abborre	C2020/06019-06027	2022	804	946
Södra Barken 2018	abborre	C2018/04956-04965	2023	1275	1499
Ursviksfjärden	abborre	C2019/03442-03451	2022	1831	2154
Ursviksfjärden 2022	abborre	B2022/07730-07739	2024	774	910
Vendelsö 2021	tånglake	C2021/13013-13022	2023	317	373
Värmullen	abborre	C2019/07525-07532	2022	1424	1675
Österfjärden	abborre	C2018/03298-03307	2022	549	645
Österfjärden (Ume älven) 2021	abborre	B2022/00094-00103	2024	352	414

Angående sammansättningen av de sex PBDE-kongenerna i proven, så var den högsta halten:

- BDE-28 abborre Ursviksfjärden 2022
- BDE-47 abborre Norra Barken 2018
- BDE-99 abborre Norra Barken 2018
- BDE-100 abborre Norra Barken 2018
- BDE-153 abborre Norra Barken 2018

  BDE-154 abborre Norra Barken 2018.



Figur 15 Polybromerad difenyleter 47 (BDE-47), 33 prov i provomgångarna 2021–2024.

Halterna är redan från analyslaboratoriet (SLV) rapporterade i förhållande till lipidvikt, och de ligger för samtliga prov inom intervallet <LOQ upp till 20,4 ng/g lv (BDE-47, abborre Södra Barken 2018, Figur 15).

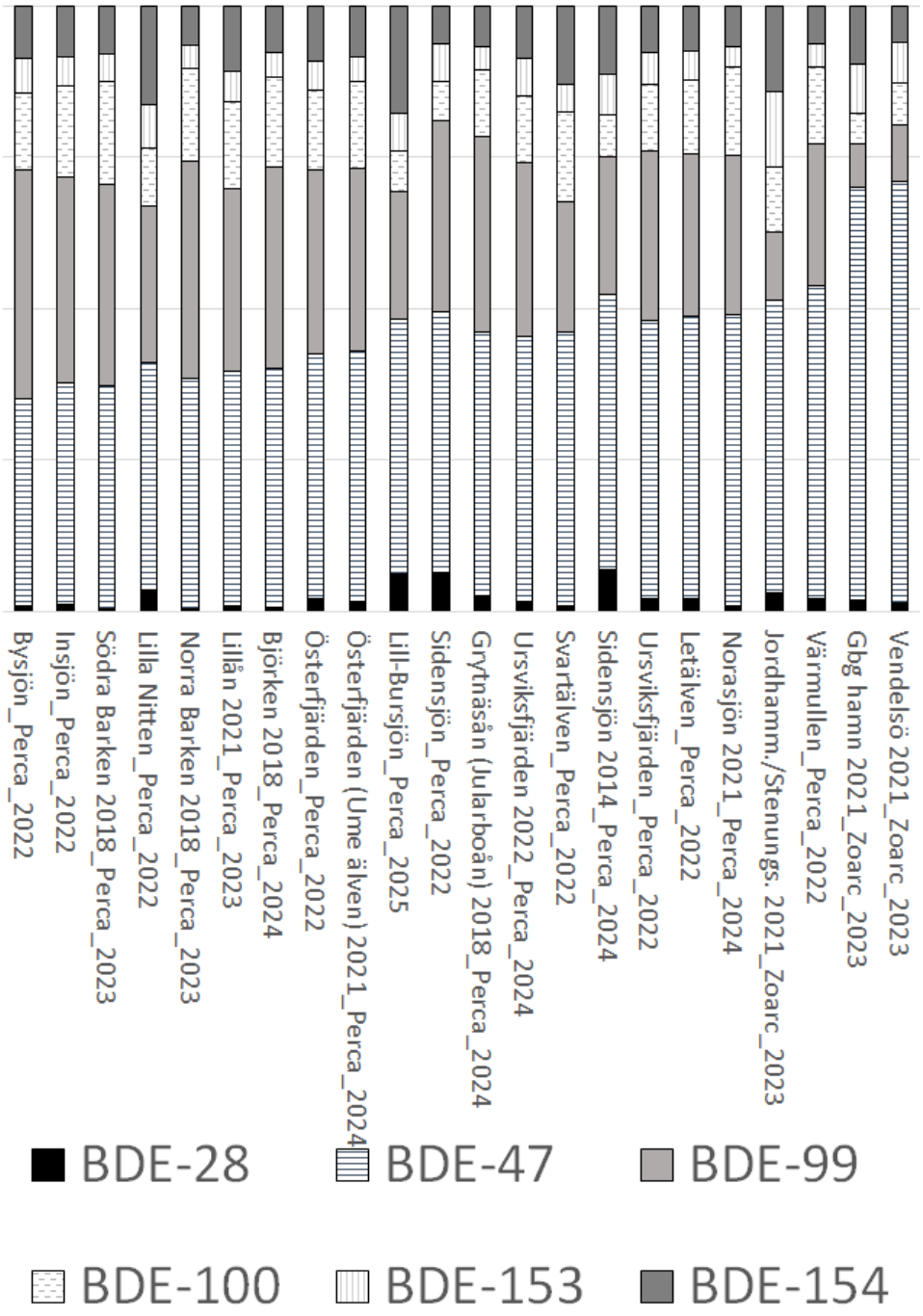
Endast BDE-28 hade mätdata under LOQ, och detta ligger på 0,091–0,15 ng/g lv. Högst halt för BDE-28 var 0,78 ng/g lv. Kvoten av högsta och lägsta halt är därmed en faktor nio. Den beskriver variationen mellan de 22 proven. Motsvarande faktor för de övriga fem kongener var större: en faktor 27,6 för BDE-47, en faktor 52 för BDE-99, en faktor 69 för BDE-100, en faktor 19 för BDE 153, och en faktor 25 för BDE-154. Att denna faktor, som alltså beskriver haltvariationen mellan proven, är olika för de olika kongenerna kan man fundera mer över. Det kan avspegla olika lokal källpåverkan, men även inverkan av mer storskaliga spridningsmönster. Data på BDE-mönster i luft eller på luftdeposition från närliggande kan ge ledtrådar. Vi har inte undersökt detta vidare.

Halten per våtvikt redovisas ej från laboratoriet, men kan, om man så önskar, beräknas från fetthalten (som ju anger vikt fett per våtvikt vävnad).

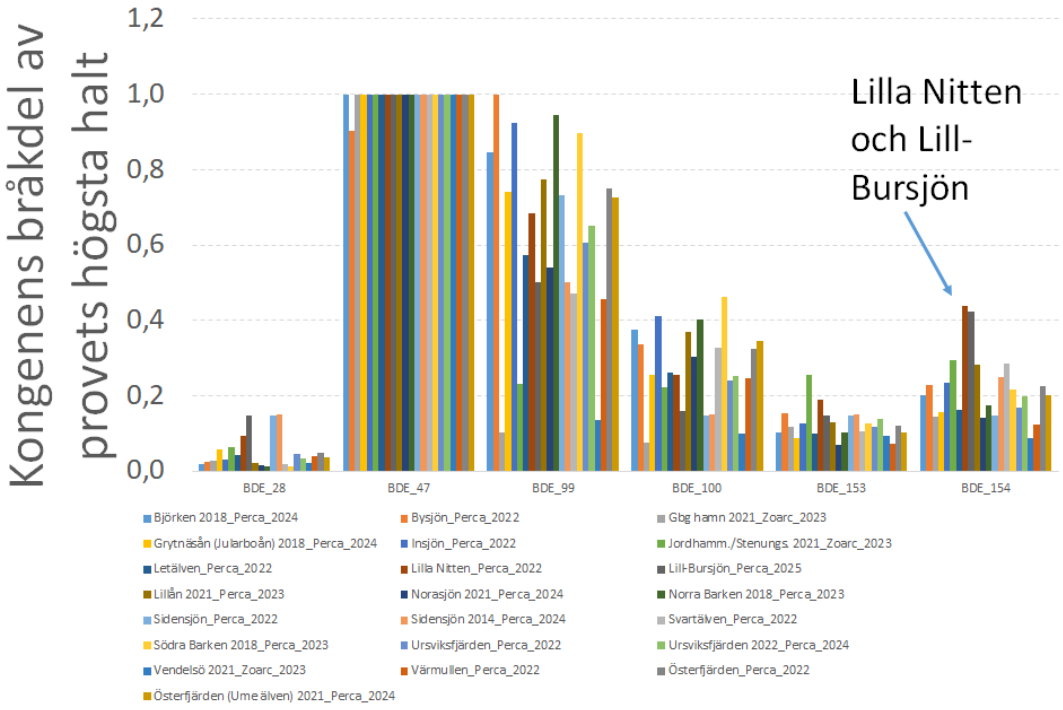
Sammansättningen, uttryckt som varje kongens procent av provets summahalt för de sex analyserade bromföreningarna (ng/g fett), ser ganska lika ut i samtliga prov (Figur 16). Detta alltså trots att den visar olika fiskarter och olika platser i landet. Vi provade att sortera proven efter stigande andel BDE-47. Det gör att Bysjön hamnar med lägst andel, och Vendelsö med högst. Man ser också att där andelen BDE-47 är hög är andelen BDE-99 låg. Vi har inga förklaringar till detta. Man kan i vart fall inte se någon uppenbar nord–sydlig trend, som annars kunde varit i linje med exempelvis det som Wania och Mackay (1993) beskrev som global fraktionering. Många GDP-stationer är mer punktkällepåverkade, så förklaringen kan finnas i dem.

Vi har inte undersökt om procentandelen systematiskt varierar med exempelvis art eller plats. En sådan analys lämpar sig bättre på ett större datamaterial. När datan hamnar hos datavärden, kan forskare undersöka saken bättre. Det är inte omöjligt att mer avancerade statistiska metoder kan påvisa systematiska skillnader i sammansättningen. Sådan information kan i goda fall vara till hjälp vid källspårning.

Vi har dock gjort ett ytterligare försök att åskådliggöra sammansättningen av de sex kongenerna. Detta genom att för varje prov beräkna varje enskild kongens andel av provets högsta kongenhalt (ng/g fett). Det är svårt att se någon betydande avvikande sammansättning i proven (Figur 17). Alla prov (utom Bysjön) har BDE-47 som kongen i högst andel (bråkdel = 1). Detta kan förvisso även ses i Figur 16, men kanske inte lika uppenbart. Möjligen ser man att abborre från Lilla-Nitten och Lill-Bursjön har högre andel BDE-154 än övriga prov.



Figur 16 Kongenens andel av provets summahalt (y-axeln), alla provplatser (x-axeln). Proven är sorterade efter stigande andel BDE-47, se text.



Figur 17 Kongenens andel av provets högsta halt (y-axeln), alla provplatser

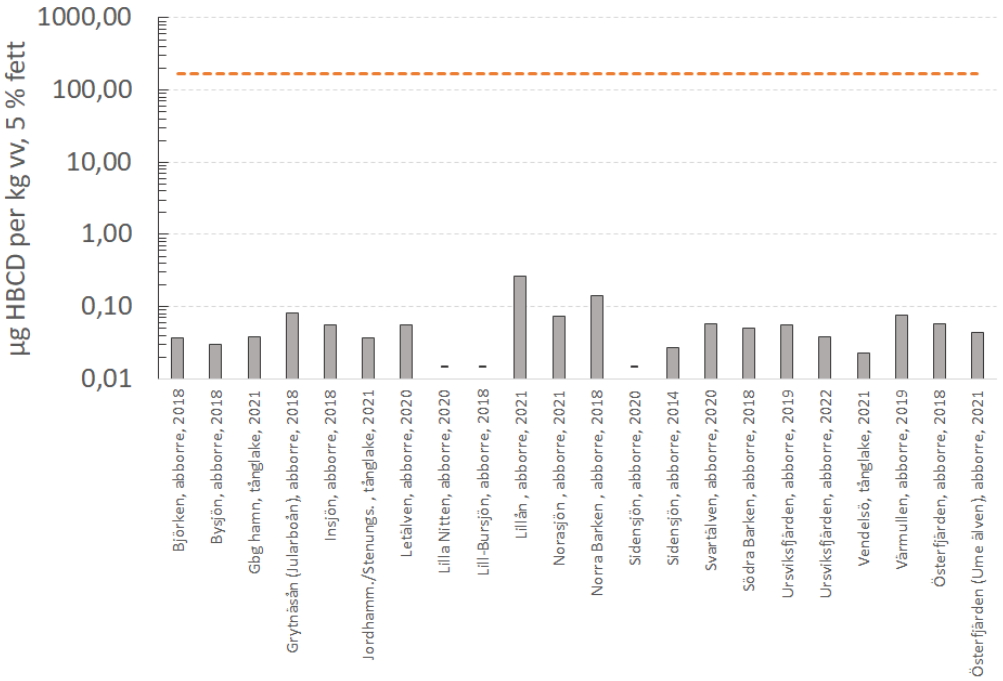
Intressanta frågor för länen eller forskare att skriva vidare om kan vara:

- Jämförelser av halten och sammansättningen i fisken huruvida dessa är liknande i vatten, sediment och luft.
- Trender över tid och rum inom landet (på större dataset från datavärden).

Hexabromocykododekan (HBCDD)

HBCDD mättes i muskel av abborre och tånglake. HBCDD fanns i halter som ligger två till tre tiopotenser under gränsvärdet (Figur 18).

Rapporteringsgränsen låg runt 0,3 µg/kg fett och underskreds i endast tre av 22 prov. Omräknad till våtvikt med 5 % fett var rapporterings-gränsen 0,015 µg/kg våtvikt.



Figur 18 HBCDD i muskel (µg/kg våtvikt justerad till 5 % fett). Gränsvärdet (167 µg/kg våtvikt) som streckad linje. Rapporteringsgräns visas som grå streck för de tre prov som underskred den.

Klorbensener

IVL har mätt fyra klorbensener (1,3,5-triklorbensen, 1,2,4-triklorbensen 1,3,5-triklorbensen samt hexaklorbensen) i fyra omgångar (X-358 , X-366, X-376 och X-385). Proven har varit på muskel från abborre och strömming, och samtliga prov uppvisade halter under rapporteringsgränsen (Tabell 18). Det finns inga gränsvärden att jämföra mot för dessa tre klorbensener.

Tabell 18. Klorfenoler (rapporteringsgräns) från IVL, utom hexaklorbensen (µg/kg våtvikt, ej justerad till fetthalt)

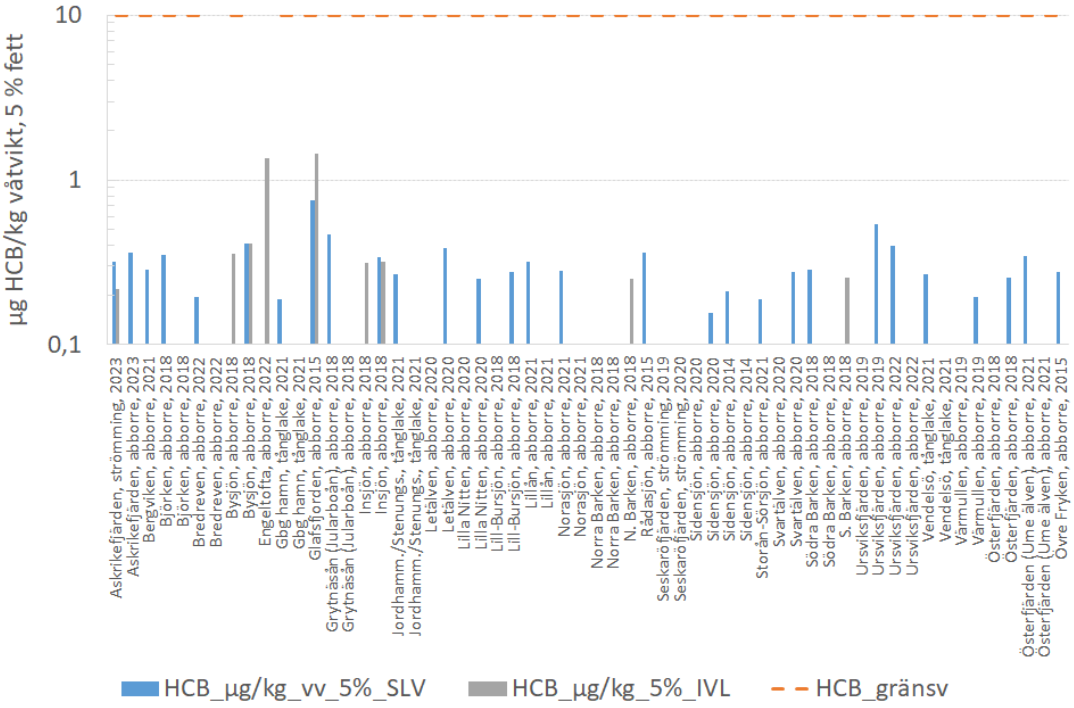
Plats, art, år	1,2,3-tri-klorbensen	1,2,4-tri-klorbensen	1,3,5-tri-klorbensen
Askrikefjärden, strömming, 2023	<0,091	<0,078	<0,018
Askrikefjärden, abborre, 2023	<0,091	<0,078	<0,018
Björken, abborre, 2018	<0,0154	<2,1669	<0,0264
Bysjön, abborre, 2018	<0,0369	<6,155	<0,00378
Glafsfjorden, abborre, 2015	<0,091	<0,078	<0,018
Grytnäsån (Jularboån), abborre, 2018	<0,0154	<2,1669	<0,0264
Insjön, abborre, 2018	<0,0369	<6,155	<0,00378
Rådasjön, abborre, 2015	<0,091	<0,078	<0,018

Plats, art, år	1,2,3-tri-klorbensen	1,2,4-tri-klorbensen	1,3,5-tri-klorbensen
Övre Fryken, abborre, 2015	<0,091	<0,078	<0,018
Bredreven, abborre	<0,002	<0,95	<0,006
N. Barken , abborre	<0,002	<0,95	<0,006
S. Barken, abborre	<0,002	<0,95	<0,006
Engeltofta, abborre	<0,002	<0,95	<0,006

IVL och SLV har båda mätt hexaklorbensen (HCB) i muskel (omgångarna X-358, X-366, X-385, X-376), och för denna klorbensen uppvisar flertalet prov halter över rapporteringsgränsen. Gränsvärdet för god kemisk status betingat av HCB är 10 µg/kg våtvikt muskel (Tabell 10) vilket avser en våtvikt med 5 % fett (Vattenmyndigheten, 2025, utkast). Samtliga prov ligger mer än en faktor tio under gränsvärdet, men ett prov (Glafsfjorden, abborre, 2015) har en halt som är något närmre gränsvärdet (Figur 19).

IVL:s prov är avrapporterade per våtvikt, och vi har räknat om dessa till 5 % fettvikt med hjälp av fetthalten från PCB-analyser (FPRC, utom för Engeltofta där endast FPRCU fanns) i motsvarande prov (med samma NRM´s sample code). (I databasen ligger även FPRC från PBDE-analysen). Detta inför en liten felkälla, men förändrar inte slutsatsen om att alla prov underskrider gränsvärdet. Felkällan sätter snarare fokus på att hanteringen av fetthaltsdatan behöver styras upp (se kapitlet *Fett i extrakt*.

Nio av 17 prov som IVL analyserat med avseende på HCB låg över rapporteringsgränsen. För SLV låg 29 av 30 prov över rapporteringsgränsen. I de fyra fall som samma fisk analyserats av båda laboratorierna (i halter över rapporteringsgränsen), är överens-stämmelsen ganska god (Figur 19).



Figur 19 Hexaklorbensen (HCB) i muskel (µg/kg våtvikt justerad till 5 % fett). Gränsvärdet (10 µg/kg våtvikt) som streckad linje. I fyra prov finns halten bestämd av två laboratorier, se text. Observera logskalan.

Tennorganiska föreningar

I HVMFS 2019:25 finns inga gränsvärden för tennorganiska föreningar i fisk. Inte heller finns gränsvärden för saluförbud som föda.

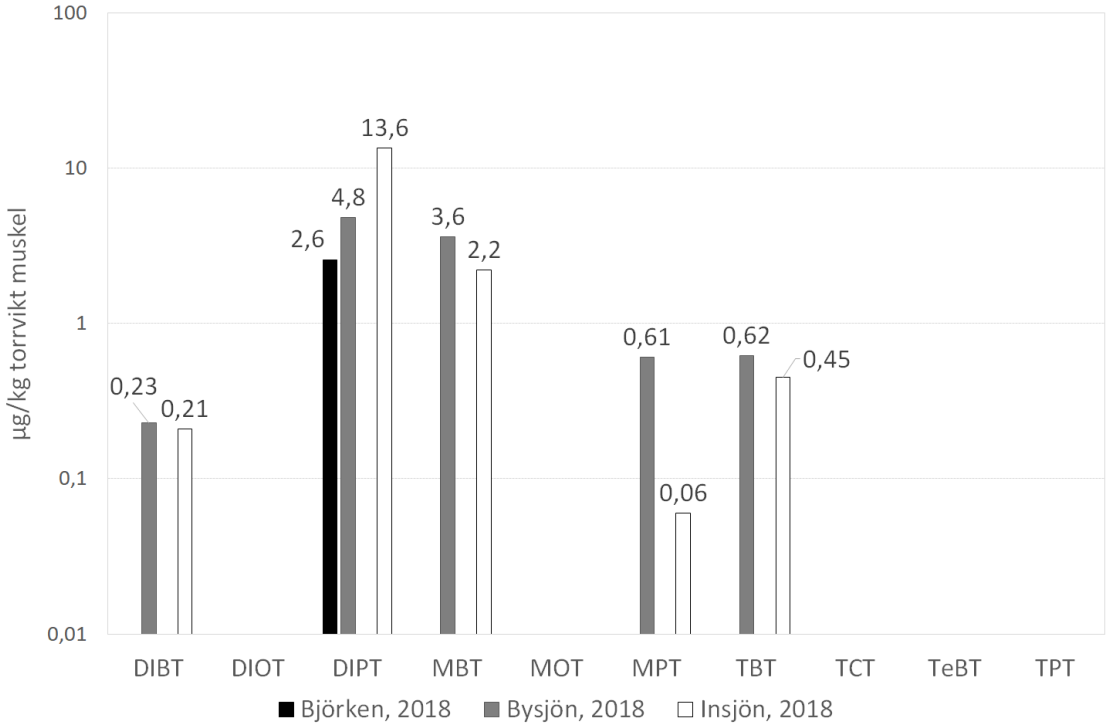
Länsstyrelsen i Dalarnas län har dock beställt analyser från abborrmuskel i fyra sjöar under två provomgångar (X-358 och X-376).

Difentyltenn (DIPT) har högst halter. Allra högst var den i Insjön (13,6 µg/kg torrvikt muskel), men även dibutyltenn (DIBT), monobutyltenn (MBT), monofenyltenn (MFT) och tributyltenn (TBT) gick att påvisa i sjöarnas fiskar (Figur 20). I Grytnäsån låg alla halter under rapporteringsgränsen och visas därför ej i figuren.

IVL har analyserat båda omgångar. Resultaten är rapporterade per torrvikt det ena året och per våtvikt det andra. Våtvikt och torrvikt finns rapporterat i resultatfilerna, så det gick att omvandla till enhetliga resultat. (IVL har vägt in cirka 5 g våtvikt och torrvikten var runt 1 g, så torrvikten var 16–20 % av våtvikten i de fyra proven).

Rapporteringsgräns finns endast för prover i omgång X-358, och den låg på 0,09–0,13 µg/kg torrvikt fiskmuskel, exempelvis 0,09 µg/kg torrvikt för TBT.

I förra utvärderingen noterade Johansson et al (2021) att det inom den nationella miljöövervakningen vanligen mest analyseras tennorganiska ämnen i levervävnad. Vi konstaterar att många tennorganiska ämnen låg under sina rapporteringsgränser i muskelproven från denna GDP-omgång. Inom nuvarande nationell övervakning av miljögifter i fisk ingår inte tennorganiska föreningar.

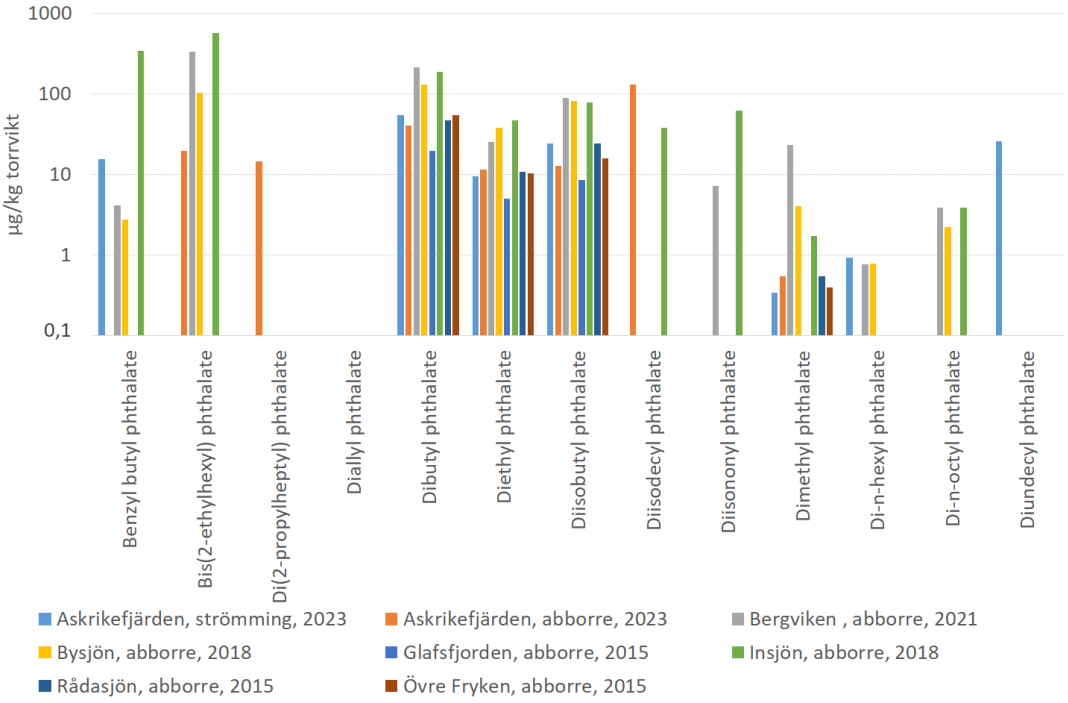


Figur 20 Tennorganiska föreningar i abborrmuskel (µg/kg torrvikt). Värden som inte visas ligger under rapporteringsgränsen, se text. Observera logskalan.

Ftalater

Inom GDP-omgången finns åtta prov som analyserats med avseende på 13 ftalater. Proven är tagna på muskel från abborre och strömming. 124 haltbestämningar är alltså gjorda, och 51 av dessa låg över rapporteringsgränsen (och/eller detektionsgränsen). Rapporteringsgränsen var ganska olika för olika ämnen, men skilde sig inte mycket inom ett prov.

Abborre från Insjön uppvisade högst halter av flera ftalater, även Askrikefjärden hade högst halt av en ftalat (diisodecylftalat), liksom Bergviken (dibutylftalat, Figur 21). Det finns inga gränsvärden för ftalater i fisk (Tabell 10, Tabell 11).



Figur 21 Ftalater i muskel av abborre och strömming (µg/kg torrvikt). Värden som inte visas ligger under rapporteringsränsen, se text. Observera logskalan.

Fett i extrakt

Umeå universitet bestämmer fetthalt i muskelproven i samband med kemisk analys av dioxiner och dixoinlika PCB. Parametern kallas FPRCU i resultatfilerna. Fiskmuskelns våtvikt vägs in, extraheras, och industningsresten vägs som fett (lipid). Kvoten blir underlag för fettprocent som alltså speglar vikt fett per våtvikt muskel (Figur 22).

Även Livsmedelsverket bestämmer fetthalt på samma vis, i samband med PCB-analys och även deras PBDE-analys. Dessa aggregeras till parameternamnet FPRC i resultatfilerna. Diskussion pågår (på NRM) om de istället ska ges olika namn. Fetthalten från PCB-analysen ger liknande halter som från dioxinanalysen, möjligen något högre (Figur 23).

Abborrarnas fetthalt ligger mestadels under 0,5 %, medan strömmingen har högre halter. Högst fetthalt (4,7–6,4 %) hade abborrar från Askrikefjärden (Figur 22 och Figur 23), en fjärd som alltså ligger i Stockholms inre skärgård (Tabell 4).

Att vi ser så tydligt högre fetthalt i Askrikefjärdens strömming än i den från Seskaröfjärden (Norrbottens län) är i linje med andra observationer. Till exempel rapporterar Rajasita et al 2018 att medellipdhalten i strömming från Norra Östersjön (Sydvästra finska skärgården och Bottenhavet) har minskat från 5–6 % ner till 1,5 % under perioden 1987–2014. De menar att klimatrelaterade förändringar, exempelvis vattnets

salthalt, påverkar näringsvävens energiflöde och slutligen ger magrare strömmingar. Rajasita et al använder en liknande typ av lipidanalys (vägning av industningsrest från sex timmars Soxhletextraktion av muskel i dietyleter), så deras absoluta tal för lipidprocent är ganska jämförbara med Umeå Universitets och Livsmedelsverkets.

Karlsson och Jonsson (2025) har också mätt fetthalt i strömming från Vaxholm, alltså inom detta GDP:s provplats Askrikefjärden, och medelvärdet var 4 % (31 individer, fångade 2024-05-25, vikt och längd, liknande GDP:ts). Fetthalten bestämdes av ALS Prag, och troligen med samma vågmetod som Umeå universitet och Livsmedelsverket använder.

Inom vattenförvaltningen tillmäts fiskens fetthalt en mycket stor betydelse för förekomsten av fettlösliga föroreningar (Havs- och vattenmyndigheten, 2016), och vi gör en omräkning till 5 % fetthalt (se till exempel kapitlet om bromerade ämnen).

För strömmingen från Askrikefjärden ger denna omräkning en justering av halten med en faktor 0,78–1,25 (kvoter av 5/6,4 samt 5/4,7), alltså sänkning eller höjning, beroende på vilket laboratorium som bestämt fetthalten. För samma art, strömming, men från Norrbotten (med 2–3 %, fett) blir justeringen till 5 % fett konsekvent en höjning, exempelvis med en faktor 1,6 för Seskaröfjärden 2019 med Livsmedelsverkets fettprocent.

För abborrarna vars fetthalt ligger under 0,5 % blir justeringen till 5 % mycket stor, uppåt en faktor 10 (kvoten av 5/0,5).

Man bör kanske inom vattenförvaltningen reflektera kring hur välmotiverat det är att ge fetthalten så stark betydelse i jämförelsen med gränsvärden. En svag punkt är uppenbarligen att fetthaltsbestämningen varierar avsevärt mellan laboratorier (extraktionsmetoder), vilket redan Johansson et al (2021) konstaterade med ett ringtest.

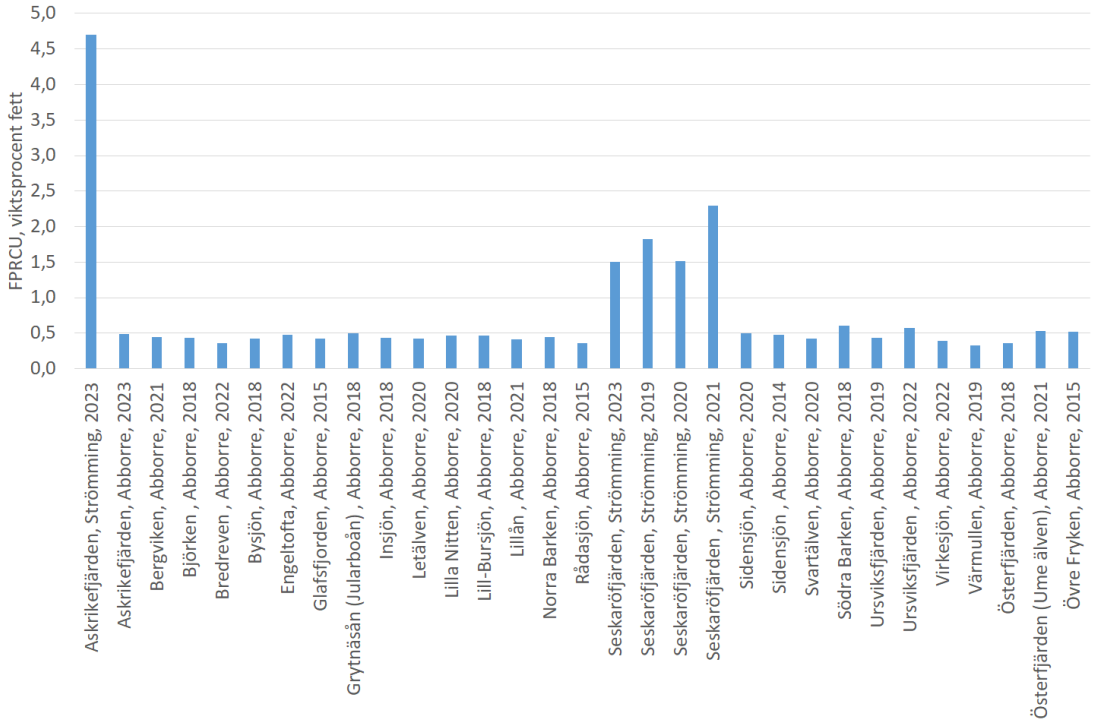
Just valet av 5 % är också ”svårspårat”. Vi hittar EU (2014) som motiverar 5 % med ytterligare ett CIS-vägledningsdokument (CIS 27), men det framgår ingen motivering där heller.

Man kan också fundera på hur bra 5 %-justeringen fungerar med saluföringsgränsvärdena i EU 2023/915. Där står att förordningens fettbaserade gränsvärden inte gäller livsmedel som innehåller mindre än 2 % fett. Abborre är möjligen exempel på det.

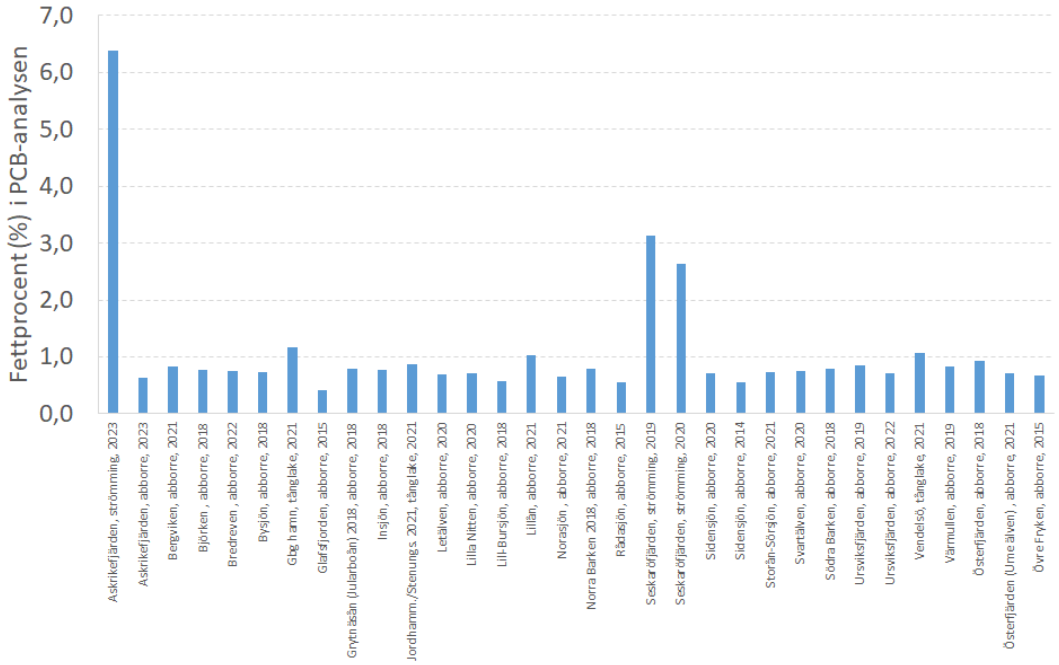
Havs- och vattenmyndigheten (2016) resonerar om att PFOS binder starkt till proteinrika vävnader, som levern. Detta visar sig genom högre halter när dessa uttrycks per torrvikt (eller våtvikt). Vi kan notera att nya läroböcker i organisk miljökemi redogör för nyare modeller. Dessa beaktar en biologisk vävnads sammansättning av flera byggstenar (kolhydrater, protein, lipid, annat inklusive cellulosa). Och att alla dessa

byggstenar påverkar vävnadens bindningskapacitet, olika för olika miljögifter (Schwarzenbach et al., 2015). Modellerna beaktar alltså hur olika typer av miljögifter interagerar med vävnaden, och PFOS attraktion till protein blir ett av flera specialfall.

Att uppskatta en vävnads kapacitet att binda ett miljögift, baserat på så många parametrar – kolhydrat, protein, lipid, cellulosa och fler – är förstås en mer komplex ansats än att enbart beakta vävnadens fettinnehåll. Men kanske börjar modellerna bli användbara, och kan beaktas även i miljöövervakningen. Om inte under kommande programperiod 2027, så kanske om ytterligare 6 år. På motsvarande sätt som vi idag mäter en vävnads lipidhalt, för att justera och normalisera torrviktshalter mellan prov, så skulle man alltså behöva mer kringdata på provets innehåll av kolhydrat, protein, lipid och cellulosa.



Figur 22 Umeå Universitets bestämning av fetthalt (FPRC) i muskel av strömming och abborre.



Figur 23 Livsmedelsverkets bestämning av fetthalt (FPRC) vid analys av PCB i muskel av abborre och strömming

Trender i datan med tid, plats, ålder

Vi har inte undersökt datan bakom denna rapport med avseende på trender med tid (tidstrender över åren), fiskens ålder, geografiska läge etc. Det blir bättre att studera sådana trender när datan är inrapporterad till datavärden, och uttag på fler prov och längre tidsperioder kan studeras. Under 2026 bör man hos datavärden kunna hämta ut GDP-data från startåret 2013 (oklart om äldre provbankade fiskar ingått) till senaste analysomgången där prov tagna 2024 finns med. Detsamma gäller studier av korrelationer mellan miljögiftshalt och fetthalt, morfometri, ålder.

Angående PFAS fann nyligen Waldentoft et al., (2024) att det inte gick att påvisa något samband mellan PFAS 4 och abborrars vikt (42–1300 g) i 712 fiskar som provtagits åren 2021–2023 inom Stockholms miljöförvaltnings regi. Rapporteringsgränsen för PFOS var liknande som inom GDP:t. Det skulle vara svårt att utvärdera GDP-datan på samma vis, eftersom vi samlar en bestämd storleksklass (15–20 cm, cirka50 g abborrar).

Har data levererats till datavärd?

Ett fåtal data inom perioden 2021–2026 finns inrapporterad till datavärden, men exempelvis Västra Götaland har rapporterat in datan om tånglakar.

Länens dispositionsrätt (Länsstyrelsen Örebro, dnr 8792-2024) för medel om miljöövervakning (anslag 1:2, anslagspost 8) innehåller krav på att länen ska skicka sin insamlade data till aktuell datavärd i enlighet med det 6-åriga regionala miljöövervakningsprogrammet för länet.

I nuvarande överenskommelser om samarbete (Tabell 1) framgår det att länen själva ska rapportera in datan. Det kan dock vara värt att fundera på om det nya inrapporteringsverktyget, eller andra metoder ska överenskommas för den kommande perioden 2027–2032.

Under tidigare perioder har det förekommit särskilda insatser med inrapporteringen. Exempelvis har personal från SMED i punktinsatser hjälpt länsstyrelser att rapportera in data (Naturvårdsverket, 2024).

Frågan om storleksnormering innan jämförelse med gränsvärden

Ett förfarande med storleksnormering avseende eventuellt samband mellan halter av ett visst ämne och mått på storlek (längd, vikt) har inte varit aktuellt vid utvärderingen av detta GDP eftersom det i flertalet prov saknas haltdata från enskilda individer. Vi kan därför inte uttala oss om storleksnormering utifrån de data som GDP genererat.

Ett förfarande med storleksnormering kan annars vara av intresse för de fall det finns individuella analyser, men vi har ofta samlingsprover bestående av individer av varierande storlek. Längdintervallet 15–20 cm för abborre överlappar med det åldersintervall när fisken övergår från planktivor till piscivor/bentivor diet och ger därför sannolikt onödig spridning i fråga om halter, i synnerhet om vi vill följa trender över tid. Ett normeringsförfarande är i sig behäftat med en viss osäkerhet som spär på den befintliga osäkerheten. Ett exempel på förfarande i vetenskapliga sammanhang är att normera halten av kvicksilver i abborre eller någon annan art till att motsvara halten i en gädda som väger 1 kg (vilket historiskt använts som en standardmatris) innan jämförelse med gränsvärde (Sundbom et al., 2007).

Vidare finns inga vägledningsdokument framtagna inom vatten-förvaltningen i syfte att ange en ”standardmatris” för biota. Allt normeringsförfarande innebär dock en ökad osäkerhet av haltbestämningen. Den enda standardmatris vi har att tillgå idag är de

längdintervall per art som framgår av HaV:s vägledningsdokument (alltså Naturvårdsverket, 2021 a, b).

Vägledningens storleksurval för provtagning avseende abborre är problematiskt i fråga om att resultera i oönskat stor variation på haltbestämningar, men ger ändå en mer definierad utgångspunkt än bara ”biota”. HVMFS 2019:25 anger gränsvärden, men vägledningar för urval, storlekshantering, etc. skulle behövas för tillämpningen. På sikt vore det önskvärt med en vägledning som anger vilka storlekar som är lämpligast för arten i fråga vid uppföljning av trender och vilka storlekar/åldersspann som är lämpligast för arten i fråga om statusbedömningar.

För ämnen utan tydliga samband mellan storlek och halt i muskel (till exempel PFOS), är det inte kritiskt, men för de ämnen som har höga bioackumulationsfaktorer och som biomagnifieras i näringsväven (till exempel Hg, PCB) är det önskvärt med antingen en mer exakt avgränsning av storleksurvalet per art eller ett normeringsförfarande i likhet med det som tillämpats för kvicksilver i insjöfisk (alltså Sundbom et al., 2007).

Det finns även en nord–sydlig gradient i fråga om samband mellan ålder och storlek, det vill säga att tillväxten blir långsammare med ökande latitud. Denna kan också behöva beaktas vid jämförelser mellan olika vatten inom GDP:t.

Har vi lärt oss något av tidigare utvärdering av delprogrammet?

Lipidhalt, fettprocent

Det är väl känt att fetthaltsbestämningen påverkas av analysmetoden, och i förra GDP-utvärderingsrapporten undersöktes detta med ett ringtest (Johansson et al., 2021), och skillnaderna var stora.

Soerensen & Faxneld (2020) för en diskussion om extraktionsmetodens inverkan på fetthalten, och rekommenderar att bestämningen från ITM (nuvarande ACES) ska användas. Det gällde då sannolikt bekämpnings-medel och denna analys görs sedan en tid av SLV.

Lipider är kemiskt sett minst fem olika ämnesgrupper – fetter (triglycerider), fosfolipider, steroider, vaxer och pigment. Alla dessa ämnesgrupper innehåller starkt hydrofoba molekyldelar. Haltbestämningen av lipider inom miljöövervakningen görs med en mycket grov analysmetod, där man helt enkelt väger industningsresten av det lösningsmedel som extraherat fiskprovet. Lipidhalten bestäms därefter som vikt industningsrest delat med vikt (vått) vävnadsprov.

Metoden bygger på att att lösningsmedlet är opolärt, alltså hydrofob och löser ut likadana ämnen (”lipider”) ur vävnaden.

Inom delprogrammet utför minst två olika laboratorier fetthaltsbestämning, beroende på vilka omgångar (Tabell 3) man tittar på. Umeå rapporterar FPRCU och Livsmedelsverket rapporterar FPRC (två bestämningar - en från PCB-analysen, och en från bromföreningsanalyser). Enligt vägledningen (Naturvårdsverket, 2021) ska fetthalten som fås vid PCB-analys användas. Så är det inte alltid gjort genom åren, utan FPRCU har nog vanligen använts för dioxindatan. Riktlinjer om vilken fetthalt som ska användas för vilket kemiskt ämne, kan behöva uppdateras.

En förbättringsmöjlighet kan vara att önska två separata miljödatakoder för dessa analyser. I nuläget kan det gömma sig olika extraktionsmetoder bakom samma parameternamn (FPRC).

Frågan om hur fetthalt från flera olika lab ska hanteras, finns nedskriven i riktlinjer för kommande period inom delprogrammet (Arbetsgruppen revidering riktlinje, 2026). Vi vet också att Naturhistoriska riksmuseet funderar på en lösning för den nationella miljöövervakningen – antingen att hålla isär fettdatan från olika laboratorier och kemianalyser (PCB, PBDE, dioxin), eller att skapa något slags medelvärde från alla bestämningar.

Under arbetet med sammanställningen av databasen för delprogramsomgången (kapitel ”Dataflöden con inrapportering”) noterade vi att det för FPRC ganska ofta finns två olika värden, och de kommer från Livsmedelsverkets olika analyser (PBDE respektive PCB). De har två olika extraktionsmetoder, och de gör fettbestämning i varje.

Vi konkretiserar med ett exempel från ett prov från Bysjön (NRM’s sample code C2018/04986-04995). Detta har dubblettdata på FPRC_%.

Resultatfil från SLV	Värde	FPRC
GDP X-358 PBDEer_SLV.xlsx	0,84	0,84
GDP X-358 PCBer_SLV.xlsx	0,73	0,84

De sanna värdena från resultatfilen är alltså olika, men eftersom parameternamnet är samma, riskerar de att hamna som endast ett. Vi ska lyfta detta med datavärden.

Bidrag till miljökvalitetsmålen

Det finns 16 svenska miljökvalitetsmål[20] och vi bedömer att delprogrammet bidrar till underlag för bedömning av tre av dessa:

- Giftfri miljö, preciseringarna ”användningen av särskilt farliga ämnen”, ”oavsiktligt bildade ämnen med farliga egenskaper”, ”förorenade områden”.
- Levande sjöar och vattendrag, preciseringen ”god ekologisk och kemiskt status”.
- Hav i balans samt levande kust och skärgård, preciseringen ”god ekologisk och kemiskt status”.

Framåtblick

Hur kan val av övervakningsplatser bidra till kontrollerande respektive operativa övervakningsprogram?

Vattendirektivet anger att medlemsstaterna ska bedriva två huvudtyper av miljöövervakning i ytvatten – en kontrollerande övervakning och en operativ (EG, 2000, bilaga V, stycke 1.3). Som vi förklarar nedan inverkar detta på valet av övervakningsplatser och därför reflekterar vi här kring hur GDP-deltagarnas val av dessa kan bidra till kontrollerande respektive operativa övervakningsprogram[21].

Vår tolkning av direktivstextens beskrivning av operativ- och kontrollerande övervakning kokar ner till att:

- ***Operativ övervakning*** syftar till att fastställa status och åtgärdsbehov i lokaler med känd omfattande lokal påverkan och därefter med erforderlig frekvens följa upp effekter av genomförda åtgärder av kända påverkanskällor. Övervakningen fokuserar på de miljögifter (ämnen/parametrar) som ger betydande lokal påverkan och ska ske med en sådan frekvens att det är möjligt att följa haltförändring över tid, innan och efter åtgärder. Den operativa

[20] Det finns 16 miljökvalitetsmål, https://www.sverigesmiljomal.se/.
[21] Projektet ”Full koll på våra vatten” pågår och har som syfte att hitta strategier för att uppfylla direktivskraven, bland annat för frågan om hur stationer ska väljas. https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/full-koll-pa-vara-vatten.html

övervakningen ska i första hand finansieras av den eller de verksamheter som bidragit till påverkan.

- ***Kontrollerande övervakning*** syftar till att följa upp områden som är representativa för storskalig påverkan, eller områden utan känd lokal påverkan. Målet är främst att följa trenderna i dessa områden för ett brett urval av miljögifter. Den kontrollerande övervakningen utförs i regel i nationell eller regional regi.

Baserat på sammanställningen i Tabell 4 bedömer vi att de ingående stationerna i detta GDP hittills har haft varierande syften hos de deltagande länsstyrelserna.

Vad man kan utläsa är att det i de flesta fall sker övervakning i lokaler som ger utrymme för både kontrollerande och operativ övervakning, men som i nuläget har tydligare prägel av kontrollerande övervakning.

I några fall (exempelvis Björken, Grytnäsån) har övervakningen mer drag av operativ karaktär, eller ger åtminstone utrymme för framtida effektuppföljning av åtgärder i närområdet. I många andra fall sker övervakningen i lokaler som representerar större avrinningsområden med eller utan lokal påverkan och med syfte att följa trender över tiden, vilket innebär att de redan är inriktade på kontrollerande övervakning (exempelvis Sidensjön, Askrikefjärden).

Många, kanske flertalet av övervakningsstationerna (Tabell 4), har redan i nuläget prägel av kontrollerande övervakning, med eller utan lokala påverkanskällor. Om det finns åtgärdsbehov mot kända lokala källor till bioackumulerande[22] miljögifter kan en sådan kontrollerande övervakningsstation ställas om till en operativ genom smalare urval av påverkansämnen för att få bättre underlag till fastställande av status och åtgärdsbehov. Eventuellt kan omställningen kombineras med ökad provtagningsfrekvens och fortsatt effektuppföljning efter genomförda åtgärder.

Avseende urvalet av miljögifter att undersöka i de olika stationerna, noteras att den tillkommande parametern summa PFAS 25 som implementeras senast i december 2027 (gränsvärde 0,077 µg PFOA-ekvivalenter/kg våtvikt) sannolikt blir en överallt överskridande parameter (Figur 12) som därför bör ingå i kontrollerande övervakning (storskalig påverkan).

[22] Här endast i betydelsen de vi kan förvänta oss att påträffa i analyserbara halter i fisk.

Hur samordnar vi nationell och regional miljöövervakning?

För att samordna den kontrollerande miljöövervakningen inom vårt regionala GDP med den nationella miljöövervakningen finns ett antal grundläggande förutsättningar. Det måste finns jämförbarhet ifråga om:

- urval av prioriterade ämnen
- analyspaket
- urval av laboratorier
- metodik för urval av fisk
- provtagningsfrekvens.

Det viktigaste torde vara att vi använder samma metodik det vill säga samma övervakningsmanual. Vi behöver ett långsiktigt och strategiskt tänk vad gäller val av stationer, ämnen och frekvens.

Frekvens är olika beroende på syfte, men övervakning kan anses vara samordnad även om det är olika frekvens, till exempel trendövervakning med hög frekvens och omdrev med lägre frekvens.

Vi behöver nödvändigtvis inte använda samma laboratorier för att övervakningen ska anses vara samordnad. Det underlättar såklart jämförelsen av data mellan stationer om vi använder samma laboratorier. Men laboratorier som finns i ramavtalet bör också kunna användas, förutsatt att de uppfyller kvalitetskrav. Det är förstås av stor vikt att den som beställer prov, har koll på att laboratoriet har tillräckligt låga rapporteringsgränser för att kunna bedöma status och trender i provområdet.

Vid trendövervakning är det förstås bra att undvika byte av laboratorier.

Arbetet inom Full koll kommer ge förslag på program för kontrollerande övervakning. Inom nationell miljöövervakning kommer HaV att fokusera på de vattenförekomster som väljs ut i Full koll-programmet. När det gäller fisk fokuserar HaV på att utöka övervakningen i betydande/stora sjöar (det finns tydliga krav på övervakning i dessa). GDP-deltagarna behöver göra en analys av var vi ska prioritera ytterligare övervakning. Analysen bör beakta den nationella miljöövervakningen och även den samordnade recipientkontrollen (SRK). I ett urval av kustvatten kommer HaV att lägga till miljögiftsanalyser i fisk.

Ett förslag från Havs- och vattenmyndigheten på samordning mellan nationell och regional miljöövervakning, är att länsstyrelserna hjälper till med fiskinsamling i provplatser som bedöms mest angelägna inom delprogrammet och att de bekostar analyserna. Förslaget är att:

1. Länsstyrelser och Havs- och vattenmyndigheten: bestämmer vilka vattenförekomster som ska övervakas.
2. Länsstyrelser samlar in fisk och skickar till Naturhistoriska riksmuseet (för trendövervakning) eller analyslaboratorier enligt ramavtal.
3. Havs- och vattenmyndigheten beställer kemiska analyser från "NMÖ-labb". Länsstyrelserna beställer från kommersiella laboratorier.
4. Gemensam kvalitetssäkring och utvärdering görs av Naturhistoriska riksmuseet för de prover som skickats dit.
5. Data levereras årligen till datavärd.

Delprogrammet kan bidra med regional förtätning och inkludera punktkällepåverkade områden om den nationella övervakningen fortsatt fokuserar på ett rikstäckande urval med tyngdpunkten på lokalt opåverkade områden, men då tillkommer ett behov av ett bredare ämnesurval av i synnerhet Vattendirektivets prioriterade ämnen i de stationer inom delprogrammet som bör ingå i ett kontrollerande övervakningsprogram.

Detta kommer sannolikt att kräva en optimering av nuvarande delprogram, sett till antal stationer, eftersom ett utökat antal miljögifter (ämnen och parametrar) innebär ökande kostnader som behöver finansieras av Havs- och vattenmyndigheten. Ett ökat antal miljögifter jämfört med nuläget kan innebära att delprogrammet behöver minska det nuvarande antalet stationer för att kunna finansieras långsiktigt.

En fullständig implementering av vattenförvaltningens krav på miljöövervakning kräver ett kontrollerande övervakningsprogram som visar på miljötillståndet och trender för haltutveckling i svenska ytvatten. Den nationella miljöövervakningen har tidigare fokuserat på förhållandevis opåverkade vattenmiljöer. Under senare år görs satsningar på att inkludera även mer påverkade vattenmiljöer, framförallt i betydande/stora sjöar. Inom handlingsplanen Full koll pågår ett myndighetsgemensamt arbete för att får en bättre bild av miljötillståndet i svenska vattenmiljöer.

En fullständig implementering av vattenförvaltningens krav på miljöövervakning innebär dessutom krav på mer tidsseriedata från påverkade vattenförekomster, förslagsvis från befintliga övervakningsstationer inom regional miljöövervakning och samordnade recipientkontrollprogram. Dessa kan också ingå i kontrollerande övervakningsprogram. Om status för ett eller fler ämnen fastställs till sämre än god bidrar de även till operativa övervakningsprogram.

Anpassning av GDP till vattenförvaltningens krav på kontrollerande övervakning

En fråga som kommit upp under programperioden är huruvida delprogrammet bör fokusera renodlat på **kontrollerande** (trend) övervakning i fisk enligt vattenförvaltningens krav, och därmed släppa fokus på **operativ** övervakning helt i och med att detta bör utföras av verksamhetsutövare.

I nuvarande rapport har vi noterat att det knappast finns renodlad operativ miljöövervakning vid någon av delprogrammets stationer. Det är alltid en blandning av kontrollerande och operativ övervakning.

Snarare borde vi därmed kanske fundera på hur vi kan anpassa den befintliga kontrollerande övervakningen inom delprogrammet till vattenförvaltningens krav på kontrollerande övervakning av prioriterade ämnen.

Där delprogrammet hittills identifierat sämre än god status, eller om det motiverats av påverkansanalys, kan operativ övervakning behöva initieras och bekostas av andra parter. Vi föreslår att denna operativa övervakning med fördel kan bedrivas parallellt och med fokus på de ämnen som släpps ut inklusive särskilda förorenande ämnen. Ett problem är förstås att PCB räknas som särskilda förorenande ämnen, men att det samtidigt fortfarande kan vara av intresse att ha koll på dessa ämnen i större skala. Dioxiner och dioxinlika PCB är dock på priolistan.

Vilka laboratorier ska användas? Kan vi nyttja ramavtalet för att göra övervakningen mer kostnadseffektiv?

Vissa länsstyrelser deltar i delprogrammet men anlitar inte de gemensamma laboratorierna. Det finns olika motiv till det, exempelvis att det är för dyrt med provberedningen på Naturhistoriska riksmuseet eller att de kemiska analyserna är för dyra.

I överenskommelsen mellan de deltagande länen och samordnande länsstyrelsen, framgår att det är tillåtet att anlita ramavtal. Det har dock inte använts så ofta av länen.

Ett nytt ramavtal med kommersiella laboratorier finns sedan december 2025. Ramavtalet omfattar 14 analyspaket för biotaprover där fyra kommersiella laboratorier har lämnat anbud. Inom delprogrammet bör en utvärdering göras av hur stora skillnader det är i pris och

kvantifieringsgränser hos de kommersiella laboratorierna jämfört med de som används inom nationell miljöövervakning och av de flesta län inom delprogrammet. Det vore önskvärt med ett ringtest mellan laboratorierna för att avgöra om man kan använda analysresultat från olika laboratorier och förvänta sig pålitliga trender. Om olika laboratorier anlitas för analyser av miljögifter och fettvikt kan åtminstone en del av skillnaden i mätresultat bero på att olika laboratorier har använts (Johansson et al., 2021).

En fördel med att anlita kommersiella laboratorier är att de oftast har ett lägre pris och en snabb leveranstid. Om de har tillräckligt låga kvantifieringsgränser kan data användas för att bedöma status och åtgärdsbehov.

En fördel med att anlita samma laboratorier som inom den nationella miljöövervakningen är att det underlättar tidsserieanalyser och jämförelse med mätdata från lokalt opåverkade vattenmiljöer. Analyser som utförs av universitet och myndighetslaboratorier har ofta en lägre kvantifieringsgräns än de kommersiella.

Vilka ämnen bör övervakas för att tillmötesgå krav i vatten- och havsmiljöförvaltning?

Föreskriften från Havs- och vattenmyndigheten, HVMFS 2019:25 uppdateras fortlöpande, och den bör förstås ständigt beaktas. Prioämnesdirektivet har nyligen uppdaterats med flera ämnen, och det kan leda till en uppdatering av HaV:s föreskrift.

PFAS 25 kommer kräva lägre rapporteringsgränser

Havs- och vattenmyndigheten remitterade under 2024 ett förslag om en ny bedömningsgrund för PFAS i kategorin särskilda förorenande ämnen[23]. Bedömningsgrunden skulle gälla halt i fisk för PFAS 4 och avsåg summan av PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS. Dessa ämnen mäts redan inom vårt delprogram, så det medför ingen förändring.

Havs- och vattenmyndighetens förslag till bedömningsgrund, "quality standard" ("QSbiota, hh-food"), baseras på följande antaganden:

[23] Remiss gällande revidering av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten avseende bedömningsgrunder för PFAS - Remisser - Havs- och vattenmyndigheten

- Tolerabelt veckointag (TVI) för människa: 4,4 ng PFAS 4 per kg kroppsvikt och vecka (EFSA CONTAM Panel, 2020): 0,000629 µg/kg bw/d
- Människans exponering för PFAS kommer till 1/5 från fisk (”allokeringsfaktor”)
- Människans konsumtion av fisk är 1,64 g fisk per dag och kg mänska (Europeisk standard). Det motsvarar att en 70 kg människa äter cirka 115 g fiskmuskel per dag)

=> 0,2 × (0,000629 µg PFAS_4 /kg mänska/dag) / (0,00164 kg_vv_fiskmuskel/kg människa/dag)

=> 0,0077 µg PFAS_4 per kg våtvikt fiskmuskel.

EU:s nya bedömningsgrund kommer dock inte baseras på PFAS 4 utan på **PFAS 25** (EU, 2026). Dock behålls samma numeriska värde (0,077 µg/kg våtvikt), vilket alltså relaterar till tolerabelt veckointag, men halten av PFAS-ämnena ska först viktas för potensfaktor relativt PFOA (RPF), på liknande vis som för dioxiner. Bedömningsgrunden blir därmed **0,077 µg PFOA-ekvivalenter per kg våtvikt fisk**.

Den kommande bedömningsgrund för PFAS 25 på 0,077 µg PFOA-ekvivalenter per kg våtvikt fiskmuskel kan jämföras mot det nu (juni 2026) gällande EU-gemensamma för PFOS ("kemisk status", 9,1 µg/kg våtvikt fiskmuskel). Det nya gränsvärdet summa PFAS 25 blir således mer än en faktor 100 lägre än det nuvarande biotagränsvärdet för PFOS och kommer med högsta sannolikhet att innebära ett ”överallt” överskridande inom landet. Så är fallet med datan inom denna GDP-period (Figur 12). Och så ser även ut att bli fallet även i Stockholms län, där överskridanden råder med stor marginal även i vatten utan signifikant lokal påverkan (data visas ej, pågående arbete med uppdatering av databasen VISS2).

Eftersom fiskproven helt domineras av PFOS (Figur 12), och den relativa potensfaktorn för PFOS är 2 (EU 2026/805), så kommer PFOA-ekvivalenterna i proven dubblas redan på grund av PFOS-halten, och överskridandet av gränsvärdet för PFAS 25 blir ännu kraftigare i samtliga prov.

Vi noterar att SCHEER (2025) kritiserar gränsvärdet för att det enbart baseras på exponering av människa (QSbiota, hh, food = kvalitets-standard biota människa födointag). Sådana tester är på gång att tas fram enligt SCHEER. Men det kan inte höja gränsvärdet eftersom principen är att den känsligaste organismen styr.

Vi noterar också att våra krav på analysens rapporteringsgräns för det nya gränsvärdet kan behöva skärpas. Naturhistoriska riksmuseet väger in cirka 0,1 g fiskmuskel (eller lever) per individ, vilket blir 1.0–1,2 g för

samlingsproven på 10–12 individer. Sveriges Lantbruksuniversitet analyserar 0,5 g med avseende på PFAS (samma inom både delprogrammet och den nationella övervakningen). Rapporteringsgränsen i nuvarande analysmetod blir (med 0,5 g prov) ungefärligen:

PFOA 0,1 µg/kg våtvikt
PFOS 0,1 µg/kg våtvikt
PFNA 0,02 µg/kg våtvikt
PFHxS 0,02 µg/kg våtvikt

Rapporteringsgränsen varierar i olika prov, men konkreta exempel på LOQ i proven (PFOS, Figur 12) visar att det vanligen ligger över 0,077 µg/kg våtvikt, vilket alltså inte kommer räcka för att fastställa att halter underskrider gränsvärdet.

Samtliga LOQ är högre än det kommande gränsvärdet, alltså behöver Sveriges Lantbruksuniversitet sänka sitt LOQ för många analyter i PFAS 25. Kanske genom att NRM tar ut större prover (högre vikt provmatris att extrahera bör ge större mängd analyt att injicera i analysinstrumenten).

Metylkvicksilver mäts som totalkvicksilver

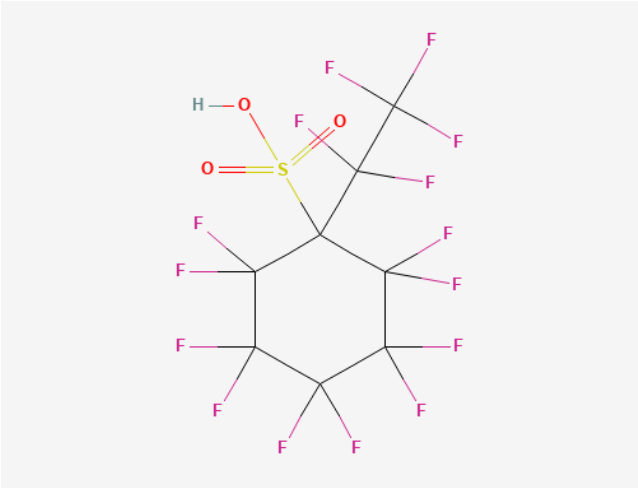
Inga län har inkluderat analyser av metylkvicksilver utöver totalkvicksilver trots att denna möjlighet erbjuds av Stockholms universitet. I princip allt kvicksilver som tas upp i fisk föreligger i organisk form eftersom metylkvicksilver har flera tiopotenser högre bioackumulationsfaktor. Vi noterar till exempel att Livsmedelsverket (2007) antar att 100 % av kvicksilver i fisk föreligger som metylkvicksilver. Samma antagande används av Efsa (2012) som i en sammanställning kommer fram till att metylkvicksilver vanligen utgör 80–100 % av totalkvicksilver, men även så lite som 10 % i vissa fiskarter. Gränsvärdet i HVMFS 2019:25 skiljer inte på kvicksilvrets förekomstform.

PFECHS hittas i storkonsumenter av insjöfisk

Helmfrid et al (2024) undersökte blodplasma från storkonsumenter av insjöfisk, och fann PFAS-ämnet perfluoretylcyklohexansulfonsyra (PFECHS, CAS 1135682-88-0, Figur 24) i medelhalter som översteg både PFDoDA och PDTrDA – ämnen som ingår i PFAS 21. De menar att PFECHS behöver övervakas i högre utsträckning än vad vi gör idag. Vi har inte med PFECHS i vårt delprogram.

I den retrospektiva studien av fisk i de stora sjöarna fann Faxneld och Soerensen (2025) PFECHS i röding från Vättern. De bedömer dock att halten går ned sedan cirka 1987, och nämner att ämnet slutade tillverkas samtidigt som PFOS vilket var 2002.

Havs- och vattenmyndigheten har möjlighet att lyfta ett sådant här ämne till bevakningslistan, vilket kan leda till att ämnet blir ett prioämne i framtiden. En rimlig ansats inom delprogrammet torde dock vara att hålla sig till PFAS 25.



Figur 24 Perfluoretylcyklohexansulfonsyra (PFECHS, CAS 1135682-88-0. Bilden är hämtad 2025-08-27 från https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/163145.

TFA, trifluorättiksyra

I det reviderade prioämnesdirektivet finns som nämnts ett gränsvärde för PFAS 25 i fisk. Detta inkluderar TFA. Vi bör alltså diskutera vilka PFAS som bör ingå i framtida delprogram.

Totalhalt per kloreringsgrad av dioxiner mäts redan men rapporteras inte

Länsstyrelsen i Dalarnas län har i några undersökningar bett laboratoriet (Umeå Universitet) att få ut även summahalt per homologgrupp för dioxiner och furaner. Dalarna har därefter använt dessa ”extra analysresultat” för resonemang om källspårning.

Det nuvarande standardpaket med 17 dioxiner och furaner, utgör endast en bråkdel av alla kongener som finns (210 olika). Att summera halten per kloreringsgrad och ämnesgrupp (dioxin, furan), är därmed ett enkelt sätt att får ut mer information om provets sammansättning av kongenerna, och har redan använts för frågeställningar om källspårning (Ishaq et al., 2009). Alla 210 kongener inkluderas inte eftersom summeringen endast avser tetra- till heptaklorerade kongener, men ett stort antal (stor massa) tillkommer. Laboratoriet bestämmer redan halten av dessa, eftersom analysinstrumenten registrerar masstal inom ett tidsfönster där alla kongener finns. Extrajobbet för laboratoriet att rapportera summahalten är alltså mycket liten.

Mikroplast blir för dyrt att mäta

Naturvårdsverket (2024b) konstaterade nyligen att fisk inte är en lämplig matris för att miljöövervaka mikroplast. Med dagens kunskap behöver ett minimum av cirka hundra fiskar per lokal och tillfälle analyseras (utifrån data från strömming, skarpsill och spigg i Egentliga Östersjön). Därmed bedömer de att fisk som provtagningsmatris inte är kostnadseffektivt för att ta fram data som kan användas för att utvärdera förändring över tid eller skillnader mellan områden.

Vår bedömning utifrån Naturvårdsverkets analys blir densamma, redan antalet fiskar som krävs skulle innebära en utmaning att samla in.

Ämnen vi kan sluta att mäta

Flertalet klorbensener, dock ej hexaklorbensen, ligger under rapporteringsgränsen (cirka 0,01 µg/kg våtvikt, Tabell 18). En sökning av all miljögiftsdata i Sverige (MIDAS) visar att endast 1 av 17 inrapporterade prov (nuvarande GDP-period inte inrapporterat i skrivande stund) har halter över rapporteringsgränsen. Man kan därmed fundera på om dessa ämnen kan strykas i fortsättningen. En reflektion om detta följer.

Det finns i nuläget heller inget gränsvärde för biota, utan endast för vatten (0,4 µg/l, triklorbensener som grupp, CAS # 12002-48-1, HVMFS 2019:25).

En bioackumulationsfaktor på cirka (0,01 µg/kg vv) / (0,4 µg/l) alltså 0,025 l/kg vv skulle räcka för att med nuvarande rapporteringsgräns i fisk kunna påvisa halter i vatten vid 0,4 µg/l. Betydligt högre värden för bioackumulation rapporteras i EQS-dossiern (EG, 2005). De baseras dock på äldre studier (från 1988, 1983) och omnämns som ”whole body”. Det kan tyda på att de avser bestämningar med radioaktivt inmärkt substans. Sådana äldre studier särskiljer inte alltid på ämnet och dess metaboliter. Möjligen ska man fundera på att mäta tänkbara metaboliter istället. Här behövs eftertanke kring huruvida effektdatan alls indikerar problem med humankonsumtion av matfisk, eller skador på fisken eller fiskpopulationen.

Inom den nationella övervakningen har man endast regelbundet mätt hexaklorbensen av alla klorbensener men från och med 2025 har dessa tagits bort på grund av att de, liksom andra klorerade pesticider som ingår i samman analyspaket, främst ligger under LOQ. Hexaklorbensen ligger dock över LOQ i NMÖ:s gäddor och rödingar. Men av ekonomiska skäl är dessa bortplockade, i alla fall för tillfället (NRM, personlig kommunikation, 14 april 2026).

Eftersom halterna inom vårt delprogram främst ligger under LOQ (hexaklorbensen undantaget) samt att det ej finns gränsvärde i biota föreslår vi att sluta mäta samtliga klorbensener.

Provtagningsfrekvens för fisken

HVMFS 2015:26, 17–19 § anger att kontrollerande övervakning bör genomföras minst en gång per sexårscykel (förvaltningscykeln är 6 år). Om vattenförekomstens status redan är god, och påverkansanalysen inte indikerar förändringar, kan man sänka frekvensen till var tredje förvaltningscykel.

De flesta ämnen vi övervakar i fisk är PBT-ämnen. För dessa gäller (§ 19) att de kan övervakas med en lägre övervakningsfrekvens och/eller på färre övervakningsstationer.

Mer specifik vägledning om frekvens för övervakning av miljögifter i fisk finns i Naturvårdsverkets manualer (NV, 2021 a, b).

Som riktlinje bör trendövervakning ske vart tredje år, såvida inte teknisk kunskap och expertutlåtande motiverar ett annat intervall[24].

I övrigt känner vi till en rapport om statistiska förhållanden inom miljöövervakning och vattenförvaltning (Von Brömssen, 2024). En reflektion kring den kan vara att den riktar sig mot mer datarika parametrar (till exempel pH, TOC), och att miljögiftsdata sällan har så stora dataset. En ny CIS-vägledning om övervakningsfrekvens finns nyligen publicerad (EU, 2025).

Konkreta förhållanden som länsstyrelser brottas med är till exempel:

- Våra provplatser är ofta valda för att möjliggöra analyser i påverkade områden, att ha som underlag i statusklassningen (operativ övervakning).
- För operativa övervakning blir återbesök (uppföljning över tid) främst aktuellt när åtgärder (sanering etc) börjar genomföras. Då är det verksamhetsutövare som ska finansiera övervakningen och inte RMÖ. Länsstyrelser bör samordna sig internt om detta (tillsynsenheter och miljöanalysenheter).
- Annan övervakning av tidstrender kan finnas, exempelvis trendsjöar.

Vi som skriver kan bara konstatera att vi kommer behöva diskutera dessa och liknande frågor inom RMÖ- och delprogramsarbetet. Länsstyrelserna ska skriva nya RMÖ-program under 2026, och de börjar gälla 2027.

[24] Vägledning om detta kommer komma från Havs- och vattenmyndigheten.

Behövs provbankning?

En kritik som ibland lyfts inom delprogrammet är att det är dyrt med Naturhistoriska riksmuseets provberedning. Det finns dock flera skäl till att fortsätta att anlita dem för provberedningen:

- Provbankning ingår i priset, alltså långtidsförvaring i välordnade frysrum.
- Retroaktiv undersökning av ämnesgrupper i historiska prover. Det medger att vi kan undersöka när en föroreningsproblematik uppstod eller åtgärdades.
- Ekonomisk planering kan underlättas, exempelvis att en länsstyrelse kan ha ont om pengar några år, och därför förvara fisken i provbanken tills finansiering ordnas.

I detta sammanhang kan man dock notera att i vissa mer operativa övervakningsstationer[25], kanske länen lika gärna vill skicka fisken via det länsstyrelsegemensamma ramavtalet för kemiska analystjänster. Då går fisken direkt till analyslaboratoriet, det vill säga utan att provbankas. Å andra sidan kan ju länen ha tillfälliga budgetbekymmer och därmed ändå vilja använda NRM:s frysrumsservice.

Alla deltagare i delprogrammet bör vara medvetna om att det är trångt i frysrummen hos Naturhistoriska riksmuseet (SVT, 2025), och enligt praxis kring avtalet vi undertecknar (NRM, 2023) så tillfaller fisken dem efter 5 år. Det står dem därmed fritt att slänga fisken efter denna tid.

Sannolikt finns hela fiskar och rester av dem kvar hos miljöprovbanken. Riksmuseets rutin är i dagsläget (januari 2026) att den fisk som skickas in inom länsstyrelsernas delprogram sparas i Miljöprovbanken. Vid provtagning tar de det som behövs för analyserna och sparar de fiskar som inte provtas. De sparar även det som blir kvar av den provtagna fisken, om de bedömer att det finns tillräckligt med material kvar för att det ska vara värt att spara.

Riksmuseet har ett utvecklingsprojekt för Miljöprovbankens där de gemensamt med Naturvårdsverket och HaV går igenom bland annat vad Miljöprovbanken primärt ska fokusera på att lagra. Det är möjligt att dagens rutiner kan komma att ändras. Riksmuseet jobbar också på att utveckla ett fungerande externt sökbart register på accessoarerna.

[25] Operativ övervakningsstation – se kapitlet ”hur kan val av övervakningsstationer bidra till kontrollerande respektive operativa övervakningsprogram”.

Dataflöden och inrapportering till datavärd

Resultatfilernas struktur

Laboratorierna rapporterar analysdata och relaterad information (LOD, mätosäkerhet med mera) i Excel-filer med formatet .xlsm. Filerna innehåller flertalet olika blad:

- analysis lab, adress
- general info
- results
- uncertainty
- LOQ
- LOD
- Date of analysis
- Sample weight
- Irregularities
- Your comments
- directions

På varje rad finns data för ett specifikt prov som identifieras och karaktäriseras med ett par beskrivande kolumner:

- NRM Acc. no
- NRM sample ID
- Sample code of analytical lab
- *species
- *samplingsite sample tissue

Somliga laboratorier inkluderar ytterligare kolumner med ID-koder för prover från vissa analysomgångar (till exempel kolumnen NRM samle Q-ID). Varje blad med analysdata (det vill säga bladen results, uncertainty, LOD och LOQ) presenterar data i brett format (”wide table”). Med andra ord finns informationen om vilken kategori cellvärdet tillhör i tabellhuvudets namn och inte i en annan cell på samma rad (långt format, long table).

Laboratoriernas utrapportering av data

Hittills har merparten av datan e-postats från kemilaboratorierna till oss (den samordnande länsstyrelsen) i resultatmallar (.xlsm-filer). Dessa har vi under åren samlat i ett flertal olika mappar på Sharepoint. Det som finns nu är för år 2019, 2021, 2022, 2023, 2024 och från varje kemilaboratorie Umeå, ACES, SLU, SLV, IVL), alltså cirka 25 filer.

Naturhistoriska riksmuseet tillhandahåller resultatfiler med biologidata (Tabell 19). I dessa finns bland annat vad de kallar fynddatum, vilket representerar provtagningsdatum för fisken. Riksmuseet får den datan direkt från länen när de levererar sina frysta fiskar till frysrummet.

Tabell 19. Filer från NRM med framför allt biologisk metadata.

Filnamn	Innehåll
Bilologdata 2024 års GDP.xlsx (provomgång X-385)	Accessionsnummer, art, fynddatum, fynddatum till, lokal, kön, ålder, totalvikt, totlängd, kroppslängd, levervikt, gonadvikt, repfas
Biologdata fisk GDP 2021.xlsx (provomgång X-358)	Accessionsnummer, art, lokal, latitud, longitud, fynddatum, kön, ålder från, ålder till, totalvikt, totlängd, kroppslängd, levervikt, repfas
Biologdata X-366 Lst GDP2022.xlsx	Accessionsnummer, art, lokal, fynddatum, kön, ålder, kroppsvikt, totlängd, kroppslängd, parasit (g), levervikt, gonadvikt, Prov ID:n
Biologdata X-376 Lst GDP2023.xlsx	
Prov-id_X-366_GDP 2022.xlsx	Lokal, art, projekt, accnr. (ett eller flera), vävnadstyp, analystyp, prov-id, kommentar
Prov-id_X-376.xlsx	

Naturhistoriskas inrapporteringsverktyg

Naturhistoriska riksmuseet har utvecklat ett verktyg för att sammanställa datan inom den nationella miljöövervakningen. Deras verktyg är skrivet i programmeringsspråket R. Kodens fokus ligger mest på att dra ut data från kemilaboratoriernas resultatmallar (.xlsm-filer). Sedan är det enligt dem relativt enkelt att konvertera till datavärdens format för inrapportering. Koden finns på https://github.com/NRM-MOC/MoCiS2, men är enligt programmeraren själv inte så väl dokumenterad.

Länsstyrelsens inrapporteringsverktyg

Länsstyrelsen i Hallands län har utvecklat ett inrapporteringsverktyg för kemiska analysdata till Sveriges Geologiska Undersöknings datavärdskap för grundvatten och miljögifter. Verktyget är byggt i Excel Power Query och används för att sammanställa och förbereda stora datamängder för inrapportering till datavärden[26]. Vi bedömde att det skulle vara relativt enkelt och resurseffektivt att anpassa verktyget till NRM:s datamängder. Detta bidrar också till att kompetens för denna typ av datahantering byggs upp inom länsstyrelsen. Vidare är länsstyrelserna bundna till vissa programvaror på grund av informations- och IT-säkerhetsaspekter vilket gör att programmering av skript i R inte är ett alternativ.

[26] Inrapporteringsverktyg DV Miljögifter & Grundvatten, en öppen arbetsgrupp på länsstyrelsens intranät.

Principen för Power Query verktyget är att fortlöpande samla rådatafiler samt upprätthålla och uppdatera ett antal stödfiler med metadata som nycklas mot resultatfilerna.

Tillvägagångsättet medför flera positiva aspekter till nytta för det gemensamma delprogrammet:

- Genom att använda det redan utvecklade verktyget för inrapportering av kemisk analysdata till SGU:s datavärdskap för miljögifter kan datamängderna från det gemensamma delprogrammet relativt enkelt förberedas för import till datavärdskapet.
- Genom att all data från delprogrammet samlas i en databas kan möjliga kvalitetsproblem i rådata identifieras och åtgärdas.
- Ett samlat underlag gör statistiska analyser och trendberäkningar enklare.
- All tillkommande data från framtida analyser läggs kan läggas till den befintliga databasen genom att deponera rådatafilerna i en mapp och köra om verktyget.
- Ett samlat register över alla analyser och metadata för provtagningarna tas fram och förvaltas fortlöpande vilket ger en bättre överblick av allt arbete inom delprogrammet.
- Relevanta miljödatakoder för alla analysdata förvaltas i ett register kopplat till databasen och kan enkelt uppdateras vid behov (exempelvis om registret för miljödatakoder (RMDK) ändras).

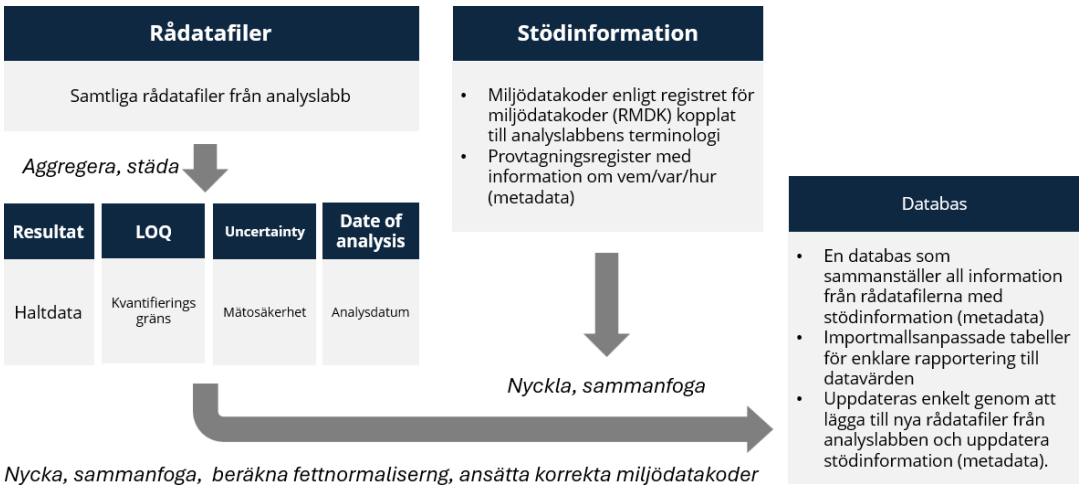
Power Query är en programmeringsapplikation inbyggd i Excel där datahantering stegvis spelas in, redigeras vid behov och sedan körs och uppdateras för att inkludera nya rådatafiler.

Exempel på vad stegen utför:

- Inläsning av all data ur alla rapportfiler till en gemensam fil.
- Sammanslagning och nyckling av alla individuella analysresultat på flera blad till en tabell.
- Borttagande av fel, dubbletter.
- Borttagande av mellanslag (som annars skapar falska dubbletter).
- Sammanslagning av analysdata och beskrivande metadata från stödfiler.
- Uträkning av lipidnormaliserade mätvärden.

Efter att Power Query-verktyget utvecklats och anpassats mot resultatfilernas format samlades all analysdata i en mapp och flera stödinformationfiler med metadata i en annan mapp. Inrapporteringsverktyg har sedan sammanställt datan till en

Exceldatabas (
Figur 25). Sammanställningen tar med samtliga relevanta kolumnfält i flikarna i samtliga analysresultatfiler, till exempel halter (värde), enhet, LOQ, LOD.



Figur 25 Dataflödet i Power Query. Flera steg (queries) tar fram en databas genom att aggregera, städa, separera, kombinera och nyckla rådata till relevant stödinformation (metadata). Vidare formateras data i ett format som accepteras av datavärden för miljögifter.

Den sammanslagna datan har vi sedan analyserat och utvärderat. Under utvärderingen uppmärksammade vi vissa fel i rådatat (dubbletter och felrapporterade värden) som kunde åtgärdas gentemot analyslaboratorium.

För att rapportera datan vidare in till datavärden (SGU) behövs korrekta miljödatakoder[27] (exempelvis för analyslaboratorierna, analysmetoder, och de ämnen som ska rapporteras) samt provplats-ID i Stations-registret[28]. Miljödatakoderna hämtade vi från NRM:s fil som de skapats för R-skriptet[29]. Den innehåller översättningstabeller (Tabell 20), som läses in i Power Query-verktyget (
Figur 25). En annan viktig stödfil är ett provtagningsregister med information om provtagningstillfällena (vem som utförde provfisket, koordinater och provtagningstid med mera).

[27] https://kodlistor.miljodatasamverkan.se/def/documentation
[28] https://stationsregister.miljodatasamverkan.se/
[29] NRM_codelist_R-scriptet_dwnload_2025-09-19.xlsx

Följande stödfiler användes för att nyckla in väsentliga och relevanta metadata till databasen:

- PARAMETRAR_NRM, laboratoriernas benämningar på analyserade parametrar och deras miljödatakoder baserat på registret för miljödatakoder.
- Provtagningsregister_NRM, samlad information om provtagningarna (vem, var och hur).
- Insamlingsdatum_GDP_21_24, information om insamlingsdatum (provtagningsdatum) som beställaren bifogar till NRM i samband med beställning av analyser.
- STÖDINFORMATION_LABB, information om vilka resultatfiler som kan kopplas till vilka laboratorier.

Tabell 20. Utdrag (dioxiner) ur NRM:s översättningstabell

NRM_PARAMETERKOD	PARAMETERNAMN	UNIK_PARAMETERKOD	ENHET
TCDD	2,3,7,8-Tetraklordibenso-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD)	CH07/215	pg.g-1.lv-1
PECDD	1,2,3,7,8-Pentaklordibenso-p-dioxin (1,2,3,7,8-PeCDD)	CH07/61	pg.g-1.lv-1
HXCDD1	1,2,3,4,7,8-Hexaklordibenso-p-dioxin (1,2,3,4,7,8-HxCDD)	CH07/33	pg.g-1.lv-1
HXCDD2	1,2,3,6,7,8-Hexaklordibenso-p-dioxin (1,2,3,6,7,8-HxCDD)	CH07/47	pg.g-1.lv-1
HXCDD3	1,2,3,7,8,9-Hexaklordibenso-p-dioxin (1,2,3,7,8,9-HxCDD)	CH07/53	pg.g-1.lv-1
HPCDD	1,2,3,4,6,7,8-Heptaklordibenso-p-dioxin (1,2,3,4,6,7,8-HpCDD)	CH07/23	pg.g-1.lv-1
OCDD	1,2,3,4,6,7,8,9-Oktaklordibenso-p-dioxin (1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD)	CH07/17	pg.g-1.lv-1

Förbättringsbehov

Nedan följer ett par förbättringsförslag rörande dataflöden, dataformat och inrapportering till datavärd. Det finns också allmänna och specifika förbättringsförslag i tidigare rapporter (SOU 2019, Naturvårdsverket 2024).

Dataflöde

Stavelsen ”datavärd” skrivs 447 gånger på 782 sidor i SOU 2019:22 om Sveriges miljöövervakning. Bland annat konstaterar utredningen att det är krångligt och tidskrävande att leverera data till datavärd, att det finns utvecklingsbehov, samt att användarvänligheten behöver öka.

Många beställare av data från det gemensamma delprogrammet har lyft utmaningen i att på ett tidseffektivt och enkelt sätt ombesörja inrapportering till datavärd. Om denna kunde lösas på ett samordnat sätt skulle mycket tid och resurser sparas.

Det finns minst två möjligheter att lösa denna utmaning. Ett alternativ är att anlita Naturhistoriska Riksmuseet för att fortlöpande sköta all inrapportering till datavärden (SGU miljögifter). Det andra alternativet är att projektledare/samordnare för det gemensamma delprogrammet ansvarar för inrapportering med hjälp länsstyrelsernas databas/inrapporteringsverktyg.

Oavsett lösning så behövs en tät samverkan mellan Naturhistoriska Riksmuseet, länsstyrelserna och analyslaboratorierna rörande de miljödatakoder som måste tas fram och förvaltas för alla analysparametrar. Samverkan behöver även ske tillsammans med Naturvårdsverket i egenskap av förvaltare av registret för miljödatakoder (RMDK) samt datavärden SGU.

Naturhistoriska riksmuseets mall

Det vore önskvärt om Naturhistoriska riksmuseets mall för utrapportering av data från de nationella kemilaboratorierna förenklades genom att minska antalet blad och i stället samla all relevant data för ett prov på en rad i långt format. Data för ett enskilt prov skulle därmed presenteras på en enda flik med information om LOQ, LOD, analysdatum med mera. Vårt databas/inrapporteringsverktyg samt Riksmuseets R-skript sköter aggregering av all data i bladens breda tabeller in i en tabell i långt format.

Vidare vore det bra om mer metadata för proven (provtagningsdatum) och annat fanns med i rådatafilerna. Informationen om provtagningsdatum mellanlagras idag i filer från NRM, i något olika format (ibland år, ibland åå-mm-dd).

Båda förslagen hanteras i nuläget i länsstyrelsernas och NRM:s skriptbaserade lösningar men för den enskilde beställaren av data skulle förståelsen för resultatfilerna öka.

Kvalitetssäkring

Vid genomgång av databasen upptäcktes ett par felaktiga data (dubbletter, fel data på fel rad) som troligtvis härrör från den mänskliga faktorn då laboratoriepersonal kopierar in analysdata i NRM:s mallar. Det vore önskvärt om laboratorierna ägnar ett extra steg innan utrapportering med att kvalitetssäkra inklippt data i mall.

Riktlinjer om detektionsgräns

I nuläget anger riktlinjerna från Vattenmyndigheterna (2025) att LOD och LOQ ska ses som samma gräns. Eftersom analyslaboratorierna levererar uppgifter om både rapporteringsgräns (LOQ) och detektionsgräns (LOD) så borde vi kunna beakta även LOD. För dataset med halter i nivån kring LOQ och LOD har detta förstås en viss inverkan på medelvärden och andra statistiska mått.

Fetthaltsjustering

Vi efterlyser en rapport eller forskningsstudie om lämpligheten med fetthaltsjusteringen inför jämförelser med gränsvärden. Rapporten kan analysera utfallet av metodiken vad gäller överskridande av gränsvärden, samt diskutera dess teoretiska fundament och jämföra mot kunskapsläget om bioackumulation.

En sådan utredning kunde också reflektera över betydelsen av vilken fetthalt som tillåts i de olika OECD-vägledningsdokumenten som används för toxtestning (bestämning av EC50, NOEC) och bioackumulering (OECD 305, OECD 203, 234, 210). Dessa vägledningsdokument har rekommenderade fetthalter för testorganismen (fisken).

Sammanfattning av rekommendationer för kommande programperiod

- Klargör i beskrivningen av delprogrammet att deltagarna får anlita kommersiella laboratorier. Detta har sedan flera år stått i överenskommelsen som länen tecknar med samordnaren, men få har beställt så.
- Behåll proceduren med skrivna överenskommelser mellan varje enskilt deltagande län och den samordnande Länsstyrelsen Stockholm. De klargör vem som gör vad, och att enhetschefer skrivit under på det.

- Uppmana alla laboratorier att inkludera provomgångskoden (t ex ”X-392”) i filnamn (resultat, mejl, avtal). Det ger ökad tydlighet i diarier och ekonomisystem.
- Vi bör förstås på kommande möten inom delprogrammet diskutera mer om finansieringen. Analyserna är dyra och budgeten för regional miljöövervakning ökar inte, trots inflation och medföljande uppräkning av kostnader.
- Besluta om och hur det nya inrapporteringsverktyget ska användas, eller andra metoder. Det är potentiellt mycket tidsbesparande för alla deltagare. Någon behöver vara ansvarig om inrapporteringen ska göras gemensamt, kanske delprogramssamordnaren, eller annan person. Frågan bör lyftas med Naturvårdsverkets användarråd för datavärdskap miljögifter.
- Vi ska med datavärden Sveriges Geologiska Undersökning lyfta frågan kring hur fetthaltsdatan lagras (som FPRC, FPRCU, FPRCU_pcb, PFPRC_pbde etc).
- Vi bör tänka till och varsko delprogrammets deltagare om att fethaltsbestämning ibland behövs för jämförelse med gränsvärden (exempelvis hexaklorbensen), men att analyspaketet för ämnet inte nödvändigtvis inkluderar fetthalt.
- Rapporteringsgränsen för PFAS-ämnen kan behöva sänkas för att möta det kommande nya gränsvärdet för PFOA-ekvivalenter och PFAS 25.
- Vi föreslår att sluta mäta klorbensener.

Referenser

Arbetsgrupp revidering riktlinjer 2026. Riktlinjer för revidering av regionala miljöövervakningsprogram 2027–2032. Arbetsgruppen för revidering av riktlinjerna. Diarienummer: Länsstyrelsen Stockholms län 502-51523-2025. (Nås via intern samarbetsyta Riktlinjer_RMÖ_202027-2032.pdf).

Assefa A, Tyslind M, Bignert A, Josefsson S, Wiberg K. 2019. Sources of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to Baltic Sea Herring. Chemosphere 218, 493–500.

Ericson G, Noaksson E, och Balk L. 1999. DNA adduct formation and persistence in liver and extrahepatic tissues of northern pike (Esox lucius) following oral exposure to benzo[a]pyrene, benzo[k]fluoranthene and 7H-dibenzo[c,g]carbazole. Mutation Research - Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis 427, 2, 135 - 145. https://doi.org/10.1016/S0027-5107(99)00088-3

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

European Food Safety Authority (EFSA). CONTAM Panel (Panel on Contaminants in the Food Chain). Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. EFSA Journal. 10(12):2985, 2012.

EU (European Union) 2014. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 32. On biota monitoring (the implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive. Technical report 2014 – 083. ISBN 978-92-7944634-4.

EU, 2025. Guidance on the frequency of chemical monitoring in surface waters. CIS Guidance Document 40. DG ENV. doi:10.2779/5833895

EU, 2026. Europaparlamentets och Rådets direktiv (EU) 2026/805 av den 30 mars 2026 om ändring av Direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, Direktiv

2006/118/EG om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring och Direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område.

EG 2000. Europaparlamentets och rådets Direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

EG 2005. Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 31. Trichlorobenzenes. CAS-No. 12002-48-1. Final version. Brussels, 15 January 2005

EU 2023. Förordning (EU) 2023/915 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel och om upphävande av förordning (EG) nr 1881/2006.

Faxneld och Soerensen (2025). 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.

Helmfrid I, Stensson N, Ljunggren S, Kärrman A, Nauta W, Karlsson H. PFAS-exponering via konsumtion av insjöfisk [Internet]. 2024. Tillgänglig vid: https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-11127.

Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Rapport 2016:26.

Holliland, PB, Mustamäki, N. 2025. Resultat från övervakningen av kustfisk – Vaxholm (Egentliga Östersjön) 2016–2024. Aqua notes 2025:10. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.6movqe4bgb

HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten; beslutade den 10 december 2019. Pdf, 88 sidor.

Johansson H, Hagström J och Knulst J, 2021. Utvärdering av länsstyrelsernas gemensamma delprogram för provbankning och analys av miljögifter i fisk under perioden 2013–2019. Rapport 2021:12 i Länsstyrelsen i Stockholms rapportserie. ISBN: 978-91-7937-090-9.

Ishaq R, Persson NJ, Zebühr Y, Broman D, Næs K. 2009. PCNs, PCDD/Fs, and non-ortho PCBs, in water, and bottom sediments from the Norwegian Grenlandsfjords with industrial activities. Environmental Science & Technology 43, 3442–3447.

Livsmedelsverket 2007. Rapport 10-2007. Metylkvicksilver.

Mackay D, Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. Environmental Pollution 110, 375–391.

Naturhistoriska riksmuseet (NRM). 2023. Villkor vid utlåning av material från Miljöprovbanken. PM 2023-10-17, en sida. https://www.nrm.se/samlingar/miljoprovbanken/lan-ur-miljoprovbanken/lan-av-material.

Naturvårdsverket 2016. Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Rapport 6709.

Naturvårdsverket 2022. Övervakningsmanual. Metaller och organiska miljögifter i sediment. Sötvatten, Kust och hav, Version 1:0, 2022-07-06 Handledning för miljöövervakning.

Naturvårdsverket 2021 a. Övervakningsmanual. Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag. Programområde sötvatten. Version 1:2, 2021-03-16 Handledning för miljöövervakning.

Naturvårdsverket 2021 b. Undersökningstyp - Metaller och organiska miljögifter i fisk. Version 1:3, 2021-03-16. Programområde: Kust och Hav. Handledning för miljöövervakning.

Naturvårdsverket 2024. Akvatisk miljögiftsövervakning - Nuläge och rekommendationer framåt. Översyn inom den nationella miljö-övervakningen. Rapport 7165. 94 sidor. (+ 9 bilagor). https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-11098

Naturvårdsverket 2024 b. Övervakning av mikroplast, Redovisning av ett regeringsuppdrag, Skrivelse 2024-01-26, ärendenummer: NV-09903-21. Pdf, 57 sidor.

OECD (2012), Test No. 305: Bioaccumulation in Fish: Aqueous and Dietary Exposure, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264185296-en.

SCHEER, 2025. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on “Draft Environmental Quality Standards for PFAS total under the Water Framework Directive", 6 March 2025.

Schwarzenbach RP, Gschwend PM, Imboden DM, 2015. Environmental organic chemistry. 3rd edition. Wiley Interscience.

Soerensen, A. L., & Faxneld, S. (2020). The Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Marine Biota (until 2019 year’s data) - Temporal trends and spatial variations. Hämtad från https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:nrm:diva-4057

Soerensen, A.L., Faxneld, S., Pettersson, M., Sköld, M. (2023). Fish tissue conversion factors for mercury, cadmium, lead and nine per- and polyfluoroalkyl substances for use within contaminant monitoring. Science of the Total Environment 858 (2023) 159740. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159740

Stjärnkvist N, Eliassen J, Jonsson C. 2024. Manual for collection, preparation and storage of fish. Swedish National Monitoring Program for Contaminants in Marine and Freshwater Biota. Report 4:2024.

Karlsson M, Jonsson A, 2025. Dioxinhalter i strömming från Svealandskusten 2024. IVL-rapport 2025:23, för Länsstyrelsen Stockholm. ISBN 978-91-7937-362-7.

Länsstyrelsen Dalarnas län (2020). Regionalt miljöövervakningsprogram för Dalarna 2021–2026. Rapport 2020:13.

Länsstyrelsen Gotlands län . 2026. ”Miljöövervakning på Gotlands - miljögifter”, https://www.lansstyrelsen.se/gotland/miljo-och-vatten/miljoovervakning.html besökt 2026-02-19.

Länsstyrelsen Gävleborgs län. 2025. https://www.lansstyrelsen.se/gavleborg/miljo-och-vatten/miljoovervakning.html.

Länsstyrelsen Stockholms län (2021). Regionalt miljöövervakningsprogram för Stockholms län 2021–2026. Rapport 2021:1. Pdf, 128 sidor.

RMÖ, 2025. Internetsida om regional miljöövervakning, https://www.regionalmiljoovervakning.se/programomraden/miljogiftssamordning/provbankning-och-analys-av-miljogifter-i-fisk/ besökt 2025-06-26.

SOU, 2019. Statens offentliga utredningar 2019:22, Sveriges miljöövervakning - dess uppgift och organisation för en god miljöförvaltning. Pdf, 784 sidor.

Sundbom M, Meili M och Johansson A-M. 2007. Kvicksilver i fisk 2006 – Kartering och miljöövervakning i Stockholm. Stockholms Stad. ISSN: 1653-9168.

SVT, 2025. https://www.svt.se/nyheter/lokalt/stockholm/bjornfett-fran-60-talet-och-djupfrysta-ornar-har-finns-en-av-varldens-aldsta-miljoprovsbanker, besökt 2026-01-16.

Waldentofft H, Karlsson O.M, andR. Awad 2024. No evidence of an association between size and levels of four per- and polyfluorinated substances (PFAS) in perch (Perca fluviatilis). Sci. Tot. Env. 934. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173124

Wania F och Mackay D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. Ambio, 22, 10–18.

Vattenmyndigheterna i Sveriges fem vattendistrikt. 2025. Vattenmyndigheternas riktlinjer för statusklassificering av miljögifter i ytvatten: Vattenförvaltningscykel 4 (2022–2027). Myndighetsinternt utkast version 5, september 2025.

Von Brömssen C. 2024. Förslag till metod för utvärdering av övervakningsprogram i sötvatten. SLU, institutionen för energi och teknik. Rapport 117.

Rapportens utvärderar länsstyrelsernas gemensamma delprogram (GDP) för provbankning och analys av miljögifter i fisk under perioden 2021–2026.

Vi beskriver den övervakning vi har gjort under programperioden och jämför mätdata mot bedömningsgrunder.

Dessutom utvärderar vi vårt arbetssätt och belyser möjligheter och svårigheter med att använda befintliga rutiner för insamling, provbankning, upparbetning och analys för olika ändamål. Vi ger också förslag på hur samordning och datahantering kan förbättras, och hur övervakningen kan utformas framöver.

Vi hoppas att rapporten leder till förbättrade arbetssätt och mer samordnade övervakningsprogram för miljögifter i fisk under nästa programperiod.

Länsstyrelserna

www.lansstyrelsen.se/stockholm