



Länsstyrelserna



Utvärdering av länsstyrelsernas
gemensamma delprogram för provbankning
och analys av miljögifter i fisk
under perioden 2013–2019

Författare: Håkan Johansson, Jonas Hagström och Johannes Knulst

Omslag: Abborre. Foto: Mostphotos.

För mer information kontakta
enheten för miljöanalys, Länsstyrelsen Stockholm

Rapport 2021:12 i Länsstyrelsen i Stockholms rapportserie

Utgivningsår: 2021
ISBN: 978-91-7937-090-9

Förord

Sedan starten av miljövårdsarbetet i Sverige har studier av förorenande ämnen i fisk och annan biota utgjort en väsentlig komponent i övervakningen av miljögifters påverkan på akvatiska ekosystem. Stationär fisk, som under större delen av sitt liv uppehåller sig inom ett avgränsat område, fungerar som en ackumulator över tid för vissa miljö- och hälsofarliga ämnen i detta område. En anrikning av hälsofarliga ämnen i fisken kan göra den otjänlig som föda för människor. Huvudsakligen av dessa anledningar finns övervakningsprogram för miljögifter i fisk inom såväl den nationella som den regionala miljöövervakningen. Länsstyrelserna ansvarar för den regionala miljöövervakningen och samordning mellan länsstyrelserna sker bland annat i form av gemensamma delprogram.

Denna rapport syftar till att utvärdera länsstyrelsernas gemensamma delprogram för provbankning och analys av miljögifter i fisk. Detta har utförts bland annat genom att studera möjligheterna och svårigheterna med att använda befintliga rutiner för insamling, provbankning, upparbetning och analys för olika ändamål. Författarna tackar Naturvårdsverket för finansiellt stöd¹ och viktiga synpunkter som lämnades på utkastet till denna rapport.

¹ Naturvårdsverkets ärendenummer NV-07793-19

Innehåll

Sammanfattning	5
Inledning och syfte.....	7
Förväntade resultat	9
Delprogrammets genomförande	10
Insamling av fisk	10
Analyser av fisk.....	11
Rekommendationer angående val av fiskart och storlek	12
Utvärdering av delprogrammet	13
Insamling av fisk	13
Utvärdering av trender över tid	14
Utvärdering av underlag för saluföring av fisk	15
Utvärdering av status för ämnen som har bedömningsgrunder	16
Utvärdering av ämnen som saknar bedömningsgrunder	36
Utvärdering av analysernas tillförlitlighet	38
Diskussion och slutsatser	44
Referenser	47
Bilagor	49

Sammanfattning

Haltmätningar av olika miljögifter i fisk har ibland använts som underlag för att utfärda kostrekommendationer. Upprepade haltmätningar från samma lokaler kan även användas till att utvärdera hur miljögiftsbelastningen förändras över tiden. Efter införlivandet av EU:s ramvattendirektiv i svensk lagstiftning har dessa haltmätningar fått ytterligare en uttalad funktion – att ge underlag till bedömning av olika vattens status och åtgärdsbehov gällande de kemiska ämnen som har givna gränsvärden för biota.

Åldern och storleken hos insamlad fisk har varierat kraftigt inom det gemensamma delprogrammet. Fisk bäst lämpad för löpande miljögiftsanalyser tillhör inte samma ålders- och storlekskategori som den till human konsumtion vanligen används. Detta innebär i praktiken att båda dessa syften med övervakningen är svårförenliga med användning av en gemensam, enhetlig metodik.

Fisk har hittills insamlats från alltför få tillfällen för att möjliggöra statistiskt säkra trendanalyser. Provbankad fisk har hanterats enligt protokoll utfärdade av Naturhistoriska riksmuseet, vilket möjliggör framtida studier av miljögiftshalter i dessa prover. En del redan upparbetade och analyserade individer föll utanför det rekommenderade storleksintervallet enligt museets protokoll för insamling, preparation och provbankning av fisk.

Resultaten från fisk i de undersökta vattenförekomsterna går delvis att använda för bedömning av kemisk ytvattenstatus för de ämnen som har gränsvärden för biota. Även i detta fall är det viktigt att protokollet följs, vilket inte alltid har gjorts inom delprogrammet. Här är det främst abborre som har undersökts, vilket är positivt med tanke på det stora referensmaterialet som finns för just den arten. I regel har åldern hos insamlad abborre varit mellan tre till sex år, men från Indalsälven var den insamlade fisken av jämförelsevis hög ålder; i intervallet 7 till 15 år. För bästa möjliga utvärdering av mätvärdena är det viktigast att känna till åldern och hälsotillståndet (konditionsfaktorn) hos den fisk som analyserats. För ämnesgrupper som inte har gränsvärden för biota enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) undersöktes om halterna var mätbara i fiskmuskel och lever. Med undantag för kvicksilver låg metallhalterna i muskel från samtliga lokaler under rapporteringsgränsen. Metallhalterna i lever låg mestadels över rapporteringsgränsen.

Troligen behövs särskilda rutiner för varje delsyfte. Beroende på syftet skiljer bland annat valet av den kroppsvävnad hos fisk som ska upparbetas och analyseras. För både kostrekommendations- och statusklassningssyften krävs helst analyser av halter i muskel, så att halterna direkt kan jämföras med av HVMFS 2019:25 givna gränsvärden för ämnen i fiskmuskel. Beroende på de kemiska ämnenas olika fördelningspreferenser är muskel inte alltid den bästa

vävnaden att analysera. För vattenförvaltningens syfte kan det ibland vara lämpligt att välja annan vävnad än muskel och istället tillämpa de omvandlingsfaktorer som är framtagna för jämförelse mellan halter av ett ämne i olika vävnader. Omvandlingsberäkningarna kan däremot ha en negativ effekt på resultatets tillförlitlighet, eftersom den bakomliggande variationen i sambanden mellan halter i olika vävnader tillför en ökad statistisk mätosäkerhet att ta hänsyn till.

Inom delprogrammet har vi även undersökt hur skillnader i analysresultat mellan olika laboratorier avseende ett urval av ämnen från ett och samma prov kan försvåra tolkning av statusklassificering inom vattenförvaltningen. Detta resulterar i en rekommendation om att använda medelfetthalter vid fetthalt-normalisering och att begära uppgifter från analyslaboratorierna om den använda metodiken för samtliga bearbetningar.

Behovet av ett fortsatt länsstyrelsegemensamt delprogram är därför stort, framförallt med fokus på enhetlig hantering av paketering, märkning och storleksurval av fisk som skickas in för provbankning. Att kunna göra gemensamma upphandlingar mellan olika parter är en kostnadseffektiv och resurseffektiv satsning även framöver. En annan viktig samordningsfråga som kan hanteras inom delprogrammet är tolkning och implementering av analysdata för uppföljning av vattnets kemiska och ekologiska status.

Inledning och syfte

Som ett kompletterande miljöövervakningsprogram till det nationella delprogrammet med en miljöprovbanks som finns på Naturhistoriska riksmuseet (NRM) i Stockholm och samordnas av Naturvårdsverket, har flera länsstyrelser kommit överens om en förtätning av fiskanalyser inom den regionala miljöövervakningen. Det har gett upphov till ett länsstyrelsegemensamt delprogram för provbankning av fisk för analyser av metaller och organiska miljögifter. Dessa sparade prover är ovärderliga då det möjliggör retrospektiva studier och tidstrendsstudier. Genom att man kan följa hur halterna av miljögifter i sparade prover fördelar sig både geografiskt och över tid kan man följa kemikalieanvändningen i samhället, spridningen av dessa kemikalier samt kopplingar till eventuella effekter i miljön. För att kunna göra framtida studier av provbankat material behöves noggrann dokumentation av hur proverna har insamlats och bearbetats. NRM har särskilda manualer (protokoll) för dessa hanteringssteg. Länsstyrelserna behöver säkerställa att dessa protokoll följs och att en komplett dokumentation sparas.

I nutid har länsstyrelserna behov av analysdata för metaller och organiska miljögifter i fisk för två huvudsakliga syften. Det första är att fastställa om fiskarna går att saluföra, och beroende på miljögiftsbelastningen kunna utfärda hälsorelaterade kostrekommendationer för konsumenterna. Det andra syftet är att följa miljögiftsbelastningen i fisk från vattenförekomster med fastställda miljökvalitetsnormer. Här är det av vikt att kunna bedöma om givna gränsvärden i biota över- eller underskrids. Dessa haltgränser framgår av Havs- och vattenmyndigheternas föreskrifter (HVMFS 2019:25) om miljökvalitetsnormer i vatten, för de prioriterade ämnena eller ämnesgrupperna summa-polybromerade difenyletrar (Σ PBDE6), C10-C13 kloralkaner, hexaklorbensen, hexaklorbutadien, kvicksilver och dess föreningar, dikofol, summa förgrenade och linjära perfluoroktansulfonat (PFOS), dioxin och dioxin-liknande PCB-er, hexabromocyclododecane (HBCD), heptaklor och heptakloreoxid. Haltgränsvärdena för fisk anges i föreskrifterna som halter i muskel och anger (beroende på ämne) om god kemisk ytvattenstatus och/eller ekologisk status uppnås eller inte i den eller de vattenförekomster fisken representerar. Det finns även behov av att följa ämnesgrupper som inte har gränsvärden för kemisk status i föreskrifterna. Dessa ämnen har placerats under kvalitetsfaktorn ”särskilda förorenande ämnen” (SFÄ) som sorterar in under ekologisk status. Av de SFÄ som har haltgränsvärden för fisk ingår icke-dioxinliknande PCB-er (polyklorerade bifenyler) och ämnet dekametylcyklopentasiloxan.

Haltmätningar i fisk ger ett mått på den biotillgängliga belastningen av miljögifter över tid inom ett område. Haltnivån motsvarar belastningen av miljögifter inom det område fisken uppehållit sig, i kombination med de lokala

förhållanden som styr upptagsprocesserna från omgivningen till fisken. Upptag sker framför allt för ämnen med ringa vattenlöslighet och/eller låg bindningsförmåga till partiklar (fast fas). Omvänt kan vatten respektive sediment vara mer lämpliga övervakningsmatriser för ämnen med hög vattenlöslighet eller hög bindningsförmåga till den fasta fasen.

Arbetsformen med ett gemensamt, samordnat delprogram underlättar troligen att fler miljögiftsmätningar i fisk kommer till stånd inom den regionala miljöövervakningen. Arbetsformen ger vidare en möjlighet till att ensa övervakningen så att den blir jämförbar mellan olika platser och utförare.

För att göra haltmätningarna mer jämförbara har delprogrammet haft ambitionen att så långt möjligt utföra analyser av miljögifter i fisk vid samma laboratorier som använts inom den nationella miljögiftsövervakningen. Eftersom samma analysmetoder använts i det fallet, blir analysresultaten även direkt jämförbara med resultaten från nationell miljöövervakning.

Naturvårdsverket har en samling manualer för miljöövervakning på nationell och regional nivå. Det finns olika undersökningstyper och miljöövervakningsmetoder.

Undersökningstyperna används på regional och nationell nivå. Främst gäller de den regionala nivån, där det ofta finns flera beställare och utförare.

Undersökningstyperna listas per programområde. Vissa undersökningstyper gäller för fler än ett programområde. De programområdena som är aktuella i detta gemensamma delprogram är undersökningstypen *Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag*² som ingår i programområdet Sötvatten samt *Metaller och organiska miljögifter i fisk*³ som ingår i programområdet *Kust och Hav*.

² Nu gällande version är publicerad på Naturvårdsverkets webb 2014-10-01

³ Version 2014-09-15, tillgänglig via Naturvårdsverkets stöd i miljöarbetet på webben

Förväntade resultat

Delprogrammet bör ge en god rumslig beskrivning av belastningen av prioriterade kemiska ämnen och särskilda förorenande ämnen med gränsvärden för biota, där fisk avses som mest känsliga organism, inom de i delprogrammet deltagande länens sjöar, vattendrag och kustvatten. Upprepade insamlingar av fisk från samma lokaler bör ge möjlighet att utvärdera hur halter av ovan nämnda kemiska ämnen i fisk förändras över tid och rymd. Dessa data bör kunna ge indikationer om det finns behov av kostrekommendationer för fisk från de undersökta lokalerna, på grund av en hög belastning med miljögifter.

Delprogrammet bör ge underlag till klassificering av kemisk och ekologisk status i ytvatten med avseende på metaller och organiska miljögifter, vilket möjliggör uppföljning av miljö kvalitetsnormer, åtgärdsplanering och uppföljning inom arbetet med vattenförvaltnings⁴- och havsmiljöförordningen⁵.

Delprogrammet bör kunna ge underlag för uppföljning av miljö kvalitetsmålen *Levande sjöar och vattendrag*, främst preciseringarna *God ekologisk och kemisk status* och *Ytvattentäckters kvalitet*, miljö kvalitetsmålet *Hav i balans* samt *levande kust och skärgård*, främst preciseringarna *God ekologisk och kemisk status* och *god miljöstatus* och miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö*, och främst då preciseringen *Den sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen*.

⁴ Vattenförvaltningsförordning, SFS 2004:660

⁵ Havsmiljöförordning, SFS 2010:1341

Delprogrammets genomförande

Insamling av fisk

Insamling av fisk sker främst genom länsstyrelsernas fiskbeståndsovervakning genom provfiske med fiskenät eller elfiske från båt, men även med hjälp av allmänheten, yrkesfiskare, sportfiske- och fiskevårdsföreningar.

Länsstyrelsen i Stockholms län har samordnat delprogrammet till och med år 2020. I detta samordningsuppdrag ingår att för de deltagande länen räkning dels skriva avtal med Naturhistoriska riksmuseet för provberedning av insamlad fisk, dels att skriva avtal med analyslaboratorier och att skriva avtal mellan olika länsstyrelser. I samordnarollen ingår även att informera deltagande län om Naturhistoriska riksmuseets rutiner och vägledningar för att:

- Namnge insamlad fisk (Bilaga 1)
- Fylla i fiskfångstprotokoll (Bilaga 2)
- Rutiner för insamling, förpackning och transport av fisk för miljögiftsprovtagning (Bilaga 3)
- Informera om lämplig storlek och fångstperiod för fisk
- Informera om de formella kraven vid provfisket (till exempel behovet av etiskt tillstånd)
- informera om Naturvårdsverkets undersökningstyper *Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag* och *Metaller och organiska miljögifter i fisk* som gäller för marina områden.

Storleken på insamlad fisk har följt anvisningarna i vägledningen för 66 % av alla fiskar. De fiskarter som insamlats var abborre, röding, öring, sik, tånglake och strömming. Både samlingsprov, bestående av flera fiskar, och individuella fiskprover har beretts av NRM. Proven har bestått antingen av muskel- eller levervävnad. En förteckning över de ingående län, lokaler, fiskarter och årtal för insamling finns i Bilaga 4. Den andel fisk (33 %) som inte följde storleksvägledningen var större än angivet och utgjordes främst av abborre och några rödingar.

Strategin inom delprogrammet är att länsstyrelserna skickar in fisk till NRM för provbankning under flera år. Fiskar sparas nedfrysta till kommande analyser vid ett och samma tillfälle. Som längst kan fisk sparas i fem år, efter det tillfaller den nationella provbankningen. Hittills har fisk analyserats med avseende på miljögifter vid två tillfällen, ett under 2018 och det andra under 2019. Under 2018 var det fisk från Dalarna (8 lokaler), Södermanland (1 lokal), Värmland (5 lokaler), Västerbotten (3 lokaler) och Örebro (2 lokaler), alla fångade mellan 2014 och 2017, som analyserades. Omgången med analyser

utförda under 2019 inkluderade fisk från Dalarna (12 lokaler), Gotland (2 lokaler), Jönköping (1 lokal), Norrbotten (7 lokaler) och Stockholm (1 lokal).

Analys av fisk

Delprogrammet har med få undantag anlitat samma analyslaboratorier som den nationella miljögiftsövervakningen. Analys av flamskyddsmedlet HBCD och polyklorerade bifenyler (PCB) inklusive fetthalt, dioxiner och dioxinlika PCB:er inklusive fetthalt, polybromerade difenyletrar (PBDE), samt metaller, inklusive kvicksilver, utförs vid samma analyslaboratorier som anlitas inom den nationella miljögiftsövervakningen.

För analys av perfluorerade och polyfluorerade ämnen (PFAS) har det inte varit möjligt att anlita samma analyslaboratorium som används till den nationella miljögiftsövervakningen på grund av problem med upphandling av avtal. Dessa analyser har istället utförts vid IVL Svenska Miljöinstitutet. Vid IVL har även analyser av tennorganiska föreningar, klorfenoler, ftalater och polyaromatiska kolväten utförts.

Samtliga analyser utförs på muskelvävnad från fisk. För analyser av metaller och PFAS har även levervävnad analyserats. En sammanställning av de beställda analyserna för muskel- eller levervävnad, uppdelad för enskilda fiskar eller samlingsprov redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Analyser som utförts inom delprogrammet i muskel- eller levervävnad. N = antal prov/provpaket, i = individprov, s = samlingsprov. Utförande laboratorierna framgår av fotnot till tabellen.

Analyspaket	Muskelvävnad		Levervävnad		Analyslaboratorium
	N, i	N, s	N, i	N, s	
Kvicksilver*	30	66	—	—	ACES
Metaller*	—	13	30	40	UMU
Dioxiner och dioxinlika PCB:er**	—	44	—	—	UMU
Polyklorerade difenyletrar*	—	48	—	—	ACES
Polyklorerade bifenyler PCB+HBCD*	—	48	—	—	ACES
Ftalater***	—	15	—	—	IVL
Klorbensener***	—	15	—	—	IVL
Klorfenoler***	—	3	—	—	IVL
Polyaromatiska kolväten***	—	3	—	—	IVL
Tennorganiska ämnen***	—	15	—	—	IVL
Perfluorerade och polyfluorerade ämnen***	—	28	—	15	IVL

*) Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholms universitet (ACES)

**) Department of chemistry, Umeå universitet (UMU)

***) IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL)

För varje ämnesgrupp som presenteras i rapporten sker en redovisning av resultaten, följt av en diskussion om huruvida dessa resultat är förenliga med delprogrammets olika syften.

Följande länsstyrelser har deltagit i delprogrammet:

Dalarna, Södermanland, Jämtland, Jönköping, Värmland, Gotland, Örebro, Västerbotten, Stockholm och Norrbotten, se Bilaga 4 för provtagningslokaler och årtal för insamling.

Rekommendationer angående val av fiskart och storlek

Bland svenska fiskarter utgör abborre förstahandsalternativet som val av matris för övervakning av metaller och organiska miljögifter. Anledningen till detta är främst att abborren finns i hela landet, bortsett från fjällområdena. Arten är väletablerad i både inlandsvatten och längs med kusten. Det finns även ett omfattande referensmaterial för miljögifter i abborre, både nationellt och internationellt. Unga exemplar är relativt stationära och har zooplankton som huvudföda. Yngre individer kan uppehålla sig i grunda områden där de även kan äta stora mängder bottenlevande djur. Äldre och större individer konsumerar i huvudsak fisk, men äter även annat som de får tag i (opportunisterna)⁶. För att följa tidsmässiga förändringar bör abborre mindre än 12 cm användas. För att undersöka eventuella hälsoaspekter relaterade till mänsklig konsumtion bör abborre större än 15 cm användas. För mellanstorlekar (12–18 cm) är det svårast att fastställa exponering på grund av förändringar i födosökbeteenden och uppehålle (Åkerblom 2011).

Alternativa arter kan vara sik, röding, öring (eventuellt fler laxarter), gädda, gös, gärs, eller sill (strömming), tånglake.

⁶ <https://www.fishbase.se/summary/perca-fluviatilis.html>

Utvärdering av delprogrammet

Insamling av fisk

I delprogrammet har sex olika fiskarter insamlats i såväl insjövattnen som i kustvatten. Totalt har 680 fiskar samlats in på 48 olika provlokaler. Se Figur 1 för lokalerna. En förteckning över fiskarter samt årtal för insamling finns i Bilaga 4.



Figur 1. Provlokaler inom detta gemensamma delprogram som de undersökta fiskarna fångades på. De olika symbolerna står för de olika fiskarterna som har samlats in.

Antalet insamlade fiskar av varje art och deras storleksintervall framgår av Tabell 2. Sammanställningen visar att cirka två tredjedelar av insamlad röding och drygt en fjärdedel av insamlad abborre ligger utanför de för undersöknings-typen rekommenderade storleksintervallen för miljögiftsövervakning i fisk. Flera fiskarter, däribland sik, har samlats i Åresjön, Jämtlands län. Vid kusten utanför Luleå insamlades både abborre och strömming. På två marina lokaler runt Gotland insamlades tånglake. Röding skickades in från Indalsälven och Vättern. Från övriga län levererades i huvudsak abborre till NRM.

Tabell 2. Insamlad fisk inom delprogrammet med fångstdatum mellan 2013 och 2019 och antal fiskar som följde av Naturhistoriska riksmuseet rekommenderad storlek för arten. För öring och sik saknas rekommenderade storlekar.

Fiskart	Delprogrammets fiskar			Rekommenderad storlek enligt protokoll*
	Antal	Storlek i cm (min - max)	Ålder (år)	Antal fiskar i rätt storleksintervall Inom parentes: Rekommenderad storlek i cm (min-max)
Abborre	532	14,2 - 33,2	3-15	384 (15 – 20)
Strömming	30	15 - 17,9	3-5	30 (15 – 20)
Röding	39	24,4 - 40,3	4-7	13 (20 – 30)
Tånglake	37	16,6 - 26,4	2-5	37 (15 – 30)
Öring	22	27,4 – 37,3	4-6	—
Sik	10	29,5 - 34,4	4-6	—

*) Manual for collection, preparation and storage of fish. Swedish Museum of Natural History, Department of Contaminant Research, version 2019-2020.

För abborre mindre än 20 cm utgörs födovalet främst av zooplankton, medan individer större än 20 cm främst är fiskätare. Det finns även skillnader i vandringsbeteenden mellan olika fiskarter och även mellan olika stadier av samma art. Det är viktigt att beakta dessa skillnader i valet av fisk för provbankning. I denna utvärdering har vi däremot inte tagit ställning till fiskarnas biometri, vilket ibland görs i syfte att få en uppfattning om deras hälsa och eventuella troliga beteenden.

Utvärdering av trender över tid

Det är i nuläget inte möjligt att analysera tidutvecklingen eller att utvärdera halttrender för miljögifter i fisk vid någon av delprogrammets provtagningslokaler. Inte från någon provlokal i delprogrammet har fisk insamlats över en period som sträcker sig längre än 3 år. För att eftersträva en statistisk styrka på 80 % och för att kunna upptäcka en genomsnittlig årlig förändring med 10 % krävs i regel en övervakningsperiod mellan 10 och 15 år (Bignert et al. 2015; Naturvårdsverket 2014a och 2014b). Delprogrammets korta period gör det i princip omöjligt att med någon större statistisk säkerhet

fastslå om halten av ett ämne vid någon av delprogrammets provlokaler minskar eller ökar över tid. Av vikt i detta sammanhang är att analyserna resulterar i värden som inte underskrider rapporteringsgränsen. Förutom metallerna (undantaget kvicksilver), PFOS och HBCD låg halterna i muskelvävnad högre än rapporteringsgränsen. Detta innebär goda förutsättningar för framtida trendanalyser i takt med att mer data tillkommer. För metallerna (undantaget kvicksilver) och PFAS-ämnena behöver analysen istället utföras på levervävnad för att erhålla värden över rapporteringsgränsen. Via omvandlingsfaktorer från litteraturen (Strandmark et al. 2008; Boalt et al. 2011) kan halter i lever därefter omräknas till möjliga halter i muskel.

Utvärdering av underlag för saluföring av fisk

Uppmätta halter inom delprogrammet kan antingen ligga över eller under gränsvärdena för saluföringen. Gränsvärdena för de olika ämnesgrupper framgår av Tabell 3.

Tabell 3. Gränsvärden för saluföring i fisk; enligt (1) EG förordning 1881/2006, (2) EU förordning 1259/2011, och bedömning av status inom vattenförvaltningen (3) föreskrift HVMFS 2019:25, och (4) Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26, vv = våtvikt, TEQ=toxic equivalents. TEQ-systemet är ett sätt att väga samman halterna av de olika kongenerna med hänsyn taget till att de har olika giftighet.

Ämne	Gränsvärde för saluföring av fisk	Referens	Miljökvalitetsnorm	Referens
Bly	0,30 mg/kg vv muskel	1		
Kadmium	0,050 mg/kg vv muskel	1		
Kvicksilver	0,50 mg/kg vv muskel*	1	20 µg/kg vv muskel	3
Dioxiner och dioxinlika PCB:er	6,5 pg TEQ/g vv muskel (3,5 pg TEQ/g vv muskel****)	2	6,5 pg TEQ/g vv muskel	
ΣPCB-6**	125/75 µg/kg vv muskel***	2	125/75 µg/kg vv muskel***	3
Hexaklorbensen			10 µg/kg vv muskel	3
HBCD			167 µg/kg vv muskel	3
Pentaklorbensen			370 µg/kg vv muskel	3
ΣPBDE-6*****			0,0085 µg/kg vv muskel	3
PFOS			9,1 µg/kg vv muskel/ 140 µg/kg vv lever	3 4

* för gädda och ål gäller 1,0 mg/kg våtvikt

** Summan av kongenerna 28, 52, 101, 138, 153, 180 för inlandsvatten fångad fisk, summan av kongenerna 52, 101, 138, 153 och 180 för marina fiskar

*** 125 i sötvatten, 75 i saltvatten

****enbart dioxiner

***** Summan av kongenerna 28, 47, 99, 100, 153 och 154

Bedömningen görs per ämne och resultaten följer nedan. Uppmätta halter jämförs även med nationella medelhalter framräknade från uppmätta halter i IVL:s databas för miljögifter i biota för åren 2018 och 2019, det vill säga samma år som undersöktes inom det gemensamma delprogrammet. Framräknad medelhalt utgörs av haltdata, både från opåverkade och påverkade områden och baseras på samlingsprov med minst 6 individer (6–15 individer) eller enskilda fiskar som finns i databasen.

Vid bedömning av möjligheten till saluföring jämförs gränsvärdet direkt med våtvikthalt utan fettnormalisering. Ibland förekommer att analyserna utförs på extrakt från muskel, underhudsfett och skinn för att kunna bedöma det troliga humana intaget av ämnena. I delprogrammet har endast muskelextrakt analyserats.

Storleken på fisk lämplig för konsumtion avviker oftast från de rekommenderade storleksintervaller som anges i NRM:s vägledning för insamling av fisk för provbankning och analys av miljögifter. Den provbankade fisken är således vanligen mindre i storlek och yngre än genomsnittliga matfiskar. Detta innebär att riskerna för konsumtion kan underskattas i och med att halterna i urvalet bör vara lägre än i den fisk som verkligen konsumeras.

Utvärdering av status för ämnen som har bedömningsgrunder

Uppmätta halter inom delprogrammet kan antingen ligga över eller under de gränsvärden som anger kemisk ytvattenstatus eller ekologisk status enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25).

Gränsvärdena för de olika ämnesgrupperna framgår av Tabell 3. Värt att notera är att det finns två olika gränsvärden för kvicksilver i fisk. Ett som avgör om fisken får saluföras och ett annat som avgör om gränsvärdet för god kemisk status överskrids eller inte. I fråga om gränsvärdena för polyklorerade bifenyl (ΣPCB-6), dioxiner och dioxinlika PCB:er består skillnaden i hur bedömningen utförs. Värt att notera är även gränsvärdet för exempelvis dioxiner som inte har någon som helst toxikologisk relevans, utan som enbart är till för att få bort livsmedel med de högsta halterna (95 percentilen) från marknaden. Vid bedömning av status inom vattenförvaltningsarbetet jämförs gränsvärdet med en fettnormaliserad halt (5 %). Vid bedömning av möjlighet till saluföring jämförs gränsvärdet istället direkt med våtvikthalt utan fettnormalisering.

Bedömningen görs per ämne och resultaten följer nedan. Uppmätta halter jämförs även med nationella medelhalter framräknade från uppmätta halter i IVL:s databas för miljögifter i biota⁷. Framräknad medelhalt utgörs av haltdata från både opåverkade och påverkade områden och baseras på samlingsprov med minst 6 individer (6–15 individer) eller individuella fiskprover (främst de för metallanalyserna) som finns i IVL:s databas. Årsmedelhalten har beräknats

⁷ IVL var till och med 2017 nationell datavärd för miljögiftsdata i biota. Sedan den 1 januari 2018 ligger ansvaret för datavärdskapet istället hos SGU, Sveriges geologiska undersökning.

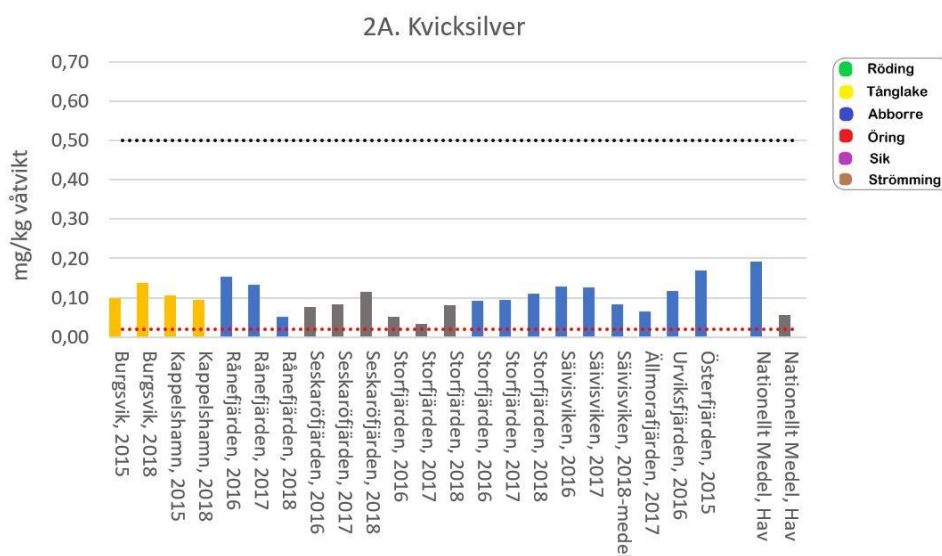
som geometriskt medelvärde för alla fiskar i IVL:s databas per redovisad art och programområde, för hela perioden 2010 till och med 2017. I denna utvärdering har vi inte använt biometriska data i syfte att förklara haltskillnader mellan lokalerna. Däremot har vi tittat på rimligheten av utfallet från analyserna, genom att jämföra med data från hela landet för relevanta fiskarter och programområde från den nationella miljöövervakningen.

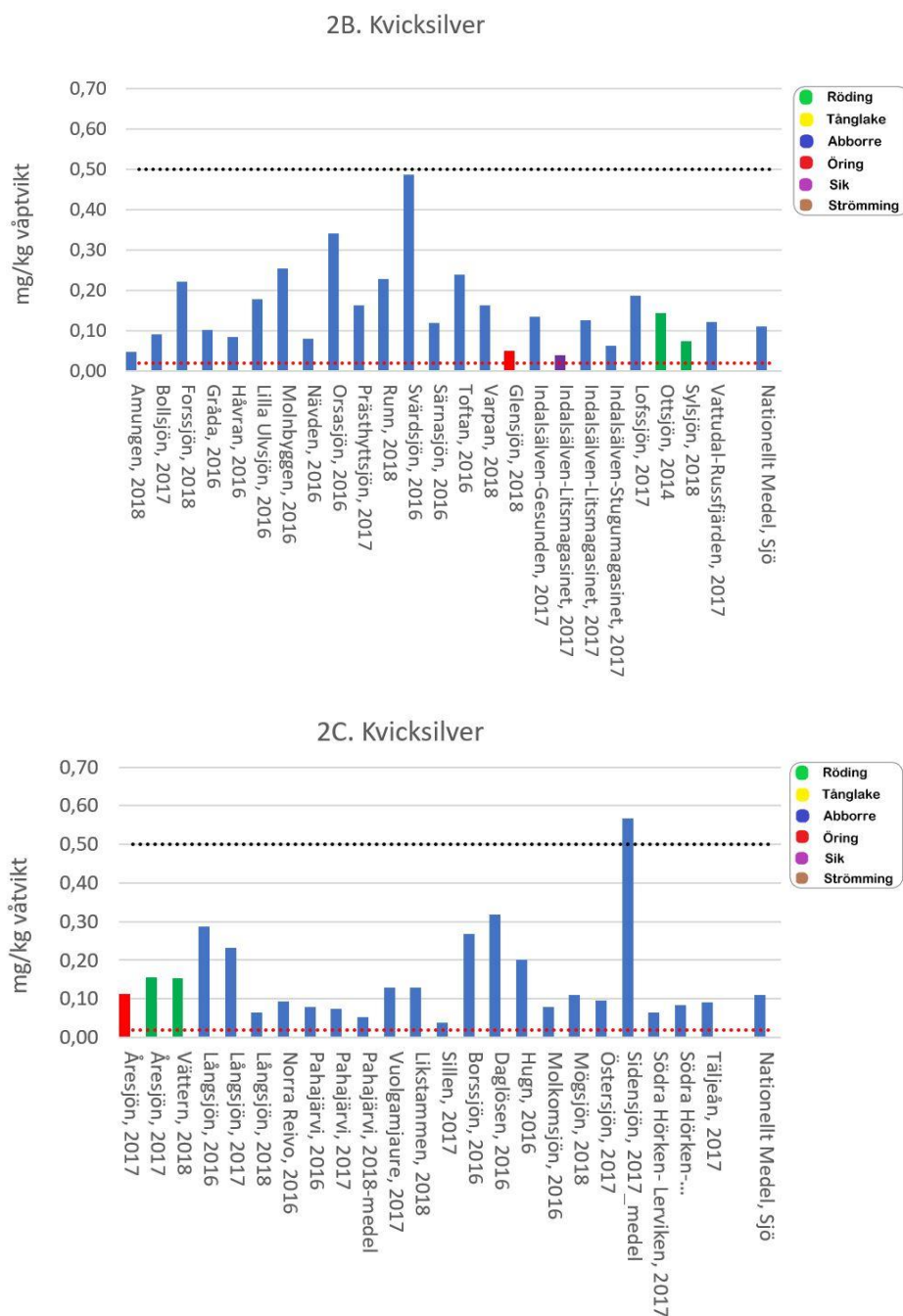
Kvicksilver

I Figur 2A, 2B och 2C redovisas uppmätta kvicksilverhalter i fiskmuskel inom delprogrammet. I Figur 2A framgår uppmätta haltdata i kusten medan Figur 2B och 2C visar uppmätta halter i limniska system. I figurerna redovisas även nationell uppmätt medelhalt i samlingsprov för abborre och strömming.

Alla uppmätta halter överskrider gränsvärdet för god status. Detta överensstämmer med den gängse bilden av uppmätta kvicksilverhalter i hela Sverige. Vid en av provlokalerna (Sidensjön, Västerbotten) är uppmätt halt så hög att även gränsvärdet för saluföring överskrids.

Abborre tillhörande längdintervallet 15–20 cm väger i medeltal 55 gram per individ (nationellt medel), vilket skiljer sig avsevärt från typisk storlek för konsumtionsfisk som väger cirka 300 gram. Det finns därför en uppenbar risk att större abborrar från fler provlokaler än Sidensjön kan överskrida gränsvärdet för saluföring.





Figur 2A, 2B och 2C. Kvicksilverhalter uppmätta i fiskmuskelvävnad. Staplar; tånglake (gul), abborre (blå), strömning (brun), öring (röd), sik (lila), röding (grön). Nationellt årsmedelvärde gäller abborre eller strömning från nationella övervakningens samtliga stationer för aktuellt programområde för åren från 2010 till och med 2017. Röd streckad linje representerar gränsen (0,020 mg/kg våtvikt muskel) för god kemisk status. Svart streckad linje anger gränsvärdet för saluföring enligt EG förordning 1881/2006 (0,50 mg/kg våtvikt muskel).

Övriga metaller

Uppmätta halter av övriga metaller (krom, nickel, koppar, zink, arsenik, kadmium, bly, silver) är mycket låga i muskelvävnad. Uppmätta haltdata för dessa metaller redovisas därför inte i figurer. Halterna var högre än rapporteringsgränserna för de flesta analyser utförda på levervävnad.

Uppmätta halter av kadmium och bly i muskelvävnad är minst 25 gånger lägre än gränsvärdet för saluföring på samtliga undersökta fiskar.

Metallhalter i levervävnad hos enskilda fiskar infångade från delprogrammets lokaler redovisas i Tabell 5. Notera särskilt de mycket höga halterna av silver och koppar funna i en öring och en röding från Åresjön (Tabell 5). En fördjupad studie av spridningen i metallhalter mellan 10 analyserade abborrar infångade år 2017 i Sidensjön (Västerbottens län) sammanfattas i Tabell 4.

Tabell 4. Statistik för metallanalyser utförda vid ACES på 10 individuella abborrar från Sidensjön, Västerbotten infångade år 2017 visar fördelningen och variation mellan uppmätta halter ($\mu\text{g}/\text{gram}$ torrsvikt) av metallerna i levervävnad från enskilda fiskar från samma provlokal. Halter angivna som <-värden ligger under rapporteringsgränsen och för medelvärdesberäkningen har halva det angivna mindre än värdet använts.

Abborre - Sidensjön	% torrvikt	Krom	Nickel	Koppar	Zink	Arsenik	Kadmium	Bly	Silver
Medel	23,0	0,118	0,089	26,7	107,8	0,23	2,77	0,036	0,067
Max	26,1	0,206	0,181	64,6	152,1	0,44	6,34	0,132	0,161
Min	20,0	0,025	0,026	8,4	73,3	0,09	0,81	0,007	0,016
Standardavvikelse	2,0	0,063	0,059	18,1	19,5	0,14	1,81	0,037	0,053
Median	23,3	0,112	0,071	20,9	106,2	0,25	1,76	0,022	0,040

Tabell 5. Uppmätta halter ($\mu\text{g}/\text{gram}$ torrsvikt) av metallerna i levervävnad från individuella fiskar inom delprogrammet. För abborre från Sidensjön anges medelhalter beräknade på analyser på 10 individuella fiskar. Halter angett som <-värden är under rapporteringsgränsen och för medelvärdesberäkningen har halva det angivna mindre än värdet använts.

Art	Lokal ⁸	% torrvikt	Krom	Nickel	Koppar	Zink	Arsenik	Kadmium	Bly	Silver
Abborre	Särnasjön	21,8	0,114	<0,053	7,74	102,0	0,24	1,99	0,037	0,022
Abborre	Orsasjön	24,8	0,063	<0,056	7,23	85,0	0,21	4,35	0,020	0,009
Abborre	Gråda	23,1	0,090	<0,059	7,46	92,9	0,34	2,83	0,032	0,011
Abborre	Molnbyggen	24,6	0,101	<0,060	8,50	77,6	0,49	2,44	0,025	0,043
Abborre	Svärdsjön	25,9	0,078	<0,061	6,61	80,5	<0,19	1,35	0,028	0,008
Abborre	Toftan	23,2	0,066	<0,055	8,71	86,4	0,31	3,23	0,038	0,016
Abborre	Lilla Ulvsjön	22,3	<0,059	<0,059	7,04	84,3	0,35	1,93	0,055	0,017

⁸ Årtal för insamlingen framgår av tabell i bilaga 4

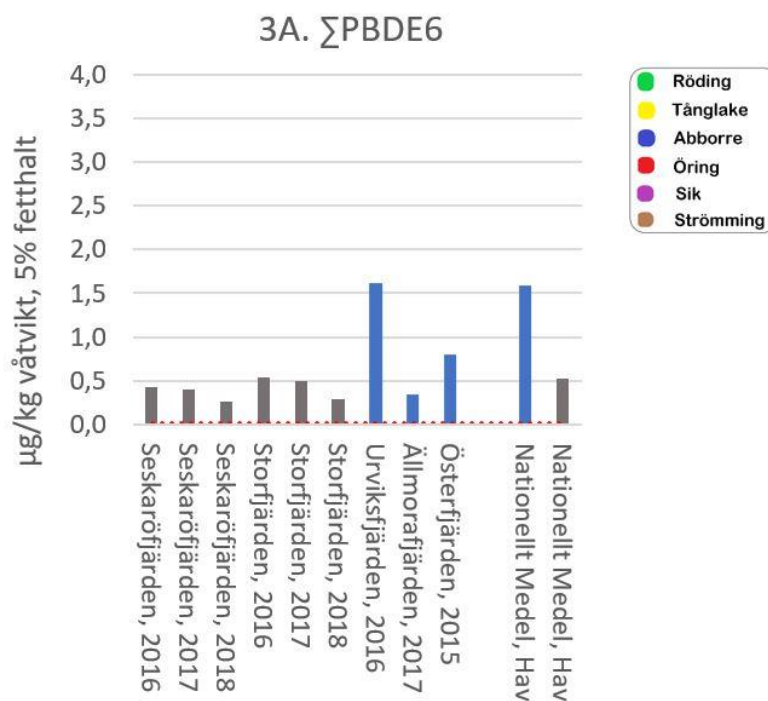
Art	Lokal ⁸	% torrvikt	Krom	Nickel	Koppar	Zink	Arsenik	Kadmium	Bly	Silver
Abborre	Hävrån	34,5	0,139	<0,061	8,36	96,8	0,39	3,88	0,048	0,007
Abborre	Nävden	23,0	<0,053	<0,053	5,83	93,8	0,89	0,59	0,052	0,007
Abborre	Prästhyttsjön	22,1	<0,059	<0,059	6,62	103,6	0,21	5,38	0,191	<0,0059
Abborre	Bollsjön	22,7	<0,056	<0,056	6,89	103,4	0,87	2,10	0,032	<0,0056
Öring	Åresjön	25,4	<0,059	<0,059	267	117,8	<0,18	1,18	<0,015	9,883
Röding	Åresjön	26,2	<0,059	<0,059	112	144,9	<0,18	1,01	0,024	2,126
Abborre	Lofssjön	26,2	<0,051	<0,051	6,85	80,5	0,45	1,29	0,015	0,019
Abborre	Vattudal- Russfjärden	23,6	<0,056	0,267	10,1	115,4	0,58	6,52	0,029	0,015
Röding	Ottsjön	26,3	<0,051	<0,051	64,8	127,1	<0,16	0,60	<0,013	0,665
Abborre	Indalsälven- Gesunden	26,2	<0,055	0,149	11,5	102,9	2,04	6,52	0,029	0,027
Abborre	Indalsälven- Litsmagasinet	23,5	<0,059	0,107	10,6	110,1	0,45	6,80	<0,014	0,016
Sik	Indalsälven- Litsmagasinet	23,0	<0,054	0,141	49,8	163,7	0,23	0,58	0,014	1,552
Abborre	Indalsälven- Stugumag	24,3	<0,052	0,072	9,26	97,3	0,39	2,75	<0,013	0,015
Abborre	Täljeån	23,1	<0,059	0,302	9,06	101,9	0,41	4,39	<0,014	<0,0059
Abborre	Södra Hörken- Lerviken	24,1	<0,052	<0,052	12,7	103,8	0,28	0,75	<0,013	0,009
Abborre	Södra Hörken- referens	22,2	<0,055	<0,055	8,27	102,9	0,57	1,43	<0,014	0,013
Abborre	Sidensjön (medel)	23,0	0,118	0,089	26,70	107,8	0,23	2,77	0,036	0,067
Abborre	Säivisviken	24,9	0,062	0,077	13,4	105,9	2,15	2,03	<0,014	0,048
Abborre	Storfjärden	23,9	<0,050	0,062	8,04	100,8	3,61	0,91	<0,012	0,010
Abborre	Rånefjärden	24,2	<0,052	<0,052	6,81	94,7	2,69	1,07	<0,013	0,008
Abborre	Pahajärvi	22,2	0,108	0,063	15,4	106,5	0,38	3,21	<0,015	0,048
Abborre	Långsjön	24,2	0,082	<0,053	15,6	95,4	1,09	4,77	0,060	0,052
Abborre	Norra Reivo	22,6	0,103	<0,053	10,0	103,4	0,52	3,63	0,014	0,020
Strömming	Seskaröfjärden	28,3	<0,060	0,110	12,8	102,5	1,69	1,68	0,017	0,070
Strömming	Storfjärden	27,8	<0,051	0,099	11,1	92,5	1,74	1,58	0,015	0,057
Abborre	Säivisviken	22,3	<0,055	0,060	8,81	103,8	2,93	1,41	<0,014	0,018
Abborre	Storfjärden	23,4	<0,055	<0,055	8,37	100,6	1,58	0,89	0,015	0,016
Abborre	Rånefjärden	26,6	<0,052	<0,052	7,19	91,3	2,22	1,18	<0,013	0,014
Abborre	Vuolgamjaure	23,1	<0,058	<0,058	11,1	104,6	0,44	2,25	<0,014	0,055
Abborre	Pahajärvi	23,5	0,100	<0,051	14,7	98,7	0,27	2,90	<0,013	0,047
Abborre	Långsjön	23,2	0,135	0,061	12,0	103,8	0,89	5,95	0,037	0,039

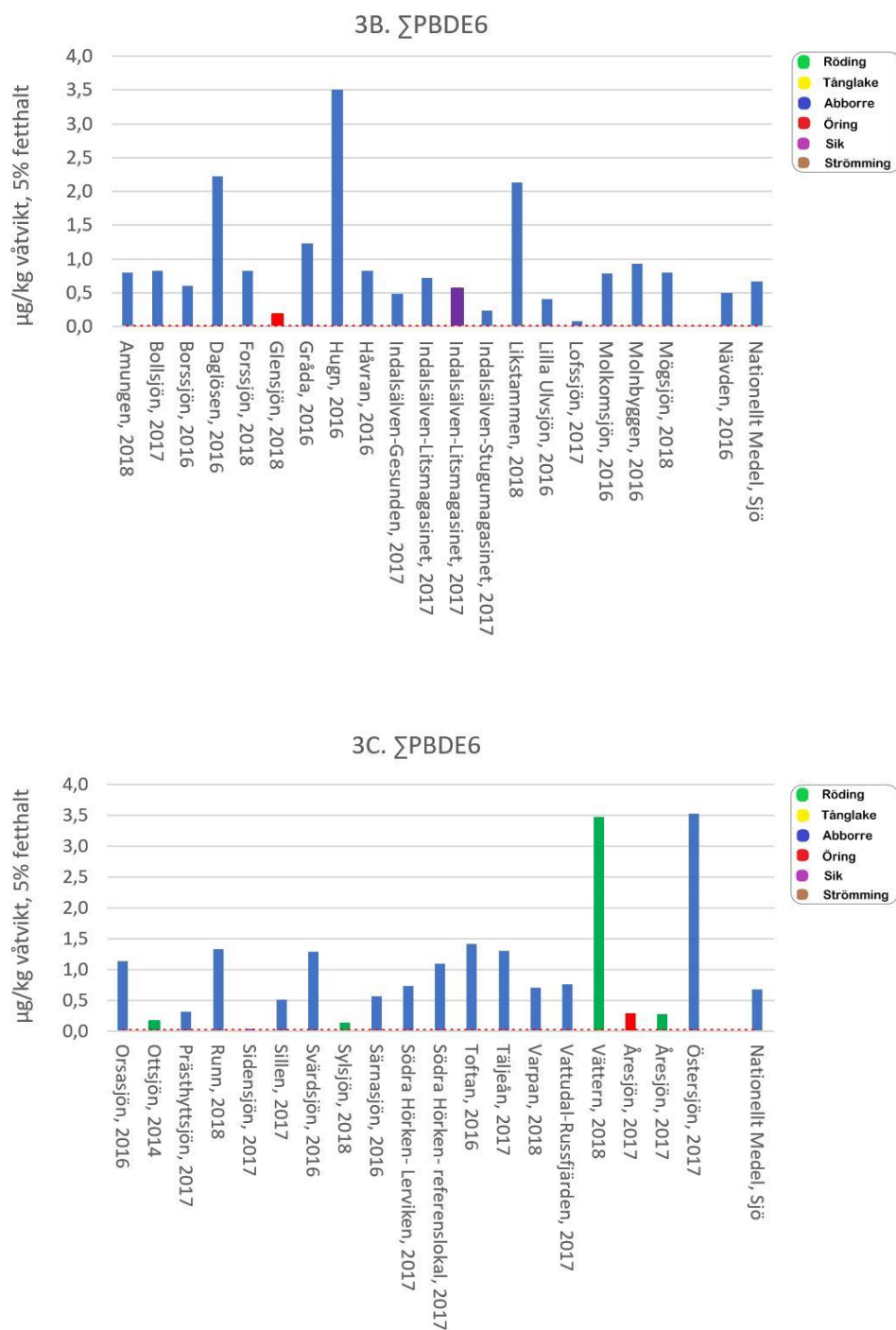
Polybromerade difenyletrar (Σ PBDE6)

I Figur 3A, 3B och 3C redovisas uppmätta halter av Σ PBDE6 i fiskmuskel inom delprogrammet. Figur 3A redovisar halldata i kusten medan Figur 3B och 3C återger uppmätta halter i limniska system. Analysen för denna parameter i fisk från marin miljö saknar kongener BDE-28.

I figurerna redovisas även nationell uppmätt medelhalt för samlingsprov av abborre och strömming.

Uppmätta halter i delprogrammet ligger alla högt över gränsvärdet. Detta överensstämmer väl med den gängse bilden ifråga om uppmätta halter av Σ PBDE6 i fisk i Sverige.

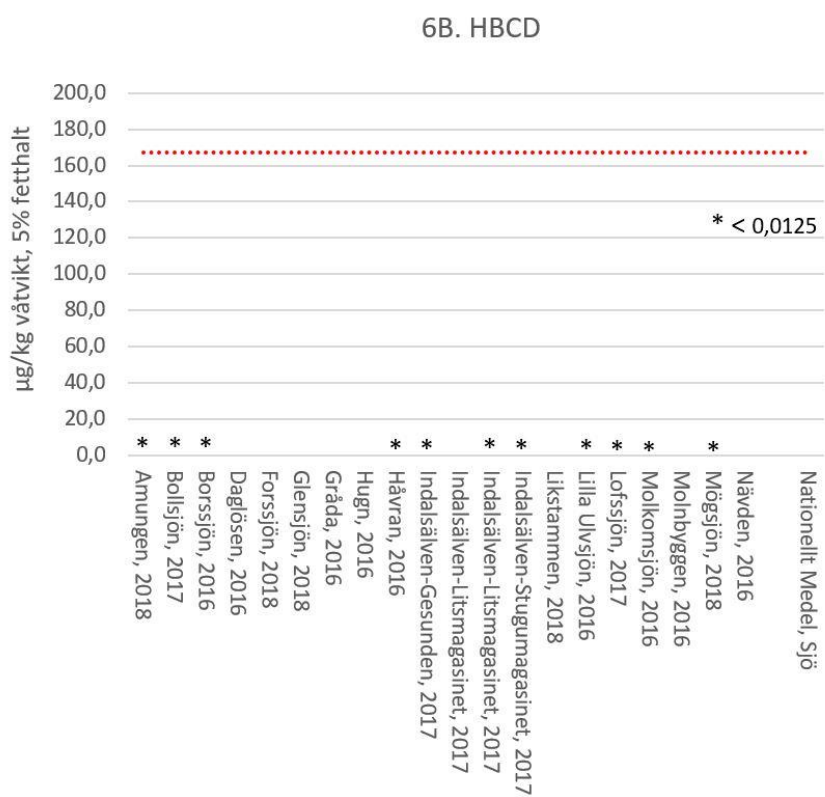
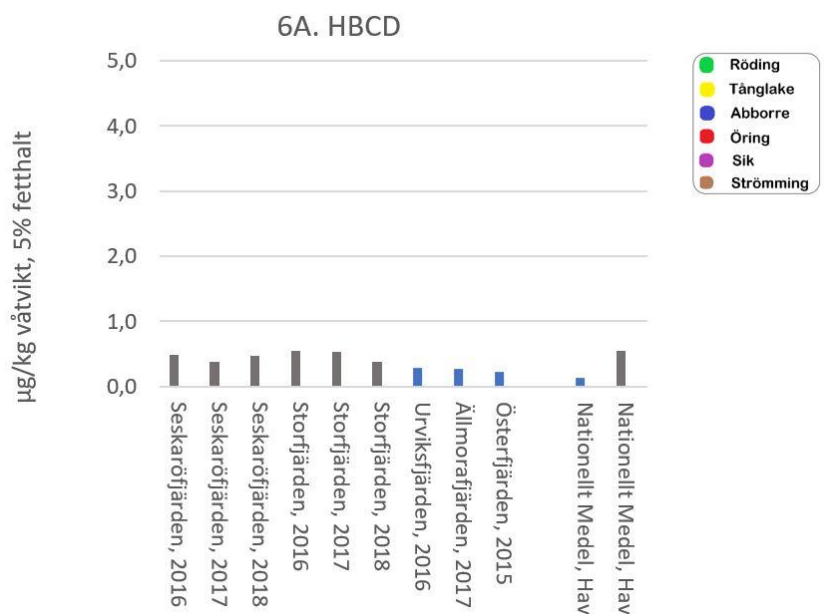


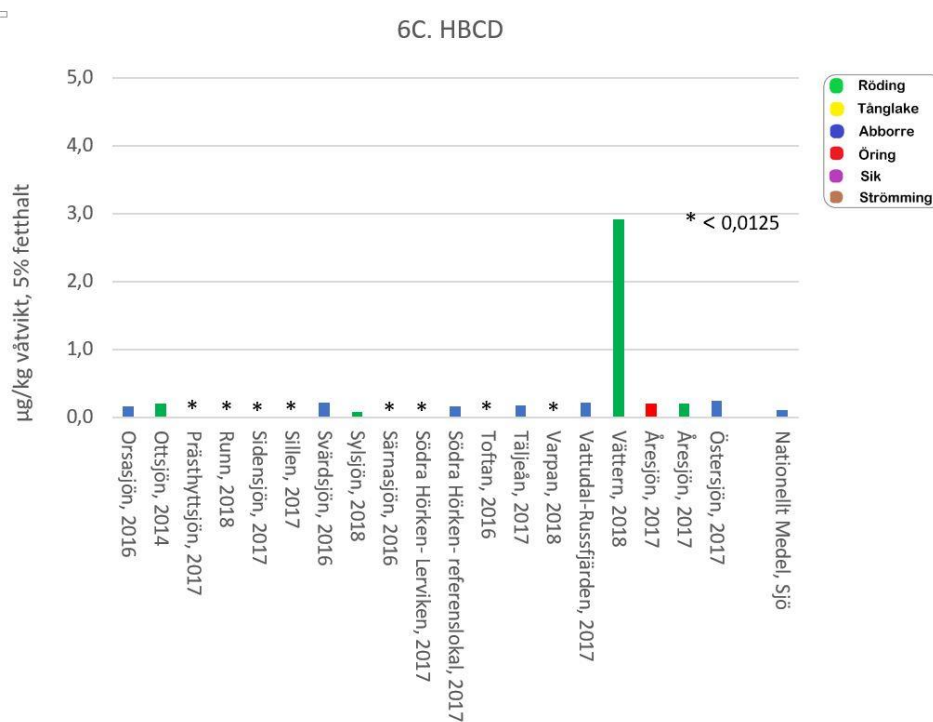


Figur 3A, 3B och 3C. Uppmätta halter av summan PBDE-6 i fiskmuskelvävnad. Staplar; abborre (blå), strömming (brun), öring (röd), sik (lila), röding (grön). Röd streckad linje i figurerna representerar gränsvärdet (0,0085 µg/kg våtvikt muskel) för Σ PBDE6 enligt HVMFS 2019:25.

Hexabromcyklododekan (HBCD)

För det bromerade flamskyddsmedlet HBCD har halterna i fiskmuskel generellt varit låga.





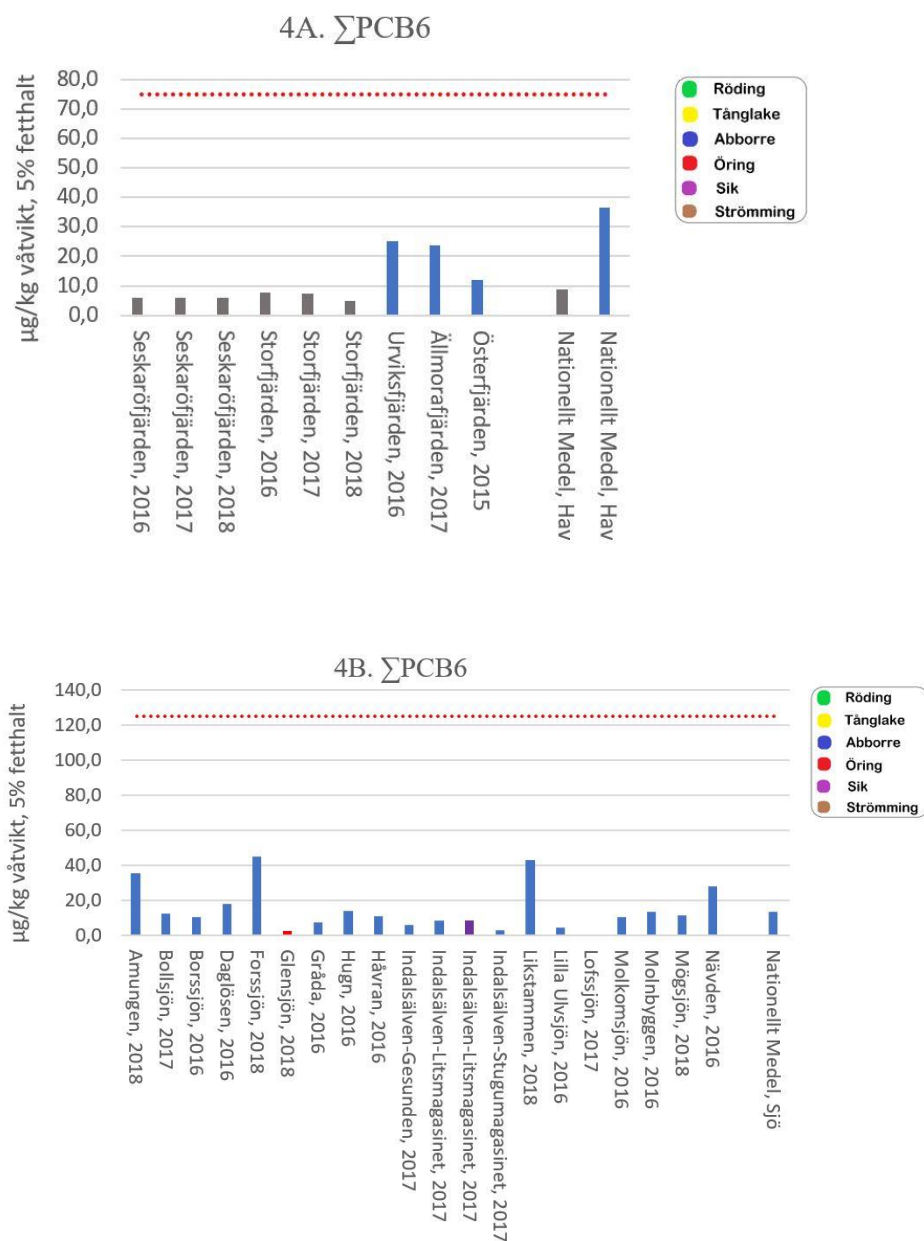
Figur 6A, 6B och 6C. Uppmätta halter av HBCD i fiskmuskelvävnad. Staplar; abborre (blå), strömming (brun), öring (röd), sik (lila), röding (grön). Röd streckad linje i figur 6B representerar gränsvärdet (167 µg/kg våtvikt muskel) för HBCD enligt HVMFS 2019:25.

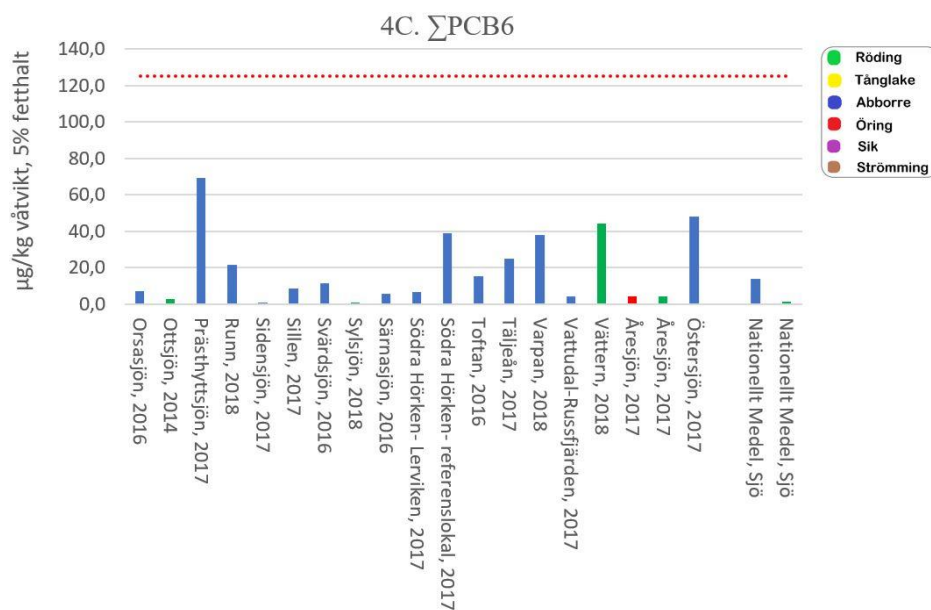
I Figur 6A, 6B och 6C redovisas uppmätta halter av HBCD i fiskmuskel inom delfprogrammet. Figur 6A presenterar uppmätta haltdata i kusten medan Figur 6B och 6C visar uppmätta halter i limniska system. I figurerna redovisas även nationell uppmätt medelhalt för samlingsprov av abborre och strömming. Högst uppmätt halt var i röding från Vättern med 2,9 µg/kg våtvikt.

Uppmätta halter ligger långt under gränsvärdet för HBCD vid alla provlokaler.

Polyklorerade bifenyler (Σ PCB6)

Uppmätta halter av summan Σ PCB6 redovisas i Figur 4A, 4B och 4C. I Figur 4A framgår uppmätta halldata i fisk från kusten medan Figur 4B och 4C redovisar uppmätta halter i fisk från inlandsvatten.



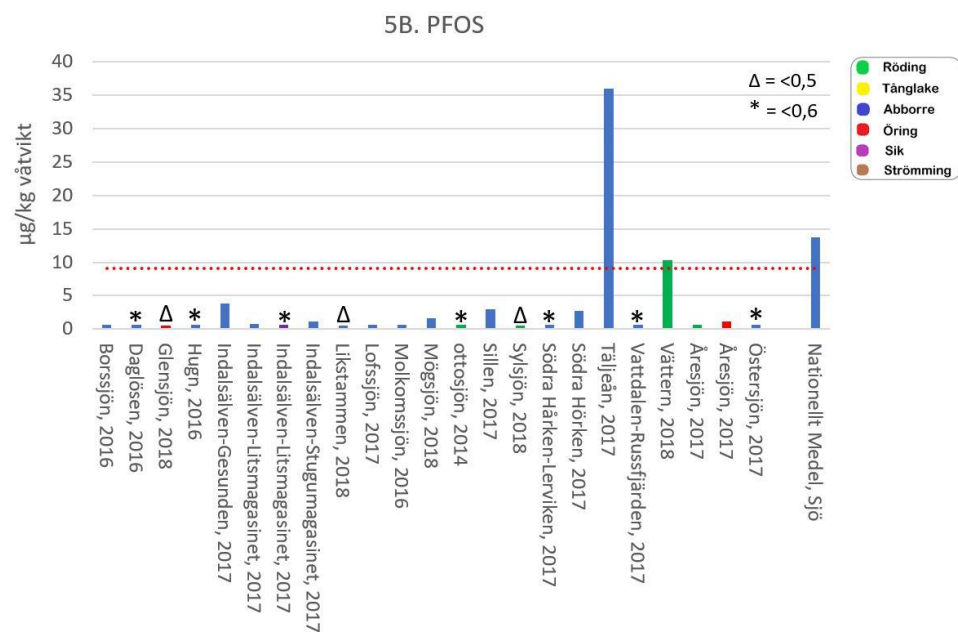
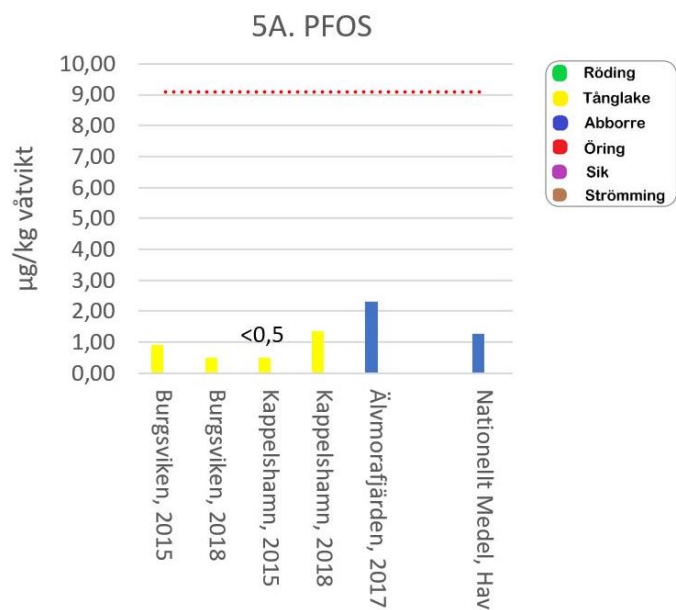


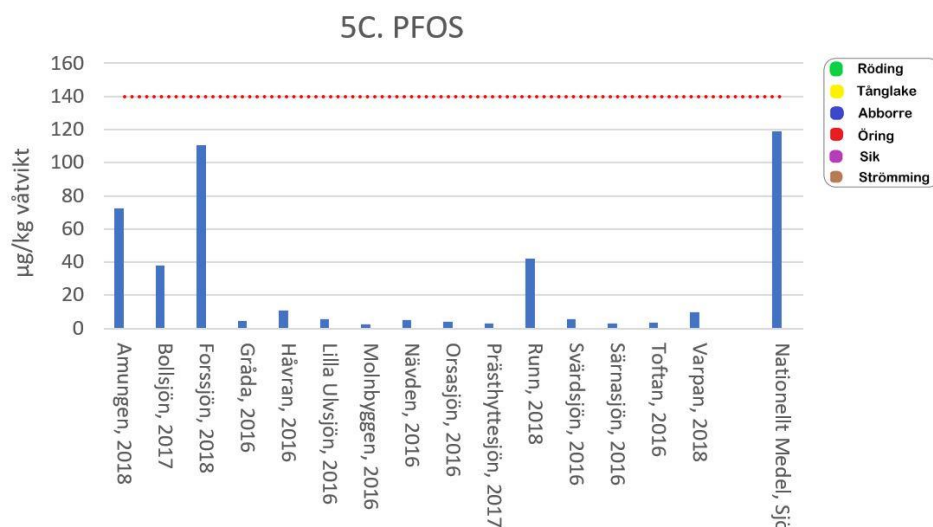
Figur 4A, 4B och 4C. Uppmätta halter av summan Σ PCB6 i fiskmuskelvävnad. Staplar; abborre (blå), strömming (brun), öring (röd), sik (lila), röding (grön). Röd streckad linje anger gränsvärdena för summan Σ PCB6 enligt HVMFS 2019:25 (75 µg/kg våtvikt muskel i marina system och 125 µg/kg våtvikt muskel i limniska system).

I figurerna redovisas även nationell uppmätt medelhalt för samlingsprov av abborre, strömming och röding.

Uppmätta halter i delprogrammet ligger alla under gränsvärdet för god status enligt HVMFS 2019:25. Det gör även de icke-normaliserade uppmätta halterna som avgör om fisken är saluförbar eller inte.

Perfluoroktansulfonat (PFOS)





Figur 5A, 5B och 5C. Uppmätta halter av PFOS i fiskmuskelvävnad (A och B) respektive fisklevervävnad (C). Staplar; tånglake (gul), abborre (blå), öring (röd), röding (grön). Röd streckad linje i figurerna representerar gränsvärdet 9,1 µg/kg våtvikt i muskelvävnad och 140 µg/kg våtvikt i levervävnad enligt HVMFS 2019:25. <-tecknet anger att värdet underskrider rapporteringsgränsen för ämnet.

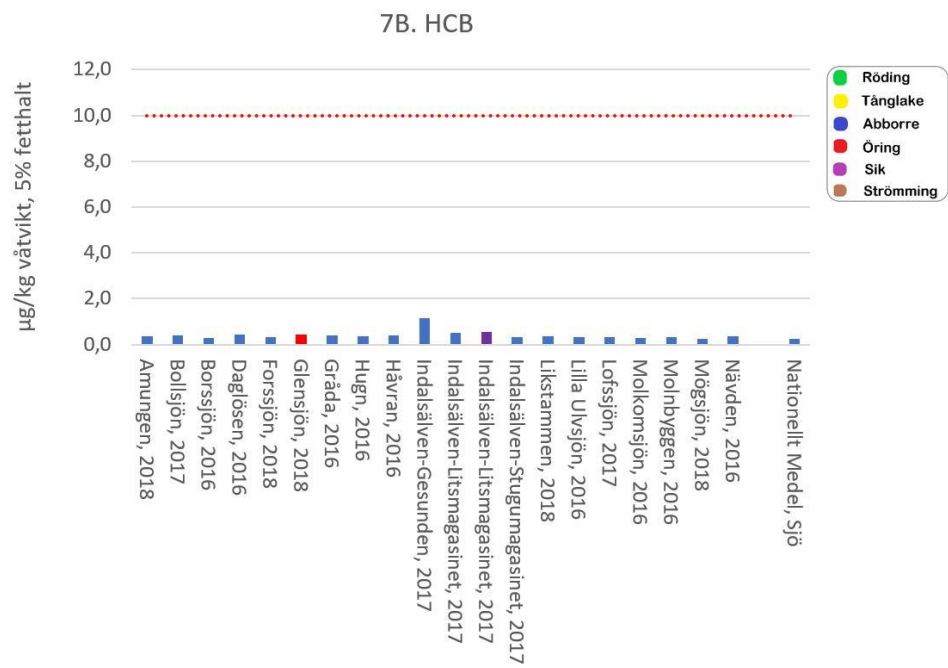
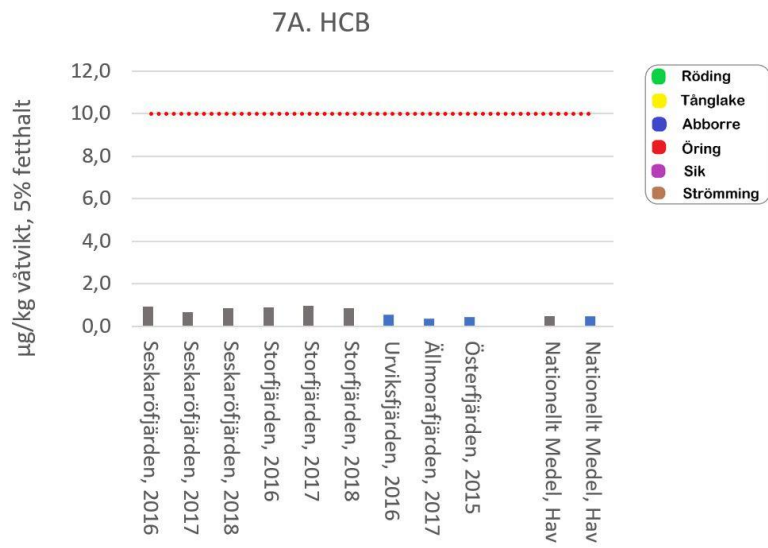
Figur 5A och 5B redovisas uppmätta totalhalter av PFOS i muskelvävnad medan det i Figur 5C redovisas uppmätt halt i levervävnad. I figurerna har även angetts nationell uppmätt medelhalt för samlingsprov av abborre.

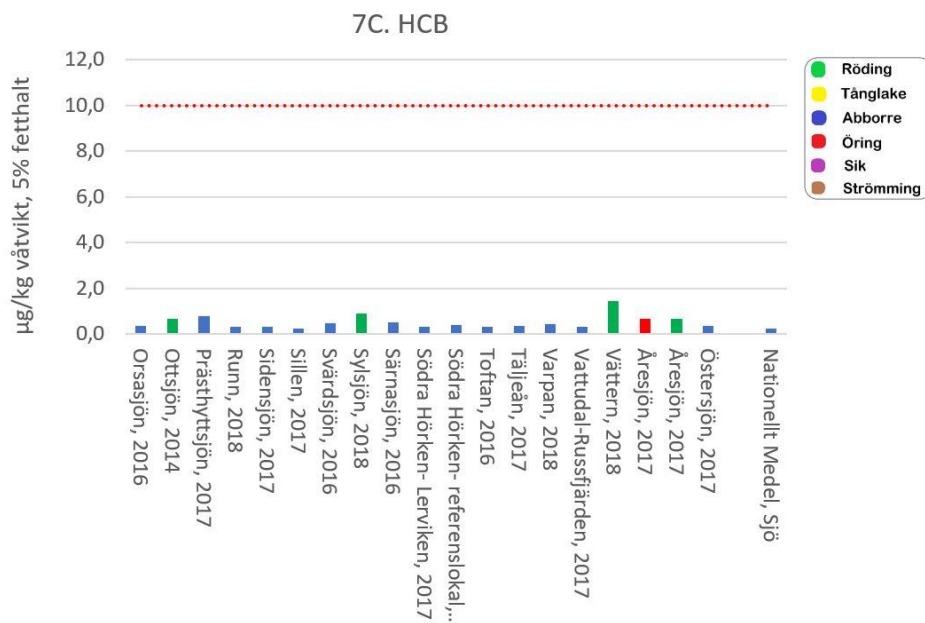
Förutom för provlokal Täljeån (Örebro län) i Figur 5B så underskrids gränsvärdet för PFOS vid alla provlokaler i delprogrammet.

Hexaklorbensen (HCB)

I Figur 7A, 7B och 7C redovisas uppmätta halter av HCB i fiskmuskel vid delprogrammets provlokaler. Figur 7A presenterar uppmätta haltdata i kusten medan Figur 7B och 7C visar uppmätta halter i limniska system. Röd streckad linje i figurerna representerar gränsvärdet (10 µg/kg våtvikt muskel) för HCB enligt HVMFS 2019:25. I figurerna redovisas även nationell uppmätt medelhalt för samlingsprov av abborre och strömming.

Uppmätta halter underskrider med god marginal gränsvärdet för HCB vid alla provlokaler i delprogrammet.





Figur 7A, 7B och 7C. Uppmätta halter av HCB i fiskmuskelvävnad. Staplar; abborre (blå), strömning (brun), öring (röd), sik (lila), röding (grön). Röd streckad linje i figurerna representerar gränsvärdet (10 µg/kg våtvikt muskel) för HCB enligt HVMFS 2019:25.

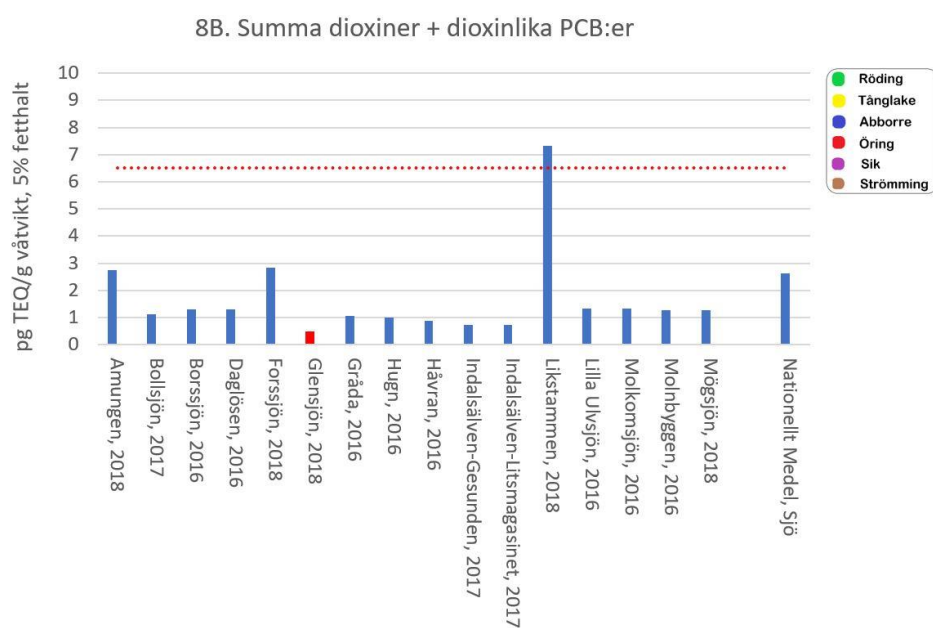
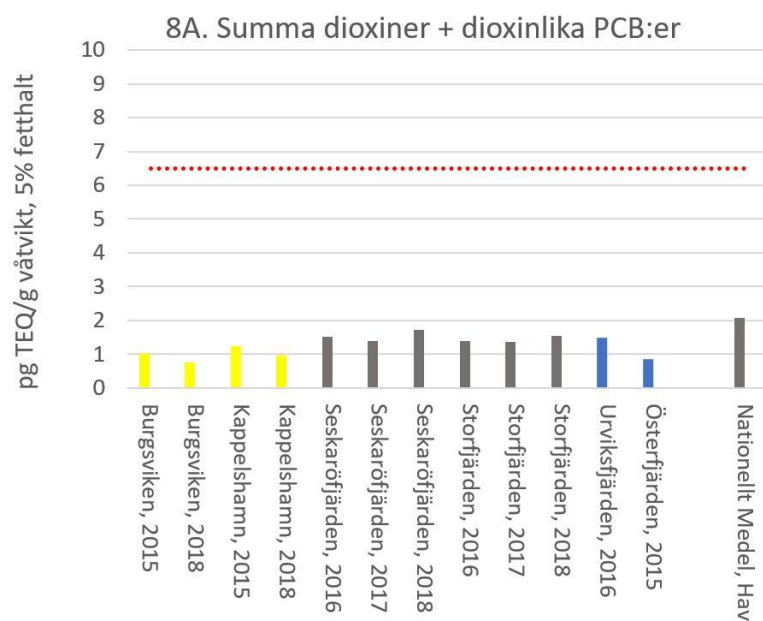
Klorfenoler

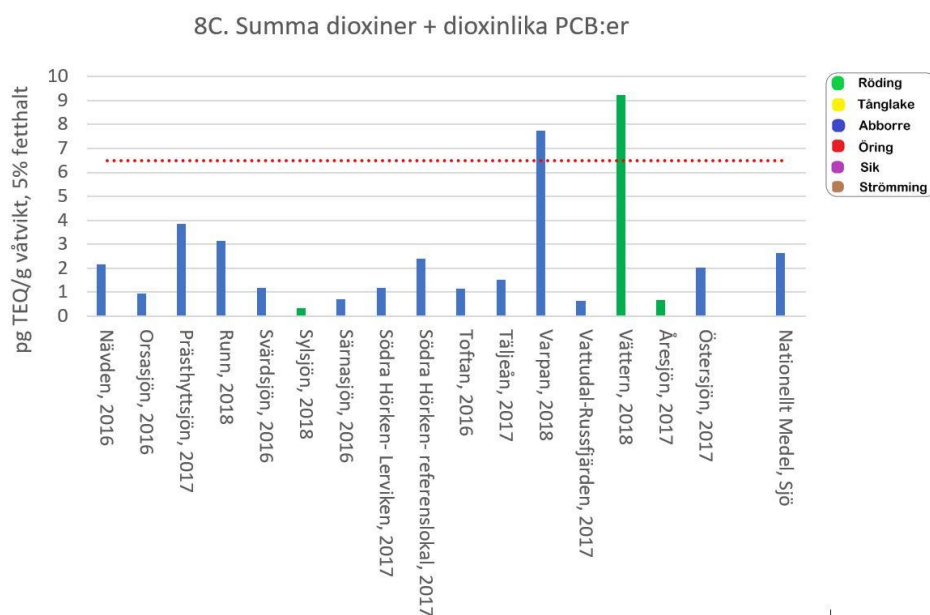
Vid enbart tre provlokaler (Molkomsjön i Värmland, Södra Hörken-referens och Södra Hörken-Lerviken i Örebro län) i delprogrammet analyserades fiskmuskel med avseende på klorfenoler. Uppmätta halter av samtliga klorfenoler låg i dessa fall under rapporteringsgränsen på 0,5 µg/kg våtvikt. Detta är långt under gränsvärdet 170 µg/kg våtvikt för klorfenoler i muskelvävnad. För denna ämnesgrupp redovisar vi inte några resultat i figurer.

Dioxiner och dioxinlika PCB:er

Haltmätningar har utförts vid närmare 40 provlokaler och i några av dessa vid mer än ett tillfälle. Se Figur 8A, 8B och 8C. Vid tre av provlokalerna överstegs gränsvärdet för dioxin och dioxinlika PCB:er med avseende på fett-normaliserade halter för fisk infångad 2018. Dessa lokaler är Likstammen (Södermanland, abborre), Varpan (Dalarna, abborre) och Vättern (röding).

Av all insamlad fisk är det enbart rödingen från Vättern som inte får saluföras eftersom uppmätt halt utan fettnormalisering (11,3 pg TEQ/g våtvikt) överskrider gränsvärdet på 6,5 pg TEQ/g våtvikt.





Figur 8A, 8B och 8C. Uppmätta halter av dioxiner och dioxinlika PCB:er i fiskmuskelvävnad. Staplar; tånglake (gul), abborre (blå), öring (röd), röding (grön). Röd streckad linje i figurerna representerar gränsvärdet 6,5 pg TEQ/g våtvikt muskel för god kemisk status.

Med vilken säkerhet görs dessa bedömningar?

En konstaterad brist är att insamlad fisk inom delprogrammet inte är helt storleksmässigt anpassad att täcka upp det storleksintervall som utgör konsumtionsfisk. En annan brist är att haltanalyser inte alltid utförs i den vävnad som konsumeras, det vill säga muskel. I dessa fall används omvandlingsfaktorer (om det finns några framtagna) för att räkna om halter från den analyserade delen av fisken till halter i den del som konsumeras. Sammantaget gör detta att bedömningarna inte alltid blir så säkra.

Eftersom resultat inom vattenförvaltningen kan användas för att reglera olika verksamheters tillåtlighet, krävs även goda säkerhetsmarginaler för det använda dataunderlaget. Är det med stor säkerhet bedömningarna görs? Om brister finns, vilka är de, och vad kan göras, och vad kan inte göras för att öka säkerheten i bedömningen?

Enligt *CIS Guidance Document no. 32, on biota monitoring* (EU 2014) bör insamlad fisk befinna sig på trofisk nivå 3,5 till 4,5 för bedömning av ämnens status inom vattenförvaltningsarbetet. Detta är dock inget som säkerställts inom delprogrammet hittills. Det kan dessutom vara svårförenligt med fisk som fångas för human konsumtion, som oftast är större och äldre och därmed troligen befinner sig på en högre trofisk nivå.

Stabila isotoper av framförallt kol (^{13}C) och kväve (^{15}N) kan användas för att studera var i näringskedjan en organism befinner sig (trofisk nivå). Anrikning

av de stabila isotoperna ^{15}N och ^{13}C , i förhållande till de lättare och dominerande stabila isotoperna ^{14}N och ^{12}C , sker vid ökande trofisk nivå, men i betydligt högre grad för kväve (ca 2–4 % per trofisteg) än för kole (ca 0–1 %). Teorin bakom metoden går, mycket förenklat, ut på att andelen av den tyngre isotopen anrikas ju högre upp i näringskedjan man kommer. Den högre anrikningen för ^{15}N beror på att den inte utsöndras (via urinen) lika effektivt som ^{14}N . Man kan därför använda sig av kväveisotopkvoten – ofta uttryckt som $\delta^{15}\text{N}$ – för att studera skillnader i trofisk nivå medan kolisotopkvoten ($\delta^{13}\text{C}$) inte är lika effektiv för detta (Helander et al. 2013). Nackdelen med denna teknik är att det krävs en bestämning av basnivå för varje art och vattenförekomst för att kunna bestämma nivån som fisken befinner sig på. Det är både tidskrävande och dyrt och kan göra att denna typ av bedömningar inte går att praktiskt tillämpa inom den regionala miljöövervakningen.

Istället har delprogrammet förlitat sig på att den i undersökningstypen *Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag* anvisade storleken på fisk uppfyller kravet på rätt trofisk nivå. Enligt Naturvårdsverket pågår en utvärdering av de befintliga undersökningstyperna vid Havs- och vattenmyndigheten tillsammans med Naturvårdsverket, för att se om syftet med vattenförvaltningens miljöövervakning kan uppfyllas bättre framöver.

En faktor som borde vara avgörande är hur stor andel av de infångade fiskarna som är fiskätande vid olika storleksintervall för respektive fiskart. Att till exempel rödingens födoval inte alltid utgörs av annan fisk bör innebära att uppmätta halter i röding inte representerar en lika hög trofisk nivå som 3,5 till 4,5. Haltmätningarna i röding bör av den anledningen inte i första hand användas till statusklassificering av de ämnen som har gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 i fisk. Man kan dock använda halter i muskel från röding för att titta på förändringar över tid i ett och samma vatten.

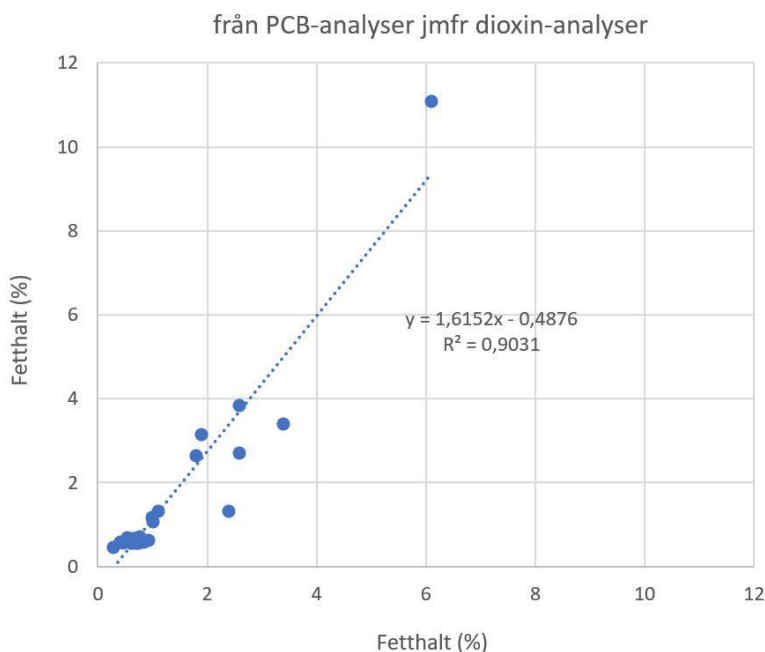
Enligt *CIS Guidance Document no. 32, on biota monitoring* (EU 2014) ska uppmätt halt av de ämnen vars anrikning i muskelvävnad beror av fiskens fetthalt normaliseras till 5 % fetthalt. Detta förfarande, att uppmätt halt räknas upp eller ned innan bedömningen mot gränsvärden utförs, innebär att statusbedömningen blir väldigt känslig för hur fetthalter varierar inom en fiskart och mellan fiskarter. Framförallt för fiskarter med relativt låga fetthalter, till exempel abborre vars fetthalt ofta understiger en procent, kan uppräkningsfaktorn vara av större betydelse för tillförlitligheten av utfallet. Av Tabell 6 framgår hur omräkningsfaktorn kan variera för individuella fetthaltbestämningar.

Tabell 6. Omräkningsfaktor för uppmätt halt av ämnen vid normalisering till 5 % fetthalt för fisk. Samanställning baserad på nationella data hämtat ur IVL databasen med miljögifter i biota. I det här fallet blir variationen relativt extrem. Att använda sig av en artspecifik medelfetthalt kan ta ut en del av osäkerheten.

Fisk	Fetthalt (%)			Omräkningsfaktor för uppmätt halt		
	Medel	Min	Max	Medel	Min	Max
Abborre	0,6	0,3	1,7	8,3	2,9	16,7
Tånglake	0,7	0,45	1,22	7,1	4,1	11,1
Röding	1,85	0,8	4,9	2,7	1,0	6,3
Strömming	4,2	15,5	0,9	1,2	0,3	5,6

Detta visar samtidigt vikten av att varje enskild fetthaltbestämning är tillförlitlig och detta oavsett vilket analyslaboratorium som utför fetthaltbestämningen. Omräkningar baserade på fetthaltbestämningar kan resultera i stora skillnader när man räknar upp en väldigt mager fisk till att motsvara 5% fetthalt. Inom det nationella programmet används istället en medelfetthalt för den aktuella fiskarten vid exempelvis en omräkning av gränsvärdet till det fettnormaliserade värdet. Eventuellt kan i stället en regional medelfetthalt komma ifråga om det finns tillräckligt med regionala data.

Fetthalten varierar naturligt över året, vilket ju innebär att även den normaliserade halten får en säsongvariation. Eftersom insamlingen av fisk ska ligga inom ett snävt tidsintervall är detta rimligtvis inte av särskild betydelse.



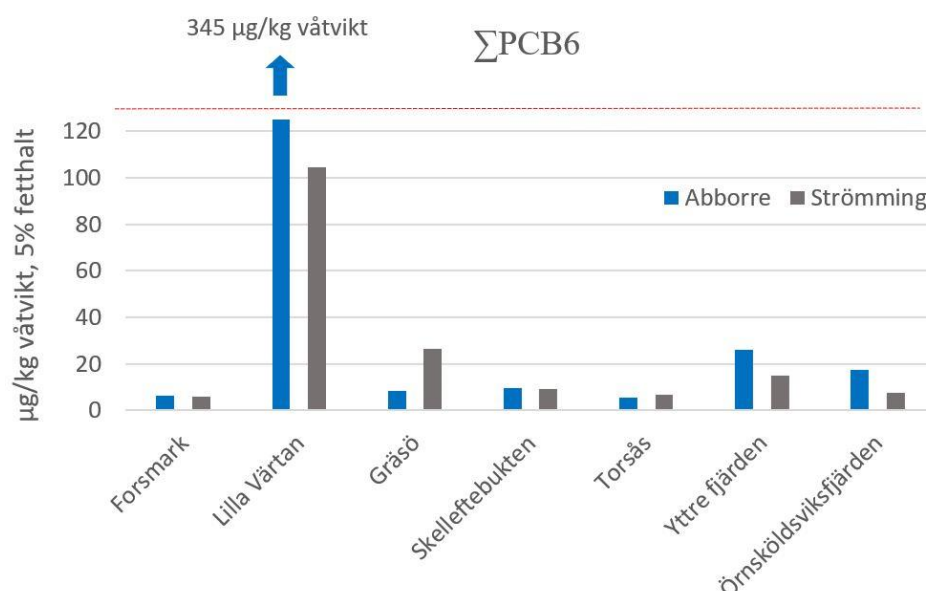
Figur 11. Analysresultat av fetthaltbestämning i samlingsprov av abborre, röding, strömming, öring och sik inför bestämning av halter PCB och dioxiner.

Inom delprogrammet kunde en test av detta genomföras för de prover som analyserats både för halt av dioxiner och PCB. Analys av fetthalt ingår som stödparameter vid båda dessa analyser. Figur 11 illustrerar hur väl dessa haltbestämningar överensstämmer med varandra. Vi kan konstatera att bestämd fetthalt för ett och samma prov kan variera en del mellan olika analyslaboratorier, troligen som en konsekvens av olika metodik. Exempelvis bestämdes fetthalten i samma röding från Vättern till 6,1 % i ett laboratorium och 11,1 % i ett annat laboratorium. Andra exempel utgörs av en abborre från Toftan (0,93 % och 0,62 %) och en strömming från Seskaröfjärden (1,3 % och 2,4 %).

Att fetthalten varierar på detta sätt medför samtidigt att omräkningsfaktorn till 5 % fetthalt varierar på motsvarande sätt. Det understryker vikten av att inte använda sig av dessa enskilda fetthaltbestämningar vid uppräknings till 5 % fetthalt. Istället bör fiskartens medelfetthalt användas vid normalisering till 5 % fetthalt.

Konsekvenserna av att använda enskilda fetthaltsbestämningar kan bli allt för stora. Skulle till exempel uppmätt halt av dioxiner och dioxinlika PCB:er i rödingen från Vättern ha normaliserats med uppmätt fetthalt från PCB-analyserna (11,1 %) för Vättern istället för uppmätt fetthalt vid dioxin-analyserna (6,1 %) i Figur 8C så skulle det medföra att gränsvärdet underskrids istället för överskrids.

Denna osäkerhet är en av flera som kan bidra till den totala osäkerheten vid bedömningen av status. En annan som behandlats tidigare är om insamlad fisk befinner sig på rätt trofisk nivå. En ytterligare fråga är om den insamlade fisken verkligen är geografiskt representativ för det vatten som ska klassificeras.



Figur 12. Uppmätt halt ΣPCB_6 i samlingsprov av abborre och strömming insamlade från samma provlokaler och fångst-år (2013). Röd streckad linje: gränsvärde. Data från nationella miljögiftsövervakningen som hämtats ur IVL databasen för miljögifter i biota.

Eller ska det trots ovannämnda farhågor antas att fetthaltsbestämningarna är korrekta, att både strömming och abborre befinner sig på rätt trofisk nivå, att både strömming och abborre är geografiskt representativa för det vatten de är insamlade från? Detta är tre viktiga frågeställningar som behöver besvaras. Mest troligt är de avgörande skillnaderna beroende av båda fiskarternas olika beteendemönster och födosöksstrategier. Figur 12 illustrerar att halter av exempelvis Σ PCB6 kan skilja sig mycket mellan olika fiskarter från samma provlokaler i. För Lilla Värtan (Stockholm) är det troligt att halter i strömming underskattar den biotillgängliga halten i havsviken. Halterna i abborre kan vara mera rättvisande, beroende på att abborre troligen uppehåller sig en större del av sin livstid i havsviken, medan strömmingen kan vandra ut till djupare och kallare vatten under en del av året. Abborre är av den anledningen en mer lämplig matris än strömming för bedömning av status för Σ PCB6 i Lilla Värtan under förutsättning att man har tillgång till rätt storlek och åldersklass.

Utvärdering av ämnen som saknar bedömningsgrunder

I delprogrammet har även halter av klorfenoler, klorbensener, polyaromatiska kolväten och tennorganiska ämnen utförts i samlingsprov av muskelvävnad från fisk från vissa av provlokalerna. Nedan presenteras kort de viktigaste resultaten från dessa haltbestämningar. Det bör noteras att det inte är rekommenderat att analysera dessa ämnesgrupper i muskel från fisk, enligt CIS vägledningarna. Inom den nationella miljöövervakningen mäts bland annat halter av tennorganiska föreningar i levervävnad för att halterna vanligen är under rapporteringsgränsen i muskel.

Klorfenoler

Uppmätta halter av klorfenoler ligger under rapporteringsgränsen 0,5 ng/g våtvikt vid de tre provlokaler där klorfenoler har haltbestämts.

Polyaromatiska kolväten (PAH)

Haltbestämning av PAH i fisk har utförts för Indalsälven vid tre provlokaler. Av de olika PAH:erna så uppmättes pyren över rapporteringsgränsen vid alla tre provlokalerna. Vid två av provlokalerna överskreds rapporteringsgränsen för fenantren medan rapporteringsgränserna för antracen och fluoranten överskreds vid en provlokal vardera. Högst uppmätt halt var 1,8 ng/gram våtvikt i abborre ifrån Litsmagasinet. Halten var där lite drygt 4 gånger högre än lägst uppmätt halt av pyren i fisk från Stugumagasinet.

Det rekommenderas inte att mäta PAH:er i fisk⁹ eftersom dessa ämnen metaboliseras till andra ämnen. Normalt sett mäter man i mussla eller sediment där det också finns EU gränsvärden, eller letar efter PAH metaboliter i fiskens galla.

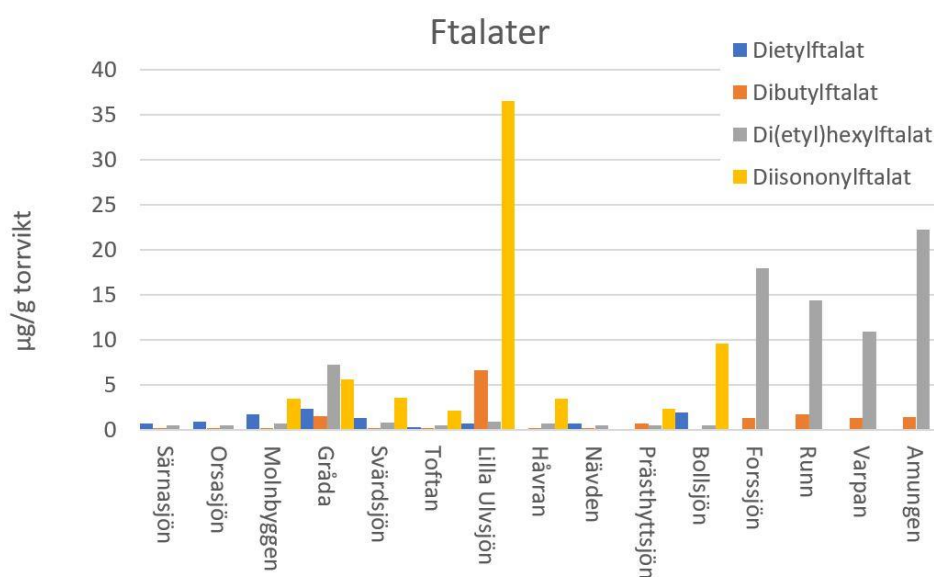
⁹ Sida 1 i EU CIS Guidance Document no. 33. (EU 2014a)

Klorbensener

Uppmätta halter ligger under rapporteringsgränsen vid 14 av 15 provlokaler där klorbensener har haltbestämts. Undantaget är Amungen där uppmätt halter av 1,3,5-tri-klorbensen och 1,2,3-tri-klorbensen ligger över sina respektive rapporteringsgränser.

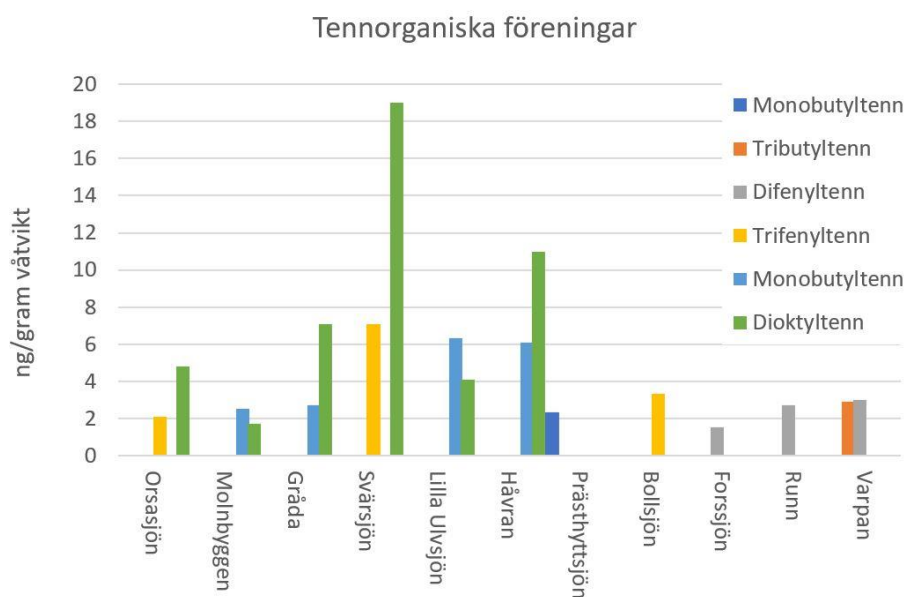
Ftalater

Av de uppmätta halter av ftalater så var det i huvudsak dietylftalat, dibutylftalat, di(etyl)hexylftalat och diisononylftalat som kunde uppmätas i halter som överskred rapporteringsgränserna för ftalaterna. Skillnader i uppmätta halter var förhållandevis stora mellan provlokalerna. Se Figur 13.



Figur 13. Uppmätt halt av ftalater i samlingsprov av abborre. Staplarna anger enbart ftalater med uppmätta halter över rapporteringsgräns.

Tennorganiska ämnen



Figur 14. Uppmätt halt av tennorganiska ämnen i samlingsprov av abborre. Staplar: Enbart tennorganiska ämnen med uppmätta halter över rapporteringsgräns.

Bland de tennorganiska föreningarna var dioktyltenn, trifenylyltenn och monobutyltenn de ämnen som tydligast återfanns i halter över rapporteringsgränserna i muskelprov (Figur 14). Det framgår även att skillnaderna mellan olika provlokaler var stora ifråga om uppmätta halter. Inom nationell miljöövervakning analyseras tennorganiska ämnen vanligen på levervävnad, på grund av den stora variationen mellan proverna, där halter i muskel ofta ligger under rapporteringsgränsen för ämnet. Av den anledningen går inte dessa resultat att jämföras med resultat från den nationella miljöövervakningen.

Utvärdering av analysernas tillförlitlighet

Provningsjämförelse av miljögifter i fisk vid fem laboratorier

För att få en uppfattning om jämförbarheten av analysresultat från olika utförande laboratorier har vi inom det gemensamma delprogrammet låtit fem olika laboratorier utföra samma analyser på muskel från två samlingsprov på abborrar. Delar av denna provjämförelse finansierades av delprojekt ”Koordinerade miljögiftsmätningar” inom LIFE IP Rich Waters-projektet.

Vid provningsjämförelsen provbereddes två samlingsprov av abborre från provlokaler Vaxholm och Ulvsundasjön av ALS Scandinavia AB. Hela samlingsprovet frystorkades, varifrån tre delprover vägdes in för kvicksilveranalys, och tre andra delprover upparbetades separat för spårmetallanalys med ICP-MS.

Samplingsprovet från Vaxholm skickades iväg för analys av kvicksilver, fetthalt, PCB och PFAS medan samlingsprovet från Ulvsundasjön skickades iväg för analys av PBDE. Varje analyslaboratorium fick tre delprover att analysera för respektive ämne, så att både spridning inom varje enskilt analyslaboratorium och skillnader i resultat mellan analyslaboratorier kunde studeras.

Vilka analyslaboratorier som är ackrediterade eller inte för en specifik analys framgår av Tabell 7.

Tabell 7. Ingående analyslaboratorium i provningsjämförelsen med information om analysmetod är ackrediterad (Ja) eller inte ackrediterad (Nej).

Analys	ALS	Eurofins	IVL	Synlab	ACES
Fetthalt	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
PFOS	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej
ΣPBDE6*	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej
ΣPCB6*	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja
Kvicksilver	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja

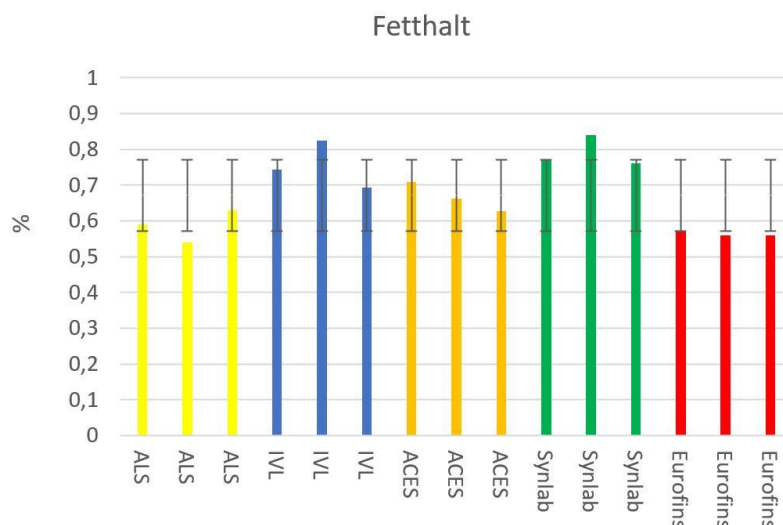
*) Analys av de enskilda kongenerna är ackrediterad

Provningsjämförelsen för de olika ämnena presenteras nedan i Figur 15 till 19.

Fetthalt

Utförda bestämningar av fetthalter vid de olika analyslaboratorierna visar att medelvärdena av fetthalt i abborre varierar mellan 0,56 % till 0,79 %, (Figur 15). Dessa skillnader i uppmätt fetthalt innebär att omräkningsfaktorn skulle kunna variera från 6,3 till 8,9 vid fettnormalisering till 5 % fetthalt.

För en fiktiv uppmätt halt på 10 µg/kg våtvikt i muskel varierar halten efter fettnormalisering således från 63 till 89 µg/kg våtvikt. Detta är en betydande skillnad som kan vara av avgörande betydelse för om ett gränsvärde överskrids eller inte.



Figur 15. Analys av procentuell fetthalt i muskelfävnad i samlingsprov av abborre från Vaxholm vid fem olika analyslaboratorier. Streck anger standardavvikelser från medelvärdet på 0,67 %.

Uppmätta fetthalter vid Synlab (högst halt) och Eurofins (lägst halt) är de som statistiskt sett skiljer sig jämfört med uppmätt fetthalt vid det analyslaboratorium (ACES) som anlitas av delprogrammet och den nationella miljögiftsövervakningen (Student's t-test, $p < 0,05$).

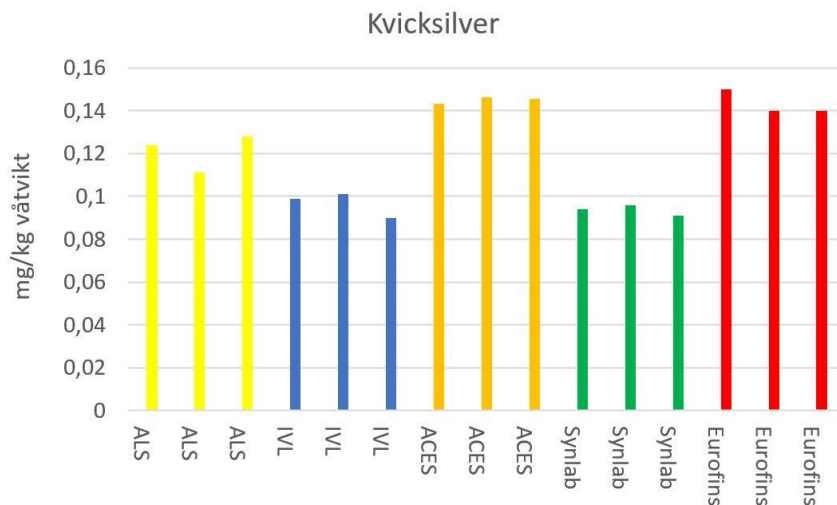
De olika laboratorier har använt olika tekniker för att bestämma fetthalt. Synlab använder till exempel NMR mikrovågsteknik och för den standardmetoden gäller att fetthalt kan bestämmas utan större uppdriftningsförluster, medan det vid andra standardmetoder kan uppstå större förluster. Ju lägre fetthalten var från början, dess större felfaktorn kan bli inom metodens känslighet.

Kvicksilver

Utförda haltbestämningar av kvicksilver vid de olika analyslaboratorierna, uttryckta i form av medelvärden, visar att kvicksilverhalten i samlingsprovet av abborre, varierar från 0,094 till 0,145 mg/kg våtvikt (Figur 16).

Alla uppmätta halter överskrider gränsvärdet för god status (0,02 µg/kg våtvikt muskel) enligt HVMFS 2019:25. Detta är inte förvånande mot bakgrund av att Havs- och vattenmyndigheten har utfört en nationell expertbedömning att detta gränsvärde överskrider i alla Sveriges vatten. Uppmätta halter vid alla analyslaboratorier ligger samtidigt under gränsvärdet för saluföring (0,5 mg/kg våtvikt muskel).

Skillnaderna mellan analyslaboratorierna är dock så stora att dessa potentiellt skulle kunna vara kritiska för bedömning om gränsvärdet för saluföring överskrider i någon lokal. Uppmätt kvicksilverhalt i fisk vid ACES är till exempel 55 % högre än uppmätta halter vid Synlab och IVL.



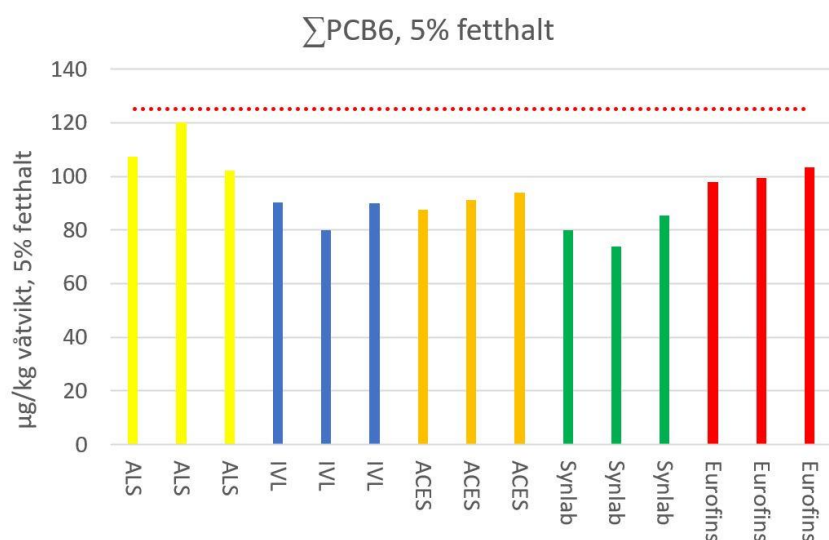
Figur 16. Analysresultat från fem olika laboratorier gällande total kvicksilverhalt (mg/kg våtvikt) i muskelvävnad i samlingsprov av abborre från Vaxholm.

Uppmätta halter av kvicksilver vid ALS, IVL och Synlab är de som statistiskt sett även skiljer sig åt jämfört med uppmätt halt vid det analyslaboratorium (ACES) som anlitas i delprogrammet och den nationella miljögiftsövervakningen (Student's t-test, $p < 0,05$).

Polyklorerade bifenylor (Σ PCB6)

Haltbestämningarna av Σ PCB6 vid de fem olika analyslaboratorierna visar att den fettnormaliserade halten kan variera från 79,7 till 109,8 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt muskel (Figur 17). Detta är förhållandevis mycket. Uppmätt halt vid ALS är till exempel 38% högre än uppmätt vid Synlab.

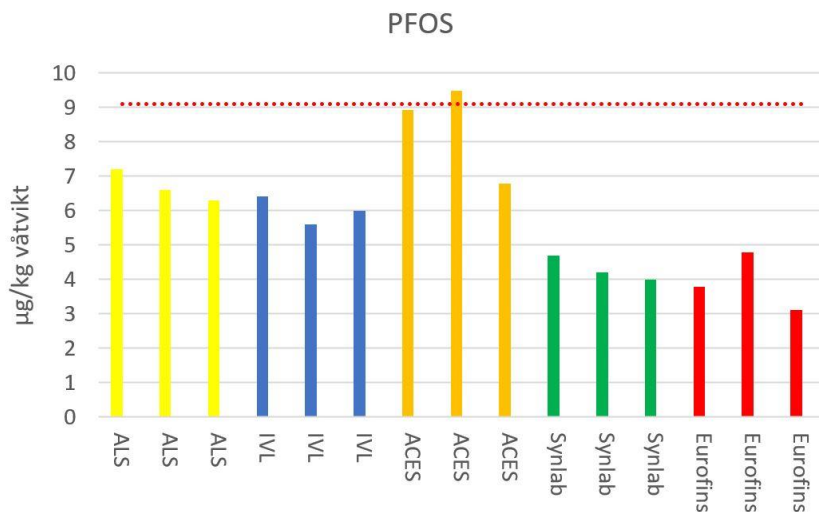
Uppmätta halter av Σ PCB6 vid ALS, Synlab och Eurofins är de som statistiskt sätt skiljer sig åt jämfört uppmätt halt vid det analyslaboratorium (ACES) som anlitas i delprogrammet och nationella miljögiftsövervakningen (Student's t-test, $p < 0,05$).



Figur 17. Analys av halt av PCB (µg/kg våtvikt) i muskelvävnad i samlingsprov av abborre från Vaxholm vid fem olika analyslaboratorier. Röd streckad linje: gränsvärde för PCB i biota enligt HVMFS 2019:25.

Perfluoroktansulfonat (PFOS)

Utförda haltbestämningar av PFOS i muskelvävnad vid de olika analyslaboratorierna visar på tydliga skillnader i resultat (medelvärden av tre analyser) mellan laboratorier (Figur 18). Haltmedelvärdet av PFOS från respektive laboratorium (uttryckt i µg/kg våtvikt muskel) varierar från 3,9 (Eurofins) till 8,4 (ACES).



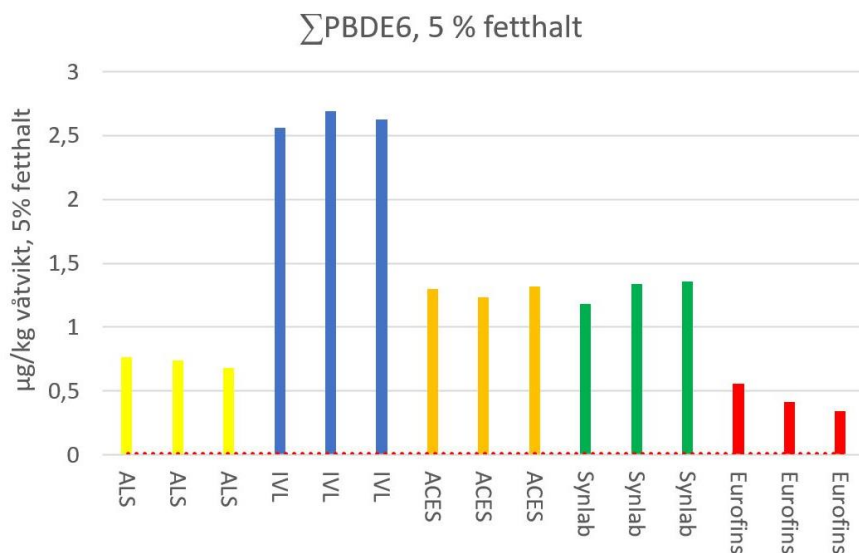
Figur 18. Analys av totalhalt PFOS (µg/kg våtvikt) i muskelvävnad i samlingsprov av abborre från Vaxholm vid fem olika analyslaboratorier. Halterna av linjär och grenad PFOS har adderats som total halt. Röd streckad linje: gränsvärde för PFOS i fisk enligt HVMFS 2019:25.

Innebär detta också att halterna av PFOS i fisk i den nationella miljögiftsövervakningen, där haltbestämningen utförs av ACES, är överskattade? Det är en oundviklig fråga.

Uppmätta halter av PFOS vid ACES, Synlab och Eurofins är de som statistiskt sett skiljer sig åt jämfört uppmätt halt vid det analyslaboratorium (IVL) som anlitas i delprogrammet (Student's t-test, $p < 0,05$).

Polybromerade difenyletrar (Σ PBDE6)

De olika haltbestämningarna av Σ PBDE6 vid de fem analyslaboratorierna visar att den fettnormaliserade halten, kan variera från 0,4 till 2,6 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt muskel. Se Figur 19. Det är en stor variation.



Figur 19. Analys av fetthalts normaliserad halt PBDE ($\mu\text{g/kg}$ våtvikt) i muskel i samlingsprov av abborre från Ulvsundasjön vid fem olika analyslaboratorier. Röd streckad linje: gränsvärde för god status (0,0085 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt muskel).

Då uppmätt halt Σ PBDE6 förväntas ligga över gränsvärdet för god status (0,0085 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt muskel) för alla vatten i Sverige (nationell expertbedömning av Havs- och vattenmyndigheten) så spelar det ingen faktisk roll vid den bedömning att variationen är så stor mellan analyslaboratorierna.

Uppmätta halter av Σ PBDE6 vid ALS, IVL och Eurofins är de som statistiskt sett skiljer sig åt jämfört uppmätt halt vid det analyslaboratorium (ACES) som anlitas i delprogrammet och nationella miljögiftsövervakningen (Student's t-test, $p < 0,05$).

För att sammanfatta provningsjämförelsen:

Det finns en betydande haltvariation mellan analyslaboratorierna som innebär att valet av laboratorium kan komma att påverka bedömningen av huruvida ett gränsvärde överskrids eller inte. Förutom haltmätningar av de ämnen som ska bedömas omfattar denna problematik även stödparametern fetthalt som haltdata normaliseras med. Detta innebär givetvis att skillnaden mellan laboratorierna kan bli ännu större för fettnormaliserade halter.

Eftersom analysmetoderna som de flesta analyslaboratorier använder sig av är ackrediterade är det svårt att uttala sig om haltbestämningen av ett specifikt ämne vid ett laboratorium är mer sann än haltbestämningen vid något av de andra analyslaboratorierna. Eftersom det inte är möjligt att avgöra vilket av laboratorierna som ligger närmast sanningen behöver man hitta ett sätt att förhålla sig till denna variation. Vi föreslår att det på nationell nivå beslutas om enhetlig metodik som används för analyser av ämnesgrupper som ingår i den nationella och regionala miljöövervakningen.

Vid haltbestämningar i närheten av ett gränsvärde blir det svårt att med säkerhet uttala sig om ett gränsvärde överskrids utifrån analysresultaten från enbart ett analyslaboratorium. Detta är något som måste beaktas inom vattenförvaltningsarbetet. Om tveksamhet uppstår hänvisar EU vägledning till att vid bedömningen använda sig av en annan matris än biota.

Diskussion och slutsatser

En utvärdering av det gemensamma delprogrammet för provbankning och analys av metaller och organiska miljögifter har utförts av Länsstyrelsen Stockholm under 2020. Nedan följer de viktigaste lärdomarna från de genomförda delarna av delprogrammet.

Geografisk och temporär upplösning

Ett av syftena med delprogrammet är att få en god rumslig och tidsmässig upplösning av miljögiftsbelastningen på regional skala.

Än så länge har inte tillräckligt med fisk samlats in för att kunna säkerställa den avsedda geografiska upplösningen. Detta kan delvis bero på hur de enskilda länsstyrelserna prioriterar undersökningar av regionala förekomster av miljögifter i akvatiska miljöer. Det är även möjligt att det av praktiska skäl inte har blivit tillräckligt med leveranser av fisk till provbanken.

Det är svårt att uttala sig om halttrender för enskilda ämnen i lokalerna inom delprogrammet. Detta beror på att fisk inte insamlats tillräckligt länge vid någon av provlokalerna för att en sådan utvärdering ska kunna göras på ett statistiskt säkert sätt. En fortsatt satsning på detta gemensamma delprogram bör därför fokusera på att inspirera och stödja intresserade länsstyrelser i deras arbete med regional miljöövervakning av metaller och organiska miljögifter i akvatisk biota. För de enskilda länsstyrelserna är det viktigt att försöka få tag i lämpliga fiskar från samma provlokaler med några års mellanrum, förslagsvis maximalt 3 år mellan provtagningarna.

Saluföring av fisk

Det går att utföra bedömningar av om ett gränsvärde för saluföring överskrids eller inte utifrån haltmätningar i delprogrammet trots att detta syfte är svår-förenligt med delprogrammets andra syften. Det finns ett uttalat intresse hos länsstyrelserna för detta behov, men storleken hos fisk avsedd för human-konsumtion ligger inte inom det önskade storleksintervallet som krävs för miljöövervakning av metaller och organiska miljögifter i fisk. Vid denna bedömning bör dock ingå en utvärdering av om storleken på insamlad fisk och de kroppsvävnader som analyserats är relevanta ur konsumtionshänseende. I det nuvarande materialet finns otillräckligt med bakgrundsuppgifter för att kunna bedöma de analyserade vävnadernas lämplighet med hänsyn till konsumtionsvärdet.

Således är dessa faktorer särskilt värda att beakta: val av fiskart och analyserad del av fisken, fiskens storlek, ålder, hälsotillstånd, beteendemönster och födosöksstrategi.

Statusklassificering inom vattenförvaltningen

Det går bra att utföra statusklassificeringen av miljögifter utifrån insamlad fisk i delprogrammet så länge hänsyn tas till de nackdelar som vanligen är förknippade med variationer i biologiskt provmaterial. Det finns alltid en större naturlig variation i halter av metaller och organiska miljögifter i biota jämfört med andra matriser som vatten och sediment. Dessa är troligen främst en följd av fiskarnas individuella rörelsemönster, hälsotillstånd, trofiska nivå, ålder och förmåga att eliminera eller omvandla kemiska ämnen.

Initialt var delprogrammet avsett att endast utgå från muskelvävnad till analyser av organiska miljögifter för en direkt bedömning genom jämförelse med de av EU statuerade gränsvärdena för biota (fisk). För vissa ämnen har det tidigare visat sig att halterna är för låga i fiskmuskelvävnad, vilket medfört att levervävnad istället generellt har valts till haltanalyser. Beroende på fiskart kan man sedan räkna om till förväntade halter i muskel, vilket samtidigt resulterar i något osäkrare data. Dock kan för de fall uppmätta halter i levern är låga ändå en relativt säker indikation fås på att gränsvärdet i muskeln då troligen inte överskrids. För metallerna är det uppenbart att muskelvävnad inte bör användas och istället – i linje med den nationella övervakningen av metaller i fisk – använda sig av levervävnad för en säkrare bestämning av halterna. Enligt HVMFS 2019:25 är det egentligen endast kvicksilver och dess föreningar som har givna gränsvärden i biota (fisk). För övriga metaller finns inga givna gränsvärden i biota och haltbestämning i fisk bör därför endast användas för verifiering av mätdata i sediment eller vatten från samma provlokal. Detta fyller funktionen att möjliggöra en säkrare expertbedömning av mänskligt påverkade vattenförekomster.

För att öka med vilken säkerhet bedömningar utförs är det önskvärt att klargöra vilken trofinivå insamlad fisk representerar. Bignert et al. (2014) har diskuterat valet av insamlade fiskar och hur det kan påverka variationen i resultat, till

exempel beroende på slumpmässiga miljövariabler, biotans tillstånd, samt de analytiska metodernas standardavvikelser. För att få optimalt resultat behöver alltid en avvägning göras mellan provtagningsfrekvens, antal insamlade individer och antal analyser per prov. Även biometriska data kan ge användbar information och bör samlas in.

Att överväga användning av studier av stabila isotoper, främst kväve, för bestämning av fiskarnas trofinivå är intressant, men kan kräva stora resurser för att bedöma vilken baslinje som finns för provlokalen. Än så länge är det mest i forskningssammanhang kväveisotoper används för bestämning av trofiska nivåer. Istället rekommenderar vi tills vidare att:

- biometriska data används i större utsträckning
- analysera de lokala fiskbeteendena för arten
- utgå från artspecifik rekommenderad storlek på fisken

En provningsjämförelse, utförd inom delprogrammet, visar att haltvariationen mellan analyslaboratorier är förhållandevis stor. Detta gör det svårare att med stor säkerhet bedöma om ett gränsvärde överskrids eller inte utifrån haltobservationer utförda inom delprogrammet. Fler analyser för de ämnen och områden där man ligger för nära gränsvärdena för att med ett grönt test kunna bedöma om man ligger på säkert avstånd för påverkan i miljön.

Detta är viktiga slutsatser. Vägledande myndighet bör av den anledningen ta åt sig av denna information och komma med en vägledning hur dessa faktorer ska beaktas vid bedömningen av status inom vattenförvaltningsarbetet.

Detta gäller speciellt:

Hur ska hänsyn tas till haltvariationer i analysresultat mellan analyslaboratorier vid statusklassificeringsarbetet inom vattenförvaltningen?

Miljögiftsövervakningen både på nationell och regional nivå saknar ofta ett ekosystemperspektiv. Exempelvis utförs i regel inga analyser av hur näringsrikedomen i ett vatten påverkar miljögiftshalter i fisk. NRM har publicerat en utvärdering utifrån ekosystemperspektivet för miljögifter i övervakningen av sjöar och vattendrag (Johansson et al. 2010). Där konkluderas bland annat att miljögiftsbelastningen i biota följer parametrar kopplade till försurning (pH, ledningsförmåga, sulfat-svavelhalt) snarare än totalt organisk kolhalt i vattnet. Efter genomförda åtgärder i vattenförekomsterna tillrinningsområde för att till exempel minska belastningen av näringsämnen kan biotillgängligheten av miljögifter ändras för det vattnet. Om man då behöver undersöka och beskriva trender över tid behövs ett ekosystemperspektiv. Standardiserade metoder för analys är också nödvändiga.

Detta är något som bör utvecklas inom det gemensamma delprogrammet för provbankning och analys av miljögifter i fisk men också inom nationella miljögiftsövervakningen.

Referenser

Bignert, A., Danielsson, S., Faxneld, S., Nyberg, E., Vasileiou, M., Fång, J., Dahlgren, H., Kylberg, E., Staveley Öhlund, J., Jones, D., Stenström, M., Berger, U., Alsberg, T., Kärsrud, A.-S., Sundbom, M., Holm, K., Eriksson, U., Egeback, A.-L., Haglund, P. & Kaj, L. 2015. Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2015, 2:2015, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.

Bignert A., Ericsson U., Nyberg E., Miller A. and Danielsson S. 2014. Consequences of using pooled versus individual samples for designing environmental monitoring sampling strategies. *Chemosphere* 94: 177-182

Boalt, E., Dahlgren, A och Miller, A. 2011. Cadmium, lead, and mercury concentrations in whole-fish, liver, and muscle concentrations of herring (*Clupea harengus*) and perch (*Perca fluviatilis*). 4th CORESET Expert Workshop for Hazardous Substances Indicators, HELCOM, Stockholm.

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 (European Union) 2014a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 33. On analytical methods for biota monitoring under the Water Framework Directive. Technical report 2014 – 084. ISBN 978-92-79-44679-5.

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Helander, B., Hellström, P., Bignert, A. 2013. Rapportering från undersökning av trofinivå hos havsörn - stabila isotoper och miljögifter. Uppdragsrapport till Naturvårdsverket, nr 2013-13-029.

Johansson, A-K., Boalt, E., Bignert, A. 2010. Utvärdering av effekten av störningsfaktorer på miljögiftsdata inom den limniska miljöövervakningen. Naturhistoriska riksmuseets Rapport 12:2010.

Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel.

Kommissionens förordning (EU) nr 1259/2011 av den 2 december 2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel.

Manual for collection, preparation and storage of fish. Swedish Museum of Natural History, Department of Contaminant Research.

Miljögifter i vatten — klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.

Naturvårdsverket, 2014a. Undersökningstyp - Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag.

<http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Handledning/Metoder/Programomrade-Sotvatten/>

Naturvårdsverket, 2014b. Undersökningstyp - Metaller och organiska miljögifter i fisk. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Handledning/Metoder/Programomrade-Kust-och-Hav/>

<http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Handledning/Metoder/Programomrade-Kust-och-Hav/>

Strandmark A, Danielsson S, Holm K, Bignert A. 2008. Metaller i strömming och abborre – en jämförelse mellan retrospektiva analyser i muskel och existerande tidsserier för leverhalter. Rapport till Naturvårdsverket, Överenskommelse nr 212 0639.

Åkerblom, S. 2011. The performance of environmental monitoring programmes of Hg in freshwater ecosystems. Rapport 2011:8 Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö.

Bilagor

Bilaga 1. Fiskens namngivning

Önskad namngivning:

Regional samordnad miljöövervakning (GDP), provlokalens namn, fiskart, datum för insamling av fisken.

Till exempel:

Regional samordnad miljöövervakning (GDP), Lagnö, abborre, 2016-08-23

Bilaga 2. Fångstprotokoll

Insamling av fisk till Naturhistoriska Riksmuseet



Inskickad av:

Fiskarens namn:

Kontaktuppgifter (telefonnummer):

Datum för fiske:

Antal fiskar:

Art:

Lokal:

Koordinater:

Redskapstyp:

Uppskattad tid från fångst till infrysning:

Hur förvarades fisken mellan fångst och infrysning:

Övrig information mottas tacksamt:

Eventuella avvikelser:

(OBS!!) Det är viktigt för oss att veta om fisken var död vid vittjning)

Bilaga 3. Rutiner för insamling med mera

Rutiner för insamling, förpackning och transport av fisk för miljögiftsprovtagning.



Förpackning

Insamlad fisk bör sköljas av i omgivande vatten. Var dock försiktig om det gäller strömming: fjällen som används till åldersbestämning lossnar lätt. Sortera bort skadade eller avvikande exemplar. Det är viktigt att fisken är lätt att hantera (mäta, väga och könsbestämma) utan att den behöver tinas upp. Den måste därför vara individuellt förpackad och **rak**. Fisken förpackas därför **en och en** i plastpåsar. Lägg i fisken rak, rulla påsen omkring fisken och vik över änden utan övrig förslutning. Var försiktig med stjärtfenan så den inte böjs/bryts (för längdbestämmningen). Lägg därefter samtliga fiskar från samma lokal i en större plastpåse, med **en tydlig etikett** inuti med uppgifter på art, antal, fångstlokal (helst även med koordinater och för större insjö även läge i sjön), fångstdatum och insamlare, alternativt insändare. Proverna ska sedan kylas ner så snart som möjligt. Placera dem därför genast ombord i en kylväska med is eller, om möjligt, kolsyrais, och efter landgång i frysutrymme. Fiskarna **får inte** ligga böjda på något sätt då olika mått ska tas när fiskarna är frysta.



Transport

Proverna förpackas med t ex tidningspapper som isolering och läggs i en **låda av cellplast** (t ex frigolit) med några kylklampor. Skicka proverna **i början på en vecka** för att förhindra att de blir liggande på posten över en helg och tinar.

Sänd dem som företagspaket, expressgodis eller frystransport beroende på paketets vikt. **Kontrollera med Posten att det verkligen kommer fram till dagen därpå.** Ange utdelningsadressen (gatuadressen, inte boxnumret) på adresslappen. **Ring en kontaktperson (se nedan)** och förvarna om att prov är

på gång samt uppge försändelsens kolli-id eller motsvarande så att paketet går att spåra.

Leveransadressen är:

Naturhistoriska riksmuseet

Enheten för miljöforskning och övervakning

Frescativägen 48

114 18 STOCKHOLM

Bilaga 4. Insamlad fisk inom delprogrammet

Provlokal	Län	Art	Insamlad år
Amungen	Dalarna	Abborre	2018
Bollsjön	Dalarna	Abborre	2017
Borssjön	Värmland	Abborre	2016
Burgsvik	Gotland	Tånglake	2015
Burgsvik	Gotland	Tånglake	2018
Daglösen	Värmland	Abborre	2016
Forssjön	Dalarna	Abborre	2018
Glensjön	Jämtland	öring	2018
Gråda	Dalarna	Abborre	2016
Hugn	Värmland	Abborre	2016
Håvran	Dalarna	Abborre	2016
Indalsälven-Gesunden	Jämtland	Abborre	2017
Indalsälven-Litsmagasinet	Jämtland	Abborre	2017
Indalsälven-Litsmagasinet	Jämtland	Sik	2017
Indalsälven-Stugumagasinet	Jämtland	Abborre	2017
Kappelshamn	Gotland	Tånglake	2015
Kappelshamn	Gotland	Tånglake	2018
Likstammen	Södermanland	Abborre	2018
Lilla Ulvsjön	Dalarna	Abborre	2016
Lofssjön	Jämtland	Abborre	2017
Långsjön	Norrbotten	Abborre	2016
Långsjön	Norrbotten	Abborre	2017
Långsjön	Norrbotten	Abborre	2018
Molkomsjön	Värmland	Abborre	2016
Molnbyggen	Dalarna	Abborre	2016
Mögsjön	Värmland	Abborre	2018
Norra Reivo	Norrbotten	Abborre	2016
Nävden	Dalarna	Abborre	2016
Orsasjön	Dalarna	Abborre	2016
Ottsjön	Jämtland	Röding	2014
Pahajärvi	Norrbotten	Abborre	2016
Pahajärvi	Norrbotten	Abborre	2017
Pahajärvi	Norrbotten	Abborre	2018
Prästhyttsjön	Dalarna	Abborre	2017

Provlokal	Län	Art	Insamlad år
Runn	Dalarna	Abborre	2018
Rånefjärden	Norrbottn	Abborre	2016
Rånefjärden	Norrbottn	Abborre	2017
Rånefjärden	Norrbottn	Abborre	2018
Seskaröfjärden	Norrbottn	strömming	2016
Seskaröfjärden	Norrbottn	strömming	2017
Seskaröfjärden	Norrbottn	strömming	2018
Sidensjön	Västerbottn	Abborre	2017
Sillen	Södermanland	Abborre	2017
Storfjärden	Norrbottn	Abborre	2016
Storfjärden	Norrbottn	Abborre	2017
Storfjärden	Norrbottn	Abborre	2018
Storfjärden	Norrbottn	strömming	2016
Storfjärden	Norrbottn	strömming	2017
Storfjärden	Norrbottn	strömming	2018
Svärdsjön	Dalarna	Abborre	2016
Sylsjön	Jämtland	Röding	2018
Säivisviken	Norrbottn	Abborre	2016
Säivisviken	Norrbottn	Abborre	2017
Säivisviken	Norrbottn	Abborre	2018
Särnasjön	Dalarna	Abborre	2016
Södra Hörken- Lerviken	Örebro	Abborre	2017
Södra Hörken- referenslokal	Örebro	Abborre	2017
Toftan	Dalarna	Abborre	2016
Täljeån	Örebro	Abborre	2017
Urviksfjärden	Västerbottn	Abborre	2016
Varpan	Dalarna	Abborre	2018
Vattudal-Russfjärden	Jämtland	Abborre	2017
Vuolgamjaure	Norrbottn	Abborre	2017
Vättern	Jönköping	Röding	2018
Åresjön	Jämtland	Röding	2017
Åresjön	Jämtland	öring	2017
Ällmorafjärden	Stockholm	Abborre	2017
Österfjärden	Västerbottn	Abborre	2015
Östersjön	Värmland	Abborre	2017

Bilaga 5. Samlingsprov till provjämförelsen



Homogenisering av fiskprover

Kund: Länsstyrelsen i Stockholms län, Håkan Johansson

Fördelning över 5 subprover

- a) Gäller 65 abborrar för PBDE
- b) Material 5 glasburkar
- c) Höger filén fördelas i 3 biter och läggs i burk 1,2 och 3. Vänster filén fördelas i 3 bitar och läggs i burk 5, 4 och 3.
- d) Burk nummer 1 ställs längst bak i kön. Burk nummer 2 blir nu nr 1, osv.
- e) Nästa fisk upprepas från 1 c.
- f) När alla 65 fiskar är preparerade, homogeniseras materialet ifrån varje glasburk separat genom malning i Retsch GM200.

Fördelning över 5 subprover

- a) Gäller 38 abborrar för PCB
- b) Material 5 glasburkar
- c) Höger filén fördelas i 3 biter och läggs i burk 1,2 och 3. Vänster filén fördelas i 3 bitar och läggs i burk 5, 4 och 3.
- d) Burk nummer 1 ställs längst bak i kön. Burk nummer 2 blir nu nr 1, osv.
- e) Nästa fisk upprepas från 2 c.
- f) När alla 38 fiskar är preparerade, homogeniseras materialet ifrån varje glasburk separat genom malning i Retsch GM200.

Fördelning över 4 subprover

- a) Gäller 27 abborrar för PFAS analys
- b) Material 4 glasburkar
- c) Höger filén fördelas i 2 biter och läggs i burk 1 och 2. Vänster filén fördelas i 2 bitar och läggs i burk 3 och 4.
- d) Efter att fiskmaterial från fisk nummer 1 har lagts i de fyra burkarna, ställs burk nummer 1 längst bak. Burk nummer 2 blir nu nr 1, osv.
- e) Nästa fisk upprepas från 3 c.
- f) När alla 27 fiskar är preparerade, homogeniseras materialet ifrån varje glasburk separat genom malning i Retsch GM200.

Fördelning över 5 subprover för metaller

- a) Gäller 33 abborrar för metallanalys
- b) Material 5 plastburkar
- c) Höger filén fördelas i 3 biter och läggs i burk 1,2 och 3. Vänster filén fördelas i 3 bitar och läggs i burk 5, 4 och 3.
- d) Burk nummer 1 ställs längst bak i kön. Burk nummer 2 blir nu nr 1, osv.

- e) Nästa fisk upprepas från 4 c.
- f) När alla 33 fiskar är preparerade, homogeniseras materialet ifrån varje plastburk separat genom malning i Retsch GM200.

Fördelning över 3 subprover för fetthalt

- a) Gäller 22 abborrar för metallanalys
- b) Material 3 glasburkar
- c) Höger filén fördelas i 3 biter och läggs i burk 1,2 och 3. Vänster filén fördelas i 3 bitar och läggs i burk 3, 2 och 1.
- d) Burk nummer 1 ställs längst bak i kön. Burk nummer 2 blir nu nr 1, osv.
- e) Nästa fisk upprepas från 5 c.
- f) När alla 22 fiskar är preparerade, homogeniseras materialet ifrån varje glasburk separat genom malning i Retsch GM200.

För mer information kontakta
enheten för miljöanalys, Länsstyrelsen Stockholm

www.lansstyrelsen.se/stockholm