



Nr B 2468
April 2023

Vidareutveckling av fiskundersökningar som verktyg för miljöbedömningar i industrirecipienter

Hannes Waldetoft, Joakim Hållén & Magnus Karlsson

Författare: Hannes Waldetoft, Joakim Hållén & Magnus Karlsson, IVL Svenska Miljöinstitutet

Medel från: Stora Enso, SCA, Holmen och SIVL

Rapportnummer B 2468

ISBN 978-91-7883-497-6

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2023**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
Summary	5
Inledning	6
Metodik.....	6
Studieområden	6
Insamlingsmetod.....	8
Hälsoparametrar	8
Kemisk analys.....	8
Effektbilder	9
Resultat	10
Modifiering av kontrollprogram	10
Utökad antal referensområden	10
Komplettering med större fisk	14
Effektbilder	16
Hälsoparametrar	16
Metaller	17
Utvärdering av representativitet i data genom simulering av gradienter	19
Dioxinhalter i lever	22
Förändring över tid	26
Morfometri	26
Dioxiner och kvicksilver.....	28
Sammanfattande slutsatser	30
Fortsatta studier	31
Referenser.....	33
Bilaga A – Östrandrs massafabrik.....	35
Bilaga B – Ortvikens pappersbruk.....	48
Bilaga C – Iggesunds bruk	62
Bilaga D – Norrsundets bruk	76

Sammanfattning

Sedan 2017 har ett antal fiskundersökningar i industrirecipienter genomförts i IVL Svenska Miljöinstitutets regi med det huvudsakliga syftet att ta fram en enhetlig metodik för att vidareutveckla de recipientkontrollprogram som finns idag. Detta så att de även adresserar och över tid följer upp frågor kopplade till förekomst av kvarvarande historiska utsläpp i sediment och i vilken mån de påverkar omgivande ekosystem.

Mellan 2017 och 2019 genomfördes inom projektet åtta undersökningar vid pappers- och massafabriker. Vid den samlade utvärderingen av dessa undersökningar noterades några faktorer som begränsade hur säkra slutsatser som kunde dras avseende fiskens hälsotillstånd och föroreningshalter: 1) underlaget var i många fall för knapphändigt för att utvärdera biomarkörer för fiskens reproduktionsförmåga, 2) det förekom svårigheter i att hitta optimala referensområden och 3) halterna av dioxiner i fiskens muskel ofta var under laboratoriernas kvantifieringsgränser, vilket försvårade utvärderingen av variation av föroreningshalter. År 2020 genomfördes även en fiskundersökning vid ett metallsmältverk, Rönnskärsverken, för att testa att applicera metoden på andra typer av industrier.

Under 2021 genomfördes uppföljande fiskundersökningar vid fyra pappers- och massaindustrier längs Norrlandskusten, där metodiken var något modifierad i syfte att bemöta de begränsningar som noterats under föregående år. Utfallet från dessa modifieringar är huvudtemat i denna rapport. De modifieringar som tillämpades var att samla in fisk från fler än ett referensområde, att samla in fisk även i större storlekar samt att mäta dioxiner även i fetare vävnader än fiskmuskel. Utöver dessa justeringar redogör denna rapport för ett antal andra relevanta jämförelser baserat på det dataunderlag som byggts upp sedan projektets start, bland annat om det föreligger generella mönster (effektbilder) avseende avvikelser i fiskhälsa och förekomst av föroreningar, samt hur utvecklingen av fiskhälsa och dioxin- och kvicksilverhalter i fisk förändrats sedan ett antal årtionden tillbaka.

Resultaten, i relation till de förändringar som tillämpats i metoden, var positiva. Insamlingen av större fisk medförde förbättrade resultat av utvärdering av reproduktionsförmågan i och med att antalet könsmogna individer i stickproven ökade. Nyttjandet av mer än ett referensområde visades ge stöd i tolkningen av resultaten eftersom den variation som föreligger även mellan referenser åskådliggörs. Mätningar av dioxin även i fiskens lever, utöver muskel, resulterade oftare i högre halter, över analysmetodens kvantifieringsgränser, vilket bedöms kunna tydligare påvisa en föroreningsgradient om en sådan föreligger.

Summary

Several fish surveys have been conducted by IVL Swedish Environmental Research Institute since 2017, with the main purpose of developing a uniform method for enhancing current monitoring programs. By doing this, the monitoring programs will address and follow up questions related to the prevalence of previous emissions to sediments and to what extent they affect the surrounding ecosystems.

Between 2017 and 2019, fish surveys were conducted at eight paper and pulp industries. In the joint evaluation of these surveys, a number of factors limiting the extent to which general conclusions about the fish health status and prevalence of pollutants could be drawn were noted. The sample sizes were in many cases too small to accurately assess biomarkers relating to the reproductive ability, there were difficulties in finding suitable reference areas and it was noted that the levels of dioxins in the fish were generally below the laboratories detection limits which made comparisons between sites difficult. In 2020, a fish survey was conducted at a metal ore smelter, Boliden Rönnskär, as to test the method for also for other types of industries.

During 2021, four fish surveys with a slightly modified method were performed along the northern Swedish east coast, to address the shortcomings noted in the previous years. The outcome of these modifications is the main theme of this report. The modifications were: sample fish from more than one reference area, sample fish also of a larger size, and to measure dioxins not only in muscle but also more fatty tissues. In addition to these adjustments, this report evaluates additional relevant comparisons based on all data gathered since the start of the project. Among these are if there are general response patterns regarding fish health and the prevalence of pollutants, and how the fish health and levels of mercury and dioxins in fish have changed during the last decades.

The results, in relation to the beforementioned modifications, were positive. The collection also of larger fish lead to better evaluation of the reproductive ability since the number of sexually mature individuals in the sample increased. Using more than one reference area gave support in the interpretation since it clarified the variability that can occur among references. Measurements of dioxins in fish liver resulted in higher levels above the detection limits, and thus, it is easier to detect site-wise differences, if such exists.

Inledning

Vid IVL Svenska Miljöinstitutet pågår sedan 2018 ett arbete med att utveckla en enhetlig och praktiskt tillämpbar metodik för att rutinmässigt kunna använda fiskundersökningar som underlag för att bedöma miljöpåverkan från historiska och pågående industriella utsläpp till vatten (Karlsson et al., 2023; Waldetoft et al., 2020, 2021). Metodiken har sin utgångspunkt i de undersökningsstrategier som under decennier tillämpats inom svensk miljöövervakning men har också influerats av en strategi för kontinuerliga miljöuppföljningar i industrirecipienter som tillämpas i Kanada (Environment Canada, 2010). Hitintills har ett dussintal skogsindustriella recipienter samt metallsmältverket vid Rönnskär undersökts. Under de år som undersökningar genomförts och resultat framkommit har successiva justeringar gjorts för att förbättra metodiken. I föreliggande delrapport nyttjas data från fyra industrirecipienter som undersöktes under 2021 för att adressera frågeställningar kopplade till:

- Betydelsen av flera referenslokaler per undersökningsområde och deras inbördes varians.
- Konsekvensen för fiskhälsobedömningar av att inkludera individer inom ett större storleksspann.
- Mätningar av dioxinlika ämnen i fettrikare vävnad än muskel.
- Eventuell förekomst av nationella effektbilder avseende hälsomått och föroreningsinnehåll.
- Förändringar av föroreningshalter och fiskhälsa över tid.
- Representativitet i data vid nyttjande av samlingsprover.

Metodik

Studieområden

De vattenområden som ingick i föreliggande fallstudie var recipienterna till Östrands massafabrik, Ortvikens pappersbruk, Iggesunds bruk och Norrsundets bruk (**Figur 1**). Mer detaljerade kartor över exakta fångstlokaler vid varje bruk återfinns i bilaga 1-4. Norrsundets bruk är nedlagt sedan 2008 och Ortvikens pappersbruk bruk stoppade pappers- och massaproduktionen under 2021 men massatillverkningen återupptogs igen under 2023 under det nya fabriksnamnet Ortvikens massafabrik. Några av de ingående studieområdena undersöktes 2017 och resultaten från dessa tidigare undersökningar finns beskrivna i Waldetoft et al. (2020). Övergripande information om produktionsförhållandena vid respektive bruk återfinns i **Tabell 1**.



Figur 1 De bruk vars recipienter ingått i undersökningen.

Tabell 1 Beskrivning av bruken i studieområdenas produktion.

Bruk	Typ av produktion	Årlig produktion (kton)	Produktionsstart (år)	Status	Reningsanläggning
Östrand	Blekt sulfatmassa och CTMP	900*	1932	I drift	Multibio
Ortviken	Mekanisk massa och papper. From 2023 CTMP	600**	1908	Driftuppehåll 2021-2022	Multibio och kemisk flotation
Iggesund	Blekt sulfatmassa och kartong	400*	1917	I drift	Luftad damm och kemisk flotation
Norrsundet	Blekt sulfatmassa	0	1924	Nedlagt 2008	Långtidsluftad aktivslamanläggning

*2021 **2020

Insamlingsmetod

Metodiken för fiskinsamlingen följde i allt väsentligt beskrivningen i Waldetoft et al. (2020). Bottenstående nät användes över natt, samt ibland med kompletterande nätläggning under dagtid. Maskstorlekarna varierade mellan 18,5-25 mm (ej sträckt maska).

De huvudsakliga uppdateringar som genomförts i relation till tidigare föreslagen metod är att all abborre mellan 15-25 cm sparades för vidare analys, till skillnad från de tidigare 15-20 cm. Fisket bedrevs även vid två referenslokaler, till skillnad från en referenslokal vid tidigare studier. Bakgrunden till dessa förändringar redogörs för i resultatavsnittet.

Hälsoparametrar

De hälsoparametrar som undersökts avspeglar fiskens tillväxt, energiinlagring, ämnesomsättning och fortplantningsförmåga (**Tabell 2**). Motivering till just detta urval av variabler och fördjupad beskrivning av dessa återfinns i Waldetoft et al. (2020).

Tabell 2 Undersökta hälsoparametrar och vilken funktion i fisken de representerar.

Fysiologisk funktion	Variabel
Tillväxt och energiinlagring	Tillväxthastighet (baserat på längd eller vikt)
	Konditionsfaktor (CF)
	Relativ leverstorlek, LSI
Leverfunktion	Relativ leverstorlek, LSI
Ämnesomsättning	Konditionsfaktor, CF
	Relativ leverstorlek, LSI
Fortplantning	Relativ gonadstorlek, GSI
	Könsmognadsgrad

Kemisk analys

Flertalet metaller och organiska föreningar mättes i fisken (**Tabell 3**). Fördjupad beskrivning av dessa samt deras koppling till skogsindustrin återfinns i Waldetoft et al. (2020). En utvidgning har dock gjorts: dioxiner och PCB har förutom i fiskmuskel även mätts i fisklever.

Tabell 3 Undersökta ämnen, matriser och antal analyserade prover per lokal.

Ämne	Matris	Antal analyser per lokal	Laboratorium
Kvicksilver	Muskel	3	IVL Göteborg
Bly, Kadmium, Arsenik, Koppar, Krom, Nickel, Zink	Lever	3	IVL Göteborg
DDT, HCB, PCB	Muskel	3	IVL Göteborg
Dioxiner, furaner och dioxinlika PCB	Lever och Muskel	1	ALS Scandinavia

Effektbilder

Huruvida det finns nationella effektbilder avseende morfometriska index beräknades via en metaanalytisk modell. Jämförelsen gjordes mellan närrecipienter och referenslokaler. En tvåstegsmetod användes, vilket innebär att parameter- och variansestimater från regressioner vid varje bruk användes i en mixed effects meta-analytisk modell (Burke et al., 2017). Från denna modell erhöles ett estimat och osäkerhetsintervall för alla bruk samlat, av vilka ett konfidensintervall bildades. Modellen anpassades via metafor-paketet i R (Viechtbauer, 2010). Ett resulterande konfidensintervall som inte täcker noll för ett undersökt morfometriskt index pekar mot en generell effektbild, och indikerar därmed ett övergripande mönster för pappers- och massafabriker i Sverige.

Metaanalysen genomfördes på data från fiskundersökningarna 2021 tillsammans med de undersökningar som genomfördes 2017-2019 (Waldetoft et al., 2020), för att få ett så stort dataunderlag som möjligt. Undersökningarna 2017-2019 genomfördes vid Aspa bruk, Gruvöns bruk, Norrsundet, Grycksbo, Iggesund, Väja, Östrand och Obbola. Från fiskundersökningarna 2021 inkluderades de referensområden som förekommit i tidigare års studier i metaanalysen. Anledningen är att 2017-2019 användes ett referensområde i undersökningarna, medan två användes 2021. För att metaanalysen ska fungera behöver studieupplägget överensstämma, och därav kan bara en av de två referenserna inkluderas i metaanalysen.

De morfometriska index som undersöktes för alla års data var CF, LSI och tillväxthastighet. GSI och könsmodnadsgrad undersöktes endast för 2021 års data, i och med bristande underlag avseende antal köns mogna individer i de tidigare studierna 2017-2019.

Generella skillnader mellan halter i fisk från recipient- och referenslokaler beräknades också för samtliga metaller som undersökts. Underlaget var även här all data från 2017-2021. Utvärderingen gjordes med en linjär mixad modell med varje metall som responsvariabel, lokaltyp (när/fjärr/ref) som förklaringsvariabel och vid vilket bruk fisken fångades som så kallad *random effect*. Att metoden för hälsovariablerna och metallerna är olika beror på att datamängderna skiljer mycket. Hälsovariablerna mäts i varje fiskindivid medan metallerna analyserats som tre samlingsprover per lokal.

Resultat

Modifiering av kontrollprogram

Utökad antal referensområden

Till de fiskundersökningar som genomfördes 2021 bedrevs fiske vid två referenslokaler, till skillnad från en referenslokal vid tidigare års fisken. Dessa fiskeinsatser med dubbla referenser ger underlag för utvärdering av i vilken utsträckning utfallet för en parameter/index avviker även mellan två opåverkade lokaler och hur det påverkar de slutsatser som sedan dras om fiskhälsan överlag. Om recipientlokaler avviker på olika sätt gentemot de olika referenserna och/eller om referenserna avviker sinsemellan väcker det anledning att vid utvärderingar av fiskhälsa och föroreningshalter i fisk vara uppmärksam på den variation som även kan förekomma mellan referenslokaler.

Fiskhälsa

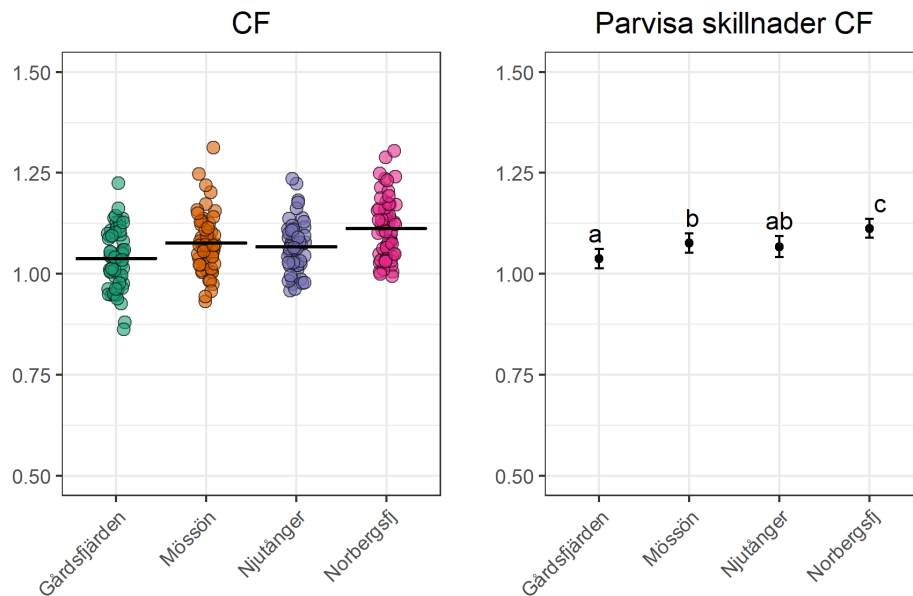
För att undersöka om det är vanligt förekommande med skillnader även referensområden sinsemellan har det här sammanställts i hur många fall som referenserna avvek signifikant från varandra (**Tabell 4**). Genomgången visade på att signifikanta skillnader förekom mellan referensområdena endast avseende CF och LSI. Tre av dessa var för konditionsfaktorn (Östrand, Ortviken och Iggesund) och ett för LSI (Östrand). Ett grafiskt exempel, där konditionsfaktorn avviker mellan referenslokalerna för Iggesunds bruk, visas i **Figur 2**. I den figuren syns också ett exempel på när den numeriska skillnaden mellan referenserna (Njutånger - Norbergsfjärden) är snarlik den mellan recipient och referens (Gårdsfjärden – Njutångersfjärden).

Tabell 4 Huruvida statistiskt signifikanta skillnader funnits mellan de två referenslokalerna (ja/nej) för CF, LSI, GSI, könsmognadsgrad och tillväxthastighet. Inom parentes anges om det funnits signifikant skillnad mellan recipient och åtminstone en av referenserna.

Signifikant skillnad mellan referenser (ja/nej)	CF	LSI	GSI	Könsmognad	Tillväxt
Östrand	Ja (ja)	Ja (ja)	Nej (ja)	Nej (nej)	Nej (nej)
Ortviken	Ja (ja)	Nej (ja)	Nej (ja*)	Nej (nej)	Nej (nej)
Igggesund	Ja (ja)	Nej (ja)	Nej (nej)	Nej (nej)	Nej (ja)
Norrsundet	Nej (ja)	Nej (ja)	Nej (nej)	Nej (nej)	Nej (nej)

*endast för hanar, inte honor.

Det förekommer alltså att endast skillnader i naturliga faktorer, som tex vattentemperatur och födotillgång kan leda till signifikanta skillnader, vilket visar på att utvärderingar av fiskhälsa måste ta höjd för detta. Det är av liknande anledningar som den kanadensiska miljöövervakningen tagit fram så kallade kritiska effektstorlekar (CES) (Lowell et al., 2005). Dessa kan utgöra en "buffert" mot naturligt förekommande skillnader och bidra med att sälla ut avvikelser där den faktiska orsaken till avvikelsen är utsläpp till recipienten.



Figur 2 Konditionsfaktor (CF) i abborre från Iggesund. Vänster panel: en cirkel för varje individ från respektive lokal, horisontella streck avser medelvärden. Höger panel: resultat av post-hoc test. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

En ytterligare jämförelse är huruvida närrecipienten avviker signifikant från *ett* referensområde, men inte båda. I åtta fall av 20 förekom signifikanta skillnader mellan närrecipienten och en av referenserna, men inte båda (antalet 1:or i **Tabell 5**). Ett sådant utfall försvårar tolkningen kring huruvida en störning föreligger eller inte. Intressant är att det inträffade för CF i samtliga fall men aldrig för LSI. Intressant är även att avseende LSI förelåg signifikant skillnad gentemot båda referenslokalerna i samtliga fall, och att det endast var för LSI avvikelse noterats gentemot bägge referenslokalerna.

Tabell 5 Antalet referenslokaler för vilka det föreligger signifikant skillnad gentemot närrecipient. Möjliga värden är 0, 1 eller 2.

Signifikant skillnad mellan närrecipient och endast en referens (ja/nej)	CF	LSI	GSI	Könsmognad	Tillväxt
Östrand	1	2	1	0	0
Ortviken	1	2	1	0	0
Iggesund	1	2	0	1	1
Norrsundet	1	2	0	0	0

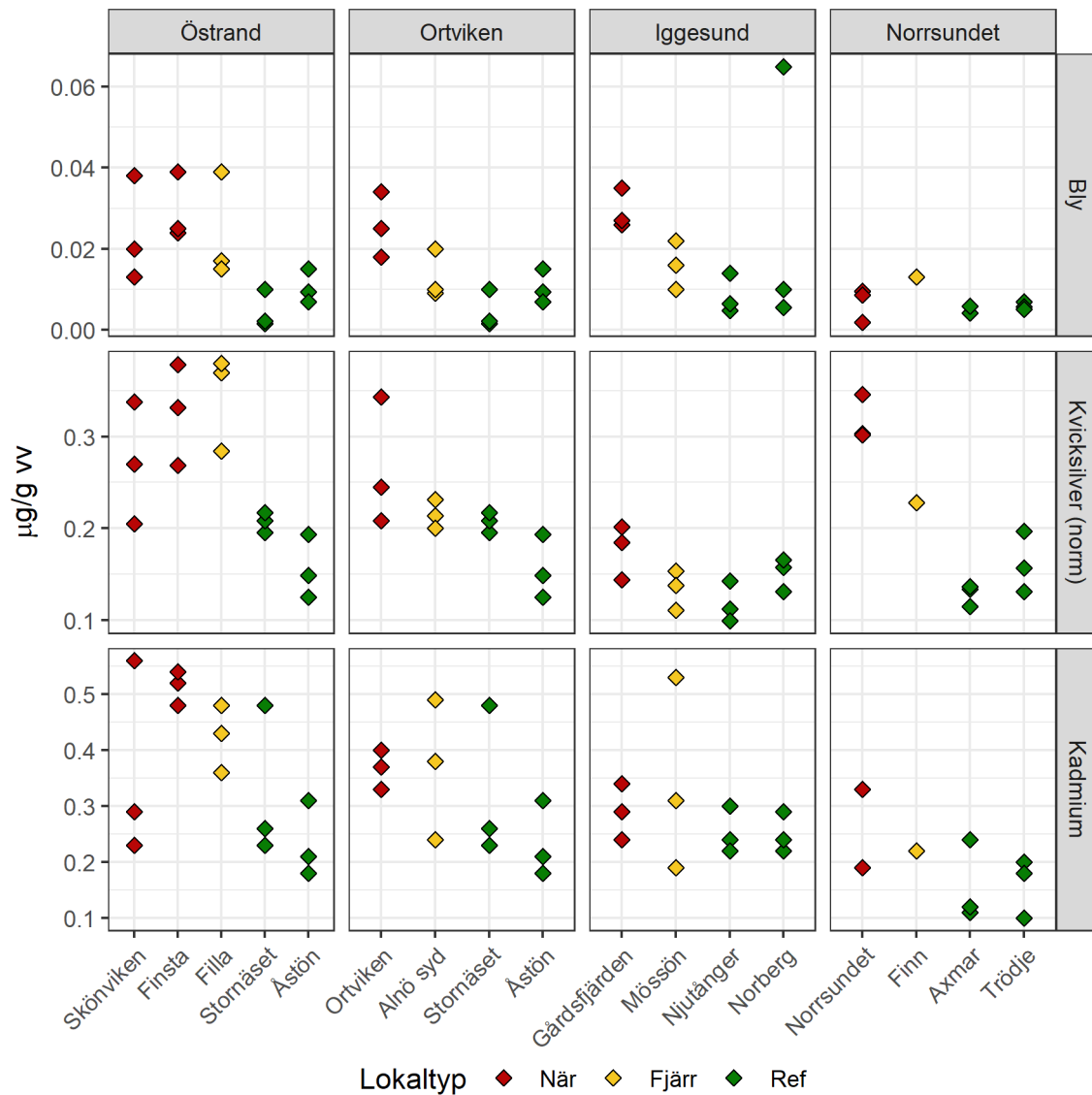
Sammantaget visar **Tabell 4** och **Tabell 5** på det ytterligare stöd som den extra referensen ger vid tolkningen. Om en studie använder endast *ett* referensområde finns risk att slutsatsen om avvikelse/icke-avvikelse hade blivit annorlunda om ett annat närliggande referensområde använts. Det syns också tydligt att signifikanser, antingen referenser sinsemellan, eller mellan recipient-referens oftast förekommer för CF. Förklaringen till det är att variansen vanligtvis är lägre för CF än för LSI och GSI. Utöver det används hela stickprovet, till skillnad från GSI där endast könsmogna individer inkluderas. I statistiska tester leder både låg varians och stora stickprov till högre sannolikhet att ett test faller ut som signifikant.

Föroreningshalter

Föroreningshalterna undersöktes som tre samlingsprover per lokal, vardera med vävnad från 7-10 individer. De statistiska tester som genomförs baseras då på få observationer, men med lägre varianser i och med att samlingsprov bildats. Om tydliga skillnader finns mellan lokalerna har en variansanalys (ANOVA) stor sannolikhet att upptäcka denna skillnad (se "Simulering av avtagande föroreningsgradient"). Däremot medges inte så kallade *post-hoc* tester, vilka jämför varje par av lokaler, i samma utsträckning som för hälsoindexen i och med det låga antalet prover per lokal. Av den anledningen är det svårare att utröna vilka statistiska skillnader det blir när två referenser används.

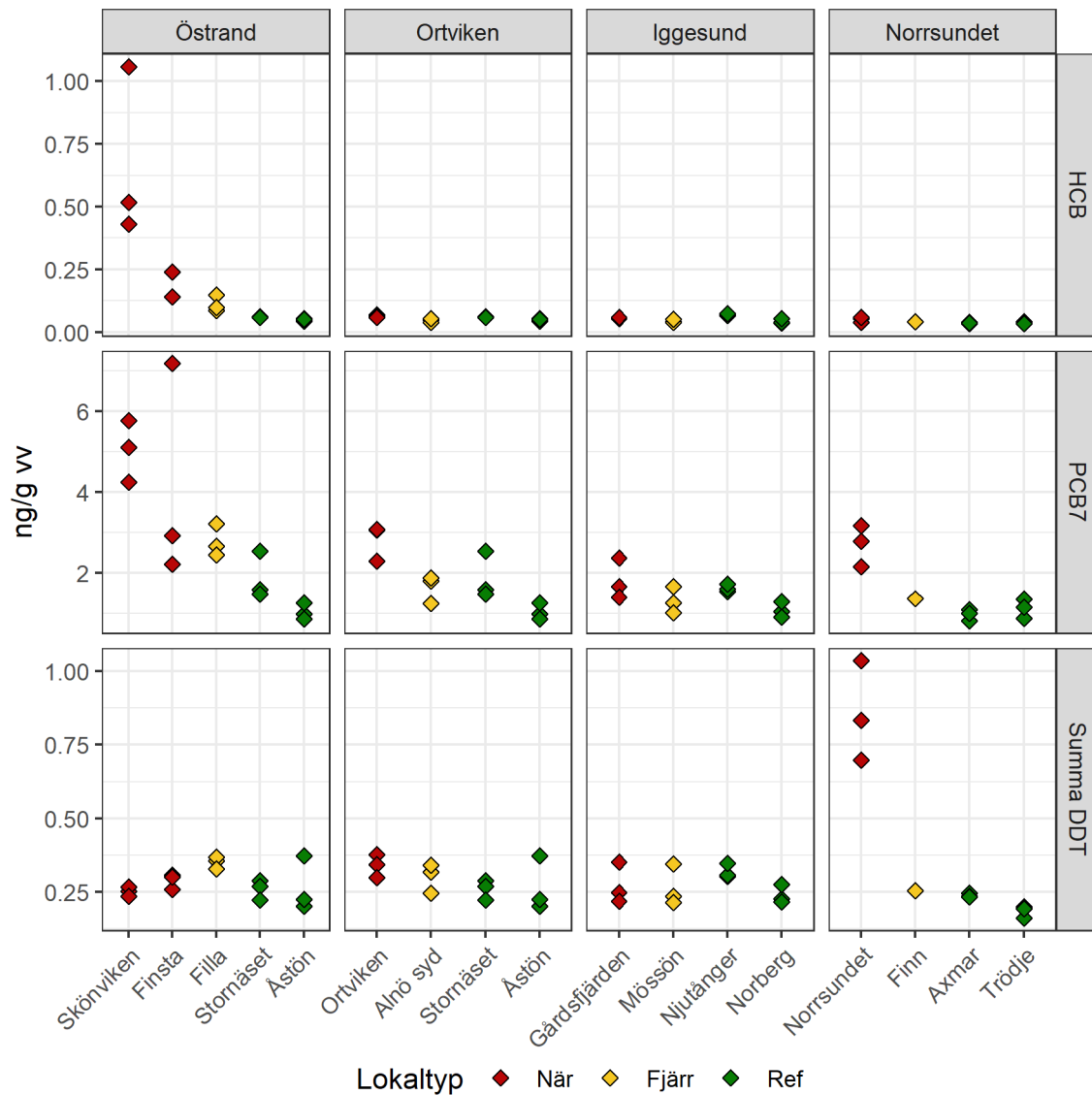
Däremot kan ett annat angreppssätt användas för exempelvis metaller, här exemplifierat med bly, kvicksilver och kadmium (**Figur 3**). Genom att bilda sig en uppfattning om vilka bakgrundshalter som förekommer i området som helhet kan man utröna om halterna i recipienten överskrider dessa. Tittar man på blyhalten i referenserna för vardera bruk, undantaget extremvärdet vid Norbergsfjärden, syns att dessa är i samma storleksordning i samtliga fall. Bakgrundshalten av bly i kustområdena förefaller ligga konstant under 0,02 µg/g ts. Högre värden inträffar endast i recipientområden (igen med undantag för extremvärdet från Norbergsfjärden, som står utan förklaring). Vid Norrsundet var samtliga mätningar, oaktat lokaltyp, av samma storleksordning. För kvicksilver gäller att normerad halt i fisk från referenslokaler generellt sett underskrider 0,2 mg/kg. Undantaget här är Stornäset där två prover hade marginellt högre halter än 0,2 mg/kg. Detta indikerar viss belastning även i Stornäset.

Eftersom bakgrundshalten oavsett val av referens är av samma storleksordning ger mätningar vid ytterligare referenser inte nödvändigtvis ett tydligt ökat informationsvärde vid resultattolkningen.



Figur 3 Bly, kvicksilver och kadmium i tre samlingsprover av muskel (7-10 individer) av abborre per lokal. Undantaget är Finnsharen (Finn) där antalet abborrar endast räckte till ett samlingsprov. Bly och kadmium mätt i lever (µg/g ts). Kvicksilver (mg/kg vv) mätt i muskel, samt normerad till att motsvara abborre av 300 grams storlek.

Motsvarande figurredo visas också för de organiska föreningar som i undersökningen mätts som triplikat, alltså PCB7 (PCB28, 52, 101, 118, 153, 138 och 180), DDT (DDD, DDE och DDT) och HCB (Figur 4). För HCB är det endast vid recipienten till Östrand som detta ämne förekommer i förhöjda nivå. Generellt visar figuren på jämna halter av alla ämnesgrupper i referensområden från Norrlandskusten, vilket minskar informationsvärdet av dubbla referenser avseende föroreningshalter.



Figur 4 HCB, PCB7, DDT (summan av DDD, DDE och DDT) i ng/g vv i tre samlingsprover av muskel (7-10 individer) av abborre per lokal. Undantaget är Finnsharen (Finn) där antalet abborrar endast räckte till ett samlingsprov.

Komplettering med större fisk

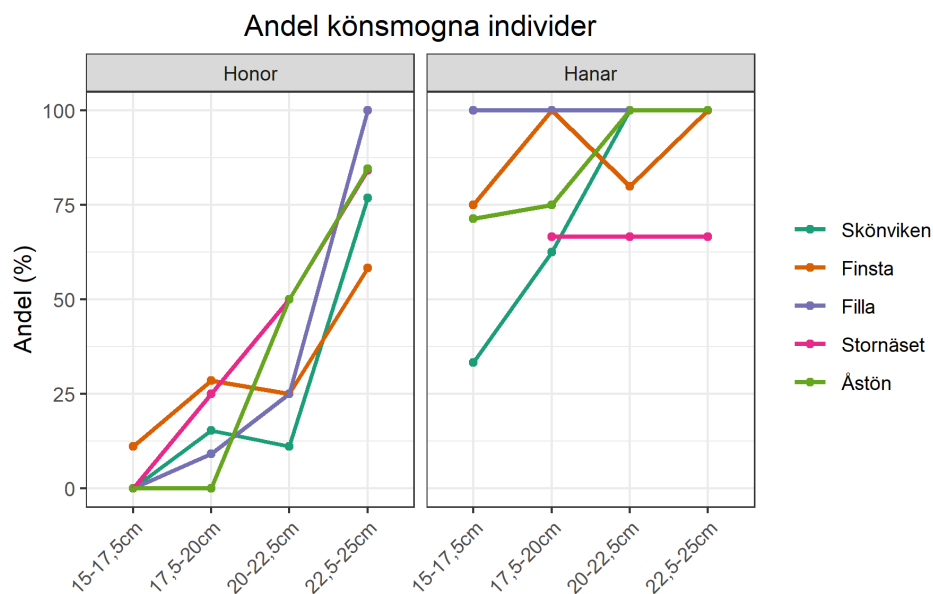
Vid utvärderingen av det fiskmaterial som insamlades 2017-2019 noterades en flaskhals i den statistiska utvärderingen, där dataunderlaget med avseende på hälsovariablerna kopplade till fiskens reproduktionsförmåga var begränsande. Metodiken föreslogs därför att kompletteras med att även individer i längdintervallet 20-25 cm sparas för dissekering, till skillnad från de tidigare 15-20 cm. Rekommendationen var att fånga ungefär 30 abborrar 15-20 cm och 30 abborrar 20-25 cm. De längre individerna är generellt sett äldre och därför också i högre utsträckning köns mogna.

Denna förändring av metodiken har testats vid sammanlagt fem tillfällen: en undersökning utanför Rönnskärsverken år 2020 (Waldetoft et al., 2021) samt de fyra fiskeinsatserna till grund för denna rapport.

Tabell 6 redovisar andelen köns mogna individer vid fisket vid Östrand, Iggesund och Norrsundet år 2017, och jämför det med motsvarande andel från 2021, då även större fisk inkluderades. Det är tydligt att andelen köns mogna honor ökat. Ökningen var från 20% till 39%. Däremot var andelen köns mogna hanar väldigt lik (85% respektive 87%). Att andelen köns mogna hanar inte ökar lika tydligt med ökande ålder/längd som för honorna syns i **Figur 5** från Östrand, där köns mognaden för hanarna ligger på höga andelar redan i liten fisk. Dock, komplettering av större fisk leder även till att stickprovsstorleken vid varje lokal ökar. Högre andel köns mogna och större stickprov leder sammantaget till ett större underlag för bedömning av GSI och köns mognadsgrad.

Tabell 6 Andel köns mogna abborrar från Östrand, Iggesund och Norrsundet från fisket 2017 då endast fisk mellan 15-20 cm undersöktes, samt 2021 då fisk mellan 15-25 cm undersöktes.

	Kön	Antal köns mogna	Totalt antal	Andel köns mogna
2017: Fisk 15-20 cm	Hona	18	92	20%
	Hane	53	62	85%
2021: Fisk 15-25 cm	Hona	155	391	39%
	Hane	180	203	87%



Figur 5 Andel köns mogna abborrar per kön och längdklass vid Östrand vid 2021 års fiskstudie.

För att få en uppfattning om vilken stickprovsstorlek som krävs för att uppnå en godtagbar statistisk styrka vid jämförelsen av GSI genomfördes en så kallad "power analysis" (Karlsson et al., 2023). Analysen baserades på de medelvärden och varianser som noterats i de köns mogna honorna från Waldetoft et al. (2020).

Resultatet visade på att en statistisk styrka på 80%, alltså testets sannolikhet att upptäcka en skillnad mellan recipient och referens som faktiskt finns, uppnås om åtminstone 16 köns mogna honor per lokal fångas. Denna siffra kan jämföras mot de antal som blev resultatet av 2021 års fiskeinsats (**Tabell 7**), där antalet köns mogna honor vid flertalet lokaler var i underkant jämfört med dessa 16. Särskilt lågt var antalet vid lokalerna vid Norrsundets bruk. Vid dessa lokaler var

andelen köns mogna individer något lägre jämfört med Sundsvallsbukten och Iggesund. Utöver det var fisktillgången lägre. Särskilt vid Finnharen var tillgången på abborre låg.

Det bör dock nämnas att beräkningen av nödvändig stickprovsstorlek baserades enbart på köns mogna honor. I själva verket bidrar de köns mogna hanarna i analysen i och med att man kan anpassa en regressionsmodell för GSI, där "kön" är en kontrollvariabel. Det innebär att både köns mogna honor och hanar inkluderas.

Den övergripande uppfattningen är att erhållna stickprovsstorlekar avseende antal köns mogna individer är i de flesta fall är godtagbara. Vid Sundsvallsbukten och Iggesund var minimum av antalet köns mogna individer 20 (Njutångersfjärden). Vid Norrsundet och Finnharen var antalet i underkant.

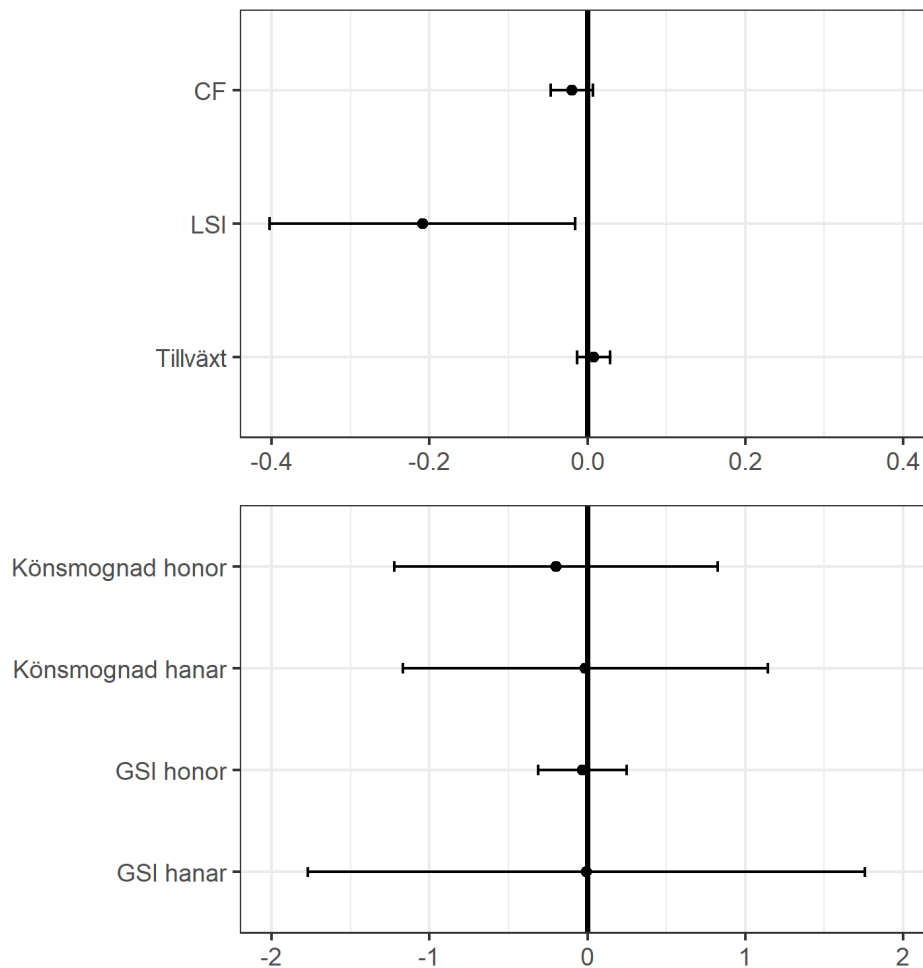
Tabell 7 Antal köns mogna individer per lokal.

	Lokal	Antal köns mogna honor	Antal köns mogna hanar	Totalt antal köns mogna
Sundsvallsbukten	Skönviken	13	12	25
	Finsta	12	16	28
	Filla	12	18	30
	Ortviken	10	13	23
	Alnö syd	14	22	36
	Stornäset	20	6	26
	Åstön	15	19	34
Iggesund	Gårdsfjärden	20	20	40
	Mössön	18	26	34
	Njutångersfjärden	9	11	20
	Norbergsfjärden	12	17	29
Norrsundet	Norrsundet	5	12	17
	Finnharen	4	8	12
	Axmar	13	17	30
	Trödje	9	12	21

Effektbilder

Hälsoparametrar

Avseende kondition (CF), tillväxt, GSI och köns mognad noterades inga effektbilder (**Fig. 6**). Utvärderingen för GSI och köns mognad baserar sig dock endast på studierna 2021, alltså från Norrsundet, Iggesund, Ortviken och Östrand i och med att dataunderlaget avseende dessa index från undersökningarna 2017-2019 var litet. För LSI däremot framkom en indikation om att en effektbild föreligger. Konfidensintervallet ligger till vänster om noll-effekt-linjen, vilken innebär en generellt mindre leverstorlek i fisk från recipienter jämfört med referenser. Denna indikation, med förminskad leverstorlek, ligger inte i linje med resultat från den kanadensiska miljöövervakningen, där responsmönstret var förstorad leverstorlek (Lowell et al., 2005).

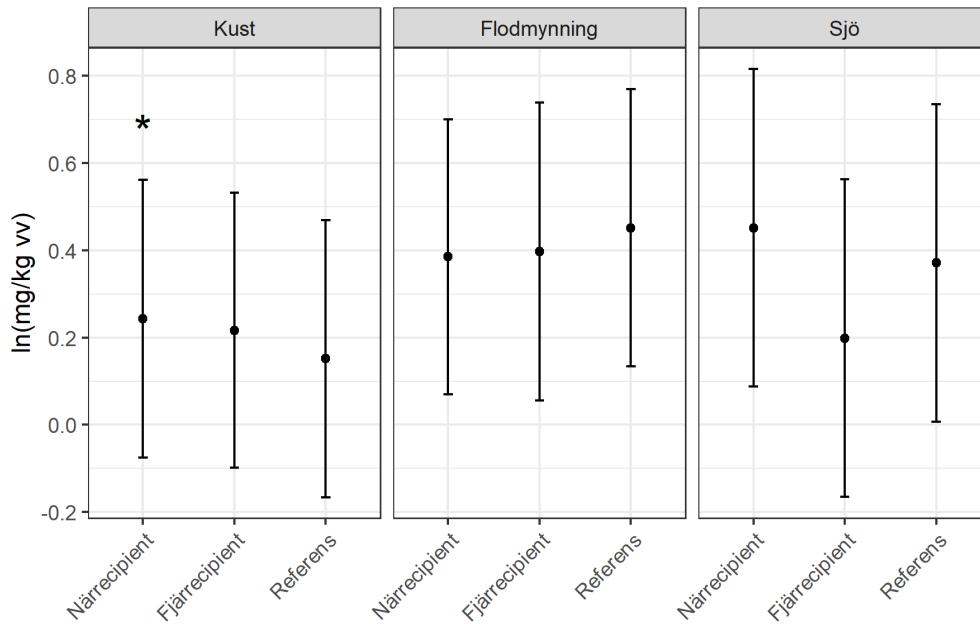


Figur 6 Effektbilder baserade på fiskundersökningar 2017-2021. Punkter avser medelvärden och intervallet speglar ett 95% konfidensintervall. Intervall som inte täcker noll är statistiskt signifikanta. Intervall till vänster om noll tolkas som lägre värde i fisk från recipient jämfört med referensområden. Intervall till höger om noll innebär det motsatta.

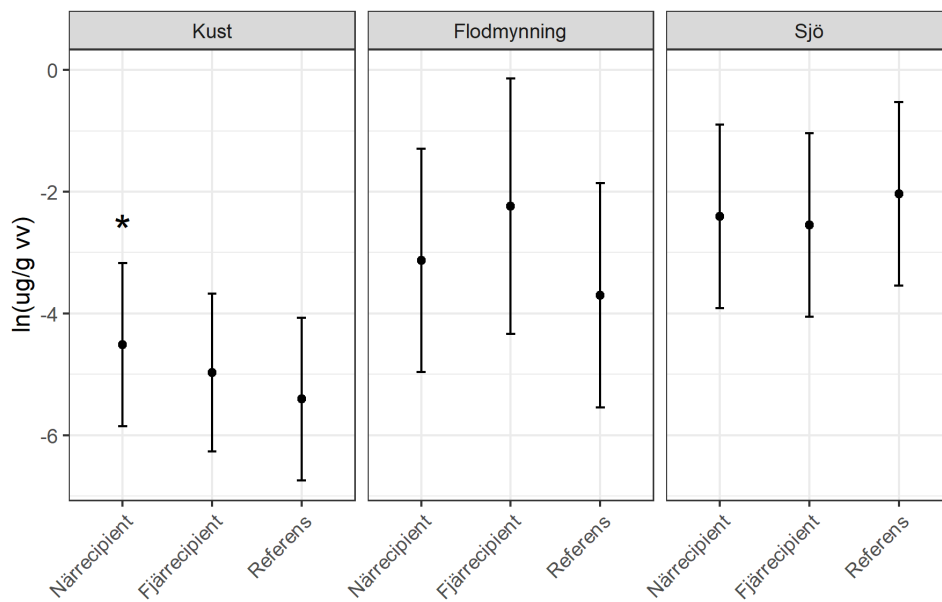
Metaller

Avseende metallerna noterades signifikant skillnad mellan halter i fisk från närrecipient och referensområden för bly, kvicksilver, krom, nickel och koppar. På nationell skala indikerar detta en ökad exponering för dessa metaller i skogsindustrirecipienter. Analysen gjordes dock uppdelat per miljötyperna kust, flodmynning och sjö och de signifikanta skillnader som noterades för ovan nämnda metaller var uteslutande för miljötypen kust. Som exempel visas kvicksilver och bly (Figur 7, Figur 8). Kadmiumhalter var inte signifikant högre i närrecipient i kustområdena, men däremot var fjärrecipienter signifikant skilda från referenser. Vid miljötypen flodmynning noterades signifikant högre kadmiumhalter i både när- och fjärrecipienter jämfört med referenser (Figur 9). För arsenik och zink noterades inga skillnader mellan recipient- och referensområden.

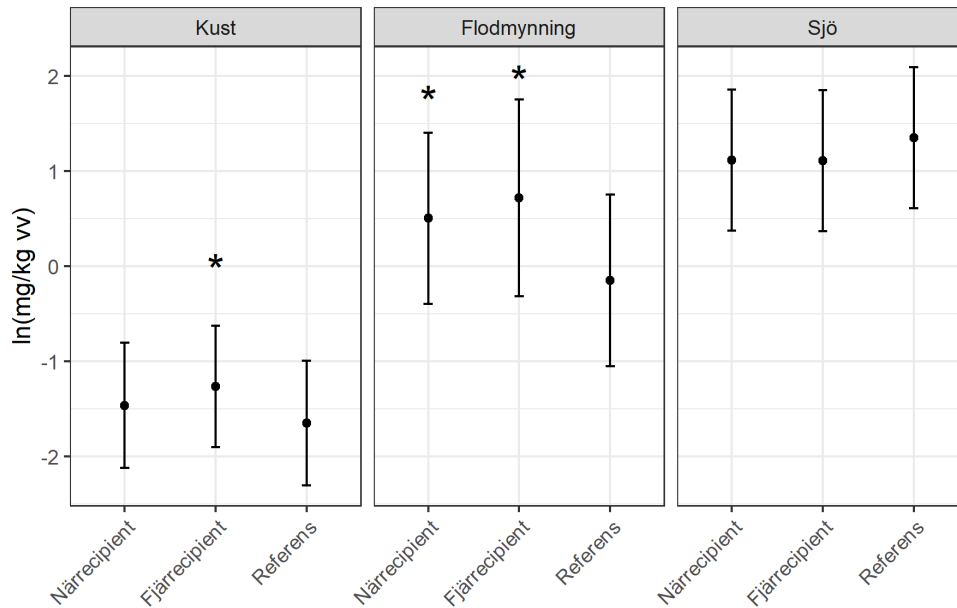
En anledning att resultaten är annorlunda för bruken vid sjöar kan vara att vattenmiljön vid flera av dessa kan ha påverkats av gruvbrytning. Referensen till Aspa bruk, Bastedalen, påverkas av sannolikt av brytningen i Zinkgruvan längre norrut i vid Vätterns östra strand. Även vid referensen till Grycksbo, Varpan, har tidigare gruvbrytning skett.



Figur 7 Kvicksilver i abborre (logaritmerad skala). Asterix markerar signifikant avvikelse gentemot referens, inom respektive miljötyp. Punkter markerar skattning utefter statistisk modell. Felstaplar avser 95% konfidensintervall för denna skattning.



Figur 8 Bly i abborre (logaritmerad skala). Asterix markerar signifikant avvikelse gentemot referens, inom respektive miljötyp. Punkter markerar skattning utefter statistisk modell. Felstaplar avser 95% konfidensintervall för denna skattning.

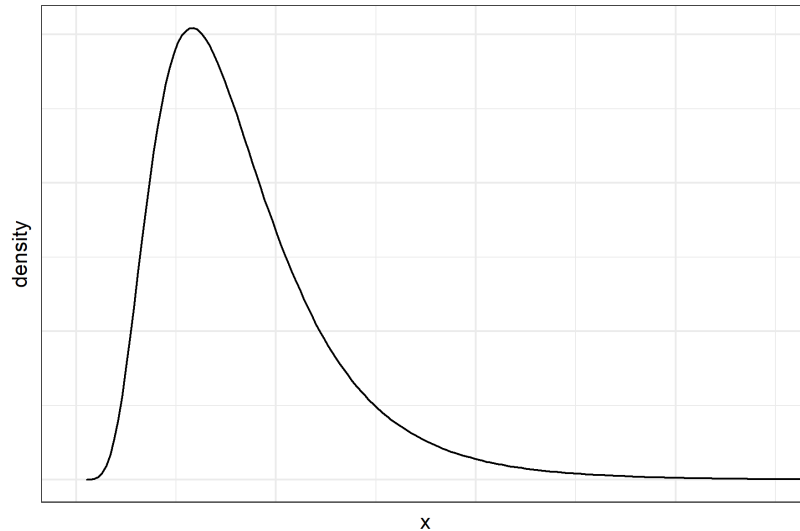


Figur 9 Kadmium i abborre (logaritmerad skala). Asterix markerar signifikant avvikelse gentemot referens, inom respektive miljötyp. Punkter markerar skattning utefter statistisk modell. Felstaplar avser 95% konfidensintervall för denna skattning.

Utvärdering av representativitet i data genom simulering av gradienter

En simuleringsstudie genomfördes i syfte att utvärdera i vilken utsträckning metoden att mäta föroreningshalter i tre samlingsprover per lokal kan påvisa en föroreningsgradient i abborre med tillräckligt statistisk styrka. För att studera hur det statistiska utfallet ändras med fler samlingsprover, genomfördes även simulering med fyra samlingsprover (men med färre individer).

Simuleringen utgick från kvicksilver och fördelningen av halterna antogs vara log-normal, vilket innebär att inga värden kan vara mindre än noll. Log-normalfördelningen är dessutom inte symmetrisk, utan har en lång "svans" åt höger (**Figur 10**), vilket passar när höga extremvärden brukar förekomma. En normalfördelning bedömdes vara mindre lämplig då denna tillåter värden mindre än noll.



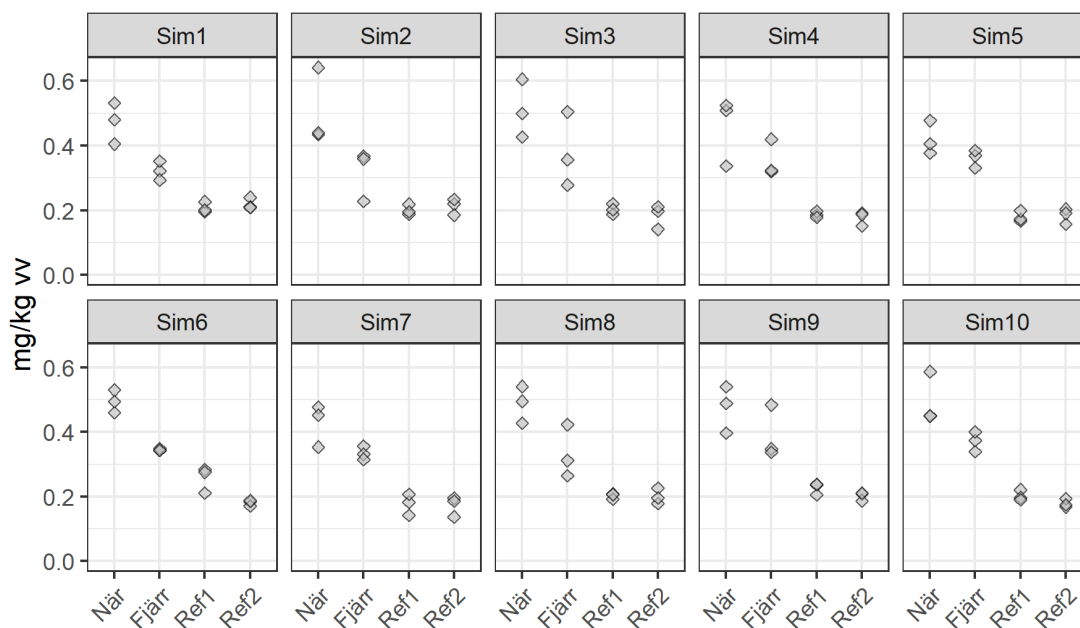
Figur 10 Exempel på log-normalfördelning.

Spridningen av kvicksilverhalter i individprover av abborre antogs motsvara ett CV-värde på 50%, i enlighet med Gustavsson & Danielsson (2010). Medelvärdena i gradienten (när-fjärr-referens) antogs enligt **Tabell 8**, vilket får anses representera förhöjd halt i närrecipienten som klingar av mot referensområdena.

Tabell 8 Antagna medelvärden till grund för simuleringen.

Lokal	Populationsmedel kvicksilver (mg/kg vv)
Närrecipient	0,5
Fjärrrecipient	0,35
Referens 1	0,2
Referens 2	0,2

Resultatet från simuleringen visar på att den antagna gradienten framkommer tydligt när tre samlingsprover á 10 individer vardera analyseras per lokal (**Figur 11**). I samtliga av de 10 första simuleringarna (fler visas inte) är medelvärdet och medianen av de tre samlingsproven högst i närrecipienten, näst högst i fjärrrecipienten och lägst i referenslokalerna. Medelvärdet i närrecipienten beräknades för varje av de 1000 simuleringarna och ett empiriskt 95% konfidensintervall togs fram (alltså den nedre och övre gräns som tillsammans innefattar 95% av observationerna). Gränserna var 0,42 och 0,59 mg/kg, vilket visar på att medelvärdet av de tre samlingsproverna nästan alltid hamnar inom $\pm 0,08$ mg/kg från det sanna (antagna) medelvärdet på 0,5 mg/kg. Ett resultat i likhet med intervallets nedre som gräns hade lett till slutsatsen att en förhöjd kvicksilverexponering föreligger i området, givet att bakgrundshalterna i området i övrigt är omkring 0,2 mg/kg. En kommentar är att normerad medelhalt av kvicksilver i abborre från referensområden längst ostkusten sällan överskrider 0,2 mg/kg, enligt de data som samlats in de senaste åren i detta projekt (Waldetoft et al., 2020, 2021).



Figur 11 Simulering av analys av tre samlingsprover per lokal, á 10 individer vardera, då Hg-halten klingar av succesivt ut mot referensområden. Medelvärdena är: när=0,5 mg/kg, fjärr=0,35 mg/kg, ref1=0,2 mg/kg och ref2=0,2 mg/kg. CV=50%. Grafiskt resultat för de första 10 simuleringarna, av 1000.

Utöver att gradienten kan påvisas rent visuellt, likt i **Figur 11** ger mätningar av samlingsprov också grund för att beräkna mer kvantitativt om förhöjda halter föreligger i recipientområdena. Baserat på hundra tusen simuleringar, med samma simuleringsteknik, genomfördes test för att se i vilken utsträckning ett statistiskt test kan påvisa signifikant skillnad.

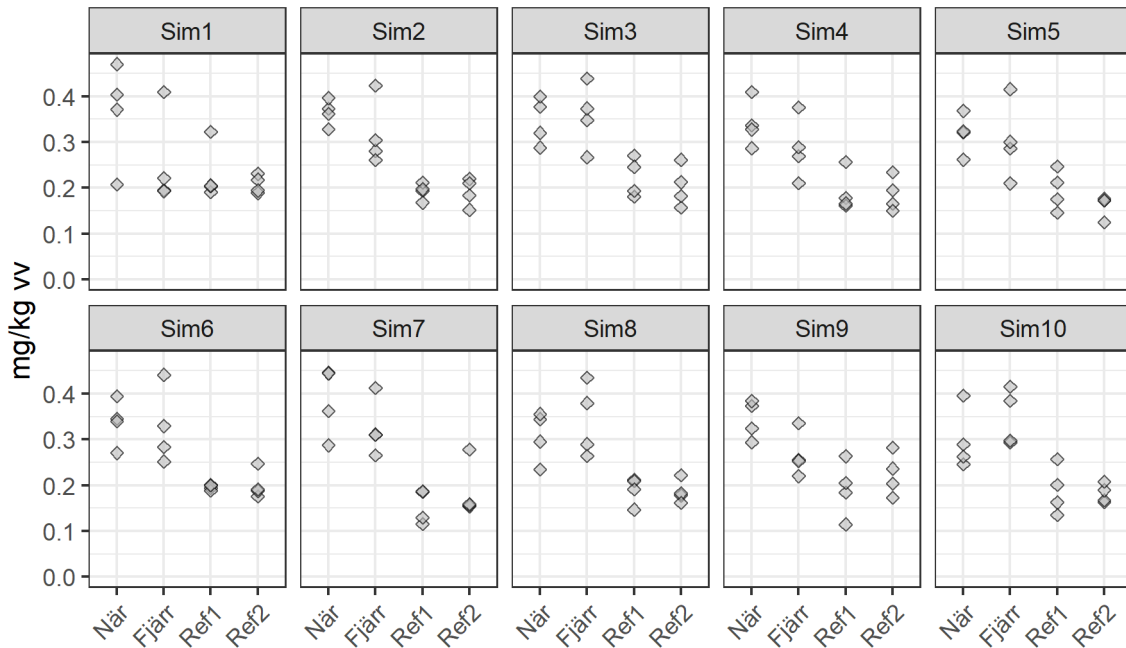
För att undersöka detta anpassades en ANOVA (analysis of variance) för varje simulering. Därefter beräknades hur stor andel av dessa som hade ett p-värde lägre än 0,05, alltså innebärandes att testet visar på signifikant skillnad i kvicksilverhalt mellan lokalerna. Resultatet gav att signifikant skillnad i Hg-halt kunde påvisas i 97% av fallen. Det visar på att om det finns en tydlig skillnad i kvicksilverhalter så kan dessa statistiskt säkerställas i majoriteten av fallen med denna metodik att bilda tre samlingsprover.

En simulering med andra ingångsvärden som representerar en mindre tydlig belastning genomfördes också (figur visas inte). Ingångsvärdena var 0,35 mg/kg vv i närrecipienten, 0,3 mg/kg vv i fjärrrecipienten och 0,2 mg/kg vv i referenserna. Signifikant skillnad kunde då påvisas i 79% av fallen. Den svagare gradienten kunde alltså statistiskt säkerställas i ca 4 av 5 fall. Konfidensintervallet (95%) för medelvärdet i närrecipienten hade då gränserna 0,29 och 0,41 mg/kg vv.

En justering i metodiken som kan göras för att öka andelen signifikanta tester utan att utöka stickprovstorleken är att öka antalet samlingsprover per lokal från tre till fyra men att samtidigt minska antalet individer per samlingsprov. Simuleringen till grund för **Figur 12** baserades på fyra samlingsprov med sju individer per samlingsprov. Per lokal krävs då 28 abborrar, vilket i sammanhanget inte skiljer sig på betydande sätt från 30.

En simulering med samma lägre kvicksilvergradient (0,3, 0,25, 0,2 och 0,2 mg/kg vv) gav då signifikant skillnad i 89% av fallen. Det är en ökning med 10 procentenheter jämfört med att

använda 3 samlingsprover per lokal. Vinsten i statistisk styrka måste dock vägas mot de 33% högre analyskostnader som kommer av att analysera fyra prover per lokal i stället för tre.



Figur 12 Simulering av analys av fyra samlingsprover per lokal, å sju individer vardera, då Hg-halten klingar av succesivt ut mot referensområden. Medelvärdena är: När=0,35 mg/kg, Fjärr=0,3 mg/kg, Ref1=0,2 mg/kg och Ref2=0,2 mg/kg. CV=50%.

Dioxinhalter i lever

En notering som gjordes i samband med utvärderingen av det fiskmaterial som samlades in 2017-2019 var att halterna av dioxiner och furaner (PCDD/Fs), som analyserades i fiskmuskel, ofta var under den kemiska analysmetodens kvantifieringsgränser (LOQ). Halt under kvantifieringsgräns innebär att en kongen (variant) av dioxin eller furan bara kan fastställas som att vara "<LOQ".

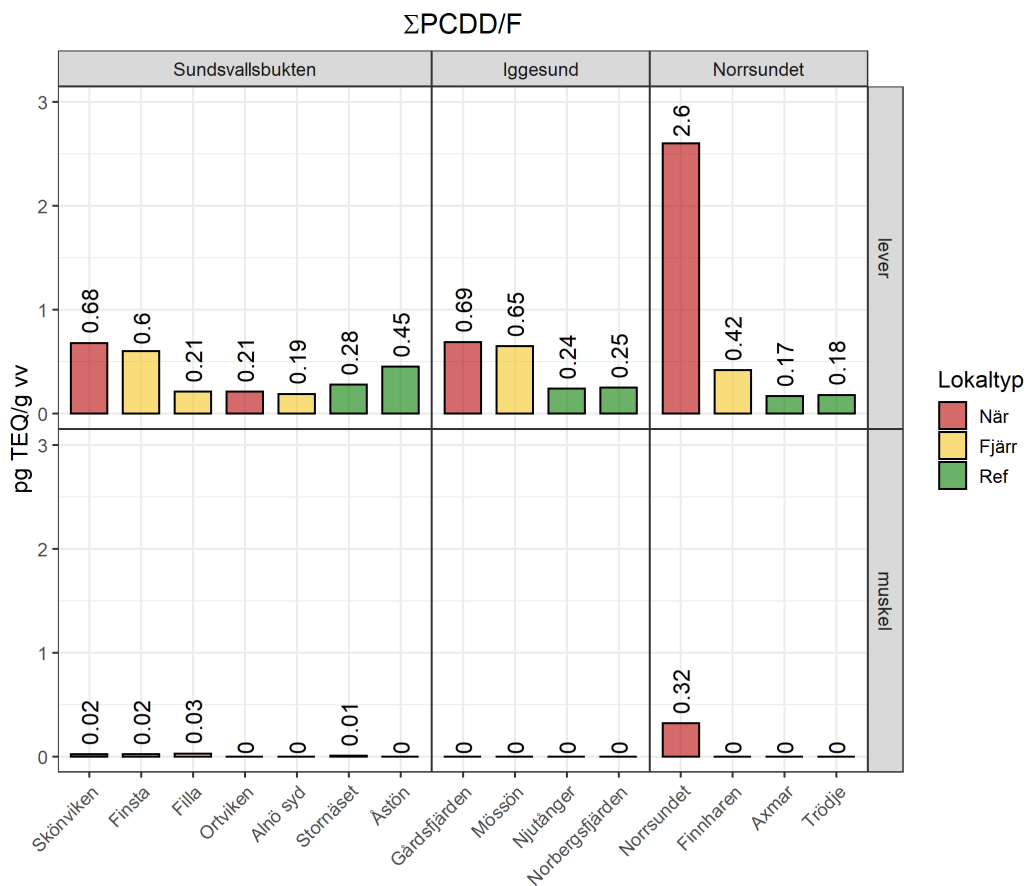
Halter lägre än LOQ visar att halterna är låga, men det kan fortfarande finnas skillnader mellan fisk från olika lokaler. Anledningen till att halterna av PCDD/Fs i abborre i kustzonen är låga är tvåfaldig: abborrens muskel har låg fetthalt (ofta mellan 0,5-1,0%) vilket gör att de fettlösliga dioxinerna inte ackumuleras i hög utsträckning samt att halterna generellt sett har sjunkit i skogsindustrirecipienter på grund av processomställningar (Waldetoft et al., 2020).

Konsekvensen av detta kan alltså bli att, även om det fortfarande föreligger en viss föroreningsgradient avseende PCDD/Fs, riskerar den döljas av att analysmetoden inte kan kvantifiera så pass låga halter. Ett försök till lösning på detta har varit att i 2021 års undersökningar analysera PCDD/Fs även i fiskens lever. Levern är en fetare vävnad än muskel och bör därav hålla högre halter av dessa fettlösliga substanser, vilket leder till att fler kongener hamnar över LOQ. Fetthalten i levern var i snitt 3,2 %.

Analysresultaten, som är ett samlingsprov av muskel respektive lever per lokal, visar på att halterna är markant högre i leverproverna (**Figur 13**). I de fall då samtliga kongener i muskel varit under LOQ, vilket i figuren redovisas som ett nollvärde, har halter i kvantifierbara nivåer funnits i

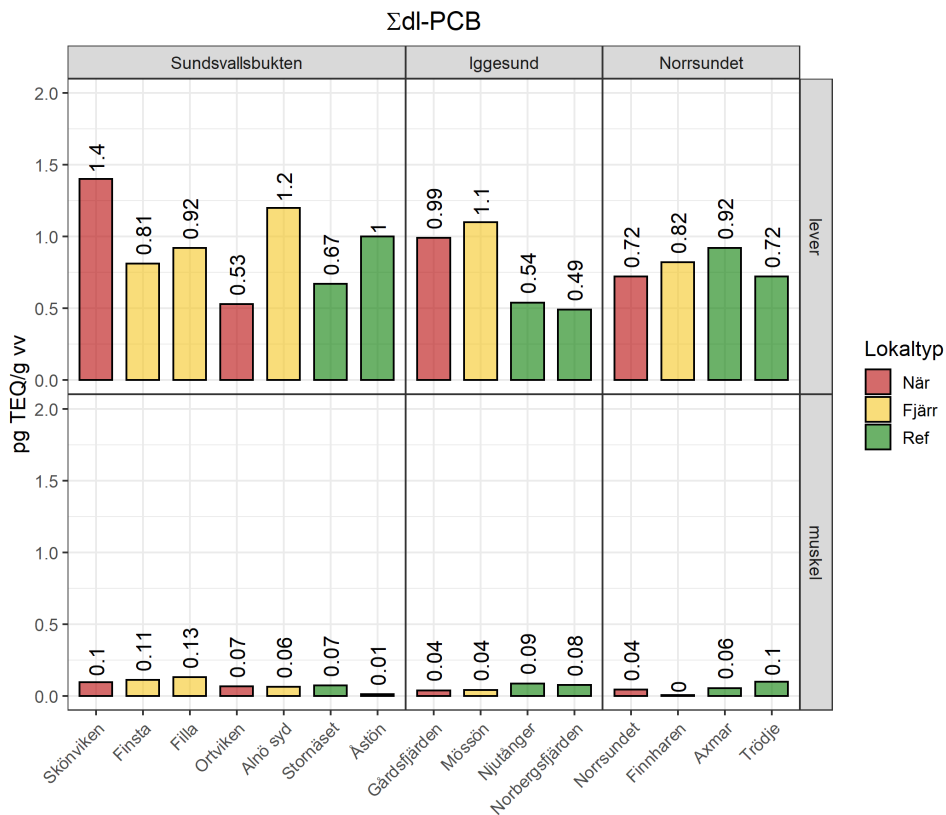
levern. Detta syns till exempel tydligt i proverna från Iggesund. Där syns en indikation på högre halter i lever i fisken från Gårdsfjärden och Mössön jämfört med referenslokalerna, medan detta mönster inte syntes genom att enbart studera halter i muskel. Vid Norrsundet framkommer det också tydligt att lokaler med tydligt förhöjda halter fortfarande kan noteras även i muskel, även om leverproverna också indikerar att en gradient med avklingande halter föreligger. Däremot påvisar leverproverna en gradient med avtagande halter – en gradient som inte syns i muskelproverna. Med detta menas att även fjärrecipienten (Finnharen) visade på förhöjda halter i leverproverna medan halterna i muskel var <LOQ.

Fördelen med muskelprover är dock att det finns mer muskelvävnad än levervävnad i en fisk, samt att det i muskel finns gränsvärden för saluföring att jämföra mot (3,5 pg TEQ/g vv). Det är dock fallet att gränsvärdet avseende PCDD/F alltså inte överskrids i abborre varken vid referensområden eller de tidigare mest belastade industrirecipienterna, tex vid Norrsundet. Halter över gränsvärden noteras oftast i fetare fiskarter som lax och strömming (Hållén et al., 2020). Inom miljöövervakning där huvudintresset är att undersöka skillnader mellan lokaler kan det därför vara motiverat att undersöka PCDD/F i lever.



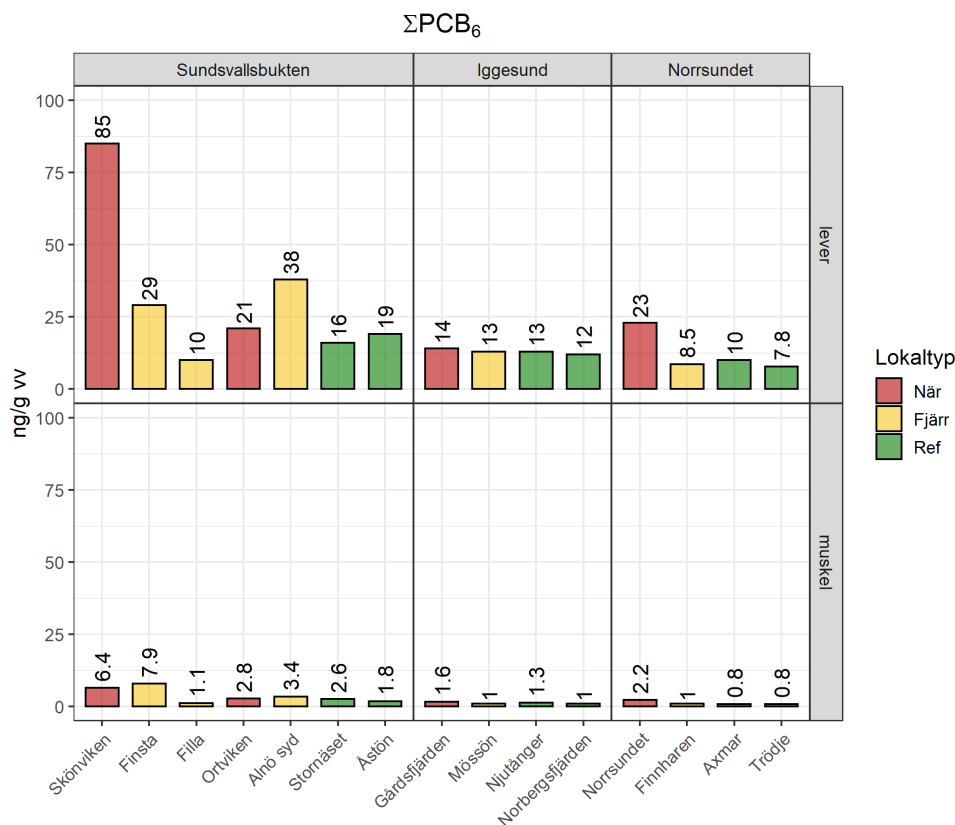
Figur 13 Dioxin- och furanhalter (PCDD/F) i abborrelever och muskel. Ett prov per matris och lokal. Halter angivna som lower bound., dvs <LOQ=0. Halter angivna som toxiska ekvivalenter (TEQ) (Van den Berg et al., 2006).

Undersöks i stället dioxinlika PCB, noteras att dessa i högre utsträckning än PCDD/F funnits i kvantifierbara halter i muskeln, men att halterna genomgående är högre i lever än i muskel (Figur 14). Detsamma gäller icke-dioxinlika indikator PCB:er (Figur 15).



Figur 14

Dioxinlika PCB (dl-PCB) i abborrlever och muskel. Ett prov per matris och lokal. Halter angivna som lower bound., dvs <LOQ=0. Halter angivna som toxiska ekvivalenter (TEQ) (Van den Berg et al., 2006).



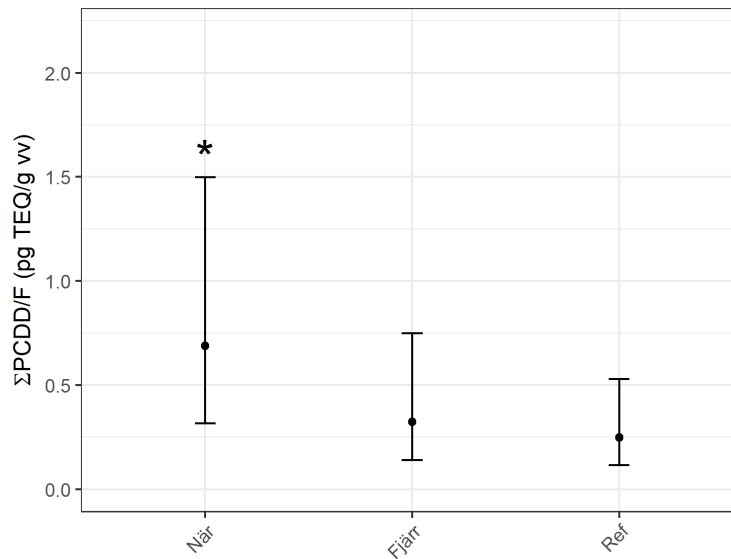
Figur 15 Sex indikatorkongener av PCB (PCB_6) i abborrlever och muskel. Ett prov per matris och lokal. Halter angivna som lower bound., dvs $<\text{LOQ}=0$.

Baserat på analyserna i lever anpassades en statistisk modell i syfte att utröna skillnader mellan olika lokaliteter avseende förekomst av dioxin och PCB. En inledande kommentar är att halter i lever endast mätts vid 2021 års fiskundersökningar, alltså Sundsvallsbukten, Iggesund och Norrsundet. Analysen kan därmed inte ge svar på om det föreligger någon nationell effektbild, men däremot ge en indikation om dioxinexponeringen generellt är högre i recipientområden jämfört med referensområden längs Norrlandskusten. Resultaten visade på statistiskt signifikant skillnad mellan PCDD/F i abborre från närrecipienter gentemot referenser (Figur 16).

Fjärrecipienterna var inte statistiskt signifikant avvikande från endera annan lokal. Resultaten tolkas alltså som en generell indikation på förhöjda PCDD/F-halter, men ytterligare studier behöver vidimera eller falsifiera detta.

Motsvarande analys genomfördes också för dioxinlika PCB och icke-dioxinlika PCB (PCB_6). Resultatet för de dioxinlika PCB:erna var icke-signifikant, medan signifikant skillnad förelåg mellan närrecipient och referens för PCB_6 . Figurer för dessa redovisas inte. Att ingen signifikant skillnad förelåg avseende dioxinlika PCB förfaller rimligt utifrån Figur 14, där det exempelvis vid Norrsundet inte kan urskiljas några skillnader mellan lokalerna.

En ytterligare kommentar är att motsvarande data på PCDD/F i muskel är mycket svåra att modellera statistiskt. Anledningen är att för många mätningar hade halter under detektionsgräns för samtliga kongener, vilket gör att det finns för lite variation i data, samt att antagandena för linjära modeller (främst att feltermen ska vara normalfördelad och ha en jämn varians) inte kan uppnås. Rent statistiskt är alltså mätningar i lever att föredra framför muskel.



Figur 16 Skillnader i PCDD/F i lever av abborre mellan lokaliteterna närrecipient, fjärrecipient och referens, baserat på mätningar i samlingsprover av abborrlever från Sundsvallsbukten, Iggesund och Norrsundet. Punkter markerar skattning utefter statistisk modell. Felstaplar avser 95% konfidensintervall för denna skattning. Modellen baserades på logaritmerade värden (basen e), som tillbakaräknats till figuren. Därav är konfidensintervallen inte symmetriska.

Förändring över tid

Morfometri

Flertalet fiskhälsundersökningar har genomförts vid Iggesund och Norrsundet vilket ger möjlighet att följa förändringen över tid. I **Tabell 9** sammanställs avvikelser i CF, LSI, GSI, tillväxt och könsmodnadsgrad.

Vid Norrsundet har den generella bilden visat på stimulerad tillväxt och kondition samt hämmad fortplantning. Detta syns som signifikant högre konditionsfaktor i recipienten mellan 1984-2011, och vid de flesta undersökningar en minskad GSI och könsmodnad. Noterbart är att det vid Norrsundet funnits en relativt stabil och tydlig effektbild – avvikelserna har varit ihållande och med samma riktning ("+" eller "-"). En indikation om en generell återhämtning syns dock under undersökningarna 2011 och 2021. 2011 noterades ingen avvikelse i GSI och 2021 inte heller för CF eller könsmodnad.

Vid Iggesund är effektbilderna inte lika uttalad som vid Norrsundet. Till exempel har signifikanta avvikelser i LSI förekommit vid flera undersökningstillfällen, från sent 80-tal och framåt, men avvikelserna har varierat mellan förstorad och förminskad lever. För GSI är fallet däremot att undersökningarna 1987-2001 visade på en förminskad GSI. Under 2009 och 2021 syntes ingen avvikelse i GSI, vilket indikerar en generell återhämtning.

Tabell 9 Sammanställning av avvikelser i CF, LSI, GSI, tillväxt och könsmognad i fiskhälsoundersökningar vid Iggesund och Norrsundet. "+" högre eller tidigare (för könsmognad) värde i fisk från recipient. "-" lägre eller senare (för könsmognad) värde i fisk från recipient. "0" ingen statistiskt signifikant skillnad. Tom cell innebär att den parametern inte undersökts. Information från Norrsundet hämtat från Sandström et al. (2015) om inte källa anges explicit.

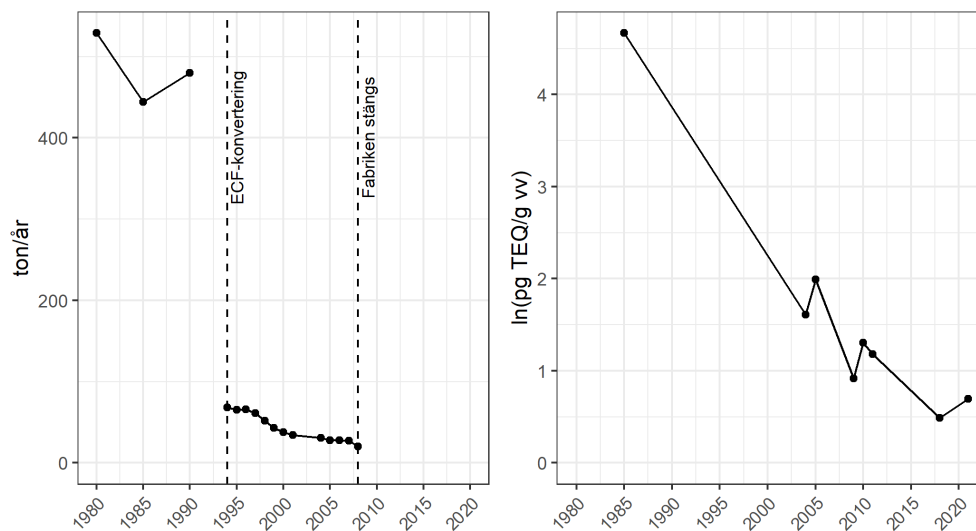
	Årtal: (Referens)	CF	LSI	GSI	Tillväxt	Könsmognad
Iggesund	1987-88: Förlin et al. (1991)		+	-		
	1996: Sandström et al. (1997)		-	-		-
	2001: Grahn & Grotell (2002)	-	-	-		-
	2009: Sandström (2010)	0	+	0	0	0
	2016: Karlsson et al. (2018)*	0	+		0	
	2021: (se Bilaga 3)	0	-	0	0	+
Norrsundet	1984	+		-	+	-
	1985	+		-	+	-
	1989	+		-		-
	1990	+		0		0
	1995	+		-	+	-
	1996	+	+	-		-
	1997	+		-	+	-
	1998	+		-	+	-
	2005	+	0	-	+	-
	2011	+	+	0	0	-
	2016: Sandström & Abrahamsson (2017)	0	0	-	0	-
	2018: Waldetoft et al. (2020)	0	0		+	
	2021: (se Bilaga 4)	0	+	0	0**	0**

*källan redogör inte för statistiska tester. Dessa är beräknade i efterhand till denna sammanställning. **osäker bedömning på grund av litet dataunderlag.

Dioxiner och kvicksilver

Vid ett antal områden, däribland Norrsundet (**Figur 17**), Hallstanäs, Östrand, Iggesund och Grycksbo (**Figur 18**) har flertalet mätningar av dioxiner och kvicksilver genomförts i abborre (och ibland gädda avseende kvicksilver), vilket ger möjligheten att bilda sig en uppfattning om utvecklingen över tid. **Figur 17** visar mätningar av dioxiner i abborre från Norrsundetrecipienten, från och med 1980-talet, samt fabriken totala utsläpp av halogenerade organiska föreningar (AOX). De vertikala streckade linjerna markerar övergången till klorfri blekning (elementary chlorine free =ECF) och fabriken nedläggning.

Resultaten påvisar en tydlig minskning av dioxinhalterna i abborre vid Norrsundet. Trenden ser linjär ut i figuren, men eftersom skalan är logaritmisk innebär det en exponentiellt avtagande trend. Skattningen, som visserligen är osäker på grund av det begränsade dataunderlag, är att dioxinhalterna minskat i snitt med 6 procent per år sedan 1980-talet. En årlig minskning på 6 procent motsvarar en halveringstid på drygt 11 år. I figuren syns också tydligt hur utsläppen av AOX minskade kraftigt då klorfri blekning infördes.

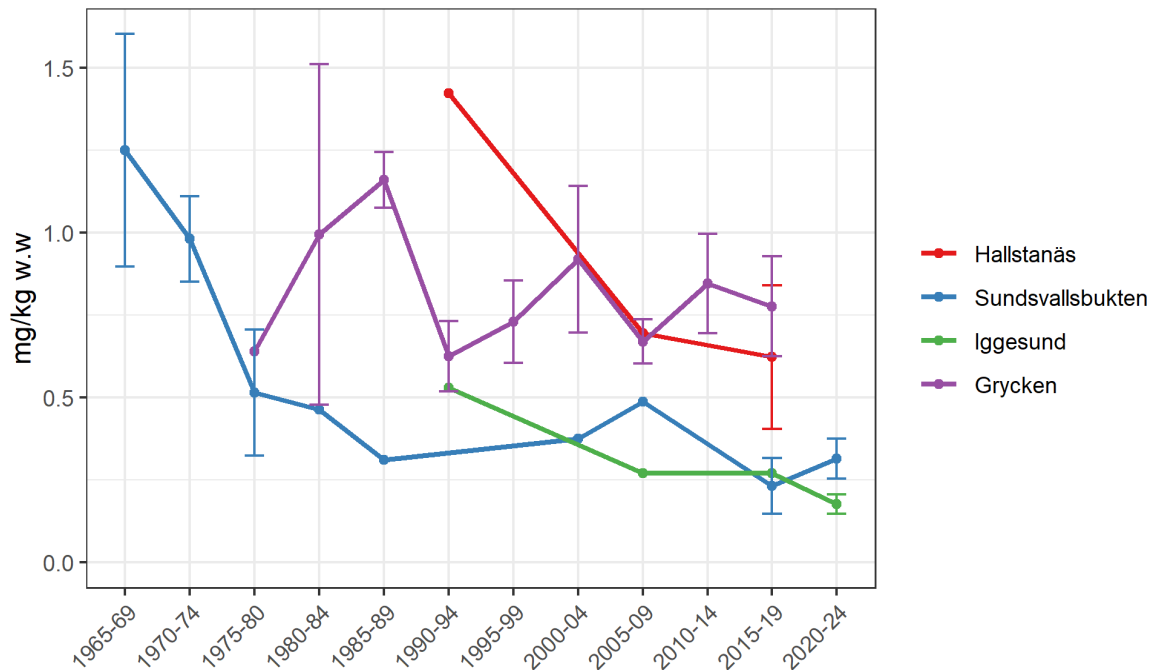


Figur 17 Vänster panel: utsläpp av halogenerade organiska föreningar (AOX) (ton/år) till vatten från Norrsundets bruk. Höger panel: halter av PCDD/F (pg TEQ/g vv) i abborre fångade utanför Norrsundets bruk. Fetthaltsnormerade halter till 5%, utefter antagen halt på 0,8% (normerad halt= uppmätt halt*5/0,8). Angivna på logaritmerad skala.

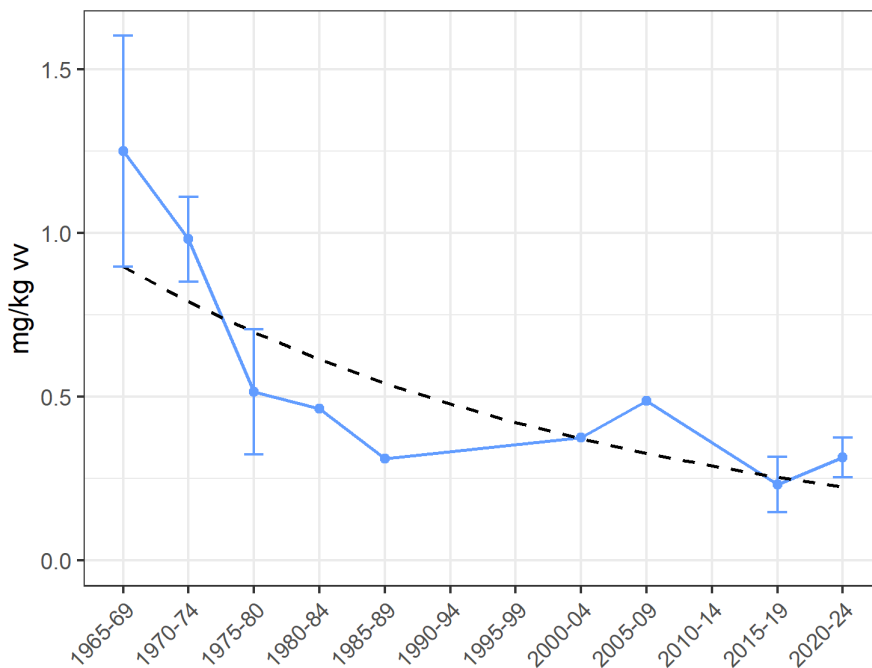
Kvicksilverhalterna i abborre och gädda (**Figur 18**), som är jämförbara i och med att de normerats att motsvara fisk av enhetlig storlek (300 g för abborre och 1 kg för gädda), visar på att förändringen över tid skiljer avsevärt mellan olika områden. Halterna förefaller ha minskat i Sundsvallsbukten, Hallstanäs och Iggesund medan halterna inte tycks ha minskat i fisk från Grycken.

Vid Östrand och Grycksbo finns tillräckligt antal mätningar för att testa statistiskt om det föreligger en minskande trend. Trenden vid Östrand var signifikant minskande, medan ingen signifikant minskning noterades vid Grycksbo. Den skattade minskningen vid Östrand är 2,5 procent per år, vilket motsvarar en halveringstid på 28 år. Dessa siffror bör dock tolkas med viss försiktighet. Anledningen är att trenden vid Östrand visar viss diskrepans mot en exponentiellt

avtagande trend på 2,5 procent per år (**Figur 19**). Under 60- och 70-talet minskade halterna snabbare än 2,5 procent per år (mätvärdena ligger först systematiskt över trendlinjen, för att sedan under sent 70- och 80-tal ligga systematiskt under trendlinjen). Sedan 90-talet förefaller minskningen vara långsammare än 2,5 procent per år.



Figur 18 Normaliserade kvicksilverhalter i abborre och gädda (mg/kg vv) per femårsperiod från och med 1965. Felstaplar (sd) angivna ifall mer än en mätning genomförts under femårsperioden.



Figur 19 Normaliserade kvicksilverhalter i gädda och abborre från Sundsvallsbukten samt skattad trendlinje. Felstaplar (sd) angivna ifall mer än en mätning genomförts under femårsperioden.

Sammanfattande slutsatser

Utökat antal referensområden

Genomgången av fiskhälsan baserat på underlaget från de dubbla referenserna visade på att naturligt förekommande variation, även mellan opåverkade lokaler, kan ge upphov till förändringar av sådan storlek att de faller ut som signifikant skilda från varandra vid statistiska tester. Två referensområden visades kunna leda till en annan övergripande tolkning jämfört med om endast en referens använts, detta i och med att det förekom att ett recipientområde endast avvek från en av två referenser. Med avseende på halter av metaller och organiska föreningar framkom, med den använda metodiken, inte lika tydliga fördelar med att använda dubbla referenser. Om endast föroreningshalter i fisk ska undersökas, och om det finns god kännedom om normalt förekommande halter i fisk från området, kan en väl vald referens vara tillräcklig för att teckna en god bild av föroreningssituationen.

Komplettering med större fisk

I tidigare undersökningar visades en flaskhals vara antalet könsmogna individer. Utvärdering av gonadstorlek och könsmognad visade sig svårt på grund av litet antal könsmogna individer. Komplettering med större fisk visades förbättra detta i och med att större fisk, framför allt honor, tenderar att vara könsmogen i större utsträckning.

Effektbilder

En övergripande analys inkluderande data från samtliga fiskundersökningar inom projektet mellan 2017-2021 genomfördes. Resultaten indikerade en generellt förminskad leverstorlek i abborre från recipient- jämfört med referensområden. Övriga variabler kopplade till fiskhälsa visade inte på en övergripande effektbild. Den analys som genomfördes för metallerna visade på generellt högre halter av bly, kadmium, kvicksilver, krom, nickel och koppar i abborre från recipient- jämfört med referensområden.

Simulering av avtagande kvicksilvergradient

De datorsimuleringar som genomfördes baserat på fiktiva gradienter med avtagande kvicksilverhalter i abborre ut mot referensområdena visade på att om det föreligger förhöjda halter i abborre från recipienten framkommer dessa med stor sannolikhet med den metodik som används. Metoden innebär att bilda tre samlingsprover av muskelvävnad från ca 10 abborrar vardera, per lokal (det vill säga närrecipient, fjärrecipient och referensområden). Sannolikheten att påvisa de antagna förhöjda halterna i recipienten visades öka något om fler samlingsprover, baserade på något färre individer, analyseras.

Dioxinhalter i lever

Vid fiskundersökningarna år 2021 undersöktes dioxin- och PCB-halter i levervävnad från abborre, inte bara i muskelvävnad som vid tidigare undersökningar. Detta visade sig var användbart framför allt för dioxiner och furaner (PCDD/Fs), eftersom eventuella förhöjda halter lättare framkommer i analyser baserat på lever, detta då levern är en fetare vävnad än muskel och dessa ämnesgrupper är fettlösliga. En antydning om generellt sett högre halter av PCDD/Fs i abborre från recipient- jämfört med referensområden framkom.

Förändring över tid

Vid Iggesund och Norrsundet har upprepade fiskhälsoundersökningar genomförts. Det framkom att effektbilden vid Norrsundet varit relativt entydig under 80- och 90-talet, bestående av stimulerad tillväxt och hämmad fortplantning. Sedan fabriken nedlåg 2008 tycks en gradvis återhämtning ha skett, även om förloppet varit långsamt. Vid Iggesund var bilden inte lika entydig. En genomgång av LSI vid Iggesund visade att avvikelsen skiftat mellan förstörd och förminskad lever mellan olika undersökningar. Om det hade varit så att levern genomgående varit förminskad eller förstörd, hade en rimlig tolkning varit att den ihållande förminskningen är en konsekvens av utsläpp från bruket, antingen pågående eller historiska utsläpp lagrade i fibersedimenten. När det i stället noteras fluktuationer blir tolkningen svårare. Om en undersökning drar slutsatsen att levern är förstörd till följd av brukets verksamhet, och en annan undersökning ett antal år senare drar slutsatsen att levern är förminskad till följd av brukets verksamhet, utan att utsläppens karaktär eller omfattning förändrats påtagligt, hur skall då den sammanväga tolkningen om påverkan på leverstorleken göras? En rimlig ansats är att göra en mer försiktig tolkning om det är så att ett index fluktuerat över tid, givet att denna fluktuation inte sammanfaller med stora förändringar i fabriken utsläpp, och dra en säkrare slutsats om mönstret varit ihållande över tid.

Vid de områden där tidstrender av kvicksilverhalter finns, noterades en generell minskning över tid, som dock inte på något sätt gäller för alla områden. I exempelvis Grycken syntes inga tecken på minskande kvicksilverhalter i fisk. Reduceringen vid Östrand visade tecken på att ha avstannat på senare tid. Det kan vara att så är fallet, men en möjlig orsak kan vara representativiteten i dataunderlaget. De senaste proverna är från de mest kontaminerade områdena (Skönviken/Finsta) medan ett antal av de tidiga proverna är av fisk från andra platser i Sundsvallsbukten som är något mindre belastade än exempelvis Skönviken. Undersökning av dioxinhalter i abborre från Norrsundet visade på kontinuerligt minskande halter sedan 80-talet.

Fortsatta studier

Inom projektet avser vi att under 2023 fortsätta med ytterligare fiskundersökningar i fyra skogsindustriella recipienter. Det finns tveklöst ett egenvärde i sig att undersöka flera recipienter och referenser för att verifiera/falsifiera tidigare dragna slutsatser och prediktioner. Behovet av reproducerbarhet och repeterbarhet inom vetenskapen har betonats i flera studier (t.ex. Hansson et al. (2019)). Ett slående resultat erhöles när 100 publicerade studier i psykologi (97 % av dem fann statistiskt signifikanta resultat) upprepades och endast 36 % av de nya studierna gav samma resultat (Open Science Collaboration, 2015). Detta illustrerar vikten av replikationsstudier (t.ex. Baker (2016); Cassey & Blackburn (2006)), särskilt om den studerade "signalen" är svag och mätningarna är brusiga (Loken & Gelman, 2017), vilket ofta är fallet med ekologiska data. Vi har hitintills genomfört undersökningar med likartad metodik i ett dussintal recipienter. Detta kan jämföras med Kanada där över hundra undersökningar genomförts med likartad metodik som grund för nationella bedömningar av miljötillståndet och behovet av åtgärder (Environment Canada, 2010).

Därutöver finns några specifika kvarvarande frågeställningar som kommer att adresseras när projektet löper vidare under 2023:

- Hur många replikat behöver analyseras för att med statistisk säkerhet kunna detektera skillnader i halter mellan recipient- och referensområden? Denna fråga har uppmärksammats av externa granskare av det manuskript som nyligen publicerades i en vetenskaplig journal (Karlsson et al., 2023). Vad gäller metaller så anser vi den frågan vara utredd men för flera organiska ämnen, bland annat PCB, behöver ett kompletterande analysprogram genomföras.
- Det finns tecken på en nationell effektbild avseende förminskad leverstorlek som avviker från den gängse uppfattningen om att skogsindustriella utsläpp leder till förstörade leverar. Detta kan bero av flera orsaker, inte nödvändigtvis toxisk påverkan och behöver följas upp.
- Det finns även tecken på att metallhalter generellt är förhöjda i recipienter, vilket behöver följas upp och djupare analyseras.
- I några av de recipienter som planeras undersökas 2023 finns resultat från tidigare utförda undersökningar. Att skapa och bygga på tidstrender är vetenskapligt mycket värdefullt inom akvatisk miljöanalys.

Referenser

- Baker, M. (2016). 1,500 scientists lift the lid on reproducibility. *Nature*, 533(7604).
- Burke, D. L., Ensor, J., & Riley, R. D. (2017). Meta-analysis using individual participant data: one-stage and two-stage approaches, and why they may differ. *Statistics in medicine*, 36(5), 855-875.
- Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2006). Reproducibility and repeatability in ecology. *BioScience*, 56(12), 958-959.
- Environment Canada. (2010). *Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring (EEM) Technical Guidance Document*.
- Förlin, L., Andersson, T., Balk, L., & Larsson, Å. (1991). Biochemical and physiological effects of pulp mill effluents on fish. *Swedish Environmental Protection Agency (Report 4031)*, 235-243.
- Grahn, O., & Grotell, C. (2002). Abborrens fysiologiska status och reproduktionsförmåga i recipienten till Iggesunds Bruk 2001. In. ÅF-Miljöforskargruppen Rapport F02/002:1.
- Gustavsson, N., & Danielsson, S. (2010). Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust - Projekt X-151. In. Naturhistoriska riksmuseet Rapport nr 9:2010.
- Hansson, S., Larsson, U., & Walve, J. (2019). Site fidelity in perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in two Baltic Sea coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 226, 106261.
- Hållén, J., Waldetoft, H., Viktor, T., Karlsson, M., Ogonowski, M., & Andersson, G. (2020). Dioxiner i fet fisk från Östersjön, Vätern och Vättern. *IVL rapport B2402*.
- Karlsson, M., Hållén, J., & Viktor, T. (2018). Undersökningar av abborre utanför Iggesunds bruk 2017. *IVL rapport U5956*.
- Karlsson, O. M., Waldetoft, H., Hållén, J., Malmaeus, J. M., & Strömberg, L. (2023). Using Fish as a Sentinel in Risk Management of Contaminated Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 84, 45-72. <https://doi.org/10.1007/s00244-022-00968-x>
- Loken, E., & Gelman, A. (2017). Measurement error and the replication crisis. *Science*, 355(6325), 584-585.
- Lowell, R., Ring, B., Pastershank, G., Walker, S., Trudel, L., & Hedley, K. (2005). National assessment of pulp and paper environmental effects monitoring data: findings from cycles 1 through 3. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. NWRI Scientific Assessment Report Series, No. 5. In.
- Open Science Collaboration. (2015). Estimating the reproducibility of psychological science. *Science*, 349(6251), aac4716.
- Sandström, O. (2010). Tillväxt, kondition och fortplantningsförmåga hos abborre utanför Iggesunds Bruk 2009. *SKUTAB, Bilaga B9:2*.
- Sandström, O., & Abrahamsson, I. (2017). Uppföljande undersökning av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 2017. In. *SKUTAB*.
- Sandström, O., Agerberg, A., Berglund, A., Förlin, L., & Lindesjö, E. (1997). Fiskundersökningar vid Iggesunds Bruk 1996. *Fiskeriverket, Kustlaboratoriet (opublicerad rapport)*.
- Sandström, O., Grahn, O., Karlsson, M., Larsson, Å., Malmaeus, M., & Viktor, T. (2015). Miljösituationen förr och nu i skogsindustrirecipienter *IVL rapport C115*.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., & Haws, L. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological sciences*, 93(2), 223-241.



Viechtbauer, W. (2010). Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of statistical software*, 36(3), 1-48.

Waldetoft, H., Hållén, J., & Karlsson, M. (2020). Kontrollprogram för fibersediment - bedömning av miljöpåverkan genom fiskundersökningar. *IVL rapport B2396*.

Waldetoft, H., Hållén, J., & Karlsson, M. (2021). Metodik för integrerad undersökning av hälsotillstånd och föroreningshalter i fisk från industrirecipienter. *IVL rapport B2423*.

Bilaga A – Östrands massafabrik

Metodik

Fisket bedrevs den 31-augusti till 2-september 2021 av rapportförfattarna, med stöd av Linda Andersson och Anders Johansson. Preparering, åldersbestämning och bedömning av könsmognadsgrad utfördes av Inger Abrahamsson, Gräsö. Målorganismen var abborre i längdintervallet 15-25 cm. Storleksklassen 15-20 cm är standard inom svensk miljöövervakning. Ambitionen var att fånga 30 individer per lokal av denna storlek, och lika många individer av storleken 20-25 cm. Längre, och därmed äldre individer, är i högre grad könsmogna vilket möjliggör förbättrad utvärdering av fortplantningsförmågan.

Abborre fångades vid fem lokaler (**Fig. A1**) med bottenstående nät med maskstorlekar varierande mellan 18,5 och 25 mm. Finsta är att betrakta som huvudsakligt recipientområde (kallat *närrecipient*), Filla är ett recipientområde beläget något längre nedströms (kallat *fjärrecipient*). Stornäset och Åstön är referensområden Fisk som fångats vid Stornäset speglar miljöförhållandena i Indalsälvens mynningsområde exklusive den påverkan som utsläppen från Östrand har på vattenkvaliteten Åstön ligger ytterligare en bit ut i havsbandet. Här bestäms vattenkvaliteten till stor del av förhållandena i Bottenhavet Skönviken är inte huvudsaklig recipient av processavloppsvattnet från fabriken, men håller större mängder förorenade sediment från tidigare verksamhet.



Figur A20 Karta över fångstlokaler.

Resultat

Tabell A1 visar grundläggande information om den undersökta fiskens längd, vikt, kön och ålder.

Tabell A1 Antal individer insamlad abborre samt "medel (min-max)" över längd, totalvikt (ej urtagen) och ålder.

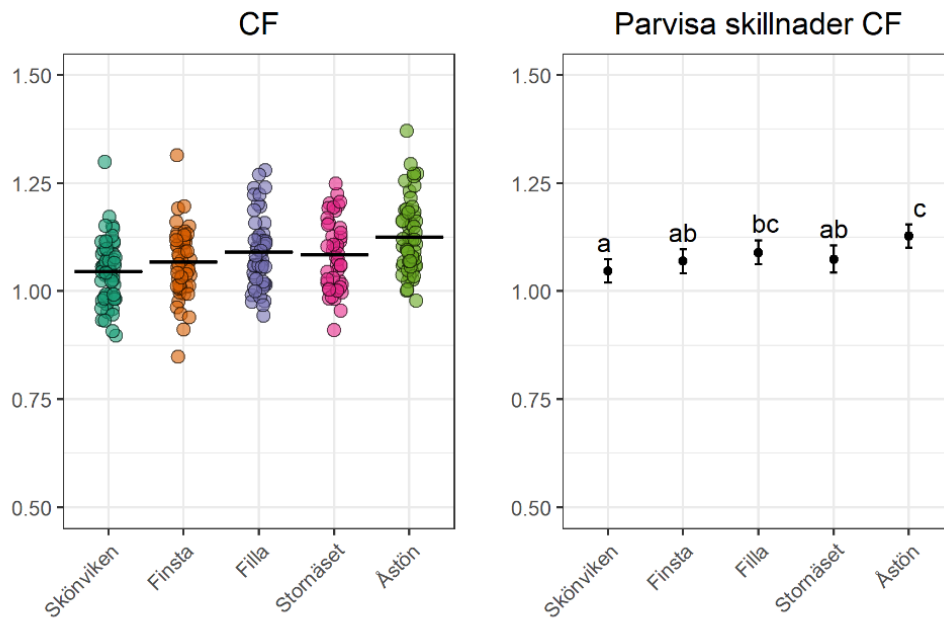
Lokal	Antal	Längd (cm)	Totalvikt (g)	Ålder (år)
Skönviken	Honor:40 Hanar:17	20,4 (15,1-24,5)	102 (39-180)	3,27 (2-5)
Finsta	Honor:36 Hanar:18	20,2 (15,2-24)	103 (40-166)	3,11 (2-6)
Filla	Honor:33 Hanar:18	20,7 (15,9-24,7)	111 (43-206)	3,28 (2-5)
Stornäset	Honor:36 Hanar:9	21,8 (14,3-27,3)	138 (34-251)	3,49 (2-6)
Åstön	Honor:35 Hanar:22	20,2 (15,2-25,3)	111 (43-226)	3,25 (2-6)

Fiskhälsa

Flertalet figurer över fiskhälsa innehåller redovisning av s.k "parvisa skillnader", vilka innebär kompletterande statistiska tester, här Tukey's post-hoc test, som jämför varje kombination av lokaler i det fall den övergripande modellen funnit en signifikant skillnad. Dessa figurer utläses som att lokaler märkta med åtminstone en gemensam bokstav **inte** är statistiskt signifikant skilda från varandra. Exempel: vid en lokal märkt "ab" hade fisken inte signifikant skilt morfometriskt index jämfört med en lokal märkt "ac".

Konditionsfaktor (CF)

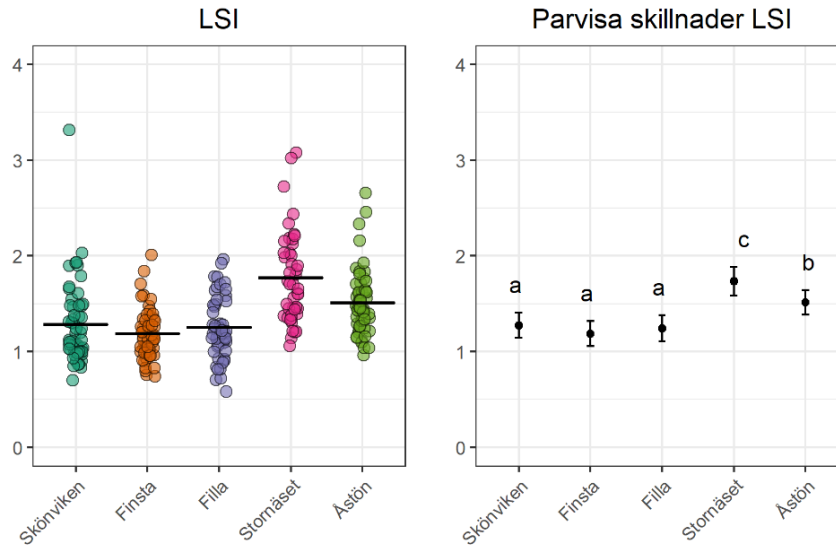
Konditionsfaktorn avvek inte signifikant mellan recipient och referensområden i flera av fallen (Figur A2). Det var signifikant skillnad mellan Finsta-Åstön, men inte Finsta- Stornäset. Filla var inte signifikant skild från någon av referenserna. Skönviken var signifikant skild från Åstön men inte Stornäset. Sammantaget syns inga entydiga avvikelser i fiskens konditionsfaktor då recipienter jämförs mot referenser, i och med att recipientlokaler inte avviker signifikant gentemot båda referenserna.



Figur A21 Konditionsfaktor (CF). Vänster panel: en cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden. Höger panel: resultat av post-hoc test. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

Leversomatiskt index (LSI)

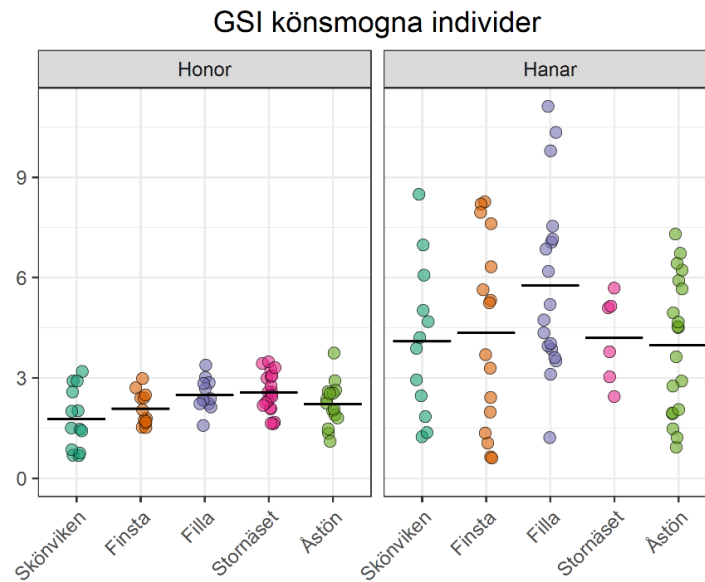
För LSI förelåg signifikanta skillnader mellan recipient- och referensområden (**Figur A3**). Alla recipientområden hade signifikant lägre LSI än båda referenserna (dessa märkta "a" och referenser "c" eller "b"). Signifikant skillnad förelåg alltså även referenserna sinsemellan. Differensen mellan Stornäset och recipientområdena överskrider CES (som är 25% skillnad). CES överskrids inte mellan Åstön och recipientområdena.



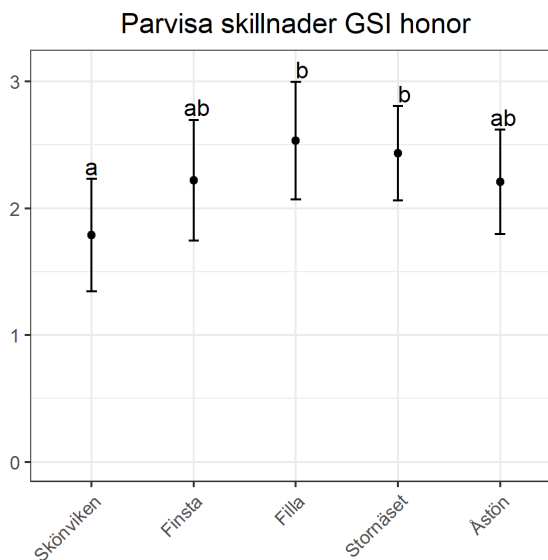
Figur A22 Leversomatiskt index (LSI). Vänster panel: en cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden. Höger panel: resultat av post-hoc test. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

Gonadsomatiskt index (GSI)

Redovisningen av GSI är uppdelad för könsmogna honor respektive könsmogna hanar (Fig. A4), i och med att GSI tenderar att skilja mellan könen, med högre spridning och högre värden för hanarna. Det statistiska testet visade endast på signifikanta skillnader för honorna (Fig. A5). Signifikanser noterades mellan Skönviken-Filla och Skönviken-Stornäset. Finsta var inte signifikant skild från någon av referenserna.



Figur A23 Gonadsomatiskt index (GSI) i könsmogna honor och hanar. En cirkel för varje individ. Horisontella streck avser medelvärden.

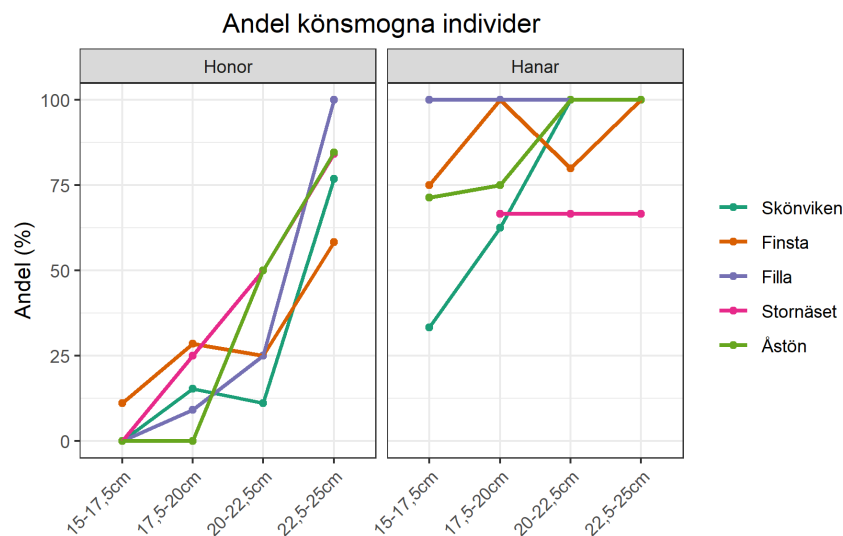


Figur A24 Resultat av Tukeys post-hoc test av GSI för könsmogna honor.

Könsmognad

Figuren över könsmognadsgrad, där fisken delats upp i 2,5 cm längdintervall, visar på generellt ökande könsmognad med ökande storlek på fisken för honorna, vilket är att förvänta, men däremot inte med samma tydlighet för hanarna (**Fig. A6**). För respektive kön och längdintervall förefaller inte någon lokal avvika konsekvent. Exempelvis var andelen könsmogna honor högst i Filla i 22,5-25 cm men inte för de lägre längdklasserna.

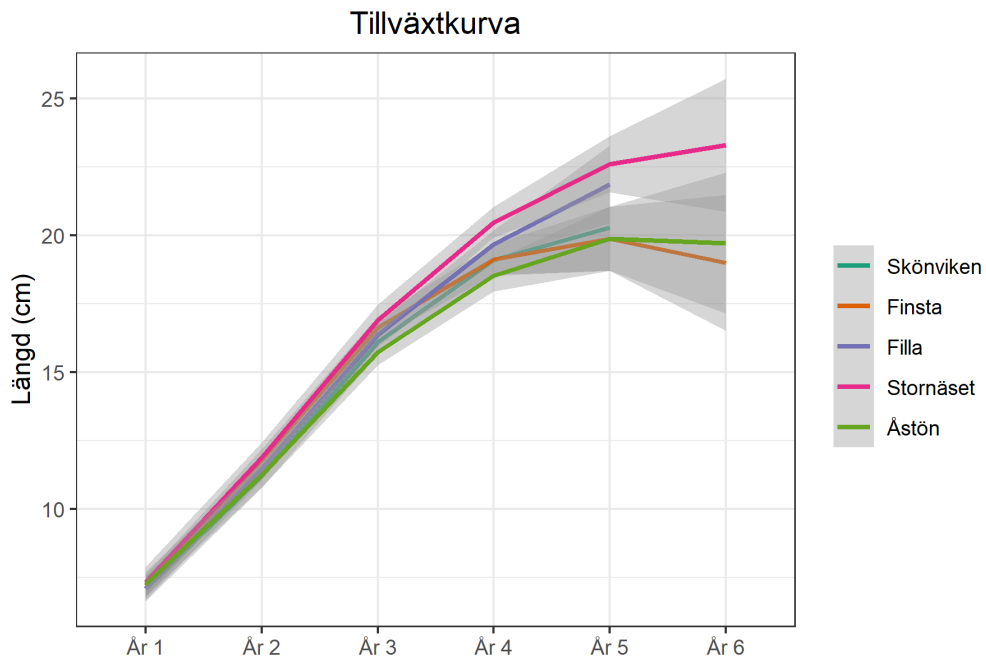
Den logistiska regressionsmodell som anpassades visade inte på några signifikanta skillnader i andelen könsmogna individer mellan lokalerna ($p>0,05$). Sammantaget framkommer inga indikationer på avvikande könsmognad vid någon av recipientlokalerna.



Figur A25 Andelen könsmogna individer per kön och längdklass.

Tillväxt

Figuren över tillväxt (Fig. A7) visar genomsnittlig årlig tillväxt vid varje lokal, som möjliggjorts av tillbakaräkning av årsringar på gällock. Det grå området visar osäkerhetsintervall för medelvärdena. Som syns är det fram till det 5e levnadsåret störst skillnad i tillväxthastighet mellan de två referenslokalerna (Stornäset och Åstön). I och med att de största skillnaderna finns mellan referenslokalerna framkommer inga belägg för avvikande tillväxthastighet i recipientområdena.

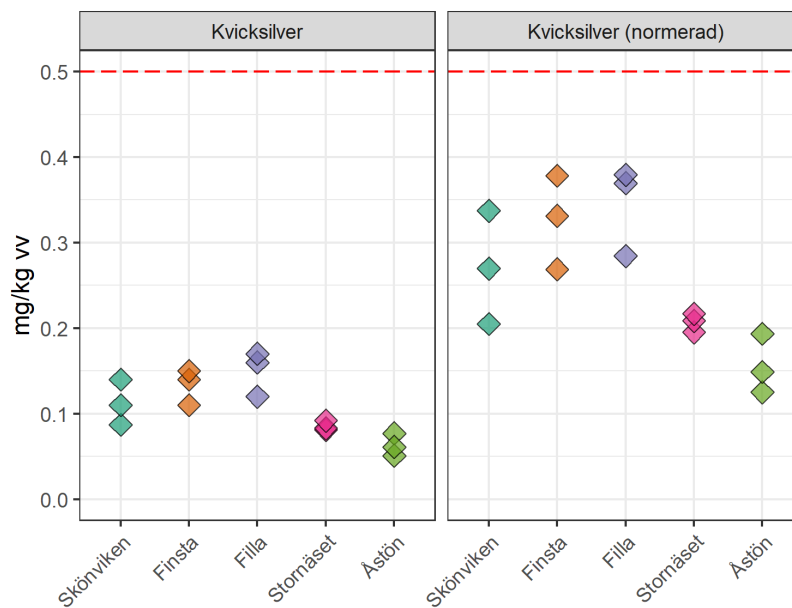


Figur A26 Genomsnittlig längd (cm) per levnadsår.

Föroreningshalter

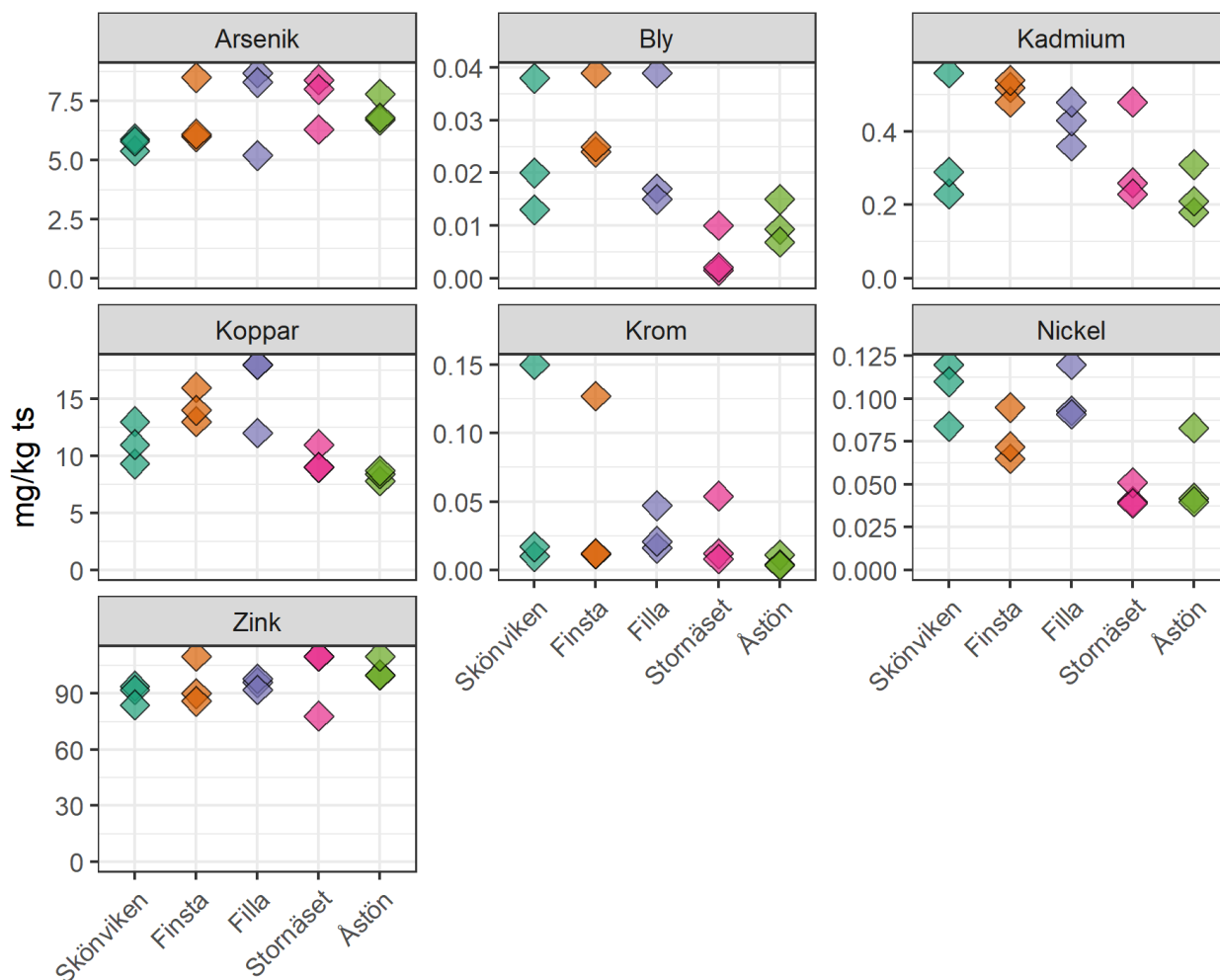
Metaller

Kvicksilverhalten i fisken var högre i recipientområdena, jämfört med referenserna (**Fig. A8**). Halterna underskrider dock genomgående EU:s gränsvärde för saluföring (0,5 mg/kg vv), även vid uppräknings till fisk av konsumtionsstorlek. Halten i fisken från Skönviken, Finsta och Filla var av likartad storlek, i spannet 0,2-0,4 mg/kg vv (normerad). Referenslokalerna hade halter i spannet 0,1-0,25 mg/kg vv (normerad).



Figur A8 Kvicksilverhalter i tre samlingsprover av abborrmuskel per lokal. Redovisas som uppmätt halt (vänster) och normerad halt för att motsvara fisk av ca 300 grams vikt (höger).

Halterna av arsenik, kadmium, koppar och zink var jämn mellan lokalerna (**Fig. A9**). En förhöjning syns gällande bly och nickel i recipientlokaler jämfört med referenslokaler. För krom syns ett avvikande högt värde i Skönviken och Finsta. Övriga två prover från dessa lokaler hade låg halt. En kommentar är att zink är ett essentiellt ämne, vilket betyder att fisken till viss mån kan reglera halten själv. Uppmätt halt i muskelvävnad speglar därför inte nödvändigtvis exponeringen.

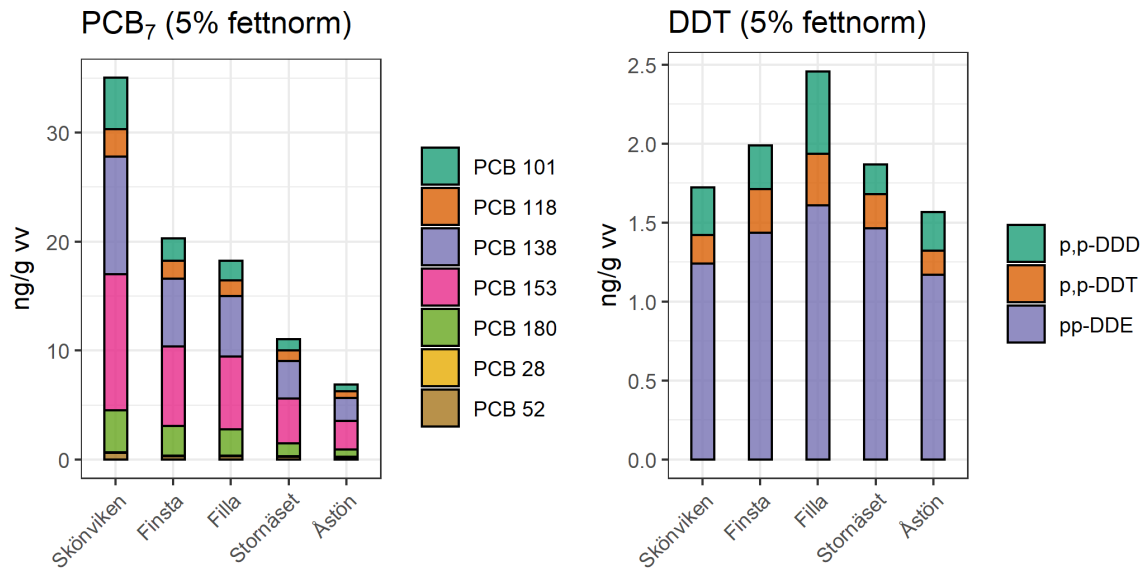


Figur A9 Metallhalter i lever. Tre samlingsprover per lokal.

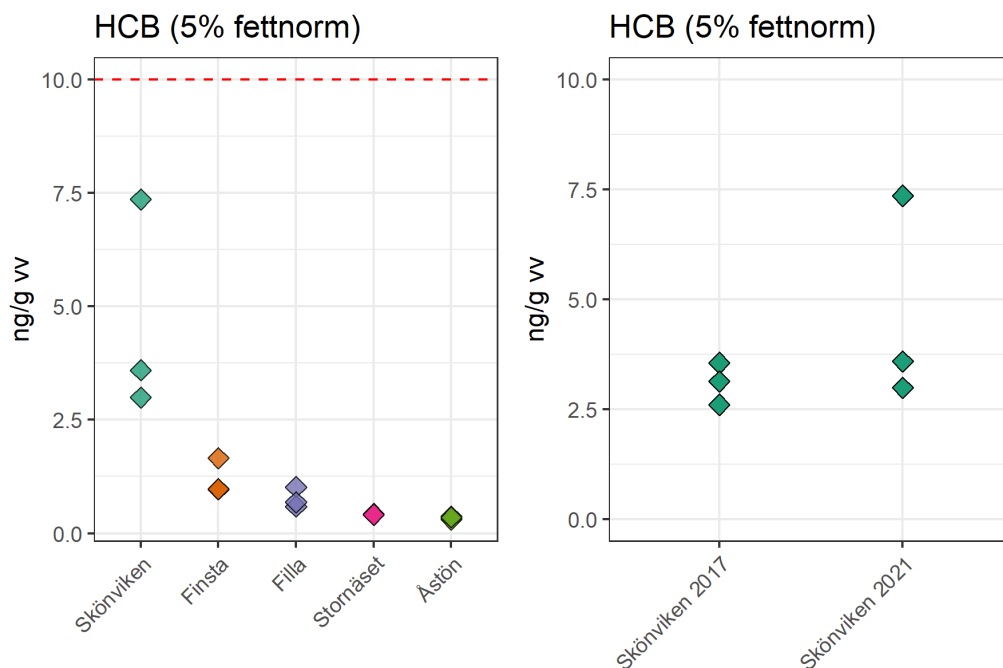
Organiska ämnen

Figur A10 visar median för olika kongener (varianter) av PCB respektive DDT. Det framgår att PCB₇ domineras av kongenerna PCB 138 och PCB 153. DDT domineras av DDE, som är en nedbrytningsprodukt till DDT. Avseende PCB₇ syns en gradient med högst halt i fisken från Skönviken, som sedan avtar ut mot referensområdena. Denna gradient noteras inte för DDT, där högst totalhalt uppmättes vid Filla.

Även för HCB (**Fig. A11**) noteras en gradient med högst halter i fisken från Skönviken. Gränsvärdet för god kemisk status på 10 ng/g (HVMFS 2019:25) underskrids dock i samtliga prover från Skönviken. Vid jämförelse mot tidigare undersökning 2017 (Karlsson et al., 2018) låg HCB-halterna på samma nivå (höger panel **Fig. A11**).



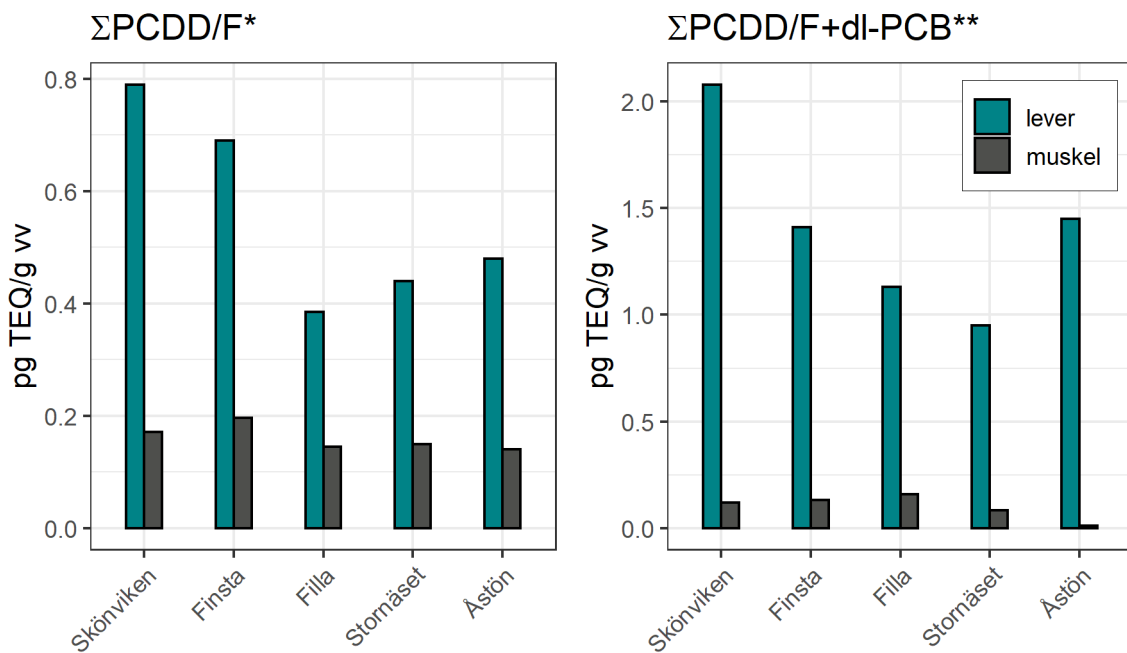
Figur A10 Halter av PCB₇ och DDT abborre. Staplarna avser medianhalt för varje kongen som ingår i respektive ämnesgrupp. Normerade att motsvara fisk av 5% fetthalt.



Figur A11 Vänster: Halter av HCB i abborre, tre samlingsprover per lokal, normerade att motsvara fisk av 5% fetthalt, från föreliggande undersökning. Höger: Jämförelse i Skönviken mellan föreliggande undersökning och [4].

Dioxiner och dioxinlika PCB analyserades både i muskeln och i den fetare levern. Ett prov i respektive matris undersöktes. Resultaten (**Fig. A12**) visar på att halterna i muskeln är så pass låga att de för de flesta ingående kongener är under analysmetodens detektionsgräns. I leverproverna syns dock en antydning till högre dioxinhalter (dioxiner och furaner benämns gemensamt som PCDD/F) i Skönviken och Finsta. I muskelvävnad finns gränsvärde för saluföring på 3,5 pg TEQ/g

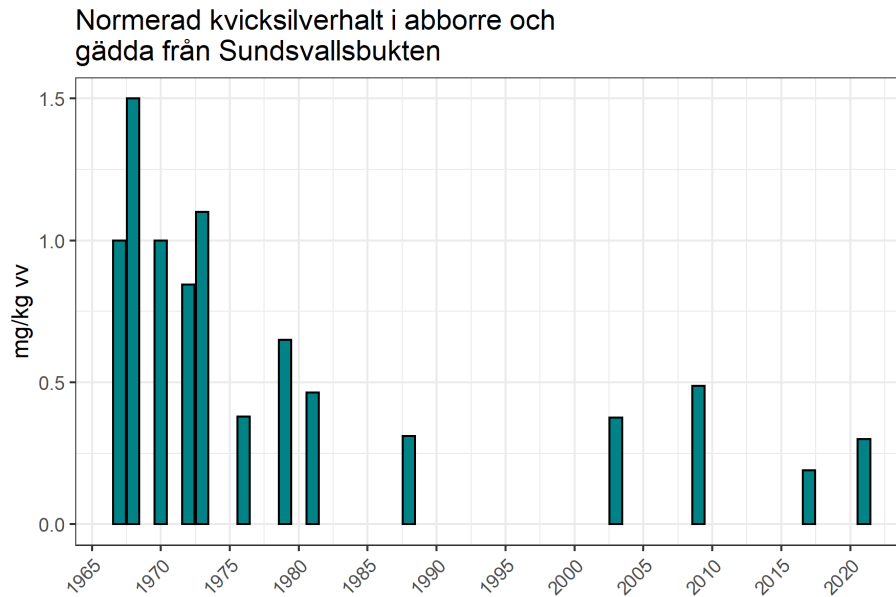
vv för PCDD/F och 6,5 pg TEQ/g vv då dioxinlika PCB medräknas. Halterna är långt under dessa gränsvärden, till stor del på grund av att abborren är en mager fisk, att jämföra mot exempelvis lax och strömming från Östersjön, där överskridanden är vanliga [7].



Figur A12 Halter av dioxiner och furaner (PCDD/F) och dioxinlika PCB (dl-PCB) i abborre. Ett prov per lokal i muskel respektive lever. *medium bound, **lower bound.

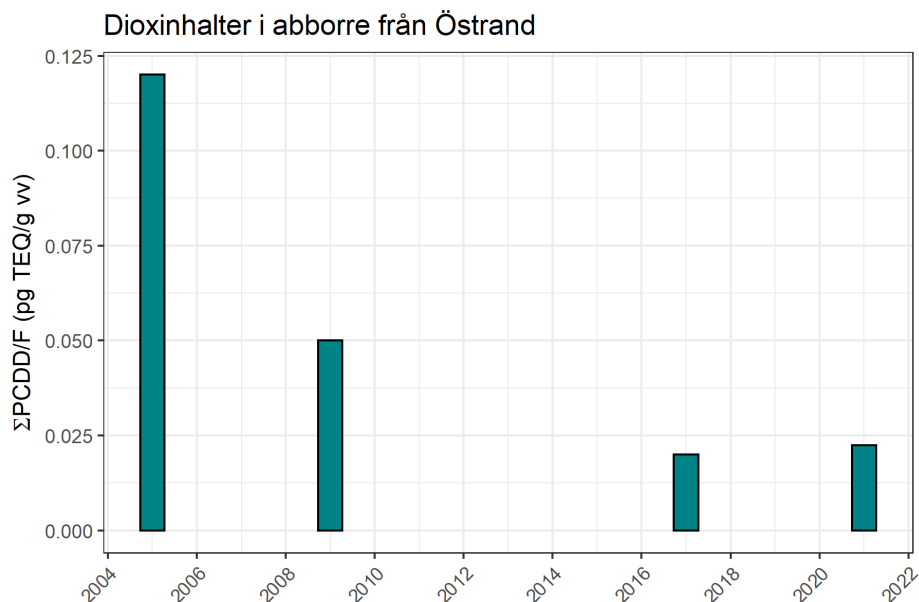
Utveckling över tid

Kviksilverhalter har mätts i gädda och abborre i Sundsvallsbukten sedan 1960-talet. Dessa redovisas här som normerade att motsvara den i 1-kilos gädda (eller 300 g abborre) (**Fig. A13**). Stapeln för 2021 redovisar medelvärdet av normerade halter i abborren från Skönviken och Finsta. Figuren indikerar att en generell minskning skett, men också att halterna tycks ha stabiliserat sig.



Figur A13 Normerade kvicksilverhalter i gädda och abborre från Sundsvallsbukten. Data från Hällén & Karlsson, 2019 och föreliggande undersökning.

Dioxinhalterna (**Fig. A14**) i abborre visar på samma mönster som kvicksilverhalterna i abborre och gädda – en tydlig minskning men en stabilisering under senare år. Att hastigheten med vilken halterna minskar är fullt rimligt då de börjar närma sig de halter som föreligger i referensområdena. Mindre skillnader mellan undersökningar närliggande år bör därför inte nödvändigtvis tolkas som en ökning eller minskning av halterna i fisken. Sådana förändringar kräver en längre tidshorisont för att märkas.



Figur A14 Dioxinhalter (PCDD/F) i abborre från Östrand. Data från Malmaeus et al., 2012, Karlsson et al., 2018, föreliggande undersökning och Mats Olsson, opubl. data.



Referenser

Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipient. IVL-rapport B2053.

Karlsson, M., Hållén, J. & Viktor, T., 2018. Miljöfarliga ämnen i abborre utanför Östrands massafabrik 2017. IVL-rapport U5941.

Hållén, J., & Karlsson, M., 2019. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten från Ortvikens pappersbruk. IVL-rapport U6217.

Bilaga B – Ortvikens pappersbruk

Metodik

Abborre fångades vid fyra lokaler (**Figur B1**) med bottenstående nät med maskstorlekar varierande mellan 18,5 och 25 mm. Lokalerna "Ortviken" och "Alnö syd" ligger i en transekt med ökande avstånd från Ortvikens pappersbruk, i vattnets huvudsakliga strömningsriktning. Stornäset och Åstön användes som referenslokaler. Fisket bedrevs den 31-augusti till 2-september av rapportförfattarna, med stöd av Linda Andersson och Anders Johansson. Preparering, åldersbestämning och bedömning av könsmognadsgrad utfördes av Inger Abrahamsson, Gräsö.



Figur B27 Fångstlokaler.

Målorganismen var abborre inom längdintervallet 15-25 cm. Storleksklassen 15-20 cm är standard inom svensk miljöövervakning. Ambitionen var att fånga 30 individer per lokal av denna storlek, och lika många individer av storleken 20-25 cm. Längre, och därmed äldre individer, är i högre grad könsmogna vilket möjliggör förbättrad utvärdering av fortplantningsförmågan.

Resultat

Grundläggande information om den undersökta fiskens längd, vikt, kön och ålder visas i **Tabell B1**.

Tabell B1 **Antal individer insamlad abborre samt "medel (min-max)" över längd, totalvikt (ej urtagen) och ålder.**

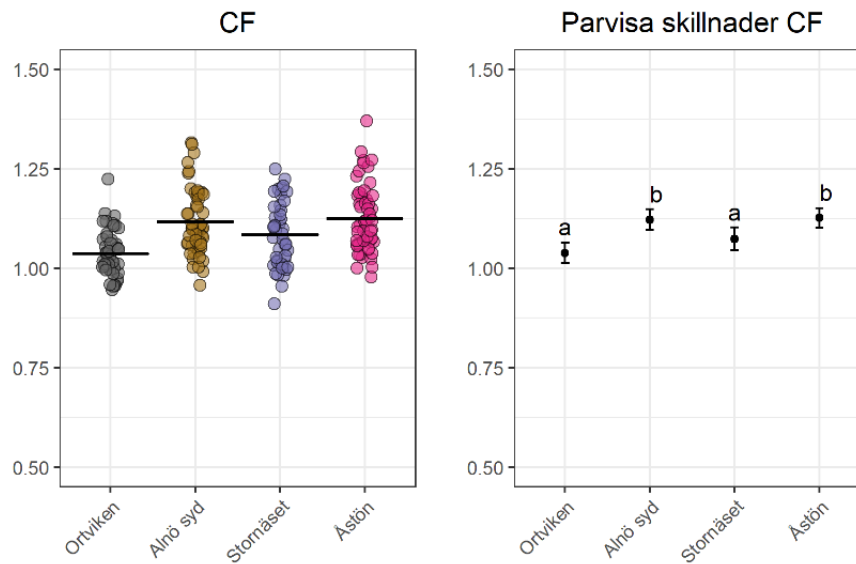
Lokal	Antal	Längd	Totalvikt	Ålder
Ortviken	Honor: 35 Hanar: 16	20,2 (14,9-24,9)	97,5 (38-187)	3,06 (2-5)
Alnö syd	Honor: 31 Hanar: 23	19,6 (15,8-25,4)	99,4 (46-235)	3,15 (2-5)
Stornäset	Honor: 36 Hanar: 9	21,8 (14,3-27,3)	138 (34-251)	3,49 (2-6)
Åstön	Honor: 35 Hanar: 22	20,2 (15,2-25,3)	111 (43-226)	3,25 (2-6)

Fiskhälsa

Flertalet figurer över fiskhälsa innehåller redovisning av s.k "parvisa skillnader", vilka innebär kompletterande statistiska tester, här Tukey's post-hoc test, som jämför varje kombination av lokaler i det fall den övergripande modellen funnit en signifikant skillnad. Dessa figurer utläses som att lokaler märkta med åtminstone en gemensam bokstav **inte** är statistiskt signifikant skilda från varandra. Exempel: vid en lokal märkt "ab" hade fisken inte signifikant skilt morfometriskt index jämfört med en lokal märkt "ac".

Konditionsfaktor (CF)

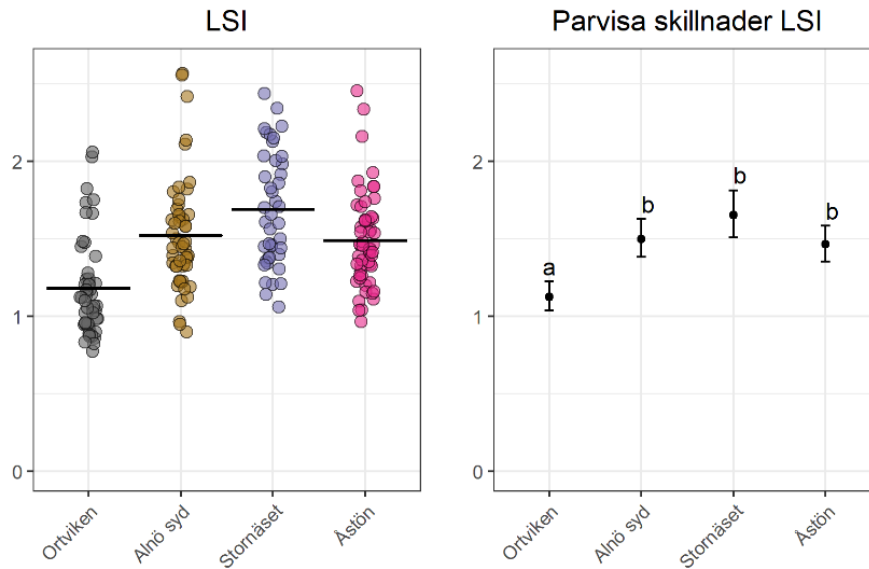
Det fanns ingen entydig avvikelse i recipienterna jämfört med referenserna avseende CF (**Fig. B2**). Fisken från Alnö syd och Åstön hade signifikant högre CF än fisken från Ortviken och Stornäset. Däremot kan ingen tydlig avvikelse kan påvisas i och med att Ortviken inte visade lägre CF än båda referenserna.



Figur B28 Konditionsfaktor (CF). Vänster panel: en cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden. Höger panel: resultat av post-hoc test. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

Leversomatiskt index (LSI)

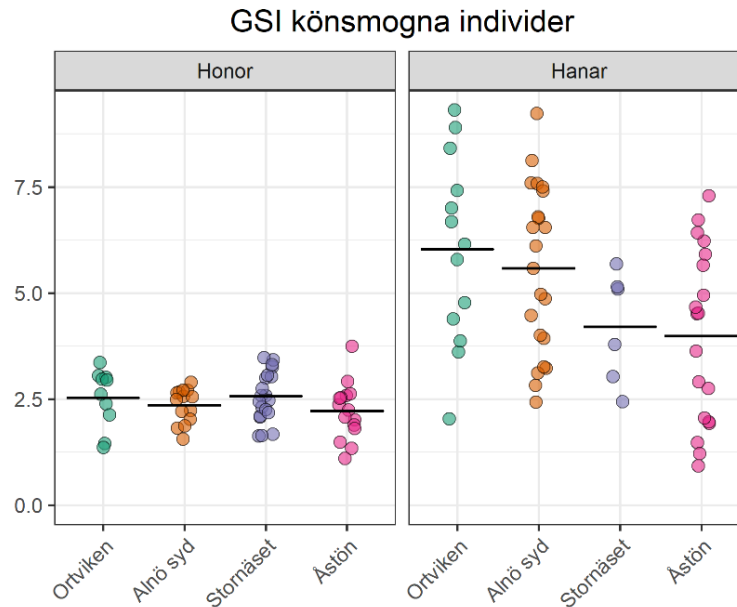
Det leversomatiska indexet var signifikant lägst i fisken från Ortviken (Fig. B3). Övriga lokaler avvek inte gentemot varandra. Skillnader mellan Ortviken och Stornäset överskred CES, som för LSI är 25%. Detta var inte fallet för Ortviken-Åstön.



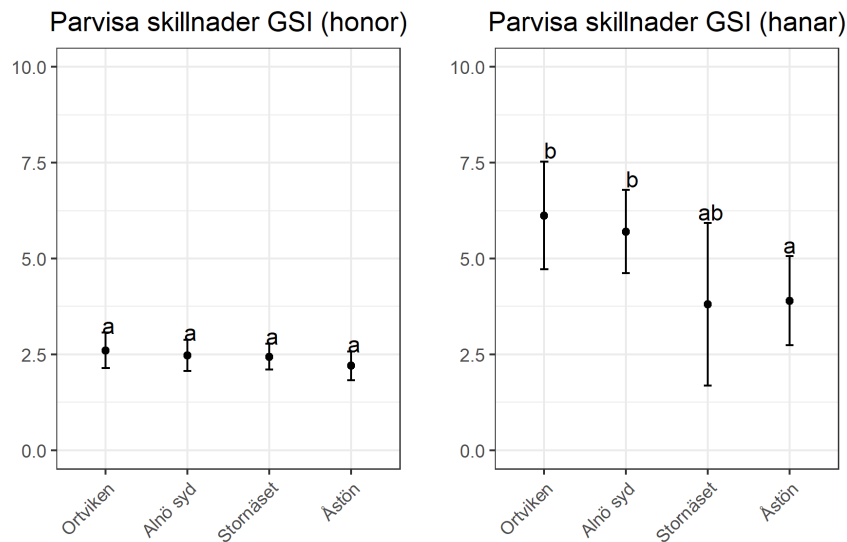
Figur B29 Leversomatiskt index (LSI). Vänster panel: en cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden. Höger panel: resultat av post-hoc test. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

Gonadsomatiskt index (GSI)

Figuren över GSI är uppdelad per köns mogna honor respektive köns mogna hanar i och med att GSI tenderar att avvika mellan könen, med större spridning och högre värden för hanarna (Fig. B4). Det statistiska testet visade endast på signifikanta skillnader för hanarna (Fig. B5). GSI för de köns mogna hanarna var lägst vid Åstön. Inga signifikanser fanns mellan övriga lokaler. Sammantaget tyder resultatet på att GSI inte avviker i fisken vid Ortviken.



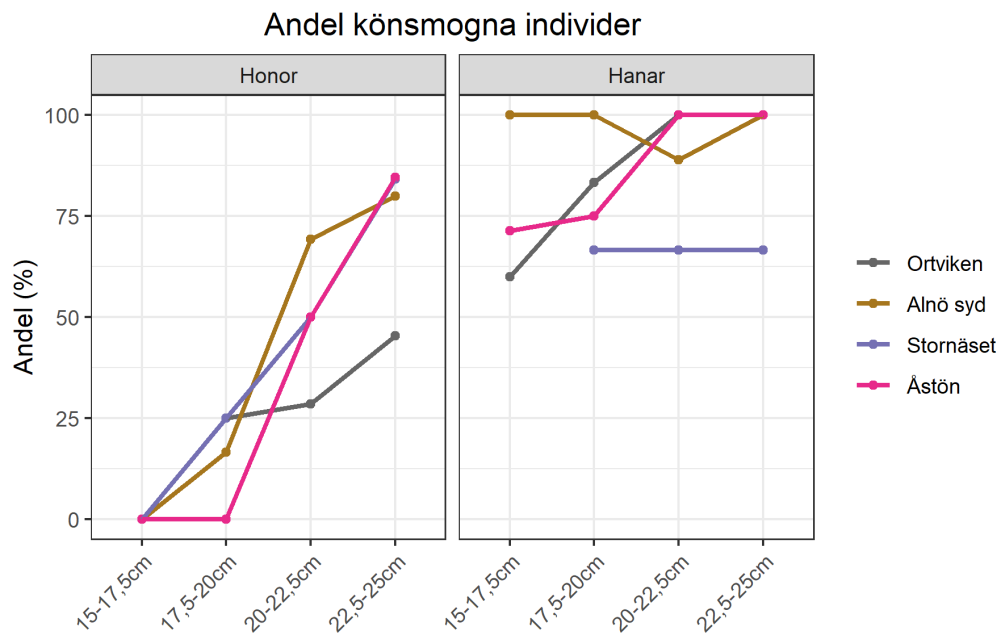
Figur B30 Gonadsomatiskt index (GSI). Uppdelat i köns mogna hanar respektive köns mogna honor. En cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden.



Figur B31 Resultat av statistiska tester (Tukeys post-hoc test) av GSI för köns mogna hanar respektive köns mogna honor. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

Könsmognad

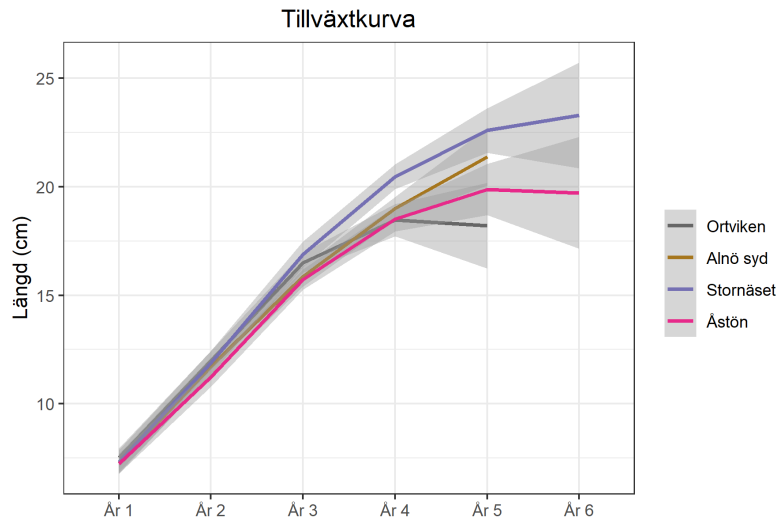
Ökande könsmognad med ökande storlek på fisken syns tydligt för honorna, vilket är att förvänta, men inte med samma tydlighet för hanarna (**Fig. B6**). För honorna syns en tendens till lägre andel könsmogna individer från Ortviken i de större längdklasserna, medan hanarna från Ortviken var könsmogna till 100% i de motsvarande längdklasser. Den logistiska regressionsmodell som användes kunde dock inte påvisa några signifikanta skillnader i könsmognad mellan lokalerna ($p > 0,05$). Modellen beaktar både kön och längd i beräkningen.



Figur B32 Andelen könsmogna individer per kön och längdklass.

Tillväxt

Som synes i tillväxtkurvorna avviker inte tillväxthastigheten i fisken från Ortviken jämfört med den från övriga lokaler fram till och med det 4e levnadsåret (Fig. B7). Vid det 5e året var tillväxthastigheten lägst i fisken från Ortviken, men osäkerheterna för år 5 och 6 (grå områden i figuren motsvarar osäkerhetsintervall) är generellt stora på grund av få fiskar av den åldern i stickprovet. Den statistiska modell som anpassades till dessa data visade inte på några signifikanta skillnader i tillväxthastighet. Sammantaget finns alltså inga belägg för avvikande tillväxthastighet i recipientområdena.



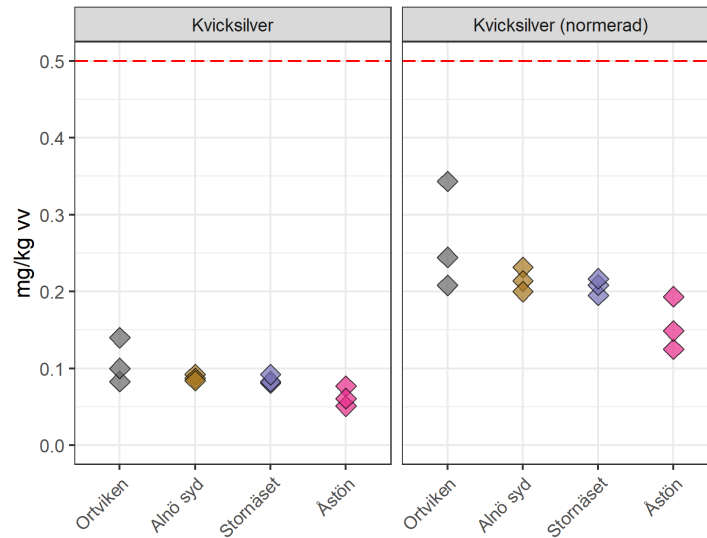
Figur B33 Genomsnittlig längd (cm) per levnadsår.

Föroreningshalter

Skogsindustrirelaterade ämnen

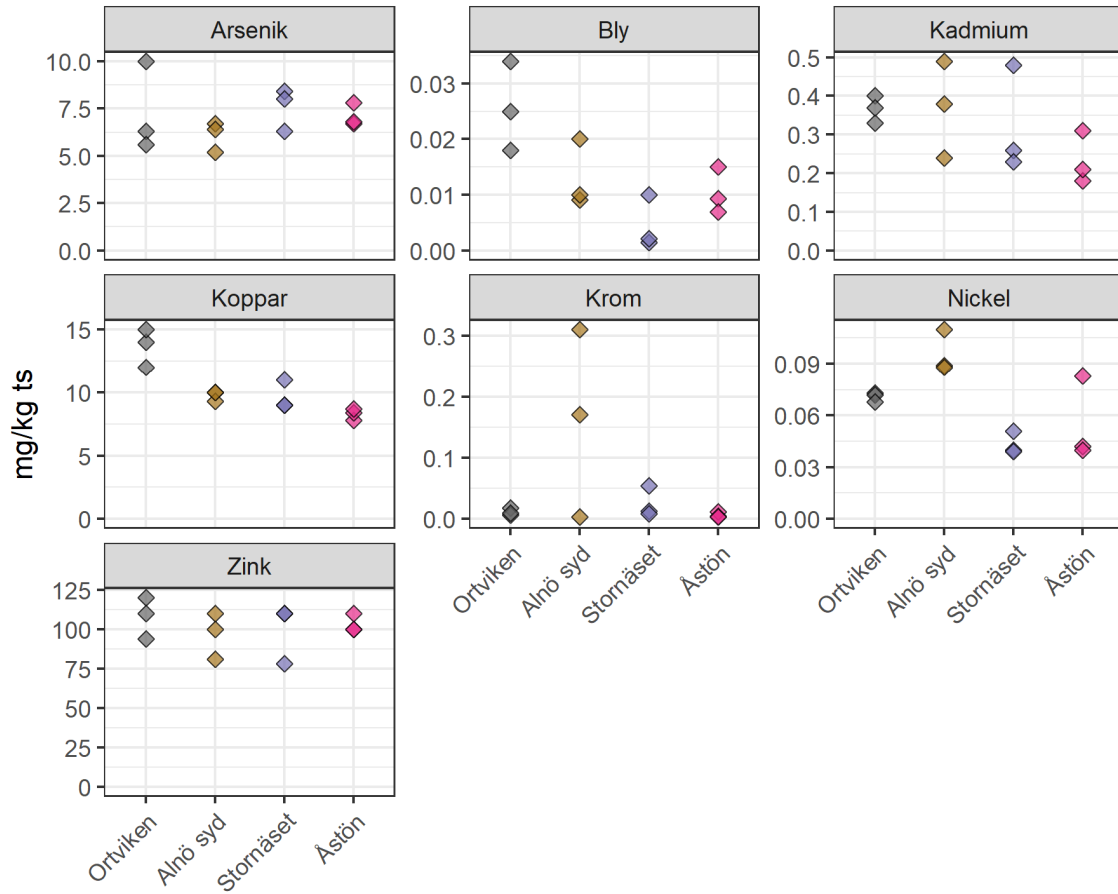
Kvicksilverhalterna förefaller något förhöjda då Ortviken jämförs med Åstön (**Fig. B8**). Däremot är halterna vid Ortviken och den andra referensen, Stornäset, av ungefär samma storleksordning.

Sammantaget underskrider kvicksilverhalterna i fisken, i området som helhet, gränsvärdet för saluföring på 0,5 mg/kg v. Detta är fallet även då halterna räknats upp till att motsvara fisk av konsumtionsstorlek.



Figur B834 Kvicksilverhalter i tre samlingsprover av abborrmuskel per lokal. Redovisas som uppmätt halt (vänster) och normerad halt för att motsvara fisk av ca 300 grams vikt (höger).

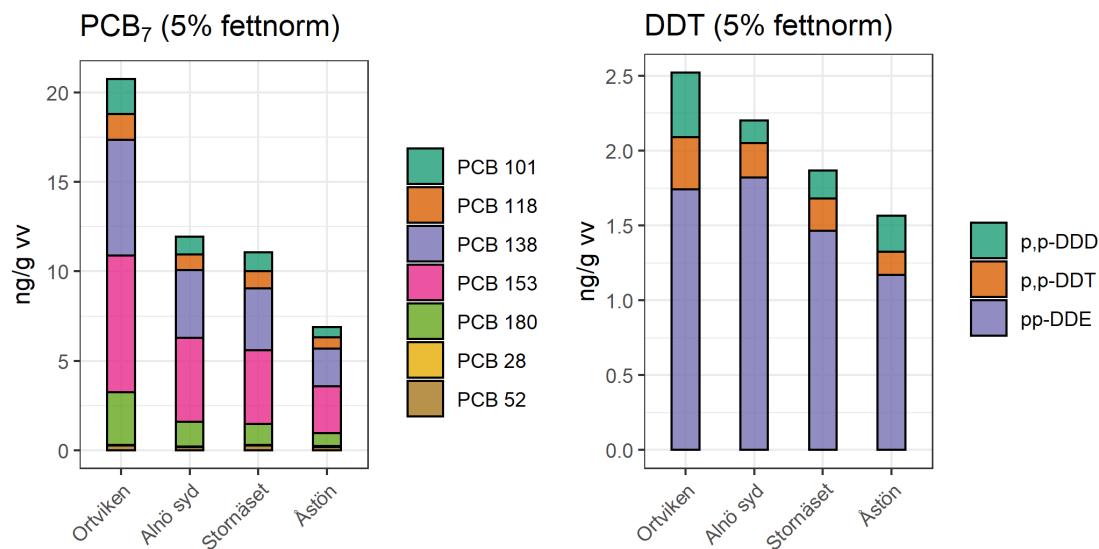
För de övriga metallerna noteras en avvikelse för bly, med höge halter i fisken från Ortviken (**Fig. B9**). Kromhalten avviker i fisken från Alnö syd. I övrigt noteras inga betydande avvikelser mellan recipient och referensområden. En kommentar är att zink, koppar och krom är essentiella spårämnen, vilket betyder att fisken till viss mån kan reglera upptaget i vävnader. Uppmätt halt i muskelvävnad speglar därför inte nödvändigtvis exponeringen.



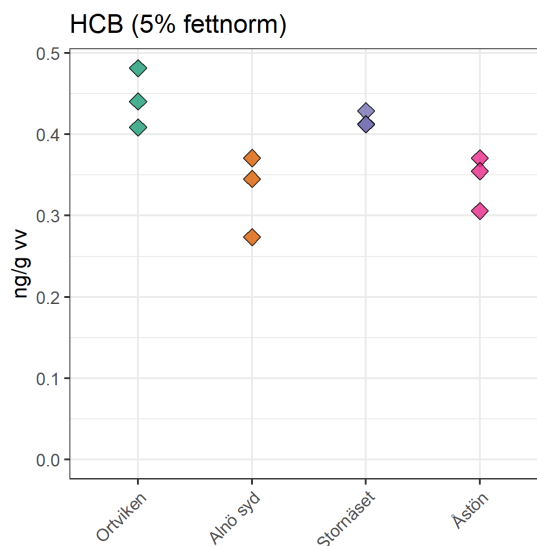
Figur B35 Metallhalter i lever. Tre samlingsprover per lokal.

Figur B10 visar median för varje kongen (variant) av PCB₇ och DDT. Det syns att PCB₇ domineras av kongenerna PCB 138 och PCB 153. DDT domineras av DDE, som är en nedbrytningsprodukt till DDT.

För såväl PCB₇ som DDT uppmättes högst halter i fisken från Ortviken, som sedan avtar ut mot recipienterna. För HCB (**Fig. B11**) noteras inga tydliga avvikelser. Halten i fisken från Ortviken och Stornäset är snarlika. Vid Alnö syd och Åstön förefaller halterna vara något lägre. Gränsvärdet för god kemisk status på 10 ng/g (HVMFS 2019:25) underskrids genomgående.



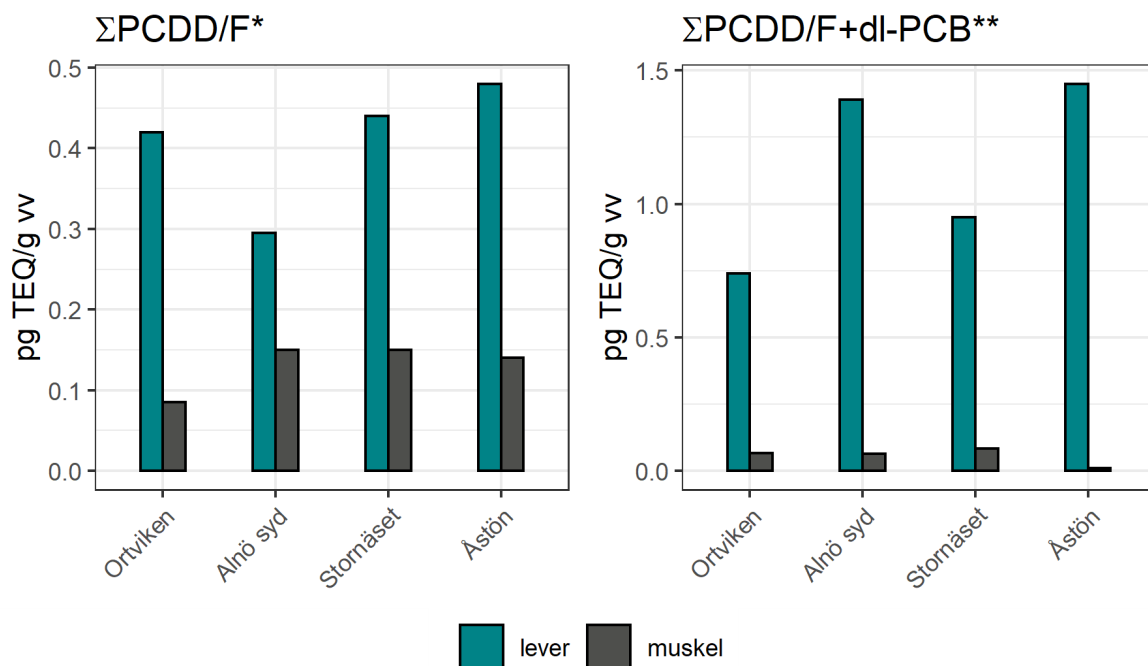
Figur B36 Halter av PCB₇ och DDT abborre. Staplarna avser medianhalt för varje kongen som ingår i respektive ämnesgrupp. Normerade att motsvara fisk av 5% fetthalt.



Figur B37 Halter av HCB i abborre, tre samlingsprover per lokal, normerade att motsvara fisk av 5% fetthalt.

Dioxiner och dioxinlika PCB analyserades både i muskeln och i den fetare levern (**Fig. B12**). Ett prov vardera per lokal av dessa undersöktes. I muskelproverna var halten av de flesta kongenerna av PCDD/F under analysmetodens detektionsgräns (ser dock lite högre ut i figuren eftersom medium bound redovisas).

Sammantaget syns inga indikationer på förhöjda halter i fisken från Ortviken, varken i lever- eller muskelproverna. I muskelvävnad finns gränsvärde för saluföring på 3,5 pg TEQ/g vv för PCDD/F och 6,5 pg TEQ/g vv då dioxinlika PCB medräknas (EU, 2011). Halterna är långt under dessa gränsvärden, till stor del på grund av att abborren är en mager fisk, att jämföra mot exempelvis lax och strömming från Östersjön, där överskridanden är vanliga (se exempelvis Hållén et al., 2020).

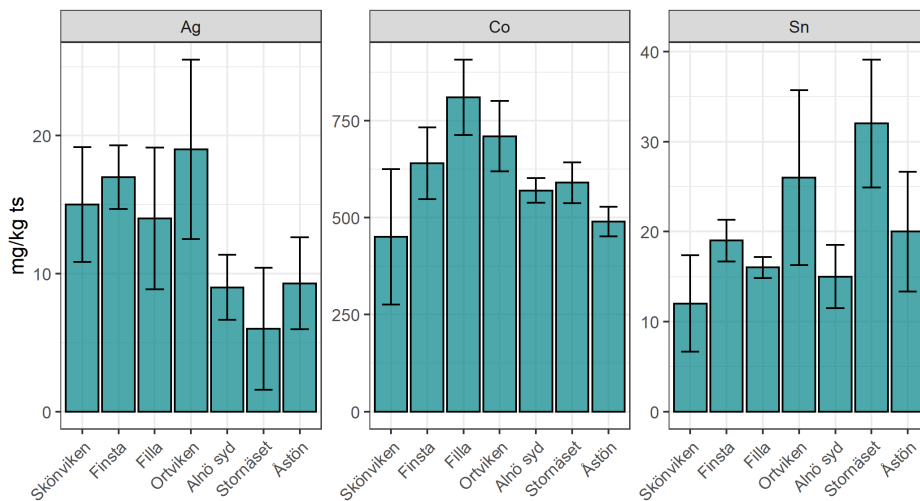


Figur B38 Halter av dioxiner och furaner (PCDD/F) och dioxinlika PCB (dl-PCB) i abborre. Ett prov per lokal i muskel respektive lever. *medium bound, **lower bound.

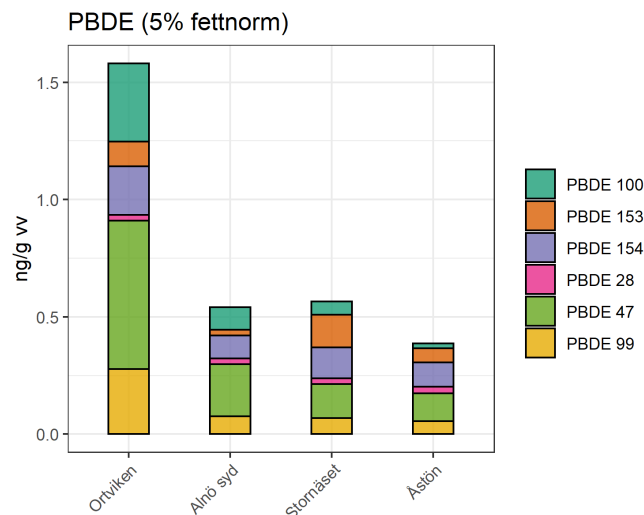
Textilrelaterade ämnen

I och med att det planeras för en anläggning för textilåtervinning i anslutning till Ortviken undersöktes även silver (Ag), kobolt (Co), tenn (Sn), PBDE och PFAS. Dessa ämnen och ämnesgrupper har alla koppling till textilindustri. Mätningar genomfördes i fisk från samtliga lokaler som undersöktes i Sundsvallsbukten, alltså även Skönviken, Finsta och Filla (strax söder om Alnöbron).

Halterna av silver förefaller vara lägre i fisken från Alnö syd, Stornäset och Åstön jämfört med övriga lokaler (**Figur B13**). Detta noteras inte för kobolt och tenn. PBDE var förhöjd i abborren från Ortviken jämfört med alla andra lokaler (Fig. B14). Medianvärdet var ungefär 3 gånger större där (1,5 ng/g jämfört med ca 0,5 ng/g). Den största andelen av totalhalten utgjordes av PBDE 47.



Figur B39 Medianer av tre samlingsprover per lokal av silver (Ag), kobolt (Co) och tenn (Sn) i abborre. Felstaplar avser standardavvikelse.

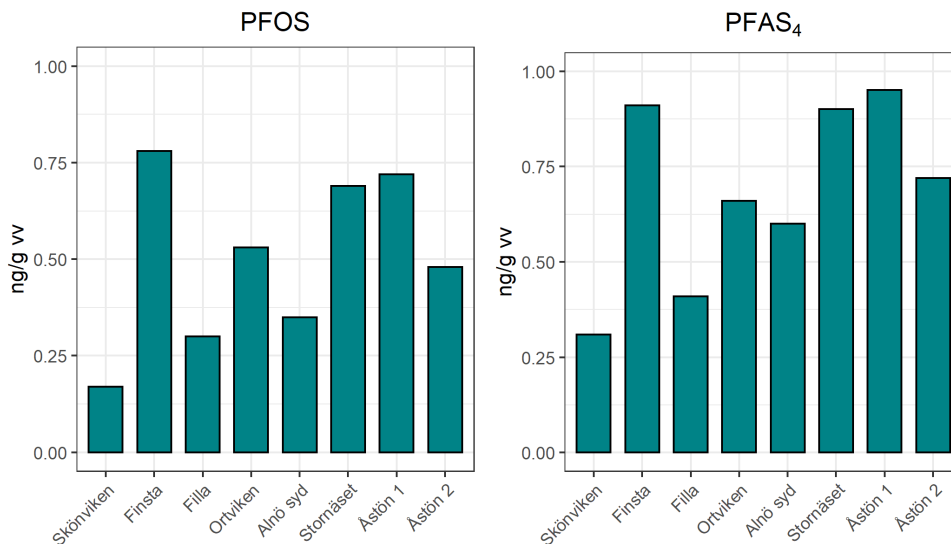


Figur B40 Halter av PBDE i abborre. Staplarna avser medianhalt för varje kongen. Normerade att motsvara fisk av 5% fetthalt.

Figur B15 redovisar PFOS samt summamåttet PFAS₄ (summan av PFOS, PFNA, PFOA och PFHxS). För PFOS finns miljökvalitetsnorm i biota på 9,1 ng/g vv (HVMFS 2019:25). För PFAS₄ och dess ingående ämnen pågår en process inom EU för att ta fram gränsvärde för saluföring. Fastställda gränsvärden väntas publiceras 2023.

Resultaten visar att det inte föreligger någon generell förhöjning i recipientområdena (Skönviken, Finsta, Filla, Ortviken och Alnö syd) jämfört med referenserna Stornäset och Åstön. PFOS-halten var som högst 0,78 ng/g. Därmed underskreds miljökvalitetsnormen på 9,1 ng/g med marginal. Halterna av PFAS₄ var likade för PFOS, endast något högre. Detta visar på att PFAS₄ i fisk domineras av PFOS.

Vid Åstön analyserades två prover. Dessa är duplikat av samma samlingsprov. Skillnaden mellan Åstön 1 och Åstön 2 påvisar därav variationen i halt då samma fiskar från samma plats undersöks. Denna variation är en konsekvens av osäkerheter kopplade till provberedning och kemisk analys. Halter av samtliga analyserade varianter av PFAS redovisas i **Tabell B2**.



Figur B41 PFOS och PFAS₄ (summan av PFOS, PFNA, PFOA och PFHxS) i abborre från samtliga lokaler i Sundsvallsbukten där fiske bedrevs 2021.

Tabell B2 PFAS i muskel av abborre (ng/g vv). Åstön 1 och Åstön 2 är duplikat från samma samlingsprov.

Lokal	PFHxS	PFOS	PFDS	6:2 FTS	8:2 FTS	PFOSA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	PFTTrDA	PFTeDA
Filla	< LOD	0,3	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,11	< LOD	0,17	< LOD	< LOD	< LOD
Ortviken	< LOD	0,53	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,13	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Skönviken	< LOD	0,17	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,14	< LOD	0,16	< LOD	< LOD	< LOD
Stornäset	< LOD	0,69	< LOD	2,38	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,21	0,12	0,34	0,11	< LOD	< LOD
Finsta	< LOD	0,78	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,13	0,11	0,2	0,09	< LOD	< LOD
Åstön 1	< LOD	0,72	< LOD	0,18	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,23	< LOD	0,21	< LOD	< LOD	< LOD
Åstön 2	< LOD	0,48	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,24	0,13	0,37	< LOD	< LOD	< LOD
Alnö syd	< LOD	0,4	< LOD	0,78	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,25	0,12	0,2	< LOD	< LOD	< LOD
LOD*	0,100	0,080	0,150	0,150	0,150	0,080	0,080	0,100	0,080	0,100	0,150	0,080	0,100	0,200

*limit of detection

Referenser

EU 1259/2011. 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.

HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Hållén, J., Waldetoft, H., Viktor, T., Karlsson, M., Ogonowski, M. & Andersson, G., 2020. Dioxiner i fet fisk från Östersjön, Vänern och Vättern. IVL-rapport B2402.

Bilaga C – Iggesunds bruk

Metodik

Abborre fångades vid fyra lokaler (**Figur C1**) med bottenstående nät med maskstorlekar varierande mellan 18,5 och 25 mm. Lokalerna förlades i en transekt med ökande avstånd från Iggesunds bruk. Gårdsfjärden och Mössön benämns som närrecipient respektive fjärrecipient. Njutångersfjärden och Norbergsfjärden användes som referensområden. Valet av lokaler till föreliggande undersökning gjordes efter erfarenheter dragna i Waldetoft et al. (2021), där två referenslokaler på ett bra sätt visades kunna ge stöd i tolkningen av resultaten, i och med att det åskådliggör den naturliga variation som kan förkomma även mellan två opåverkade lokaler.

Fisket bedrevs den 6–8 september av rapportförfattarna, med stöd av personal från Iggesunds bruk. Preparering, åldersbestämning och bedömning av könsmognadsgrad utfördes av Inger Abrahamsson, Gräsö.



Figur C1 Karta över fiskelokaler.

Resultat

Tabell C2 visar antalet individer per lokal samt medellängd, medelvikt och medelålder.

Tabell C2 **Antal individer per längdklass och kön (antal könsmogna inom parentes) samt medellängd, vikt och ålder (medelvärde ± standardfel).**

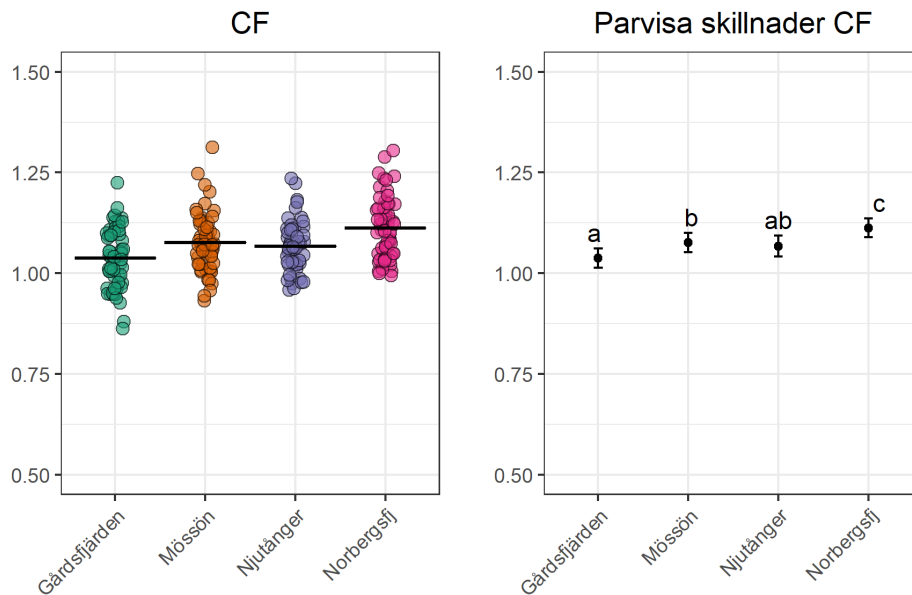
Lokal	Kön	Längd	Kroppsvikt	Ålder
Gårdsfjärden	Honor:37 (20) Hanar:20 (20)	19,6 ± 0,38	92 ± 5,54	3,1 ± 0,10
Mössön	Honor:31 (18) Hanar:26 (26)	19,8 ± 0,36	99 ± 5,42	3,4 ± 0,12
Njutånger	Honor:36 (9) Hanar:15 (11)	18,5 ± 0,38	80 ± 5,05	3,5 ± 0,13
Norbergsfjärden	Honor:43 (12) Hanar:19 (17)	19,7 ± 0,38	101 ± 5,9	3,7 ± 0,13

Fiskhälsa

För CF, LSI och GSI redovisas resultaten från regressionsmodellerna grafiskt. Varje deskriptiv figur har kompletterats med estimerade medelvärden och konfidensintervall för dessa (benämns "Parvisa skillnader"). Varje lokal är märkt men en eller två bokstäver. Dessa utläses som att två lokaler märkta med åtminstone en gemensam bokstav **inte** har signifikant olika medelvärden. Till exempel: En lokal märkt "ac" är signifikant skild från en lokal märkt "db", men inte signifikant skild från en lokal märkt "dc".

Konditionsfaktor (CF)

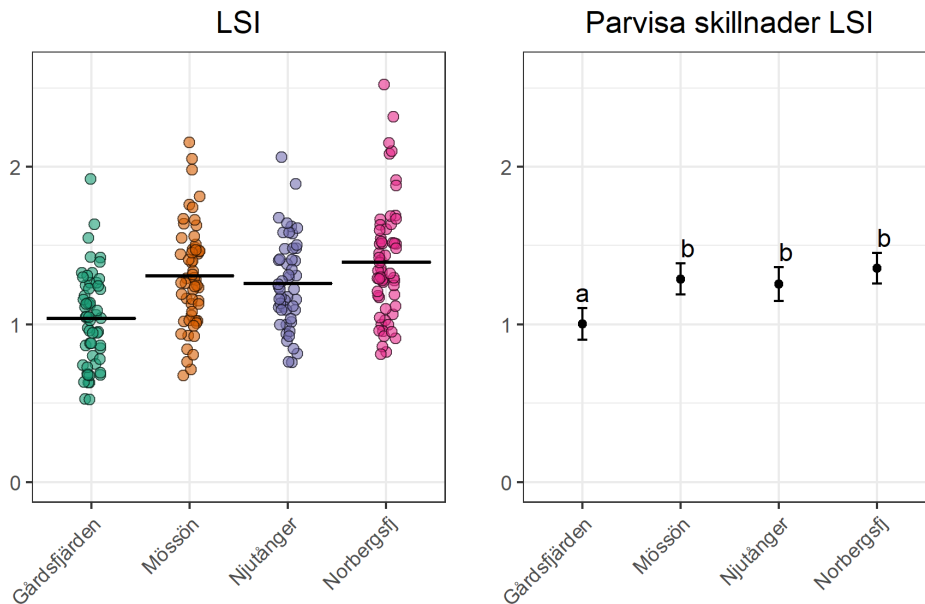
CF var inte entydigt avvikande i närrecipienten (Gårdsfjärden) och fjärrecipienten (Mössön) (**Figur C2**). Lägst medelvärde var dock i Gårdsfjärden, men skillnaden var icke-signifikant jämfört med referensen Njutånger. CF vid Mössön var inte signifikant skild från Njutånger. Den lokal som var signifikant skild från samtliga andra var Norbergssfjärden, med högre CF. Skillnaden mellan Norbergssfjärden och Gårdsfjärden överskred dock inte kritisk effektstorlek (CES). Resultatet visar således inte på någon avvikelse i fiskens kondition vid lokalerna närmast intill Iggesunds bruk jämfört mot referensområdena.



Figur C2 Konditionsfaktor (CF). Vänster panel: en cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden. Höger panel: resultat av post-hoc test. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

Leversomatiskt index (LSI)

LSI var signifikant lägst i abborren från Gårdsfjärden (**Figur C3**). Mellan Mössön, Njutånger och Norbergsfjärden förelåg inga skillnader. Skillnaden mellan Norbergsfjärden och Gårdsfjärden överskred CES. Skillnaden mellan Njutånger och Gårdsfjärden var strax underskridande CES. Resultatet antyder således en avvikelse i abborrens leverstorlek i Gårdsfjärden.



Figur C3 Leversomatiskt index (LSI). Vänster panel: en cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden. Höger panel: resultat av post-hoc test. Lokaler märkta med minst en gemensam bokstav ej signifikant skilda från varandra.

Hälsostatus hos abborre i vattnen utanför Iggesunds bruk undersöktes även åren 1987-88, 1996, 2001, 2009 samt 2017 (Förlin et al., 1991; Sandström et al., 1997; Grahn & Grotell., 2002; Sandström., 2010, Karlsson et al., 2018).

I Förlin et al., 1991 (fisket genomfördes 1987-88) noterades förstora lever i abborre recipienten Gårdsfjärden. Ungefär ett decennium senare, i Sandström et al., 1997 (fisket genomfördes 1996), noterades det omvända, alltså förminskad leverstorlek i abborren från Gårdsfjärden.

I Grahn & Grotell., 2002 (fisket genomfördes 2001) undersöktes Gårdsfjärden och Norbergsfjärden. Fiskmaterialet delades upp utefter kön och längdklasser (grupper om 2–3 cm). De statistiska testerna genomfördes separat för varje grupp. Resultaten var följande:

- Honor: I fem av sex längdklasser var stickprovsmedelvärdet av LSI lägre i fisken från recipienten jämfört med referensen. I tre av dessa fem var skillnaden statistiskt signifikant.
- Hanar: lägre LSI i fisken från recipient i en av tre längdklasser. Inga signifikanta skillnader.

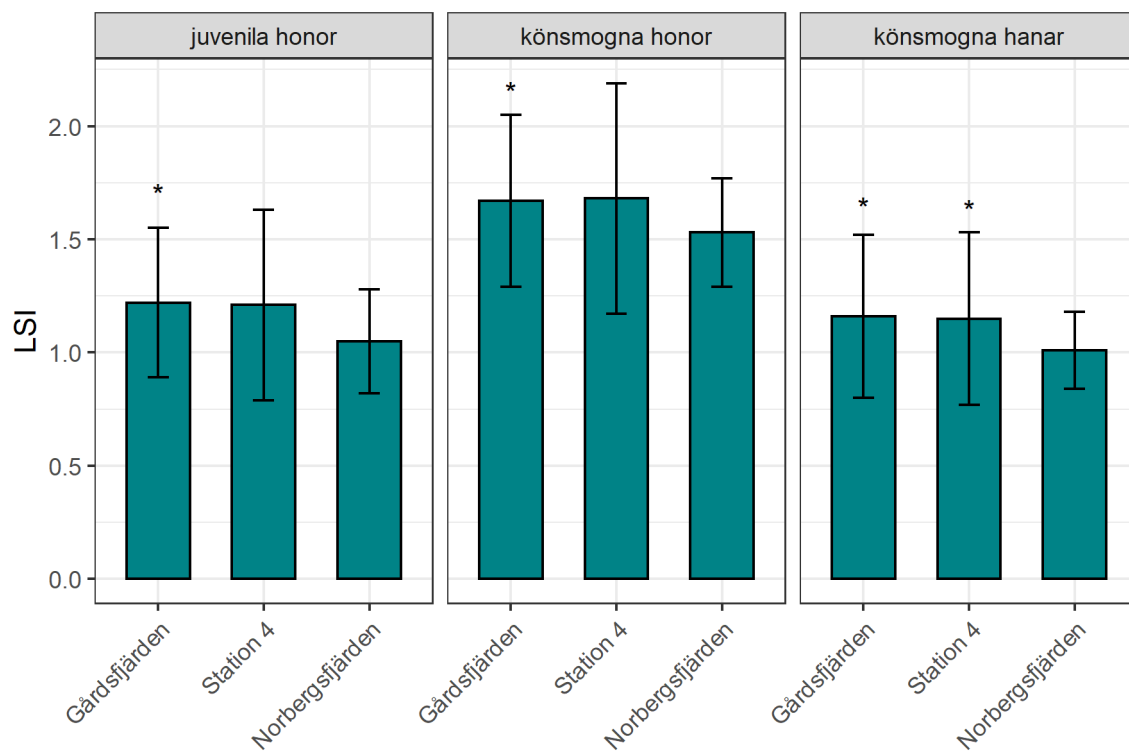
Den sammantagna bedömningen var att LSI var lägre i abborrhonorna från recipienten. Det kan dock, enligt rapportförfattarna till denna rapport, ifrågasättas huruvida den övergripande effekt bilden var minskad leverstorlek. Mönstret var inte entydigt, i och med att antydan till minskad LSI bara noterades för honor i vissa längdklasser. Dessutom genomfördes ett stort antal statistiska tester (för varje längdklass inom varje kön) varför sannolikheten att hitta skillnader som

bara uppstått av en slump i stickprovet och inte på grund av skillnader på populationsnivå är överhängande.

I Sandström, 2010 (fisket genomfördes 2009) var lokalerna förlagda till Gårdsfjärden, samt en lokal direkt nordost om Gårdsfjärden (benämnd "Station 4") och Norbergssfjärden. Fiskmaterialet delades upp utefter kön och könsmognad (köns mogna och icke-köns mogna) och de statistiska testerna genomfördes separat för varje grupp. Resultaten visas i **Figur C4** och var följande:

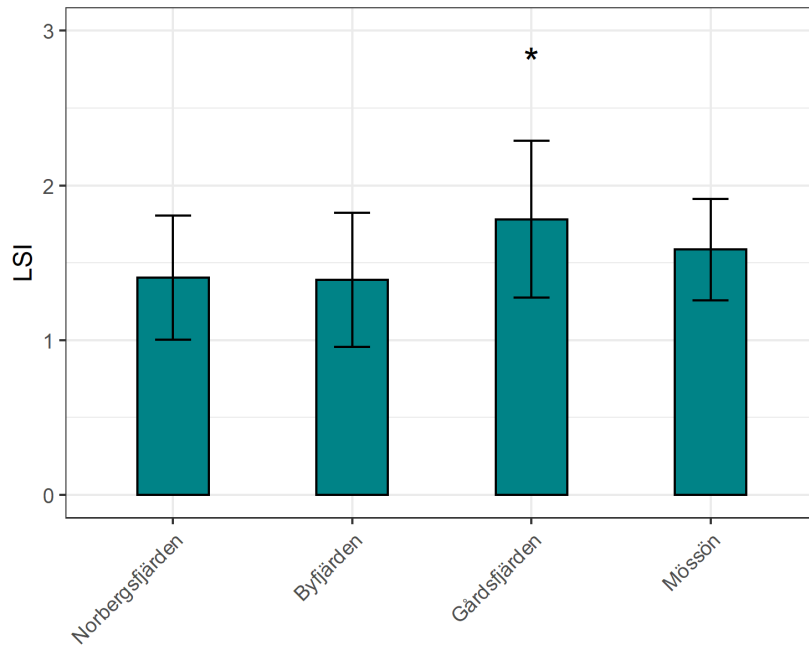
- Köns mogna honor och icke-köns mogna (juvenila) honor: Signifikant högre i LSI i recipient jämfört med referens.
- Köns mogna hanar: Signifikant högre LSI i recipient och fjärrecipient (station 4) jämfört med referens.
- Icke-köns mogna hanar: Inga individer i denna grupp fångades.

Figuren visar med tydlighet att LSI var lägst i Norbergssfjärden oavsett kön och könsmognad. Sammantaget framkom en indikation om en förstörd leverstorlek i recipienten.



Figur C4 Medelvärden av LSI från Sandström, 2010. Felstaplar avser standardavvikelse. Asterix markerar signifikant skillnad gentemot referens (Norbergssfjärden). För exakt position av "Station 4" hänvisas till originalpublikationen.

Fiskhälsoundersökningen 2017 genomfördes av IVL (Karlsson et al., 2018). Lokalerna var Byfjärden, Gårdsfjärden, Mössön och Norbergssfjärden. Rapporten redovisade inte statistiska hypotestester av skillnader i LSI mellan lokaler, men sådana beräknades till denna rapport utifrån tillgång till dataunderlaget (**Figur C5**). Resultaten visade på signifikant högre LSI i abborren från Gårdsfjärden jämfört med referensen Norbergssfjärden.

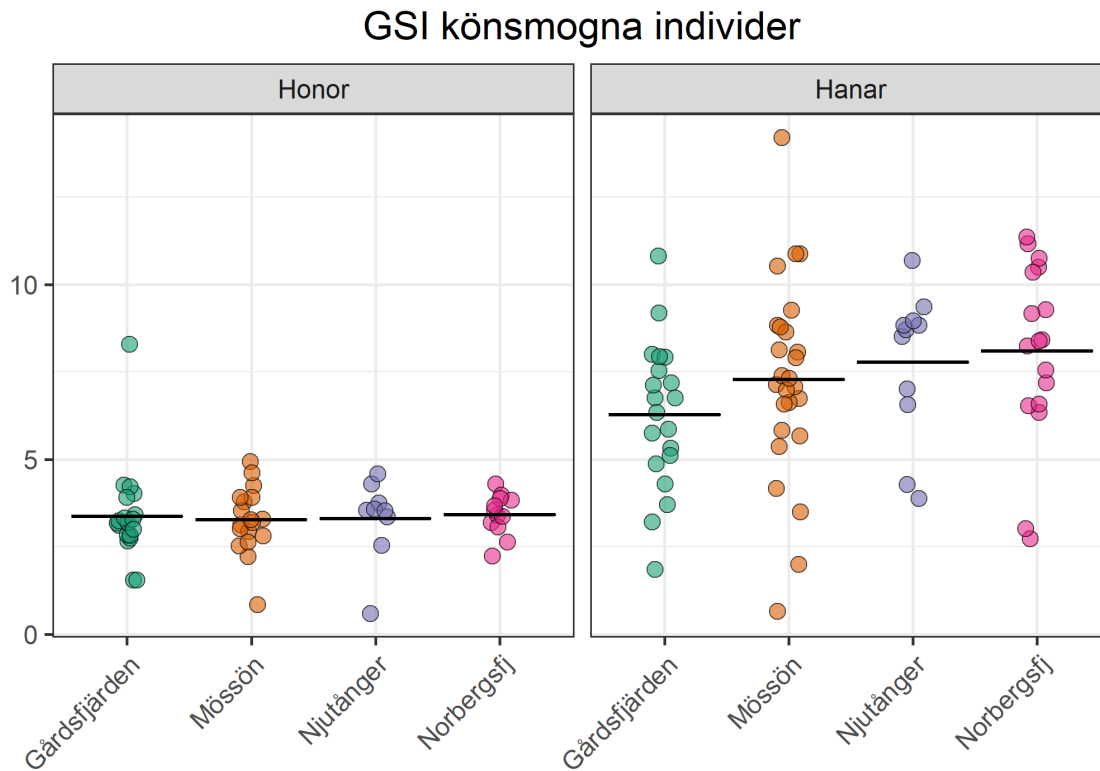


Figur C5 Medelvärden av LSI från Karlsson et al., 2017. Felstaplar avser standardavvikelse. Inga hypotestester har genomförts.

Sammanfattningsvis visar resultaten från de tidigare studierna tillsammans med föreliggande studie att leverstorleken varierat mellan förstorad och förminskad lever under de senaste decennierna. Effektbilden avseende störningar i leverstorleken är därför inte på något sätt entydig och ihållande. Detta leder till att den signifikant lägre leverstorlek som observerats i föreliggande undersökning inte med enkelhet kan tolkas som en ihållande störning orsakad av pågående eller historiska utsläpp från Iggesund bruk. En kontinuerlig exponering av ett eller flera ämnen som påverkar leverns storlek bör ge antingen förstorad eller förminskad lever, inte fluktuerande leverstorlek.

Gonadsomatiskt index (GSI)

För de köns mogna honorna syns inga tecken på avvikelser i GSI (**Figur C6**). För de köns mogna hanarna syns emellertid en antydning till minskande GSI i transekten in mot bruket. De statistiska testerna visade dock inte på signifikanta avvikelser mellan några lokaler. Den största skillnaden i medelvärde, mellan Norbergsfjärden och Gårdsfjärden, underskred CES. Sammantaget framkommer av figuren en svag indikation på avvikelse, eftersom hanarnas GSI ser ut att öka med ökande avstånd från bruket. Däremot noterades inte detta mönster för honorna, och inga skillnader var statistiskt signifikanta, vilket leder till den övergripande tolkningen att det inte syns tecken på avvikelser i gonadstorlek mellan områdena.

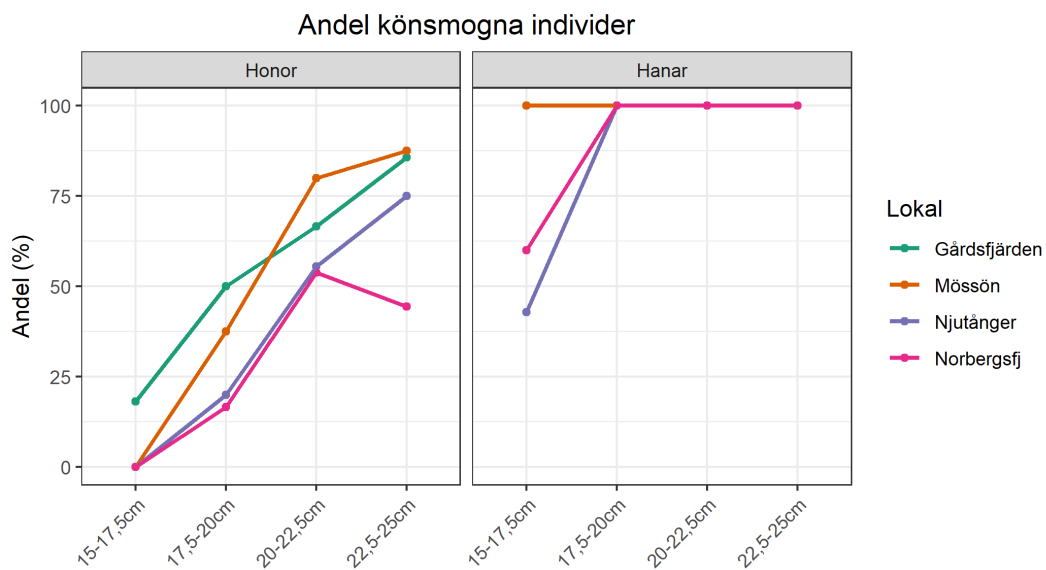


Figur C6 Gonadsomatiskt index (GSI). Redovisas endast för köns mogna individer. En cirkel för varje individ, horisontella streck avser medelvärden.

Könsmognad

Figur C7 visar andelen köns mogna honor uppdelat i 2,5 cm intervall. Figuren ger intrycket av att andelen köns mogna honor är generellt lägre över samtliga längdintervall. Hanarna når köns mognad tidigare, med 100% köns mognad i Gårdsfjärden och Mössön i alla längdklasser, medan 100% köns mognad i Njutånger och Norbergsfjärden nåddes först när hanarna uppnått en längd över 17,5 cm.

Resultatet av den logistiska regressionsmodell som anpassades visade på signifikanta skillnader, med högre köns mognad i recipientområdena. Signifikant skillnad förelåg mellan Gårdsfjärden-Norbergsfjärden men inte Gårdsfjärden-Njutånger. Lägre köns mognadsgrad är dock inte det vanliga förekommande responsmönstret. Exempelvis utanför Norrsundets bruk har nedsatt köns mognad noterats i recipienten (se t.ex Sandström & Abrahamsson. (2017)).

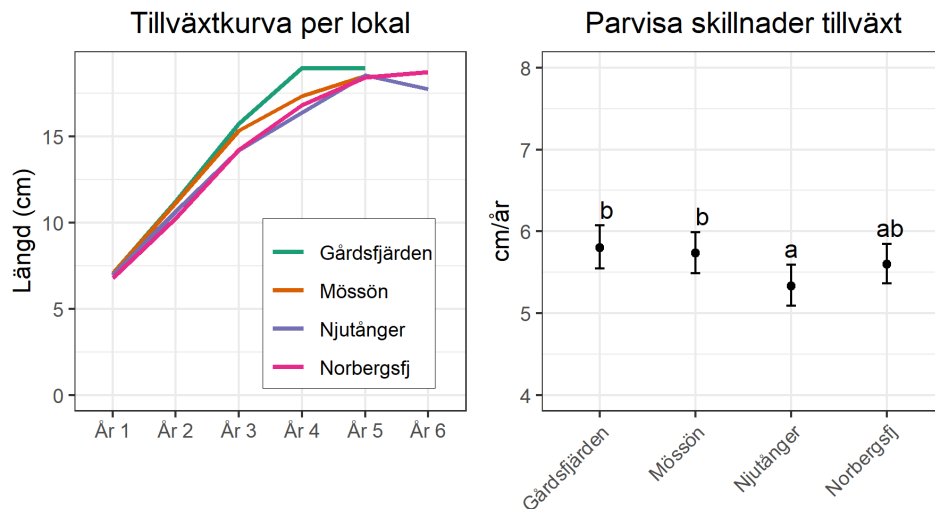


Figur C7 Andel köns mogna honor per 2,5 cm längdintervall.

Tillväxt

Figur C8 visar genomsnittlig tillväxt per lokal för varje av fiskens levnadsår. Medelvärdena har beräknats utifrån tillbakaräkningen av gällock som gjorts för varje individ, Gällocken är som årsringar som möjliggör skattning av varje individs tillväxt per levnadsår. Figuren utläses tex som att i Norbergsfjärden hade abborren vid det 2:e levnadsåret en genomsnittlig längd av 100 mm. Skillnaden i medellängd mellan Gårdsfjärden/Mössön och Njutångersfjärden/Norbergsfjärden var vid fiskens 3:e levnadsår ca 1 cm.

Regressionsmodellen visade på signifikant högre tillväxt i abborren från Gårdsfjärden och Mössön jämfört med Njutångersfjärden. Skillnaden mellan Gårdsfjärden och Mössön mot Norbergsfjärden var däremot icke-signifikant. Skillnad förelåg alltså gentemot en av referenserna, inte båda. Numeriskt sett var skillnaden mellan Norbergsfjärden och Njutångersfjärden ungefär lika stor som skillnaden mellan Norbergsfjärden och Gårdsfjärden. Att skillnaderna referenserna sinsemellan var ungefär lika stora som skillnaderna mellan närrecipient och den ena referensen visar på att de numeriska skillnaderna ligger inom spannet för vad som kan betraktas som naturligt förekommande variation. Sammantaget finns en svag antydning till snabbare tillväxt i fisken från Gårdsfjärden och Mössön.

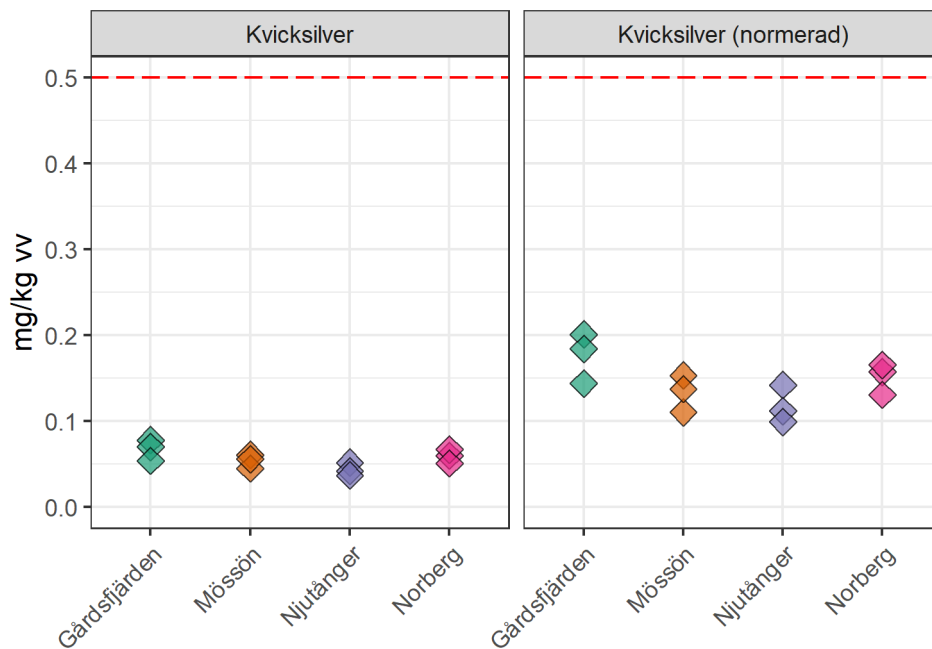


Figur C8 Tillväxt kurva visande genomsnittlig längd per lokal och tillväxtår (vänster). Resultat efter regressionsmodell som förklarar skillnader i tillväxt mellan lokaler (höger). Lokaler märka med minst en gemensam bokstav är inte signifikant skilda från varandra.

Halter av olika föroreningar

Metaller

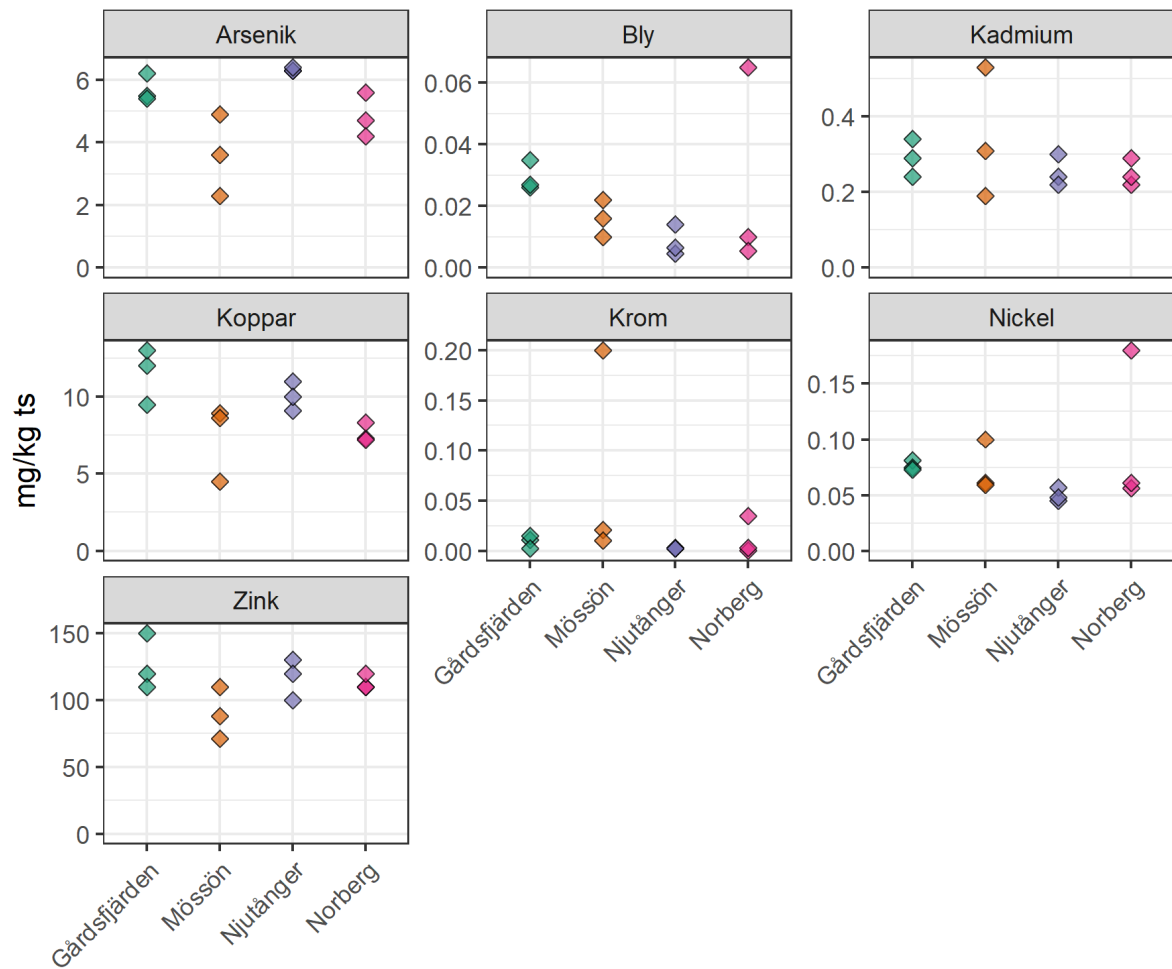
Kvicksilverhalten var i ungefär samma storleksordning (0,1–0,2 mg/kg vv normerad) vid samtliga lokaler (**Figur C9**). Detta indikerar att abborren från Gårdsfjärden inte har förhöjda kvicksilverhalter jämfört med referensområdena. Gränsvärdet för saluföring underskrids även då kvicksilverhalten räknats upp till att motsvara den i större abborre.



Figur C9 Kvicksilverhalter (höger), samt kvicksilverhalter normerade att motsvara fisk av 3-hektors storlek (höger). Gränsvärde för saluföring på 0,5 mg/kg vv markerat med röd linje.

För metallerna arsenik, kadmium, koppar, krom och nickel noteras inga haltförhöjningar i fisken från lokalerna närmast Iggesunds bruk jämfört med referenslokalerna (**Figur C10**). För bly går det att se en avtagande gradient ut mot referenslokalerna, även om maxvärdet uppmättes i fisk från Norbergsfjärden.

Zink är ett essentiellt ämne, vars halter därför i viss mån kan regleras av fisken själv. Uppmätt halt i fisken speglar därför inte nödvändigtvis exponeringsnivån.



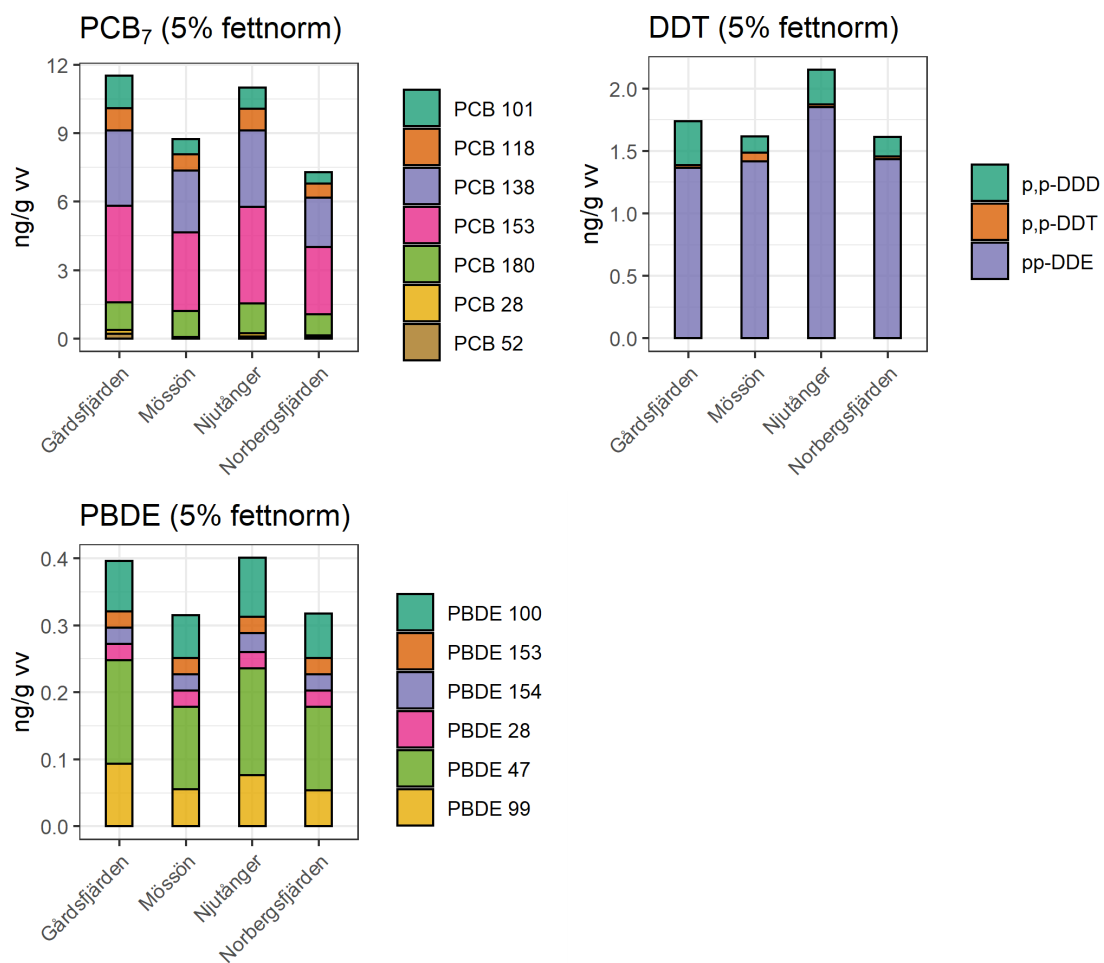
Figur C10 Metallhalter (As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn) i levervävnad i abborre från de olika fiskelokalerna.

Organiska föreningar

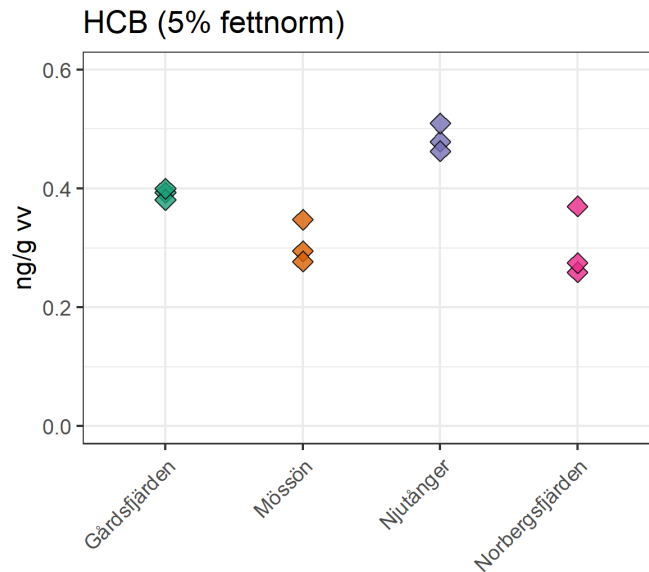
För PCB, DDT och PBDE redovisas medianvärden av tre mätningar, för varje kongen (kongen=variant) som ingår i respektive ämnesgrupp (**Figur C11**). För HCB redovisas samtliga tre mätningar, som en punkt vardera (**Figur C12**). För dioxiner, furaner och dioxinlika PCB gjordes en mätning per lokal, i muskel- respektive levervävnad (**Figur C13**).

PCB₇ domineras av kongenerna PCB 138 och PCB 153. DDT domineras av DDE, som är en nedbrytningsprodukt till DDT. Största delen av PBDE utgjordes av PBDE 47.

Figur C11 och **Figur C12** visar på att ingen av dessa ämnen/ämnesgrupper var förhöjda i fisken från recipientområdena.

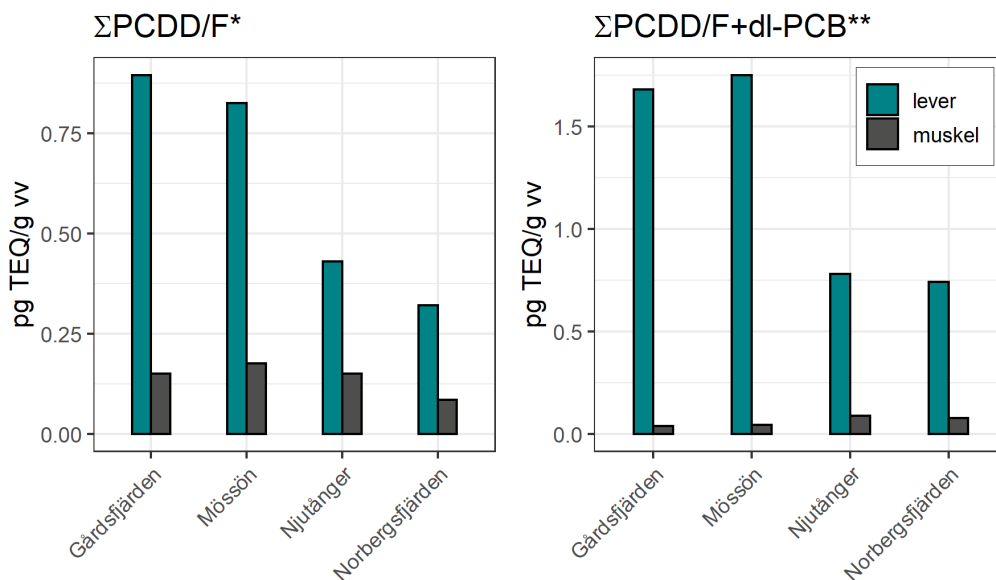


Figur C11. Halter av PCB₇ (indikatorkongener), DDT och PBDE (bromerade flamskyddsmedel) i fiskmuskelvävnad normerad till 5 %-fetthalt.



Figur C12 HCB i fiskmuskel. Normerad till 5 %-fetthalt.

Halten av dioxin och furan (PCDD/F), samt även inklusive dioxinlika-PCB, var ungefärligen dubbelt så hög i fisklevern från Gärdöfjärden och Mössön, jämfört med Njutånger och Norbergfjärden. I muskelproverna noterades inte detta förhållande. Anledningen är att halterna i muskeln är så pass låga att de för de flesta ingående kongener är under analysmetodens detektionsgräns. I muskelvävnad finns gränsvärde för saluföring på 3,5 pg TEQ/g vv för PCDD/F och 6,5 pg TEQ/g vv då dioxinlika PCB medräknas. Halterna är långt under dessa gränsvärden, till stor del på grund av att abborren är en mager fisk, att jämföra mot exempelvis lax och strömming från Östersjön, där överskridanden är vanliga (Hällén et al., 2020).



a) dioxiner och furaner (PCDD/F), b) dioxiner, furaner och dioxinlika PCBer (dl-PCB), i muskel och lever. *medium bound, **lower bound.

Referenser

- Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E. & Bignert, A. 2015. Conversion factors for metals between liver, muscle and wholebody in perch. Swedish Museum of Natural History. Report nr 1:2015.
- Förlin, L., Andersson, T., Balk, L & Larsson, Å., 1991. Biochemical and physiological effects of pulp mill effluents on fish. In: Environmental fate and effects of bleached pulp mill effluents. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4031: 235-243.
- Grahn, O., Grotell, C. 2002. Abborrens fysiologiska status och reproduktionsförmåga i recipienten till Iggesunds Bruk 2001. ÅF-Miljöforskargruppen. Rapport F02/002:1.
- Hällén, J., Waldetoft, H., Viktor, T., Karlsson, M., Ogonowski, M. & Andersson, G., 2020. Dioxiner i fet fisk från Östersjön, Vänern och Vättern. IVL-rapport B2402.
- Karlsson, M., Hällén, J., Viktor, T. 2018. Undersökningar av abborre utanför Iggesunds bruk 2017. IVL-rapport U5956.
- Meili, M. et al. (2004). Modelling critical loads of metals for aquatic ecosystems: Critical levels of mercury in precipitation. – In: United Nations Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (UN/ECE-CLRTAP), Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping of critical loads & levels and air pollution effects, risks, and trends. Federal Environmental Agency, Berlin, UBA-Texte 52/04, Chapter 5.5.3.2, pp. V.60-63. (ISSN 0722-186X).
- Sandström, O & Abrahamsson, I. 2017. Uppföljande undersökning av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 2017. SKUTAB.
- Sandström, O. 2010. Tillväxt, kondition och fortplantningsförmåga hos abborre utanför Iggesunds Bruk 2009. SKUTAB. Bilaga B9:2.
- Sandström, O., Agerberg, A., Berglund, A., Förlin, L. & Lindesjö, E., 1997a. Fiskundersökningar vid Iggesunds Bruk 1996. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Waldetoft, H., Hällén, J. & Karlson, M., 2021. Metodik för integrerad undersökning av hälsotillstånd och föroreningshalter i fisk från industrirecipienter. IVL-rapport B2423.

Bilaga D – Norrsundets bruk

Metodik

Fisket genomfördes den första veckan i september 2021 av rapportförfattarna, med stöd av Linda Andersson. Preparering, åldersbestämning och bedömning av könsognadsgrad utfördes av Inger Abrahamsson, Gräsö. Valet av lokaler gjordes enligt erfarenheter dragna från tidigare studier inom projektet där två referenslokaler på ett bra sätt visades kunna ge stöd i tolkningen av resultaten, i och med att det åskådliggör den naturliga variation som kan förkomma även mellan två opåverkade lokaler. Referenslokalerna valdes till Axmarfjärden och Trödjefjärden (**Figur D1**). Målorganismen var abborre av längden 15-25 cm. Storleksklassen 15-20 cm är standard inom miljögiftövervakningen och dess kompletteras med individer mellan 20-25 cm för bättre bedömning av reproduktionsförmåga. Längre, och därmed äldre individer, är i högre grad köns mogna vilket möjliggör förbättrad utvärdering av fortplantningsförmågan.

Fiskets ambition var fångst av 20 individer mellan 15-20 cm samt 20 individer mellan 20-25 cm, per lokal. Fisket bedrevs med bottenstående nät med maskstorlekar varierande mellan 18,5 och 25 cm (ej sträckt maska). Näten lades ut över natt, och om fångsten inte var tillräcklig kompletterades den med ett nätlägg dagtid. Vid Finnahren var fisktillgången sämre, varför målsättningen inte kunde uppnås (se resultatdelen).



Figur D1 Fiskelokaler.

Resultat

Basdata

Tabellen visar antalet individer per lokal samt medellängd, medelvikt och medelålder.

Tabell D1 Medelvärden \pm standardfel (SE).

	Antal individer	Längd (cm)	Vikt (g)	Ålder (År)
Norrsundet	Honor: 29 Hanar: 19	$19 \pm 0,38$	$89 \pm 5,5$	$3,1 \pm 0,13$
Finnharen	Honor: 12 Hanar: 10	$21,1 \pm 0,65$	131 ± 14	$5,0 \pm 0,37$
Axmar	Honor: 39 Hanar: 21	$19,8 \pm 0,39$	$109 \pm 6,9$	$3,8 \pm 0,16$
Trödje	Honor: 38 Hanar: 13	$19,5 \pm 0,46$	$102 \pm 8,0$	$3,9 \pm 0,18$

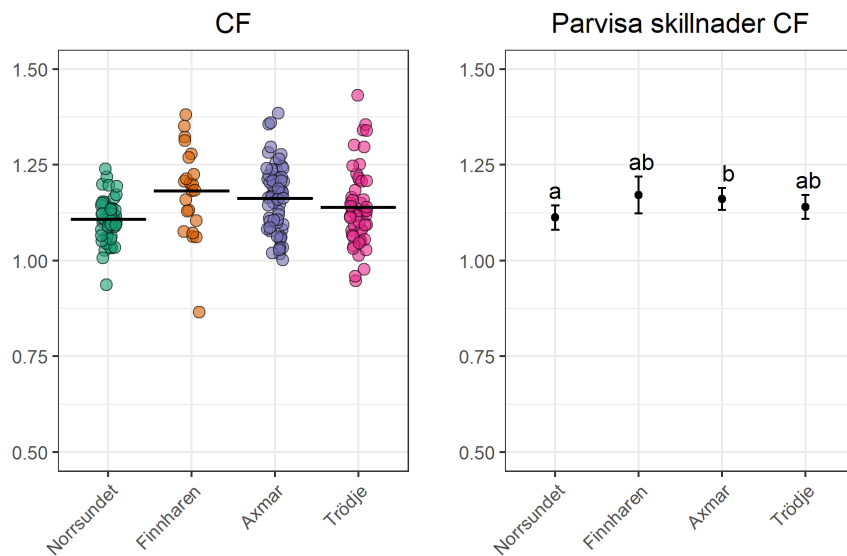
För CF, LSI och GSI redovisas resultaten från regressionsmodellerna grafiskt. Varje deskriptiv figur har kompletterats med estimerade medelvärden och konfidensintervall för dessa (benämns "Parvisa skillnader"). Varje lokal är märkt men en eller två bokstäver. Dessa utläses som att de lokaler vars konfidensintervall är märkta med åtminstone en gemensam bokstav **inte** har signifikant olika medelvärden. Till exempel: En lokal märkt "ac" är signifikant skild från en lokal märkt "db", men inte signifikant skild från en lokal märkt "dc".

Fiskhälsa

Konditionsfaktor (CF)

Lägst stickprovsmedelvärde för CF var i abborren fångad vid Norrsundet. Däremot så var CF inte entydigt signifikant lägst vid denna lokal (**Figur D2**). Ingen signifikant skillnad förelåg mellan Norrsundet och Trödje (båda dessa lokaler märkta med "a"), eller mellan Norrsundet och Finnharen (både dessa märkta med "b"). Mellan Finnharen, Axmar och Trödje förelåg inga signifikanta skillnader (samtliga märkta med "b").

Sammantaget framkommer inga tydliga indikationer på att fiskens kondition avviker i vattnen utanför Norrsundet. Numeriskt är det ungefärligen lika stor skillnad i kondition mellan fisken från Axmar respektive Trödje, som mellan fisken från Trödje och Norrsundet. Detta tyder på att skillnaderna mellan närrecipient och referens ligger inom det spann som även kan finnas mellan två referenslokaler.

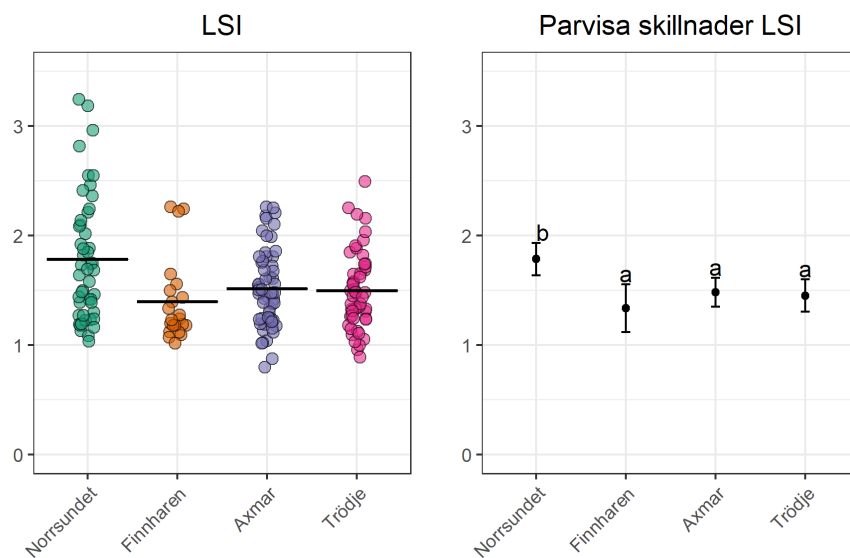


Figur D2 Konditionsfaktor.

Leversomatiskt index (LSI)

För LSI avvek fisken från Norrsundet med signifikant högst LSI (endast Norrsundet märkt med "b") (Figur D3). Mellan övriga lokaler förelåg inga signifikanta skillnader. Sammantaget framkommer en indikation på förstörade leverar i abborren från Norrsundet.

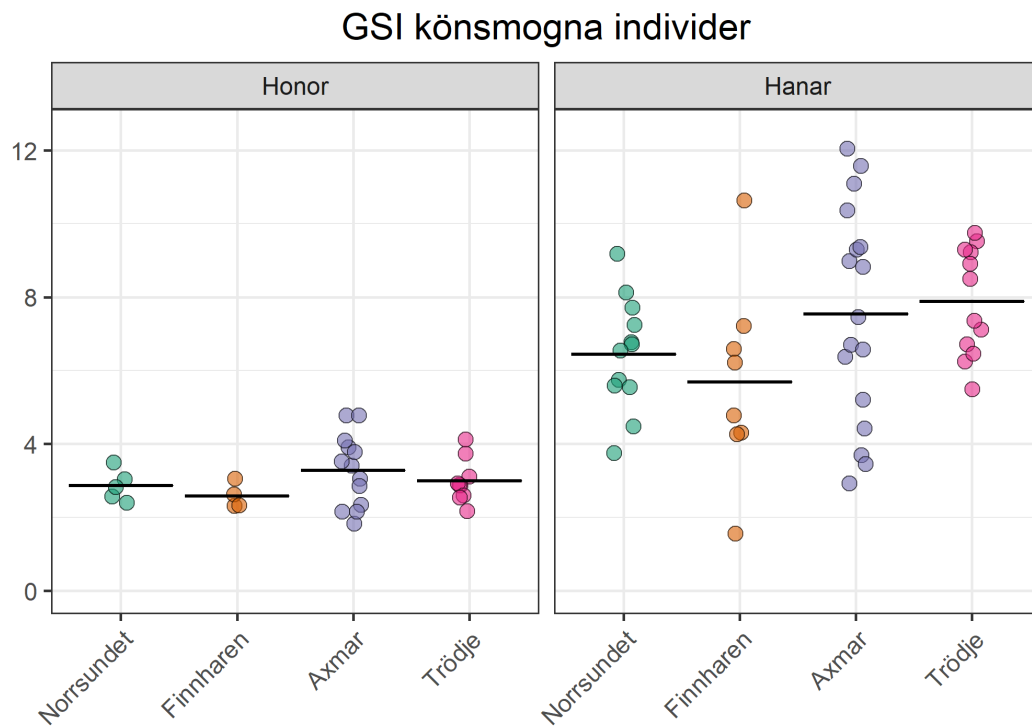
Storleken på avvikelserna var dock mindre än den s.k kritiska effektstorleken, CES (CES=critical effect size) på 25% för LSI, som diskuteras mer ingående i Waldetoft et al. (2020) men kortfattat innebär att ta höjd för skillnader som kan vara en konsekvens av naturligt förekommande orsaker som tex födotillgång och vattentemperatur. Här var differensen i LSI mellan referensområdena och Norrsundet statistiskt signifikant men underskred alltså 25% av värdet i referenserna.



Figur D3 LSI.

Gonadsomatiskt index (GSI)

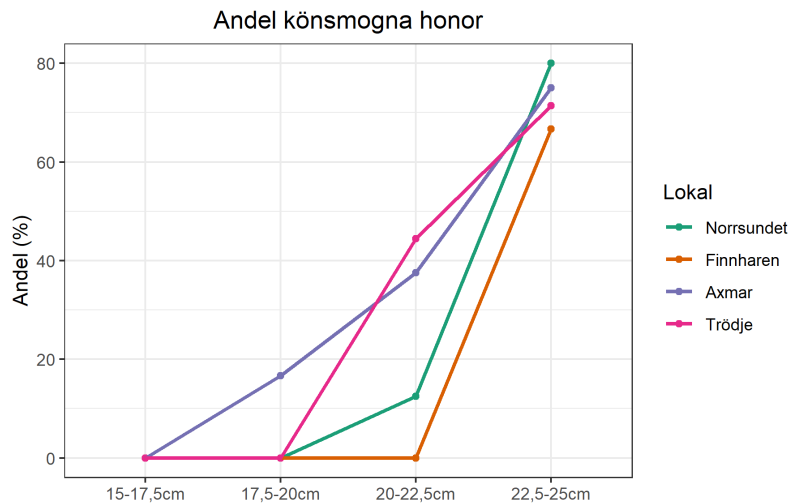
För GSI fanns inga signifikanta skillnader (därför visas inga parvisa skillnader). Det framkommer alltså inga indikationer på nedsatt gonadstorlek i fisken från Norrsundet, vilket annars varit vanligt förekommande vid tidigare hälsundersökningar. För de könsmogna honorna var stickprovsmedelvärdet likt mellan Norrsundet och Trödje. För de könsmogna hanarna var stickprovsmedelvärdet lägre i Norrsundet än i de båda referenserna, men samtidigt högre än i Finnahren (Figur D4).



Figur D4 GSI.

Könsmognad

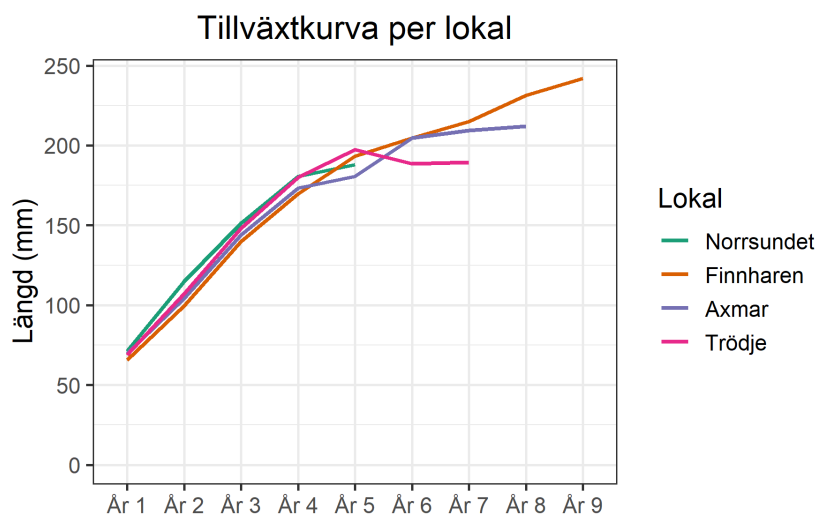
I de mindre storleksklasserna förfaller könsmognadsgrader vara lägre i Norrsundet och Finnahren jämfört med Axmar och Trödje (**Figur D5**). I den största storleksklassen syns inga skillnader i könsmognad mellan lokalerna. Den statistiska modellen visade inte på några statistiskt signifikanta skillnader mellan lokalerna.



Figur D5 Könsmognadsgrad.

Tillväxt

Figur D6 visar genomsnittlig tillväxt per lokal för varje av fiskens levnadsår. Medelvärdena har beräknats utifrån tillbakaräkningen av gällock som gjorts för varje individ. Gällocken är som årsringar som möjliggör skattning av varje individs tillväxt per levnadsår. Figuren utläses tex som att i Trödje hade abborren vid det 5:e levnadsåret en genomsnittlig längd av 200 mm. Regressionsmodellen för skillnader i tillväxt mellan lokalerna visade inte på några signifikanta skillnader.

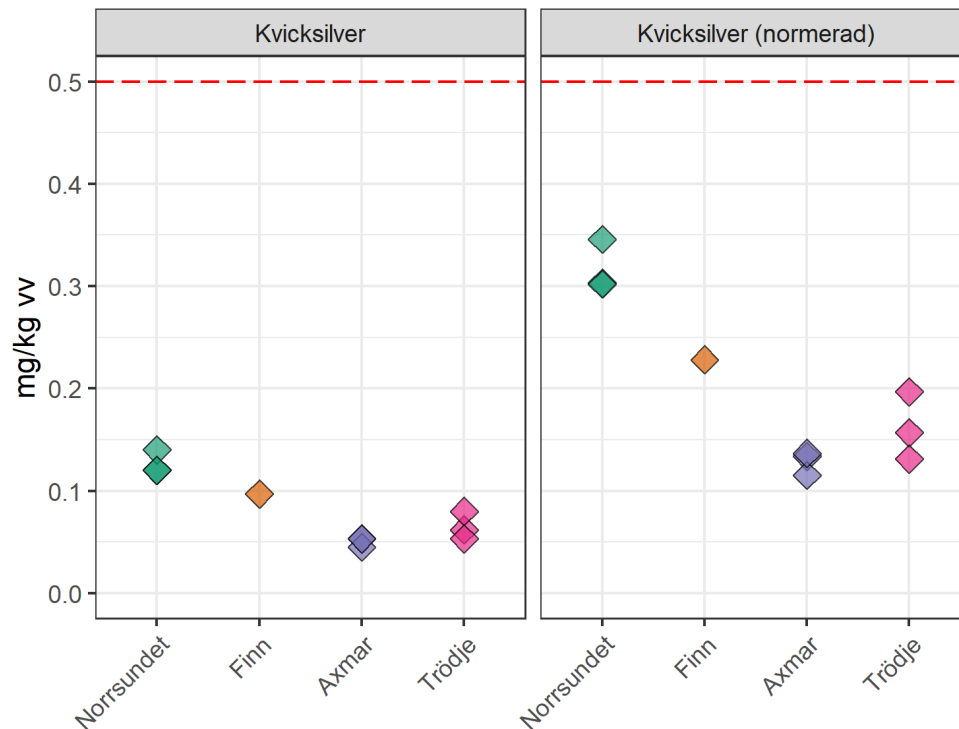


Figur D6 Tillväxt.

Föroreningshalter

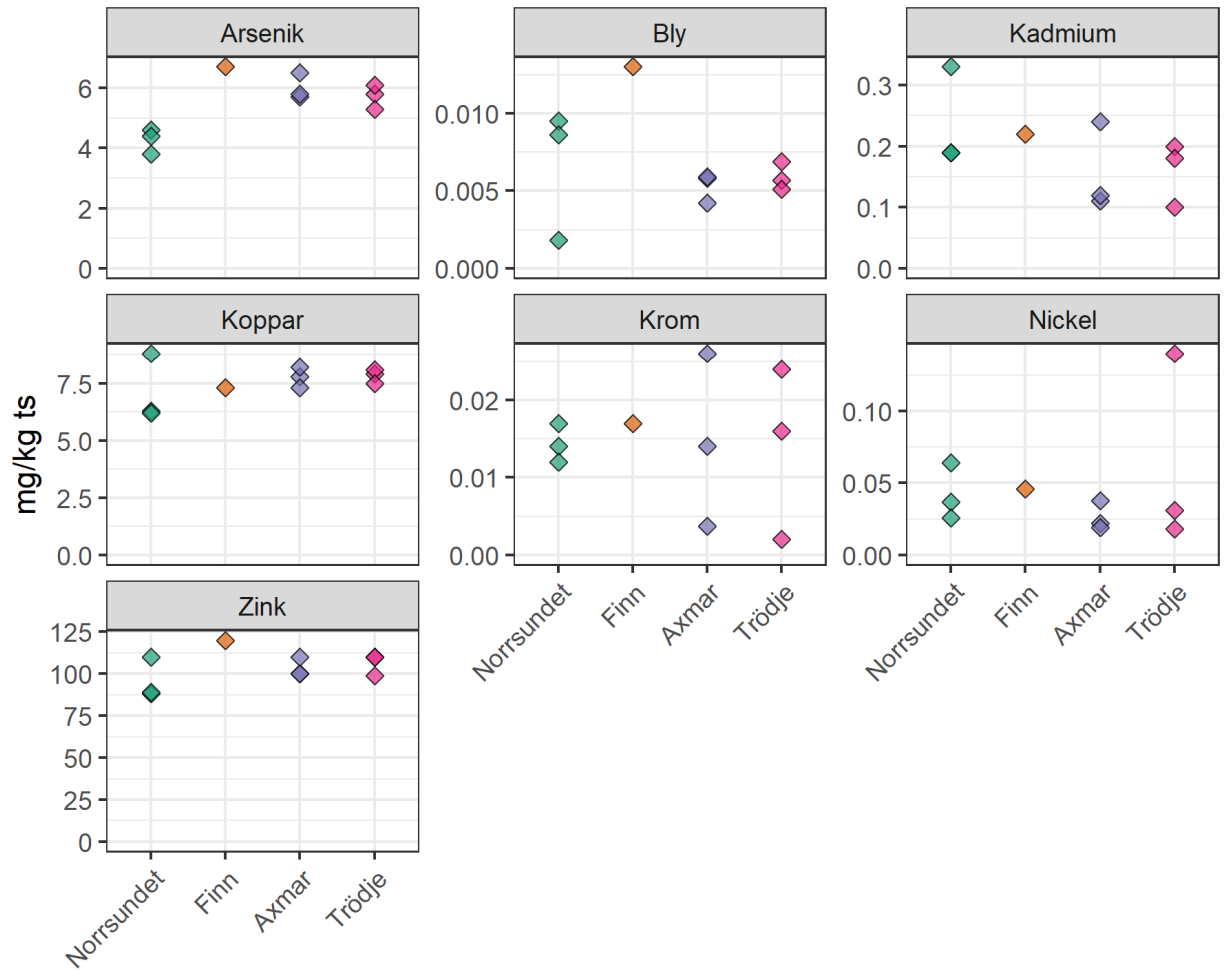
Metaller

Kvicksilverhalten i fisken förefaller något förhöjd i Norrsundet och eventuellt i Finnharen, jämfört med referenslokalerna (**Figur D7**). Halten, även då den normerats för att motsvara fisk av 3-hektos storlek var vid alla lokaler under saluföringsgränsvärdet på 0,5 mg/kg vv. På grund av dålig fångst i Finnharen räckte fisken bara till ett samlingsprov. Vid övriga lokaler analyserades tre samlingsprover om ca 10 individer vardera.



Figur D7 Kvicksilverhalt (vänster) och kvicksilverhalt normerad att motsvara fisk av konsumtionsstorlek à 3 hekto (höger). Röd streckad linje markerar saluföringsgränsvärde på 0,5 mg/kg vv. Kommentar: mörkare färg betyder överlappande punkter. Finnharen har endast en mätning.

Vad gäller de övriga metallerna (**Figur D8**) noterades inga förhöjda halter i fisken från Norrsundet, vid jämförelse mot de andra lokalerna. En kommentar kring zink och koppar är att dessa är essentiella ämnen som kan regleras i fisken. Det betyder att halten i fiskmuskel inte nödvändigtvis speglar exponeringen från omgivande miljö. Alla dessa metaller mättes i fiskens lever.



Figur D8 Halter av arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink i abborre.

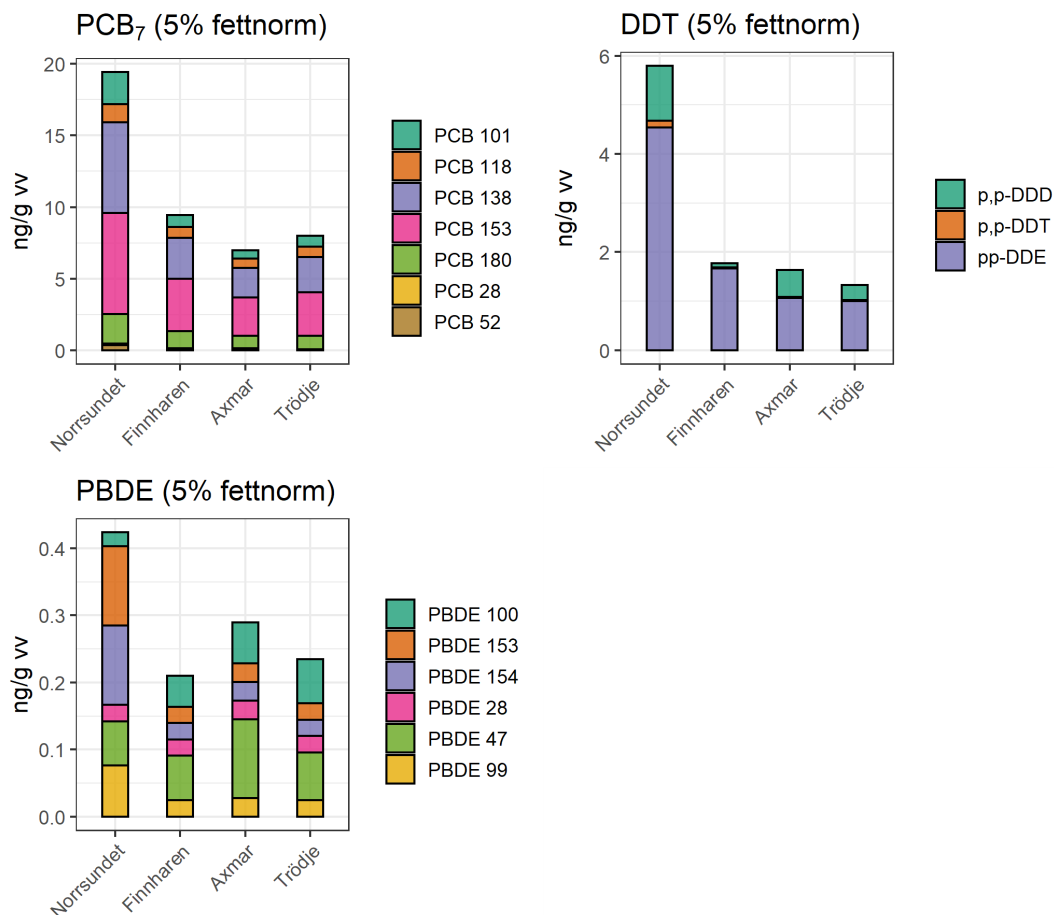
Organiska föreningar

Allmänt

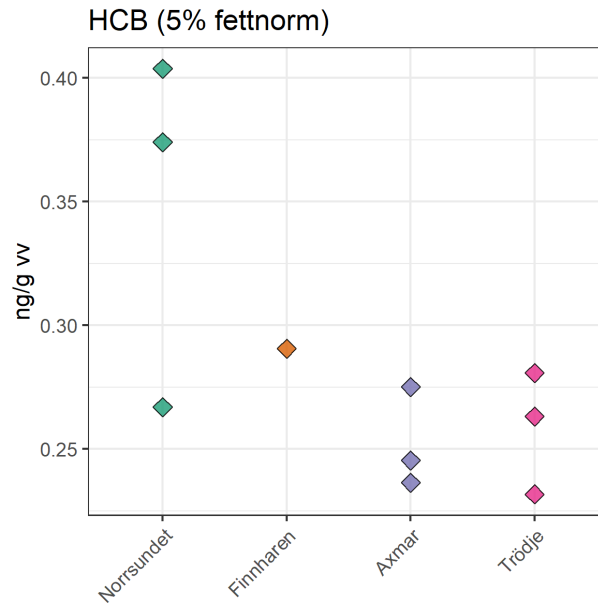
De organiska föreningarna HCB, DDT, PBDE och PCB7 har normerats till 5% fetthalt. Detta för att normalisera halten mot den i fetare fisk. Halterna har normerats mot genomsnittlig fetthalt i denna studie på 0,72%. Det innebär att den halt som uppmättes har multiplicerats med en faktor $5/0,72=6,9$. Halterna av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB har inte normerats eftersom de förutom muskel även mäts i den fetare leveren. Fetthalten i abborrlevern var i snitt 3,3% i denna studie. Dioxiner, furaner och dioxinlika-PCB redovisas som toxiska ekvivalenter.

PCB7, DDT, PBDE och HCB

För PCB7, DDT och PBDE och HCB analyserades tre replikat per lokal för Norssundet, Axmar och Trördje, men endast ett vid Trördje. I **Figur D9** redovisas medianhalter av triplikaten uppdelad för varje kongen som ingår i respektive ämnesgrupp. Det noteras att för PCB7, DDT och PBDE syns en haltförhöjning i Norssundet samt att halterna förefaller snarlika vid de andra lokalerna. Den kongenvisa uppdelningen visar också på att kongenprofilerna (kongen=variant) är likartade över lokalerna, tex domineras summahalten PCB7 vid alla fyra lokaler av kongenerna PCB 138 och PCB 153. **Figur D10** indikerar en förhöjning av HCB.



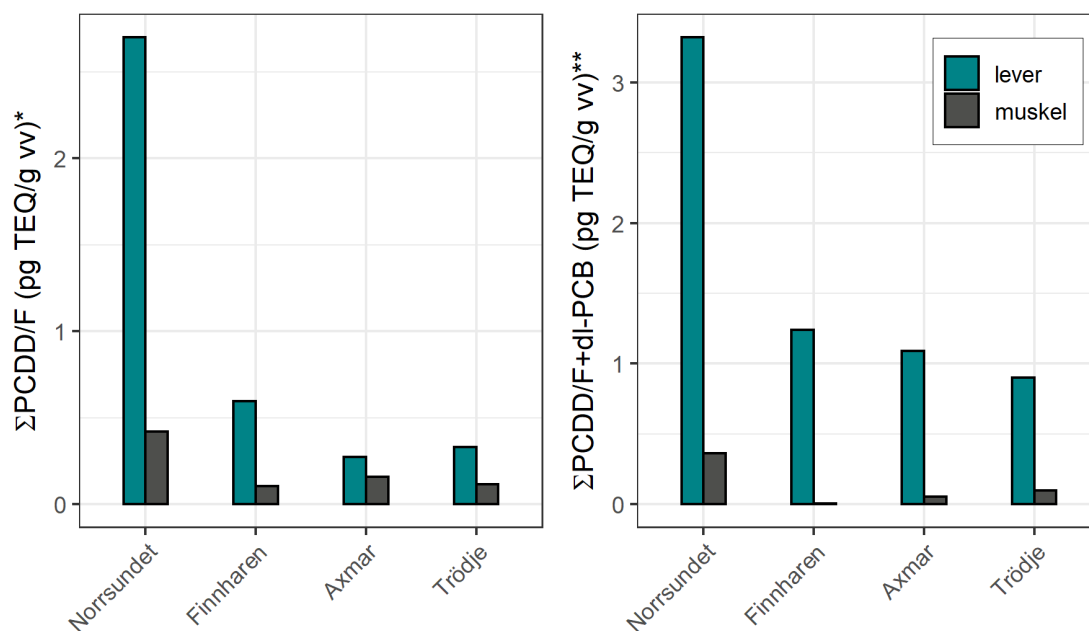
Figur D9 PCB, DDT och PBDE



Figur D10 HCB.

Dioxiner, furaner och dioxinlika-PCB

Figur D11 redovisar dioxiner och furaner (PCDD/F) samt dioxiner, furaner och dioxinlika PCB (PCDD/F+dl-PCB) som toxiska ekvivalenter (TEQ). En mätning per lokal gjordes i samlingsprov av muskel och lever. Det är tydligt att halterna av framför allt dioxiner och furaner är förhöjd i abborren från Norrsundet. Skillnaderna mellan lokalerna minskar då även dioxinlika-PCB räknas med, och studeras bara PCB₇ (**Figur D9**) är skillnaderna mellan lokalerna mindre. Det tyder på att abborren främst exponeras för dioxiner och furaner.



Figur D11 PCDD/Fs och dl-PCB*Medium bound, **lower bound.

