



Nr B 2396
Oktober 2020

Kontrollprogram för fibersediment - bedömning av miljöpåverkan genom fiskundersökningar

Hannes Waldetoft, Joakim Hållén & Magnus Karlsson (red.)

Författare: Hannes Waldetoft, Joakim Hållén och Magnus Karlsson (red.)

Medel från: Stiftelsen skogsindustriernas vatten- och luftvårdsforskning & Stiftelsen institutet för vatten- och luftvårdsforskning

Fotograf: Magnus Karlsson

Rapportnummer B 2396

ISBN 978-91-7883-221-7

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2020**

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

Förord

I många svenska vattenområden finns bottnar som förorenats av utsläpp från tidigare antropogena aktiviteter. Förekomsten av miljöfarliga ämnen i sedimenten utgör ett potentiellt hot mot akvatiska ekosystem och mot människors hälsa. Den ultimata åtgärden för att eliminera risken vore att avlägsna eller på något annat sätt immobilisera alla föroreningar. Detta är dock vare sig från ett hållbarhets- eller ekonomiskt perspektiv genomförbart. Prioriteringar måste göras och samhället behöver utveckla metoder och verktyg för att kunna genomföra åtgärder där gör mest nytta. Det är bland annat nödvändigt att kunna identifiera och urskilja områden där det föreligger stor risk för miljöeffekter från områden med lägre risk där föroreningsspridningen till omgivande ekosystem är begränsad och en naturlig återhämtning pågår.

Målsättningen med detta projekt har varit att utveckla en kostnadseffektiv metod att över tid kunna följa upp och övervaka miljötillståndet i vattenområden i anslutning till skogsindustrier där det längs bottnarna avsatts fibersediment och därtill associerade föroreningar. För att bedöma graden av miljöpåverkan från ett ekologiskt relevant perspektiv har vi använt mätningar av föroreningshalter och hälsotillstånd i fisk på olika avstånd från föroreningskällorna som bedömningsgrund. Fisk har visat sig vara en känslig indikator för miljöstörning, som under decennier använts i såväl svensk som nordamerikansk miljöövervakning utanför cellulosaindustrier. Inom projektet har fiskundersökningar utförts under 2018–2019 i åtta recipienter till nedlagda och aktiva fabriker lokaliserade längs Norrlandskusten samt invid mellansvenska insjöar.

Projektet har utförts inom ramen för IVL Svenska Miljöinstitutets samfinansierade forskningsprogram. Delfinansiering har erhållits från Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning. Fil. dr Lars Strömberg har koordinerat skogsindustrins deltagande. Projektledare vid IVL har varit tekn. dr Magnus Karlsson och huvudsakliga medarbetare civ. ing. Joakim Hållén och fil. mag. Hannes Waldetoft. Därutöver har Tomas Viktor, Musbau Adeoye Bello, Anton Rydstedt, Mikael Malmaeus samt personal vid IVL:s kemiska analyslaboratorier deltagit i arbetet. Projektet har även biståtts externt vid fiskpreparering av Inger Abrahamsson och vid fiskinsamling av Kjell Wilund, Hadi Soroosh, Anders Johansson, Böril Jonsson, och Pelagia Nature and Environment.

Rapporten vänder sig främst till beslutsfattare och tjänstemän inom industrin och myndigheter, men även till forskare och övriga med intresse för skogsindustrins miljöfrågor. Vid IVL har de skogsindustriella miljöfrågorna varit en central del av verksamheten alltsedan institutet grundades 1966. Under de drygt 50 år som förflutit sedan dess har en teknisk utveckling, i kombination med ett ökat miljömedvetande i samhället, lett fram till gradvis minskande utsläpp och en successiv återhämtning av miljöförhållandena i recipienterna. Denna utveckling hade inte varit möjlig utan en tät dialog och samverkan mellan myndigheter, näringsliv och forskning. Det är vår förhoppning att vi med detta arbete bidragit till att lägga grunden till framtida kontrollprogram i historiskt förorenade vattenområden utanför svenska skogsindustrier, som kommer att underlätta i såväl myndighetsutövning som verksamhetsutövers egenkontroll och som kan bidra till att framtida rationella miljövårdsbeslut fattas.

Denna rapport tillägnas Hans Norrström (1940–2020), pionjär och under ett halvt sekel ledande inom det skogsindustriella miljövårdsarbetet.

Stockholm i oktober 2020

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	6
Summary.....	9
Inledning.....	11
Bakgrund.....	13
Om de undersökta ämnena.....	14
Allmän förekomst, egenskaper och gränsvärden.....	14
Ämnenas koppling till skogsindustrin.....	15
Metaller.....	15
Klororganiska ämnen.....	16
Om fiskhälsoundersökningar utanför skogsindustrier.....	16
Studieområden.....	19
Metodik.....	20
Fiskinsamling.....	20
Fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga.....	22
Kemisk analys.....	24
Resultat.....	25
Halter av miljöfarliga ämnen.....	25
Metaller.....	25
Klororganiska ämnen.....	36
Fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga.....	44
Allmänt.....	44
Konditionsfaktor.....	45
LSI.....	46
GSI.....	47
Könsmognad.....	48
Tillväxt.....	49
Sammanfattning av hälsotillstånd och fortplantning.....	50
Diskussion.....	51
Slutsatser.....	57
Programförslag för framtida miljöövervakning i skogsindustrirecipienter med förekomst av förorenade sediment.....	58
Referenser.....	59

Bilaga A – Obbola pappersbruk.....	63
Bilaga B – Väja pappersbruk	71
Bilaga C – Östrands massafabrik.....	85
Bilaga D – Iggesunds bruk	94
Bilaga E – Norrsundets bruk.....	105
Bilaga F – Grycksbo pappersbruk.....	114
Bilaga G – Gruvöns bruk.....	127
Bilaga H – Aspa bruk	135

Sammanfattning

Under det senaste decenniet har historiska utsläpp av cellulosafiber och därtill associerade föroreningar, huvudsakligen metaller och stabila organiska klorföreningar och deras förekomst i sediment längs bottnarna utanför nedlagda och aktiva fabriker, kommit att uppmärksammas allt mer. Dessa utsläpp skedde mestadels innan modern process- och reningsteknik infördes under 1970-talet. Med start i Västernorrlands län 2010 har Sveriges geologiska undersökning (SGU) i samverkan med andra myndigheter genomfört karteringar och inventeringar av utbredning och föroreningsinnehåll i fibersediment utanför ett antal fabriker, huvudsakligen längs Norrlandskusten. Att det avsatts fiberrikt material utanför många skogsindustrier har förvisso varit känt sedan decennier tillbaka, och dess påverkan har följts upp med mätningar av exempelvis kvicksilverhalter i fisk. Det har även i några fall, företrädesvis i mindre insjöar, genomförts saneringar. Effekten av dessa åtgärder har följts upp, men det finns emellertid fortfarande kunskapsluckor. I vilken mån och under vilka förutsättningar fibersediment och därtill associerade föroreningar påverkar omgivande ekosystem är inte helt känt, även om den generella bilden av miljösituationens utveckling i skogsindustrins recipienter visar på en successiv och alltfjämt pågående återhämtning från tidigare belastningssituation.

Huvudsyftet med det projekt som nu genomförts har varit att ta fram ett koncept för att vidareutveckla de recipientkontrollprogram som idag löper, 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. För att bedöma grad av påverkan har fisk valts som målvariabel. Att använda sig av fisk för miljöbedömningar har under flera decennier varit en central del av den svenska miljöövervakningen, och det finns i några fall tidsserier över föroreningshalter. Dessa kan användas för att precisera miljötillståndets utveckling över tid i recipienterna och belysa om påverkan från historiska utsläpp ökar eller minskar i betydelse. Ett sekundärt syfte med projektet har därför varit att också sammanställa befintliga historiska data och jämföra mot de datainsamlingar som gjorts inom projektet, för att på så vis öka det generella kunskapsläget kring hur föroreningar i fibersediment påverkar omgivningen. Ett tredje syfte med projektet har varit att utreda om det är möjligt att också utnyttja de fiskinsamlingar som gjorts för att mäta föroreningsinnehåll till bedömningar av fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga och utveckla en standardiserad metodik för detta som skulle kunna inkluderas i framtida kontrollprogram.

Åtta recipienter utanför fabriker med väldokumenterade fibersedimentförekomster (Obbola pappersbruk, Väja pappersbruk, Kramfors sulfittfabrik, Hallstanäs träsliperi, Norrsundets bruk, Grycksbo pappersbruk, Gruvöns bruk och Aspa bruk) valdes ut som studieområden. Därutöver nyttjades befintliga data från Östrandens massafabrik och Iggesund bruk. Ett kriterium för valet av studieområden har varit att erhålla en geografisk spridning samt att undersöka olika miljötyper (kustområden, större insjöar och mindre insjöar) och olika produktionstekniker. I varje studieområde har abborre insamlats i transekter (närrecipient, fjärrecipient, referensområde) ut från fiberförekomsterna. Fisken har dissekerats och olika morfologiska mått som utgör biomarkörer på fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga enligt vedertagen praxis i Sverige och Kanada, har bestämts. Halter av olika metaller (kvicksilver, arsenik, kadmium, koppar, krom, nickel, bly, zink) och stabila organiska klorföreningar (dioxiner, furaner, PCB, DDT och hexaklorbensen) har analyserats i samlingsprov av lever- och muskelvävnad i syfte att besvara frågan: är föroreningshalterna i fisken från primärrecipienterna förhöjda? Om ja, hur långt ut sträcker sig påverkansområdet med förhöjda halter och reflekteras detta även i hälsotillståndet?

På det stora hela har den metodik som tillämpats fungerat tillfredställande. Erforderliga fiskmaterial för analys har i flertalet fall kunnat insamlas till rimliga fiskeansträngningar. Kemiska analyser har kunnat utföras med tillräckligt låga detektionsgränser, så att relevanta jämförelser mellan områden har kunnat utföras. Även bedömningen av fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga har i princip fungerat tillfredställande. Dock har det visat sig att för att kunna göra en mer kvalificerad bedömning av eventuell påverkan på reproduktion behöver abborre av större storlek samlas in. I projektet har abborre av storlek 15–20 cm använts, vilket är standard inom svensk miljöövervakning. För att säkrare kunna bedöma påverkan på fortplantning behöver även abborre av storlek 20–25 cm analyseras.

Den sammanvägda bilden av de föroreningshalter som mätts upp i studieområdena är generellt att haltförhöjningarna är svaga i primärrecipienterna med fibersedimentförekomster i jämförelse med referensområden och andra jämförelselokaler från svenska vattenområden. Den generella bilden vad gäller tidstrender är att också halterna har minskat över tid. Även vad gäller hälsobedömningen noteras få avvikelser som tyder på annat än svag toxisk påverkan i recipienterna.

Kvicksilver, vars förekomster kan ha flera orsaker, är den kontaminant som kanske mest är förknippad med fibersediment. Ämnet har använts som pesticid i processen för slembekämpning och konservering av våt massa, i elektroder vid klor-alkaliproduktion och även i vissa fall följt med som förorening av luten som används vid kemisk massaframställning. Olika former av kvicksilver har olika biotillgänglighet. Kvicksilver som använts som pesticid i form av fenyلكvicksilver är direkt biotillgänglig, medan kvicksilver som följt med i ett restutsläpp av grafitslam från klor-alkaliprocessen behöver metyleras innan den kan tas upp av fisken. Metyleringsprocessen påverkas av olika omgivningsförhållanden som redoxpotential, tillgång på lättnedbrytbart organiskt material, pH m.m. Det är således inte troligt att samma dos (utsläpp av kvicksilver) ger samma respons i varje akvatiskt ekosystem. Generellt är kvicksilver i fisk ett större problem i inlandsvatten än i kustområden.

Den genomgång av tidstrender som gjorts i studien visar att kvicksilverhalter i fisk i skogsindustrins recipienter generellt har minskat över tid och i många fall ligger på eller strax över bakgrundsnivåer idag. I två av de vattenområden som undersökts var kvicksilversilverhalterna i fisk tydligt förhöjda i närrecipienten. I den ena av dessa, nedre Ångermanälven utanför Hallstanäs f.d. träsliperi, har halterna minskat över tid, vilket inte är fallet i den andra, sjön Grycken nedströms Grycksbo pappersbruk, där kvicksilverhalterna legat på ungefär samma nivå sedan 1980-talet. Grycken har en långsam vattenomsättning och sedimenttillväxt, vilket försvårar att kvicksilver "tvättas ur systemet". I detta vattensystem förfaller betingelserna för kvicksilvermetylering också vara goda, då förhöjda halter mättes även i den uppströms belägna referenssjön Tansen. Däremot var halterna inte påtagligt förhöjda nedströms i fjärrecipienten Varpan som även belastats av gruvavfall från tidigare gruvbrytning. Här är antagonism med andra metalljoner en möjlig förklaring till varför kvicksilverhalterna inte är högre i fisken. Sammantaget understryker detta behovet av att beakta omgivningsfaktorer vid riskbedömningar av fibersedimentförekomster.

Ett annat uppmärksammat ämne i skogsindustriella sammanhang är klorerade dioxiner och furaner. Vid tillverkning av blekt kemisk massa användes fram till början av 1990-talet elementärt klor i bleksekvensen, vilket ledde till en dioxinbildning i processen. De resultat som här framkommit visar att det idag, med ett par undantag, inte förekommer någon dioxinförhöjning i fisk i närrecipienterna. Vidare framgår med stor tydlighet att halterna över tid minskat efter vidtagna processförändringar. Det finns forskare som menar att ett bidrag från förorenade sediment utgör en del av förklaringen till den storskaliga dioxinkontamineringen av fet

Östersjöfisk som alltjämt föreligger. Resultaten från denna en studie är en tydlig indikation på att om det finns en sådan påverkan från förorenade sediment är det i sådant fall andra sediment än de fibersediment som påträffas utanför cellulosaindustrin som är källan.

Natural monitored recovery (NMR) är ett begrepp och ett alternativ till handgripliga åtgärder som diskuteras bland myndigheter, verksamhetsutövare och andra intressenter som arbetar med förorenade områden. Den metodik som här redovisats vad gäller undersökningar av halter i fisk och deras hälsotillstånd borde, i de fall man bedömer att NMR ska tillämpas, ha stor potential att fungera som ett verktyg för övervakning och uppföljning av att miljötillståndet över tid blir det förväntade. Metoden möjliggör givetvis även det omvända, att kunna gripa in och omvärdera åtgärdsstrategin i de fall utvecklingen inte blir den önskade. Det ska även framhållas att resultaten i sig från denna studie, med generell svaga haltförhöjningar i utsläppskällornas närhet och sjunkande halter över tid, i sig pekar mot att NMR i många fall är den lämpligaste åtgärdsstrategin.

Undersökning av föreningshalter i fisk i transekter ut från fibersedimenten har varit den primära frågeställningen och dimensionerande för hur studierna utanför fabrikena lagts upp. Bedömningen av hälsotillstånd är sprungen ur en idé att skapa ett mervärde när så pass omfattande fiskinsamlingar ändå görs. Inspirationen till upplägget kommer från Kanada och deras standardiserade miljöövervakningsprogram för fiskhälsa, som samtliga fabriker sedan 1990-talet är ålagda att genomföra med viss regelbundenhet. Den kanadensiska undersökningsstrategin är enkel men funktionell och inriktad på de biomarkörer som visat sig vara de mest relevanta för att bedöma eventuella toxiska effekter (kondition, leverstatus och könsmognad). Dessa undersökningar utvärderas samordnat på nationell basis och ger underlag för generella bedömningar av skogsindustrins miljöpåverkan. Det finns stora fördelar om ett likartat system kunde införas i Sverige. I dagsläget genomförs undersökningar mer eller mindre ad-hoc (ofta knutet till krav i tillståndsärenden). Det finns ingen samordning mellan undersökningar och de utförs med olika metoder, vilket försvårar jämförelser och möjligheten att dra mer generella slutsatser. Vi bedömer att den undersökningsstrategi som här presenterats, trots sin relativa enkelhet, efter smärre modifiering för att tydligare belysa eventuell påverkan på fortplantningsfunktionen, kan bli ett användbart verktyg för att överbrygga detta. En undersökningsintervall på vart femte år bedöms vara lämpligt. I ett kommande projekt kommer den metodik som här använts för skogsindustriell verksamhet testas och utvärderas för metallurgisk industri för att undersöka om metoden är tillämplig även för denna industrisektor.

Summary

Emissions of cellulose fiber with its associated pollutants, mainly metals and stable organochlorides, and their prevalence in sediment along the bottoms of disused and active factories have been paid much attention in the last decades. These emissions mostly took place before the implementation of more modern technology and effluent treatment processes were implemented in the 1970s. Geological Survey of Sweden (SGU) has, together with other authorities, mapped the spread and content of pollutants of fibrous sediment outside several mills, most of them along the northern coast of Sweden. That fibrous materials have accumulated outside paper- and pulp industries has been known for a long time, and its effect has previously been investigated, for example by studying the content of mercury in fish. In some cases, mostly in smaller lakes, larger decontamination efforts have been made. To what extent fibrous sediment and its associated emissions affect the surrounding ecosystems is not completely known, even if the general trend indicates an ongoing recovery from the previous emissions.

The main purpose of this project has been to enhance current monitoring programs to further address questions regarding prevalence and ecological relevance of historical emissions to sediments. To assess the degree of ecological impact, fish (perch) was chosen as the target variable. Using fish to investigate environmental impact has been a central part of Swedish environmental monitoring for decades, and in some cases, time series over levels of pollutants exists. *A secondary goal of the project was therefore to gather historical data and compare these with data gathered within the project. Another goal was to also use the collected fish for assessment of the health status and reproductive ability and to develop a standardized procedure for this that could be included as part of future monitoring programs.*

Ten mills with documented fibrous sediments were chosen as study sites. A criterion for the selection of study sites has been to maintain a geographical spread, as well as differences in the type of ecosystem (coastal areas, small and large lakes) and different production techniques. At each mill, perch was collected at reference and receiving areas. The fish was then dissected and different morphological indexes that act as biomarkers were established. Differences in these indices between reference and receiving areas were then compared according to established praxis in Sweden and Canada. Levels of metals (mercury, arsenic, cadmium, copper, chrome, nickel, lead, zinc) and stable organochlorides (dioxins, furans, PCBs, DDT and hexachlorobenzene) were analyzed in pooled samples of muscle and liver tissue in order to investigate if levels of these pollutants in fish were elevated in areas where fibrous sediments are present. Another question of interest, in the case where time trends were available, is if the levels of pollutants in the perch in the receiving areas are decreasing.

By large, the results from the fish collections and the following analyses have been satisfying. A sufficiently large number of fishes was gathered from most of the sites at a manageable effort. The chemical analyses had limits of detection low enough for meaningful comparisons between sites and the assessment of the health status and reproductive ability was satisfying for most of the mills. However, for a more accurate assessment of the effect on reproductive ability, fish of a larger size need to be collected. Perch in a length interval of 15-20 cm was analyzed (which is a standard for Swedish environmental monitoring), but perch in the interval of 20-25 cm is recommended to be added.

The overall picture of the levels of pollutants is that they are marginally higher in perch from the areas with fibrous sediment as compared to perch from reference sites and other comparison sites

in Sweden. Regarding the time trends, levels appear to have, with some exceptions, decreased considerably. For the health status and reproductive ability, few deviations indicating a major toxic effect were noted.

Mercury is a contaminant strongly associated to fiber sediments, and it had many usages in paper and pulp industries. Both the way mercury was used in the industry and the type of ecosystem in the receiving water body influence the resulting levels of mercury in the fish. In general, levels of mercury in fish is a bigger issue in inland waters than in coastal waters. The examination of time trends showed that mercury in perch (as well as pike for some mills) in receiving areas for paper and pulp industry effluents has a general decline, with levels often in parity with those of non-polluted areas. However, at two mills, clearly elevated levels were noted in the receiving areas.

Another group of pollutants associated to paper and pulp industries are dioxins and furans. In the bleaching process, up until the 1990s, chlorine was used, leading to an unintentional formation of dioxins and furans. The results in this report show, with a few exceptions, no elevated levels of these substances in the perch in the receiving water bodies. Also, clearly decreasing time trends were noted. There are scientists stating that the elevated levels of dioxins and furans in fatty fish in the Baltic Sea are partly a consequence of polluted sediments. If that is correct, the results from this report is an indication that it is other sediments than those in receiving areas for paper and pulp industry effluents that is the source.

Natural Monitored Recovery (NMR) is an alternative to more direct measures that are discussed among authorities and other groups working with polluted sediments. The method presented in this report should in the case of using NMR be a suitable procedure for monitoring of the environmental status. In case when NMR is applied but the results are not satisfactory, the strategy could be reevaluated and changed. It should also be stressed that from the results in this report, which shows only slightly elevated levels of pollution as well as decreasing time trends, NMR should in many cases be the preferred option.

Inspiration to the way the health status is examined comes from Canada and their standardized environmental monitoring program of fish health that all mills, since the 1990s, are obliged to perform on a regular basis. The Canadian strategy is simple but functional and directed towards the biomarkers that have been shown to be the most relevant for evaluation of possible toxic effects. The Canadian surveys are evaluated jointly at a national level, which sets a foundation for drawing general conclusions on the environmental effect of paper and pulp industries. It could be beneficial if a similar system was established in Sweden. Today in Sweden, surveys at different mills are made without coordination, and the method by which they are performed often differ, leading to difficulties in comparing the results and drawing more general conclusions. We conclude that the strategy presented in this report, despite its relative simplicity, could be a useful tool to overcome these drawbacks. A time interval of five years between the surveys is reasoned to be suitable.

Inledning

Utanför majoriteteten av Sveriges cellulosaindustrier har det sedan miljöskyddslagen tillkomst i slutet av 1960-talet pågått en recipientkontroll i syfte att bedöma vilken miljöpåverkan restutsläppen till vatten har på omgivande vattenområden. De löpande kontrollprogrammen har och är alltjämt huvudsakligen inriktade på att belysa den pågående verksamhetens miljöpåverkan genom provtagning av kemisk/fysikaliska vattenparametrar i många fall kompletterat med biologiska undersökningar av växtplanktonflora, utbredning av mjukbottenfauna och fastsittande vegetation. Inom ramen för tillståndsprövningar har det även mer eller mindre regelbundet genomförts fiskundersökningar för att klarlägga eventuell toxisk effekt på fisks hälsotillstånd av utsläppen. De utsläppsparametrar som i första hand stått och alltjämt står i fokus och regleras med utsläppsvillkor är syretärande organisk substans (COD) samt näringsämnen (kväve och fosfor).

Med huvudsyftet att ta fram ett koncept för att vidareutveckla de recipientkontrollprogram som idag löper så att de även adresserar och över tid följer upp frågor kopplade till förekomst och ekologisk relevans av kvarvarande historiska utsläpp i sediment har projektet "Kontrollprogram för fibersediment" genomförts. Målsättningen har varit att utveckla en branschgemensam metodik för att över tid kunna följa miljösituationen i områden utanför svenska cellulosaindustrier som genom historiska restutsläpp tillförts cellulosa-fibrer i sådan omfattning att de fortfarande påträffas i förhöjda halter längs bottnar i fabrikenas recipienter, så kallade fibersediment. Ytterligare ett syfte med projektet har varit att öka kunskapsunderlaget om i vilken omfattning det i dagsläget sker ett upptag av miljöfarliga ämnen i fisk i anslutning till områden med fibersediment.

Fibersediment kan, dels genom historiska direkta eller indirekta utsläpp från pappers- och massafabrikerna, dels genom att fibersedimenten ofta påträffas i områden som påverkats av andra antropogena aktiviteter, innehålla förhöjda halter av exempelvis olika klororganiska föreningar och metaller. Exempel på direkta utsläpp som historiskt förekommit vid skogsindustrin är kvicksilver som använts som pesticid och klorerade dioxiner och furaner som under vissa betingelser bildades när elementärt klor användes som blekningskemikalie. Exempel på indirekta utsläpp är massavedens innehåll av spårämnesmetaller och barkens innehåll av stabila organiska ämnen som tillförts via atmosfärisk deposition.

Sedan drygt 50 år tillbaka har man inom svensk miljöövervakning använt sig av undersökningar av fisk för att bedöma graden av miljöpåverkan i föroreningsbelastade vattenområden då fisk har visat sig vara en känslig indikator för miljöföroreningar. Specifika ämnen kan beroende på om ämnet lagras in i muskelkött eller utsöndras via organismens avgiftningssystem detekteras i olika vävnader. Även fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga kan påverkas av föroreningar och det finns metoder att med olika biomarkörer i fisken bedöma graden av påverkan.

Förutsatt att man arbetar med en förhållandevis stationär fiskart, som speglar miljöförhållandena i det område den fångats i, kan man använda sig av så kallade gradientstudier för att bedöma påverkansområdet för en punktkälla. Den bakomliggande idén är att man genom att lägga provtagningsstationer i en transekt med ökande avstånd från den förmodade källan kan ringa in hur stor påverkan en punktkälla har på ekologiskt relevanta nyckelarter i närområdet och hur långt påverkansområdet sträcker sig geografiskt.

Projektet syftar till att utveckla en metodik för att över tid kunna följa eventuell spridning av föroreningar från fibersediment till omgivande ekosystem och i de fall det föreligger ett påverkansområde avgränsa det geografiskt. Målsättningen är att den applicerade

undersökningsstrategin ska bli ett användbart verktyg för att bedöma eventuellt behov av efterbehandlande åtgärder av fibersediment. I synnerhet förväntas verktyget bli användbart i de fall man finner det nöjaktigt att praktisera begreppet "Natural Monitored Recovery, NMR" d.v.s. att man istället för att sanera ett förorenat område genom exempelvis muddring eller övertäckning låter naturliga nedbrytnings-, transport- och sedimentationsprocesser ha sin gång och under tiden övervakar förloppet beredd att gripa in ifall utvecklingen skulle gå i en oönskad riktning.

Följande kriterier har satts upp för verktyget:

- Det ska vara en robust och förhållandevis enkel metod som *inte* är avhängig ett gynnsamt väderläge i samband med provtagning eller enbart kan utföras av ett fåtal experter.
- Det ska vara möjligt att applicera verktyget på praktiskt taget alla skogsindustrirecipienter i Sverige och även i andra områden som påverkats av antropogena aktiviteter.
- Det ska vara ett kostnadseffektivt verktyg som till rimliga kostnader kan upprepas med jämna mellanrum och rymmas inom företagets ordinarie budget för egenkontroll.
- Det ska förutom att på ett adekvat sätt beskriva halter av aktuella ämnen i olika vävnader i fisken också kunna användas för att ge en översiktlig bedömning om det föreligger en påverkan på fisks hälsotillstånd och fortplantningsförmåga.
- De kemiska analysmetoder som tillämpas ska ha tillräckligt låga kvantifieringsgränser för att på en ekologiskt relevant skala kunna avgöra om det föreligger skillnader mellan områden.
- Det ska insamlas erforderlig mängd metadata för att säkerställa att man kan avgöra om undersökningen utförts på ett sätt som möjliggör jämförelser inom och mellan undersökningsområden.
- Det ska insamlas ett tillräckligt stort material och utföras tillräckligt många analyser för att man utifrån statistisk synvinkel kan teckna relevanta spridningsmått och osäkerhetsintervall.
- Det ska genomföras och avrapporteras inom en utstakad och förutsägbar tidsrymd så att resultaten kan inkluderas i brukens årliga miljörapporter.

Projektet har pågått mellan 2018–2020. Under 2017 genomfördes fiskundersökningar utanför två bruk med likartad metodik som i projektet varför resultat från dessa också inkluderats och utvärderats. I denna slutrapport resultat från samtliga undersökningar, och en systematisk och sammanhängande utvärdering av metodens relevans och framtida förutsättningar att fungera som ett verktyg i miljöarbetet och egenkontrollen utanför svenska cellulosaindustrier. I bilagor redovisas resultatsammanställningar från respektive bruk som ingått i studien.

Bakgrund

Fibersediment har avsatts längs botten utanför praktiskt taget samtliga cellulosaindustrier i Sverige som varit verksamma före år 1970. I slutet av 1960-talet började i större omfattning processtekniska förbättringar genomföras som minskade fiberförlusterna. Flertalet fabriker installerade även sedimenteringsbassänger där grövre partikulärt material i restutsläppen omhändertogs. Efter 1970 har de direkta utsläppen som genererat fiberbankar varit begränsade, vilket även kunnat registreras i brukens utsläppsstatistik av syretärande organisk substans som kraftigt minskat över tid (Norrström & Karlsson, 2015).

Det är emellertid inte utanför alla fabriker som man idag påträffar fibersediment längs botten i primärrecipienterna. I vissa fall, i synnerhet vid fabriker vars restutsläpp avletts till rinnande vatten, har fibermaterialet eroderats av vattenströmmar och spridits vidare till omgivande vattenområden och sedermera sedimenterat på så kallade ackumulationsbottnar, där det sker en överlagring med recenta sediment som successivt deponeras längs botten. Parallellt har det också skett en nedbrytning av det organiska materialet i fibersedimenten. Denna process är generellt mer effektiv i välventilerade recipienter med goda syreförhållanden medan det i områden där tjockare lager av fibersediment avsatts ofta råder reducerade förhållanden och nedbrytningen går långsammare även om viss nedbrytning även sker under anaeroba förhållanden. En annan process som kan förorsaka spridning av fibermaterialet är i de fall de avsatts i på botten som sluttar, så kallade lutningsbetingade transportbottnar, varifrån det kan ske utglidningar och skred (Snowball et al., 2020).

Vid IVL Svenska Miljöinstitutet har frågor kring fiberförekomster, inledningsvis inriktat på kvicksilverproblematiken, utretts sedan slutet av 1960-talet (Freyschuss, 1967; Bouveng, 1968; Jernelöv & Landner, 1970). Förekomsten av fibersediment utanför cellulosaindustrier och möjligheterna att återvinna materialet undersöktes under 1970- och 1980-talen (Lann et al., 1971, Fagerström & Jernelöv, 1971, Bergström et al., 1975; Pearson & Rosenberg, 1976; von Post, 1977a; von Post, 1977b; Lindeström et al., 1978; Lundberg & von Post, 1979; Boman & Bergström, 1985; von Post, 1988). Fiberbankar med ursprung i restutsläpp före det att sedimenteringsbassänger började anläggas på 1960-talet hade på många håll byggts upp i primärrecipienterna till fabrikena. Där primärrecipienterna utgjorts av strömmande vattendrag eller var exponerade mot öppet hav hade emellertid fibermaterialet med tiden ofta transporterats bort. Det visades att nedbrytning av fibermaterialet sker anaerobt i anslutning till recipientens botten och aerobt i fiberbankarnas ytskikt. Nedbrytningen bedömdes ske relativt långsamt men tycktes kunna variera beroende på typen av produktion vid bruken (Lundberg & von Post, 1979).

I ett antal områden har det med stöd av statliga medel genomförts saneringar genom att fiberbankarna avlägsnats genom muddring. Några av de mest omfattande är Örserumsviken vid Westerviks pappersbruk där sanering skett vid två olika tillfällen med fokus på kvicksilver första gången och PCB andra gången (Eriksson et al., 1981; Palm et al., 2001; Palm Cousins et al., 2007), Järnsjön i Emån (NV, 1999). Svartsjöarna nedströms Pauliströms pappersbruk är ett annat exempel på sanering (Hultsfreds kommun, 2011). Åtgärder har även utförts vid t.ex. Iggesunds bruk, Korsnäsverken, Skutskärs bruk och de nedlagda Tollare och Nykvarns pappersbruk.

Frågan om kvarvarande fibersediment utanför cellulosaindustrier har under senare tid rönt stor uppmärksamhet bland myndigheter, forskare och även nått allmänheten via medias rapportering. 2017 avslutades ett projekt, "Fiberbankar i Norrland", där länsstyrelserna i Norrlandslänet tillsammans med Sveriges geologiska undersökning, SGU och Statens geotekniska institut, SGI

genomfört omfattande inventeringar och karteringar av fibersediment, inledande riskanalyser och kostnads kalkyler för saneringar (Norrlin et al., 2016; Lst 2017). Parallellt pågår flera forskningsprojekt bl.a. vid Uppsala universitet, SGU, SGI och Sveriges lantbruksuniversitet (Snowball et al., 2020). Naturvårdsverket har i uppdatering av implementeringen av Stockholmskonventionen pekat på behovet av kraftfulla nationella och internationella åtgärder för att nå en acceptabel dioxinsituation. SGU har i samarbete med Länsstyrelserna, Havs- och Vattenmyndigheten (HaV), SGI och Naturvårdsverket (Severin et al., 2018) analyserat kunskapsläget och kunskapsluckor vad avser förorenade sediment. Myndigheterna anser att stora sedimentområden är förorenade och att det ofta finns en allvarlig påverkan på miljön. Man konstaterar samtidigt att det inte finns någon samlad nationell bild av förorenade sedimentområden och deras påverkan på miljön och efterlyser ökade anslag till forskning och kunskapsuppbyggnad samt att tillsynsmyndigheter prioriterar tillsynsarbetet vid misstänkt förorenade sedimentområden.

Sammantaget har detta lett till att regeringen 2019 uppdrog åt dessa myndigheter att genomföra insatser för att förbättra kunskapen om förorenade sediment i sjöar och kustområden. Uppdraget innefattar bl.a. att få bättre kunskap om förorenade sedimentområdets utbredning, risken för spridning av miljögifter och olika åtgärdsalternativ. Uppdraget ska bidra till en kostnadseffektiv hantering av förorenade sediment och avrapporteras i januari 2022.

Om de undersökta ämnena

Allmän förekomst, egenskaper och gränsvärden

Metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) finns naturligt i miljön, men kan också tillföras via antropogena utsläpp, från t.ex. industri, trafik, förbränning och jordbruk. Flera metaller är essentiella för organismer, medan andra anses vara skadliga. Även de essentiella metallerna kan ha toxiska effekter i höga koncentrationer. Kvicksilver, kadmium och bly är speciellt välkända för sina toxiska egenskaper för människor och djur. Utsläppen av tungmetaller har generellt minskat under senare år.

Dioxiner och furaner (PCDD/F) är en grupp ämnen som oavsiktligt bildas som biprodukter vid olika processer, främst vid förbränning och vissa typer av kemikalieproduktion. PCDD/Fs bildades även tidigare vid framställning av blekt massa så länge elementärt klor användes i bleksekvensen. Kloranvändningen fasades ut under 1980- och början av 90-talet. Dioxiner och furaner är fettlösliga, svårnedbrytbara och ett tiotal är mycket giftiga. Dessa ämnen kan försämra immunförsvaret, påverka fortplantning och utveckling samt orsaka cancer. Eftersom dioxiner och furaner är fettlösliga tenderar de att ackumuleras uppåt i näringskedjan. Förekomsten av dioxiner och furaner i fet Östersjöfisk, exempelvis lax och strömming, begränsar möjligheterna till saluföring av dessa arter inom EU och att det finns särskilda kostråd med rekommendationer om maximal konsumtion för olika befolkningsgrupper.

PCB:er (polyklorerade bifenyl) är ett samlingsnamn för drygt 200 ämnen som har använts som industrikemikalier. Tidigare användes PCB i transformatorer, kondensatorer, färger samt i fogmassor i hus men har sedan 1970-talet varit förbjudet i Sverige. PCB:er är mycket stabila,

fettlösliga, giftiga och ackumuleras uppåt i näringskedjan samt har visat sig påverka immunförsvaret, fortplantning och är cancerframkallande. Trots förbudet återfinns PCB i miljön än idag på grund av dess svårnedbrytbara egenskaper.

DDT användes som insektsbekämpningsmedel, men blev 1969 förbjudet i Sverige. DDT används dock än idag i tropiska områden för att minska spridningen av insektsburna sjukdomar som malaria. DDT är långlivat i miljön och kan ackumuleras i organismer.

Hexaklorbensen (HCB) användes tidigare i produktionen av aluminium, gummi, svampmedel och i träimpregnering, men är sedan 1980 förbjudet i Sverige. Idag kan HCB bildas som en biprodukt vid produktion av kemikalier och bekämpningsmedel. HCB är långlivat i miljön och är giftigt för vattenlevande organismer.

För vissa av de undersökta ämnena finns gränsvärden för saluföring av fisken som livsmedel inom EU och gränsvärden för värdering av kemisk/ekologiskstatus enligt EU:s vattendirektiv, vilka framgår av **Tabell 1**.

Tabell 1. Gränsvärden för saluföring för vissa främmande ämnen i fisk enligt EG-förordning 1881/2006 och EU-förordning 1259/2011 samt gränsvärden/bedömningsgrunder för kemisk/ekologisk status (HVMFS 2019:25). VV = våtvikt.

Ämne	Gränsvärde saluföring inom EU	Direktiv	Gränsvärde kemisk/ekologisk status	Förordning
Bly	0,30 mg/kg vv muskel	EG 1881/2006		
Kadmium	0,050 mg/kg vv muskel	EG 1881/2006		
Kvicksilver	0,5 mg/kg vv muskel*	EG 1881/2006	20 µg/kg vv	HVMFS 2019:25
∑PCDD/Fs	3,5 pg TEQ/ g vv muskel	EU 1259/2011		
∑PCDD/Fs + dl-PCB	6,5 pg TEQ/g vv muskel	EU 1259/2011	6,5 pg TEQ/ g vv	HVMFS 2019:25
∑PCB ₆ **	125/75 µg/kg vv muskel***	EU 1259/2011	75 µg/kg vv****	HVMFS 2019:25
HCB			10 µg/kg vv	HVMFS 2019:25

* för gädda och ål gäller 1,0 mg/kg vv, ** Summan av kongenerna 28, 52, 101, 138, 153, 180

**** bedömningsgrund SFÄ god ekologisk status (HVMFS 2019:25)

Ämnenas koppling till skogsindustrin

Metaller

Historiskt har tillverkning av svavelsyra genom rostning av svavelkis för sulfittmassaproduktion, och därigenom bildad så kallad kisaska, varit en källa till metallförorening i anslutning till sulfittfabriker som använt sig av denna process. Tidigare utsläpp av kisaska och läckage från områden där kisaska använts som utfyllnadsmaterial påträffas idag som förhöjda halter av metaller i sediment (Apler et al., 2014). Metaller förekommer även naturligt i vedråvaran. Jordmånen på trädens växtplats avgör sammansättningen. Metaller med ursprung i restutsläppen från industrin påträffas därför ofta i förhöjda halter i sediment utanför fabrikena (Lindeström & Sangfors, 1992). Apler et al. (2018) och Frogner-Kockum et al., (2020)) har studerat spridning och biotillgänglighet av metaller i fibersediment och konstaterat att de generellt är hårt bundna till det organiska materialet och att avgången till vattenfasen är begränsad.

Kvicksilver intar en särställning i skogsindustriella sammanhang (Svidén, 2003, Jerkeman & Norrström, 2017) då den fram till 1968 användes som pesticid i processerna för att motverka slemsvampbildning i rörsystem och vid konservering av våt massa. Kvicksilver har även fram till början av 1980-talet förekommit i restutsläpp från klor-alkalifabriker, av vilka flertalet legat i anslutning till massafabriker. Vid klor-alkalifabrikerna tillverkades lut och klorgas för massaproduktion och kvicksilver förorenade även i vissa fall luten som levererades till bruken.

Klororganiska ämnen

Dioxiner och furaner bildades tidigare oavsiktligt vid tillverkning av blekt kemisk massa när elementärt klor användes i bleksekvensen. Klorblekningen fasades ut under 1980- och början av 90-talet varvid dioxinbildningen i processen upphörde. Under ett tiotal år mellan mitten av 1960- och 1970-talet användes pentaklorfenol som tillsatskemikalie (pesticid) i processen vid några fabriker. Pentaklorfenolen var i regel förorenad av dioxin som bildats vid tillverkningen av kemikalien. Dioxiner bildades även oavsiktligt i klor-alkaliprocessen varför förhöjda halter av dioxiner i sedimenten förekommer vid massabruk som varit samlokaliserade med klor-alkalifabriker. Slutligen, vilket även gäller andra globalt spridda föroreningar som beskrivs nedan så sker ett nedfall från luften, atmosfärisk deposition, över skogarna där vedråvaran växer, vilket kan ackumuleras i trädens bark. En möjlig källa till dioxiner är därför även avrinnande vedgårdsvatten och renseriavlopp.

PCB har inte använts som hjälp- eller tillsatskemikalie vid pappers- och massaframställning. Däremot har PCB förekommit som förorening i trycksvårta från vissa typer av returpapper och därigenom har det vid några pappersbruk som använt returpapper som råvara skett utsläpp av PCB. PCB har haft en omfattande användning i samhället som tillsats i hydraul- och transformatoroljor och fogmassor i byggnadskonstruktioner. En möjlig förklaring till förhöjda halter recipienter är därför närheten till urbaniserade områden och också att det förekommit en hantering av PCB-haltiga oljor i hamnar, ställverk etc. i anslutning till industrierna.

DDT har inte använts som hjälp- eller tillsatskemikalie vid pappers- och massaframställning. Däremot har det använts för insektsbekämpning vid timmervältorna i skogen och kan ha följt med vedråvaran in på industriområdena. DDT-användningen i Sverige förbjöds 1969.

HCB har inte använts som hjälp- eller tillsatskemikalie vid pappers- och massaframställning men bildades oavsiktligt i klor-alkaliprocessen.

Om fiskhälsundersökningar utanför skogsindustrier

Under 1970-talet började man att applicera kliniska mätmetoder på fiskar som exponerats i laboratoriet för olika metaller och organiska miljögifter. I början på 1980-talet gjordes den första större prövningen av metodiken på vildlevande fisk (Larsson et al., 1985). Metodutvecklingen fortsatte under åren 1983–1993 (Södergren et al., 1993). Ett omfattande batteri av biomarkörer för toxisk påverkan prövades på indikatorarten abborre (**Tab. 2**). En integrering mellan biokemisk/fysiologisk hälsoundersökning och kontroll av tillväxt, fortplantning och populationsstruktur växte fram. Hälsomått på funktionsnivå togs fram, och metoder för att mäta exponering genom enzymanalyser började användas.

År 1994 fastställde Naturvårdsverket riktlinjer (Allmänna Råd 94:2) för vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier, i vilka ingår metodik för hälsoundersökningar på fisk. Stöd för tolkning och utvärdering av observerade subletala hälsoeffekter togs senare fram av en expertgrupp tillsatt av SSVL och Naturvårdsverket (Larsson et al, 2000). En utvärdering av huvuddelen av de fältbaserade undersökningar som genomförts i Sverige fram till 2015 (Sandström et al., 2016) med utgångspunkt i tolkningsmallen gav vid handen att:

- Det har i de flesta recipienter skett en god återhämtning av fiskhälsan jämfört med förhållanden under 1980- och 1990-talen.
- Generellt har de biokemiska hälsomått svarat bra på förbättringar i fabrikena.
- Morfometriska mått tycks ha haft en längre responstid och kvarstående effekter på främst reproduktionsmått har kunnat påvisas i några recipienter på senare år.
- Subletala effekter har påvisats även i recipienter där fabriker lagts ned. Detta tyder på att åtminstone några av de ämnen i det skogsindustriella avloppsvattnet som kan orsaka effekter är bundet till partikulärt material som lagrats in i sedimenten i recipienterna.

Även i USA och Kanada har det sedan 1980-talet bedrivits forskning om och undersökningar av fisks hälsotillstånd i skogsindustrirecipienter (Adams et al., 1992). Sedan 1996 löper ett nationellt program för miljökontroll i recipienterna (Environmental Effects Monitoring Program), som samtliga fabriker i Kanada genomför. Kontrollen på fisk (fish adult survey) följer en strategi som innebär att man koncentrerar studierna till individnivå och där mäter kondition (förhållande mellan längd och vikt), tillväxt, ålder, samt biomarkörer för energilagring (lever) och fortplantning (gonad). Undersökningarna utförs regelbundet med cirka fem års intervall och utvärderas gemensamt i en nationell sammanställning (Lowell et al., 2005). Den kanadensiska metodiken har legat till grund för föreliggande studies upplägg vad gäller hälsobedömningar. Som stöd för tolkningar av resultaten vid fiskhälsoundersökningar finns olika responsmodeller utgående från arternas livshistoria. I Kanada finns en responsmodell för vit sugkarp (Munkittrick et al. 1994) som visar likheter med en responsmodell som utvecklats för abborre i svenska vatten (Sandström et al. 2005) och som säger följande:

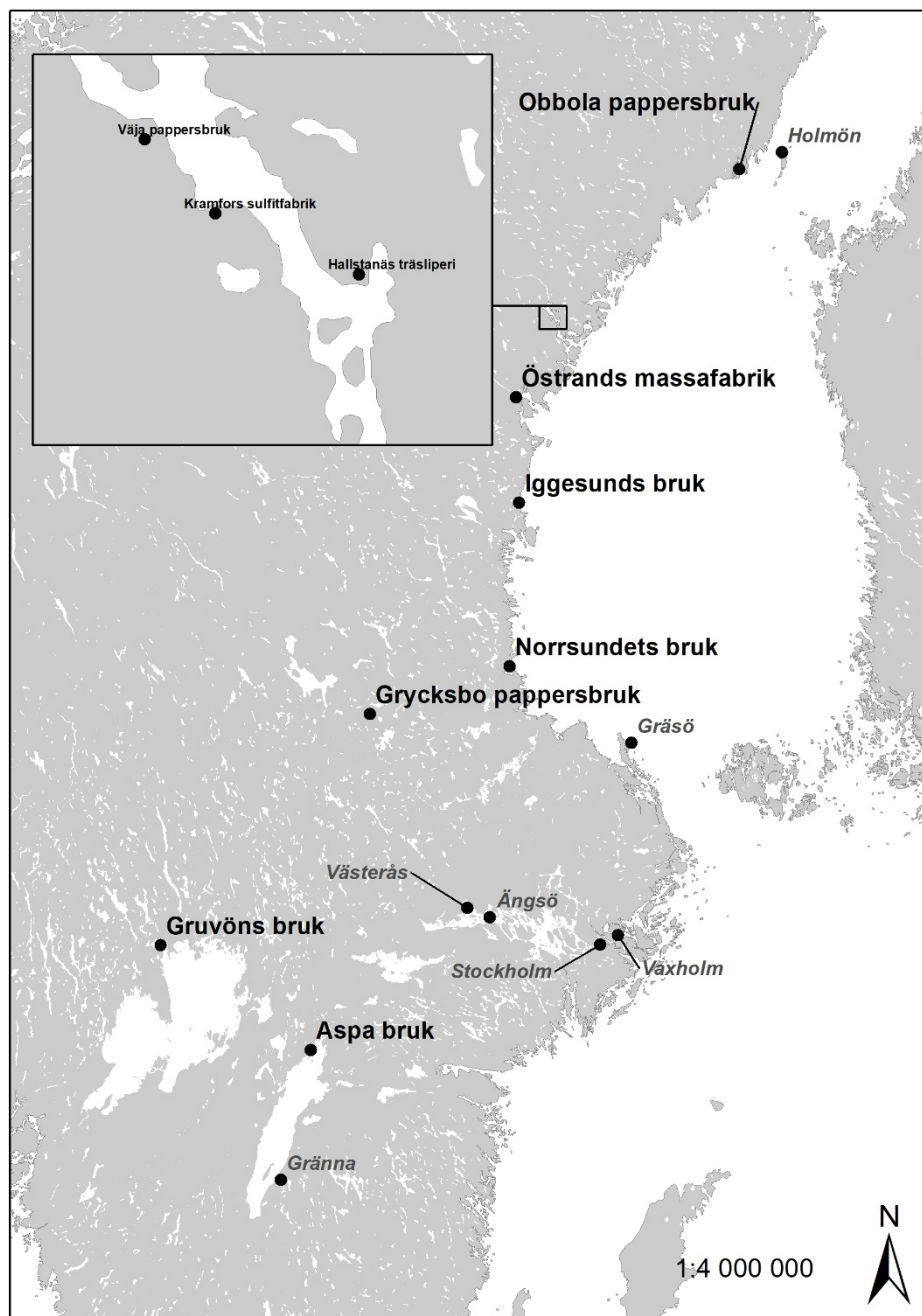
- Snabbare tillväxt, bättre kondition, större lever, tidigare könsmognad och **ökad** gonadstorlek indikerar förbättrad födotillgång alternativt ökad temperatur (inom rimliga gränser i förhållande till fiskens optima) och bör inte tolkas som en störning
- Snabbare tillväxt, bättre kondition, större lever, senare könsmognad och **minskad** gonadstorlek indikerar exponering för toxiska/endokrint aktiva ämnen. Denna respons stämmer inte med livshistorieteorin, eftersom snabbare tillväxt bör resultera i tidigare könsmognad och större gonader. Ökad energianvändning för tillväxt och kondition och minskad allokering till fortplantning bör tolkas som en metabolismstörning.

Tabell 2. Morfometriska och biokemiska markörer för fisks hälsotillstånd och fortplantningsförmåga. Från Sandström et al., 2016. Variabler som markerats i fet stil har ingått i föreliggande projekt.

Funktion	Variabel
Tillväxt och energilagring	Individuell längd- eller viktillväxt
	Konditionsfaktor, Cf
	Relativ leverstorlek, LSI
Leverfunktion	Histologiska förändringar
	Relativ leverstorlek, LSI
	EROD-aktivitet
	Aktivitet av Glutationreduktas, GR
	Katalasaktivitet
	Metallothioneinhalt, MT
	DNA-addukt förekomst
Ämnesomsättning	Konditionsfaktor, Cf
	Relativ leverstorlek, LSI
	Blodglukoshalt
	Laktathalt i blodplasma
Immunförsvar	Antal lymfocyter
	Antal neutrofila granulocyter
	Antal trombocyter
Syreupptagningsförmåga	Hematokrit
	Hemoglobin
	Antal röda blodceller, RBC
	Antal omogna röda blodceller, iRBC
Saltbalans	Cl, Na, K, Ca i blodplasma
Fortplantning	Relativ gonadstorlek, GSI
	Könsmognadsgrad
	Vitellogenin i blodplasma
Försvar mot sjukdomar och parasiter	Hudsår
	Fenskador/erosion
	Missbildningar
	Externa parasiter
Exponeringsindikatorer	EROD-aktivitet
	GR-aktivitet
	Metallothioneinhalt, MT
	Extraktivämnen i galla
	PAH-er i galla

Studieområden

Till projektet har tio recipienter utanför fabriker (**Fig. 1**) med väldokumenterade fibersedimentförekomster (Lindeström, 1983; Lindeström, 1995; Apler et al., 2014; Norrlin et al., 2017; Hållén & Karlsson, 2018) valts ut som studieområden. Ett kriterium för valet av studieområden har också varit att erhålla en geografisk spridning samt att undersöka olika miljötyper (kustområden, större insjöar och mindre insjöar) och olika produktionstekniker (**Tab. 3**). I resultatredovisningen jämförs även uppmätta halter med några så kallade jämförelseområden, vars lägen också framgår av **Figur 1**. Detta är områden där IVL med likartad metodik som i brukens recipienter genomfört undersökningar under 2018 och 2019.



Figur 1. Undersökta recipienter och jämförelseområden.

Tabell 3. Ingående fabriker, produktionstyp, huvudsaklig förorening i sedimenten, recipienttyp och status.

Fabrik	Produktionstyp	Huvudsaklig förorening	Recipienttyp	Status
Obbola pappersbruk	Oblekt sulfatmassa, returfiber massa, papper	PCB, DDT, PAH	Kustområde	Aktiv
Väja pappersbruk	Oblekt sulfatmassa, papper	PAH, PCB	Kustområde	Aktiv
Hallstanäs träsliperi	Slipmassa	Kvicksilver	Kustområde	Nedlagd 1976
Kramfors sulfitfabrik	Oblekt sulfitmassa	Metaller	Kustområde	Nedlagd 1977
Östrands massafabrik	Klor-alkali, Blekt sulfatmassa, CTMP-massa	Kvicksilver Hexaklorbensen	Kustområde	Aktiv
Iggesunds bruk	Blekt sulfit- och sulfatmassa, kartong	Dioxiner, HCB, metaller från kisaska	Kustområde	Aktiv
Norrsundets bruk	Blekt sulfatmassa	Dioxiner, PAH, DDT, PCB	Kustområde	Nedlagd 2008
Grycksbo pappersbruk	Blekt sulfitmassa, papper	Kvicksilver, dioxiner	Liten insjö	Aktiv*
Gruvöns bruk	Blekt sulfatmassa, NSSC-massa, papper och kartong	Kvicksilver**	Stor insjö	Aktiv
Aspa bruk	Blekt, oblekt sulfatmassa	Dioxiner	Stor Insjö	Aktiv

* Sulfitmassafabrik som gav upphov till utsläpp av fibersediment nedlagd 1978, numer endast pappersproduktion med inköpt massa

** huvudsakligt ursprung i utsläpp från intilliggande Slottsbrons sulfitfabrik och Gamla Slottsbrons träsliperi.

Metodik

Fiskinsamling

Abborre insamlades under september månad 2017, 2018 och 2019 i en transekt med ökande avstånd från respektive bruk. Insamling genomfördes med nätfiske (**Fig. 2**). Bottenstående garn med maskstorlek ca 20 mm sattes över natt och ibland även som daglägg, vid typiskt 3 lokaler per fabrik. Referensområdena valdes antingen till "uppströms" om fabriken, alternativt på tillräckligt stort avstånd från respektive bruk för att de inte ska anses påverkade av fabriken utsläpp men i övrigt med likartade miljöförhållanden.

Storleken på fisken som togs om hand för fortsatta analyser var 15–20 cm (**Fig. 3**), vilket är en vanligt förekommande storlek i miljöövervakningssammanhang. Fisken har då normalt nått en ålder av 3–5 år och övergått till att huvudsakligen äta fisk framför bottenlevande djur. Den insamlade fisken frystes in hel och ourtagen och transporterades till IVL:s fisktoxikologiska laboratorium i Stockholm.



Figur 2. Insamling av abborre vid Getgar, ca 7 km söder om Grevvöns bruk. Foto: Joakim Hällén.



Figur 3. Sortering av abborre i längdklasser, i mitten 15–20 cm, till vänster <15 cm, till höger >20 cm. Foto: Magnus Karlsson

Fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga

På laboratoriet tinades fisken och inspekterades visuellt efter yttre tecken på skada varefter den dissekerades och analyserades med avseende på följande variabler:

- morfologiska parametrar (längd, vikt, somatisk vikt, gonadvikt, levervikt)
- kön och könsstadium (könsognadsgrad)
- ålder
- yttre tecken på skada av gälar, lever och njure

Hälsotillståndet har utvärderats via konditionsfaktorn (CF), leversomatiskt index (LSI) och tillväxt, medan fortplantningsförmågan utvärderats via könsognadsgraden och gonadsomatiskt index (GSI).

Konditionsfaktorn (CF) beräknas utifrån fiskens somatiska vikt (totalvikt minus inälvornas vikt) och längd och beskriver fiskens kroppsform. Den beräknas som $100 * (\text{somatisk vikt (g)}) / (\text{längd (cm)})^3$. Ett högt värde tyder på en kraftig muskulatur och/eller fettansättning. Konditionsfaktorn speglar normalt födotillgången, men avvikande värden kan även tyda på någon form av störning i den metaboliska aktiviteten eller dess reglering.

Tillväxt (cm/år) (genomsnittlig tillväxt) beräknas som kvoten mellan längd och ålder. Genom tillbakaräkning på gällock kan även tillväxten för enskilda år kvantifieras. Avvikande värden (snabbare/långsammare tillväxt) kan tyda på påverkan från hormonellt aktiva ämnen alternativt att tillgången på föda och/eller att vattentemperaturen är avvikande.

Leversomatiskt index (LSI) beräknas på basis av fiskens somatiska vikt och dess levervikt och anger lever/kroppsförhållandet, enligt formeln: $LSI = 100 * (\text{levervikt (g)}) / (\text{somatisk vikt (g)})$. I levern upplagras reservnäring i form av lipider (fett) och glykogen, som kan utgöra en relativt stor del av leverns vikt och påverkar därmed LSI-värdet. Avvikande värden (förstorade/förminskade leverar) kan tyda på någon form av påverkan från toxiska ämnen.

Gonadsomatiskt index (GSI) beräknas på basis av fiskens somatiska vikt och gonadvikt och anger gonad/kroppsförhållandet, enligt formeln $GSI = 100 * (\text{gonadvikt (g)}) / (\text{somatisk vikt (g)})$. Ett GSI-värde större än 1 anses betyda att individen kommer att vara mogen för följande leksäsong. Avvikelser i könsognadsgrad kan tyda på påverkan av hormonella ämnen som är potentiellt reproduktionshämmande.

Den statistiska analysen av skillnader i morfologi mellan recipientlokaler och korresponderande referenslokaler har utgjorts av *Analysis of Variance* (ANOVA) eller linjär regression. En signifikansnivå på 5% har använts genomgående. För att de slutsatser som dras utifrån resultatet ska vara trovärdiga bör de bakomliggande antagandena för denna typ av modeller vara uppfyllda. Detta innebär i praktiken att residualerna (observerade värden minus skattade värden) ska vara normalfördelade och ha lika varians. Normalförelningsantagandet har undersökts genom kvantil-kvantil plot (QQ-plot) och variansantagandet undersöktes via plot av residualer mot de av modellen skattade värdena.

Den modell som använts för utvärdering av konditionsfaktorn ser ut som:

$$CF = \mu + Lokal + \varepsilon ,$$

Där ε är feltermen, som antas normalfördelad med väntevärde noll och konstant varians σ^2 . μ är det globala medelvärdet. För LSI och GSI användes kön som kontrollvariabel, då analys av all metadata visade på signifikant skillnad mellan könen avseende LSI och GSI. För konditionsfaktorn noterades ingen signifikant skillnad mellan könen, därav kontrollerar inte ovanstående modell för denna faktor. Modellen för utvärdering av LSI och GSI ser ut som:

$$y = \mu + Lokal + Kön + \varepsilon ,$$

Där y avser antingen LSI eller GSI. Analys av skillnader i GSI har endast gjorts för de individer som var köns mogna.

Tillväxtanalysen har utgått ifrån följande regressionsmodell:

$$\ln(\text{Tillväxt}) = \beta_0 + \beta_1 \text{Lokal} + \beta_2 \ln(\text{Ålder}) + \varepsilon ,$$

Ålder finns med som kontrollvariabel i och med att sambandet mellan tillväxt och ålder är starkt. Den naturliga logaritmen har applicerats för att linjärisera sambandet, som var exponentiellt avtagande.

När ett resultat varit signifikant har ett s.k. *post-hoc test* genomförts för att ta reda på mellan vilka lokaler den signifikanta skillnaden föreligger. Här har *Dunnett's-test* använts (Montgomery, 2013). Det jämför varje recipient- och fjärrlokal mot referensen, men inte recipient och fjärr sinsemellan.

Skillnader i andelen köns mogna individer har testats med ett χ^2 -test av andelar, ett s.k. *test of proportions*. För att testresultatet ska vara trovärdigt bör inte antalet köns mogna individer vara lågt, men inte heller antalet icke-köns mogna bör vara lågt. En tumregel som används i denna rapport är att ett stickprov skall innehålla minst 5 "lyckade" utfall och 5 "misslyckade" utfall. För dessa data innebär det att testets resultat är att anse som trovärdigt för de lokaler där det insamlats åtminstone 5 köns mogna individer och 5 icke-köns mogna. Post-hoc analysen för köns mognadsgrad var *Holms's metod* (Holm, 1979) (*Dunnett's-test* finns inte implementerat i mjukvaran för test av andelar).

Förutom om statistisk signifikans föreligger så har skillnader mellan lokaler jämförts mot vad som kallas *kritisk effektstorlek* (CES). Användandet av CES, har utvecklats i Kanada (Lowell et al., 2003) och grundar sig på att alla signifikanta skillnader inte nödvändigtvis är att anse som allvarliga, eller att de kan vara en konsekvens av skillnader i någon naturlig faktor som inte med enkelhet kunnat inkluderas i den statistiska analysen, exempelvis födotillgång. Enkelt uttryckt så bidrar CES till att identifiera områden där ytterligare information och uppföljning kan vara nödvändig för att öka kunskapen om orsaker till de observerade skillnaderna. Själva effektstorlekarna är angivna som en procentuell skillnad jämfört mot medelvärdet i referensen. För LSI och GSI är CES $\pm 25\%$, och $\pm 10\%$ för CF. För tillväxt och andel köns mogna individer finns inte CES framtagna.

Huvuddragen i hur de statistiska beräkningarna genomförts i mjukvaran (R-studio) redovisas i **Bilaga I**.

Kemisk analys

Efter bestämning av de morfometriska måtten preparerades muskel- och leverprov fram och bereddes till homogenat i olika burkar representerande olika kategorier av analyser. Från varje område bereddes tre samlingsprov. Samlingsproverna utgjordes i sin tur av muskelkött och levervävnad från i genomsnitt 6–7 abborrindivider. Proverna frystes in och transporterades till IVL:s laboratorium i Göteborg samt ALS laboratorium i Danderyd.

Kemisk analys av halter av följande ämnen utfördes:

- fetthalt i muskelvävnad.
- kvicksilver (Hg) i muskelvävnad.
- andra spårämnesmetaller (arsenik (As), kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) i levervävnad.
- hexaklorbensen (HCB), polyklorerade bifenyler (PCB), diklordifenyltrikloretan (DDT) och dess persistenta metaboliter (DDD, DDE) i muskelvävnad.
- klorerade dioxiner och furaner (PCDD/Fs) och dioxinlika PCB:er (dl-PCB) i muskelvävnad (på externt ackrediterat laboratorium ALS, Prag, Tjeckien).

De klororganiska ämnen som undersökts är lipofila, d.v.s. de har affinitet till fett och de halter man uppmäter i fisk beror delvis på fiskens fetthalt. För att öka jämförbarheten med andra studier och möjliggöra utvärdering av resultaten i förhållande till miljökvalitetsnormer (HaV, 2016) har de faktiskt uppmätta halterna normaliserats till 5 % fetthalt, d.v.s. om fetthalten i den undersökta fisken är 1 % så har uppmätta halter multiplicerats med en faktor 5.

För kvicksilver finns även väl belagda samband mellan fiskens storlek och halten i dess muskelvävnad. Generellt gäller att äldre fisk har högre kvicksilverhalter till följd av så kallad bioackumulation, dvs fisken ackumulerar över tid ett ämne mer än den utsöndrar. Rovfisk som gädda och abborre växer i princip under hela sin livstid, varför deras vikt är ett indirekt mått på ålder. För att öka jämförbarheten mellan fisk från olika områden (som kan vara av olika vikt) och för att få en uppfattning om vad halten i fisk av vanligt förekommande konsumtionsstorlek skulle vara, normeras därför den uppmätta halten. För abborre normeras halten till fisk av 3 hektos storlek, vilket innebär att den uppmätta kvicksilverhalten räknas upp om fisken väger mindre än tre hekto och räknas ned om fisken väger mer än tre hekto. Motsvarande storleksnormering av gädda brukar göra till en-kilos storlek. De ekvationer som i denna rapport använts för normering är empiriskt framtagna av (Meili et al., 2004).

Resultat

I det följande redovisas resultaten från undersökningarna i form av en samlad syntes. För sammanställning från respektive bruks recipient hänvisas till **Bilaga A-H**.

Halter av miljöfarliga ämnen

Metaller

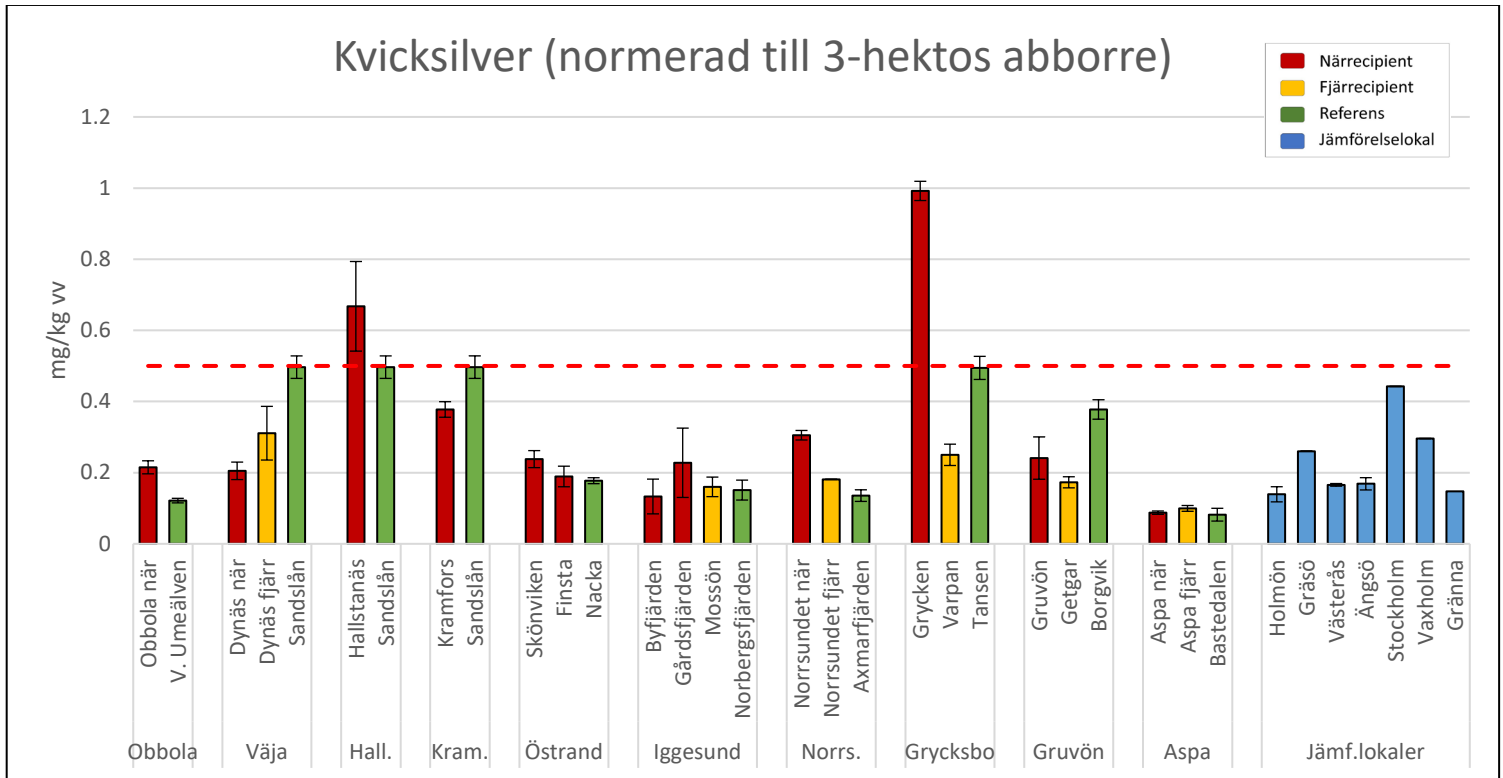
Allmänt

Vad gäller metaller är det viktigt att ha i åtanke att biotillgängligheten och upptaget i fisk i hög grad påverkas av omgivningsfaktorer som vattnets hårdhet, syrekoncentration, alkalinitet, pH, salthalt, förekomst av organiskt material, näringsrikedom samt redoxpotential och organisk halt i sedimenten m.m. Det går därför inte att okritiskt jämföra resultat mellan olika områden. Generellt är biotillgängligheten av metaller högre i inlandsvatten jämfört med bräckt Östersjövatten.

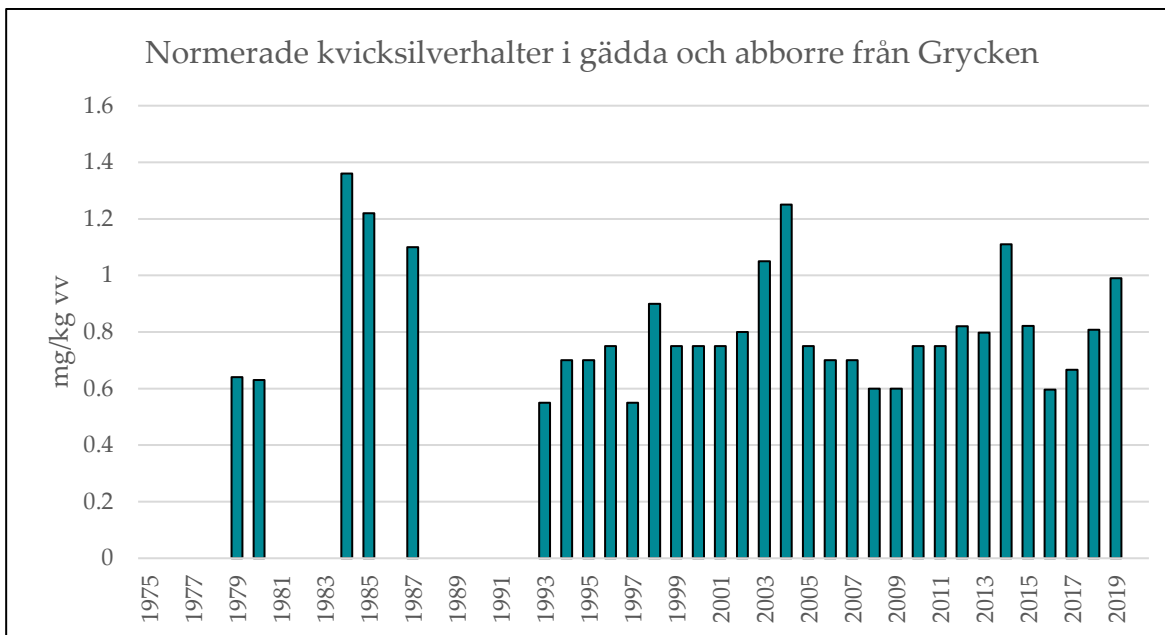
Kvicksilver

I **Figur 4** redovisas kvicksilverhalter i muskel normerade till tre-hektos storlek i abborre från samtliga undersökta lokaler. Det kan konstateras att det i flertalet recipienter förelåg en något högre kvicksilverhalt på 0,2 – 0,25 mg/kg vv jämfört med referensområdena och de jämförelseområden som kan betraktas som bakgrundlokaler där halten typiskt låg mellan 0,15–0,2 mg/kg vv. Kvicksilverhalter på uppemot 0,25 mg/kg vv är likväl att närmast betrakta som bakgrundshalter (NV, 1999b). Vid recipienterna till Grycksbo pappersbruk och Hallstanäs träsliperi var kvicksilverhalterna tydligt förhöjda, vilket indikerar att kvicksilverförekomsten med ursprung i fibersediment i dessa områden leder till ett signifikant bioupptag. De förhöjda kvicksilverhalterna i fisk från bägge dessa områden är väldokumenterad och har framförallt utanför Grycksbo följts under många år (**Fig. 5**). Även utanför Hallstanäs finns vissa historiska data som indikerar en avklingning över tid (**Fig. 6**). Kvicksilverhalten i Grycken visar däremot inga tecken på att minska över tid, vilket annars varit det vanliga förloppet i andra kvicksilverförorenade områden som Sundsvallsbukten (**Fig. 7**), Gävlebukten (**Fig. 8**) och Kattfjorden i norra Vänern (**Fig. 9**).

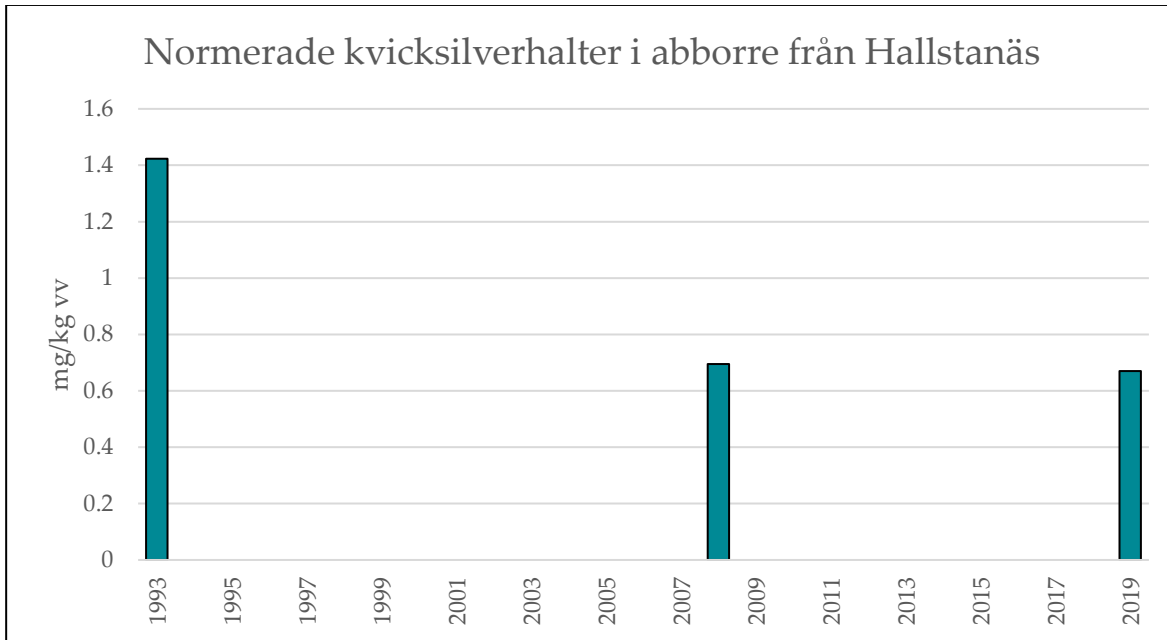
I några av recipienterna (Väja, Kramfors och Gruvön) var halterna högre i referensområdena jämfört med närrecipienterna till fabrikerna. En möjlig förklaring är att dessa områden ligger i älvmyrningar där tillförseln av humöst kol kan vara betydande. Det är väl belagt att kvicksilverhalten i fisk naturligt kan vara hög i humösa skogssjöar (NV, 1999b). Det skulle också kunna vara en förklaring till varför kvicksilverhalten var relativt hög i referenssjön till Grycksbo, Tansen, en typisk näringsfattig, sur och humös skogssjö. Sammantaget är det viktigt att ha åtanke vid jämförelse av kvicksilverhalter mellan områden att det utöver historisk belastning finns naturliga omgivningsfaktorer som påverkar kvicksilverhalter i fisk (Håkanson, 2000).



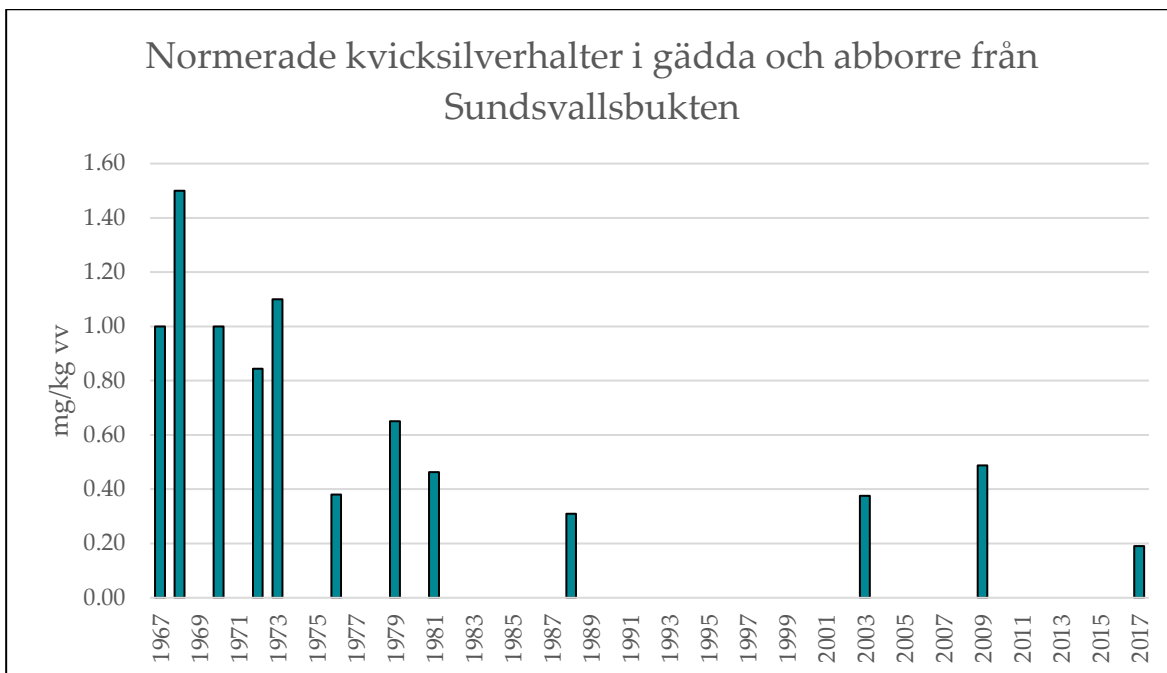
Figur 4. Medianhalter av kvicksilver i muskelvävnad. Felstaplar visar standardfel (SE). Röd streckad linje indikerar EU:s saluföringsgränsvärde (0,5 mg/kg vv).



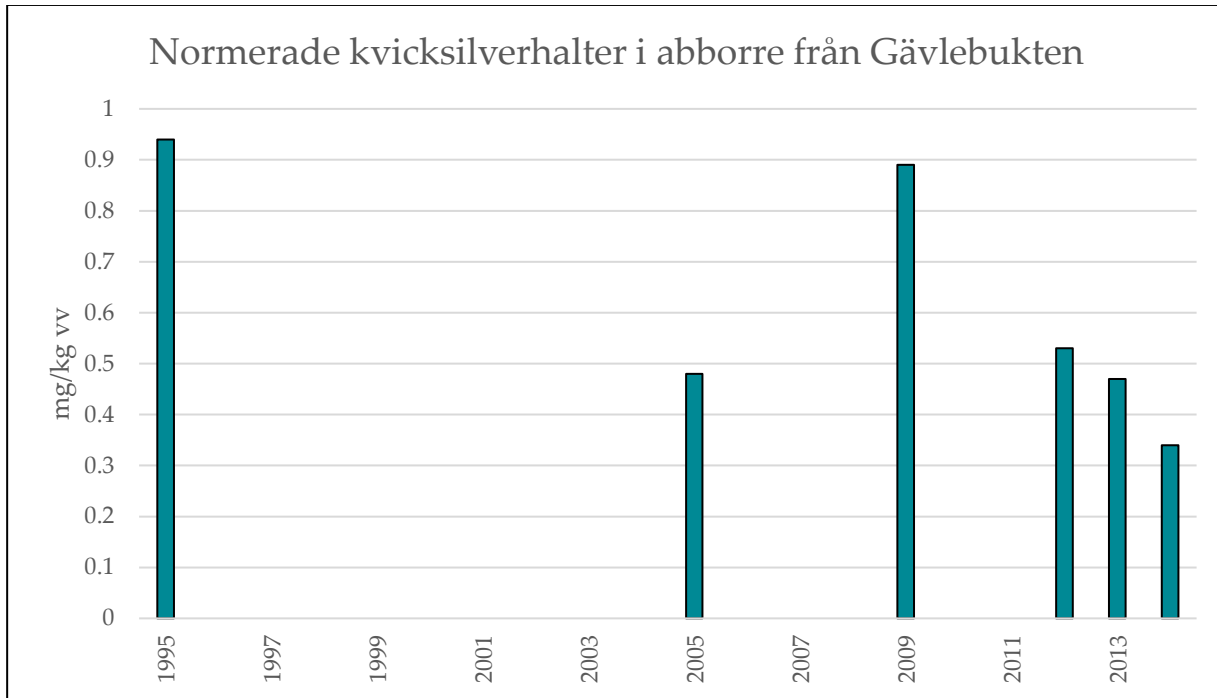
Figur 5. Tidsserie kvicksilverhalter i fisk från Grycken utanför Grycksbo pappersbruk. Historiska data från Dalälvens vattenvårdsförening.



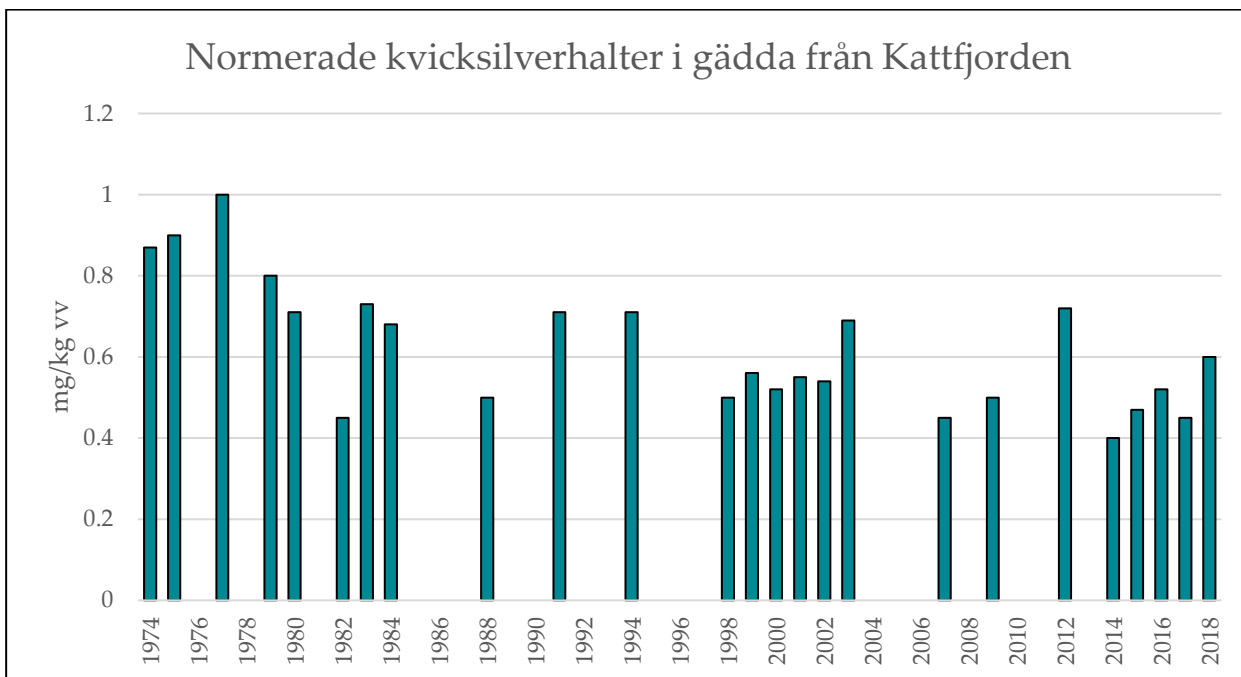
Figur 6. Tidsserie kvicksilverhalter i fisk från nedre Ångermanälven utanför Hallstanäs träsliperi. Historiska data från Heinemo, 2001; Karin Jönsson, Lst Västernorrland, pers. komm och föreliggande undersökning.



Figur 7. Tidsserie kvicksilverhalter i fisk från Sundsvallsbukten. Från Hällén & Karlsson, 2019.



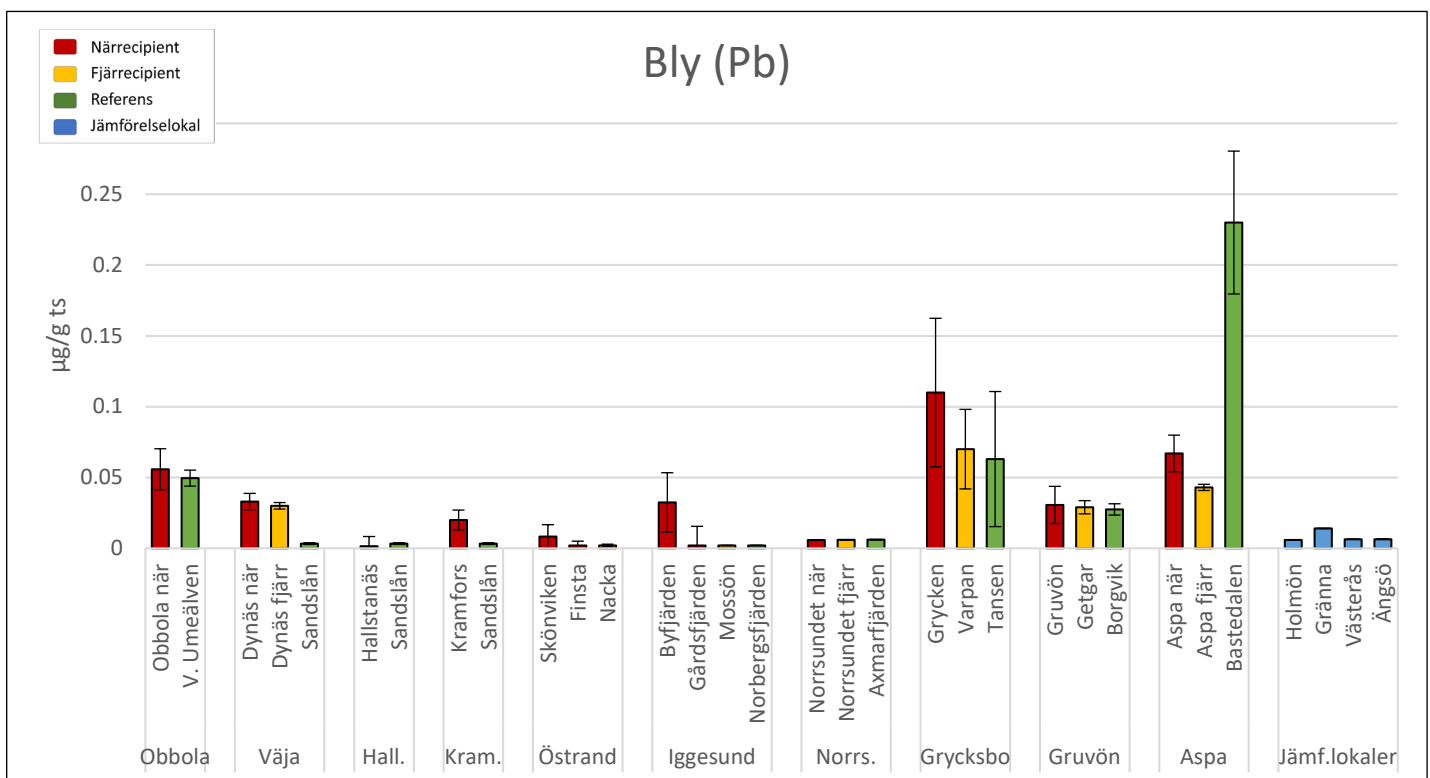
Figur 8. Tidsserie kvicksilverhalter i fisk från Korsnäsverken. Från Sandström et al., 2016.



Figur 9. Tidsserie Kattfjorden utanför klor-alkalifabrik vid Skoghallsverken. Från Sandström et al., 2016.

Bly

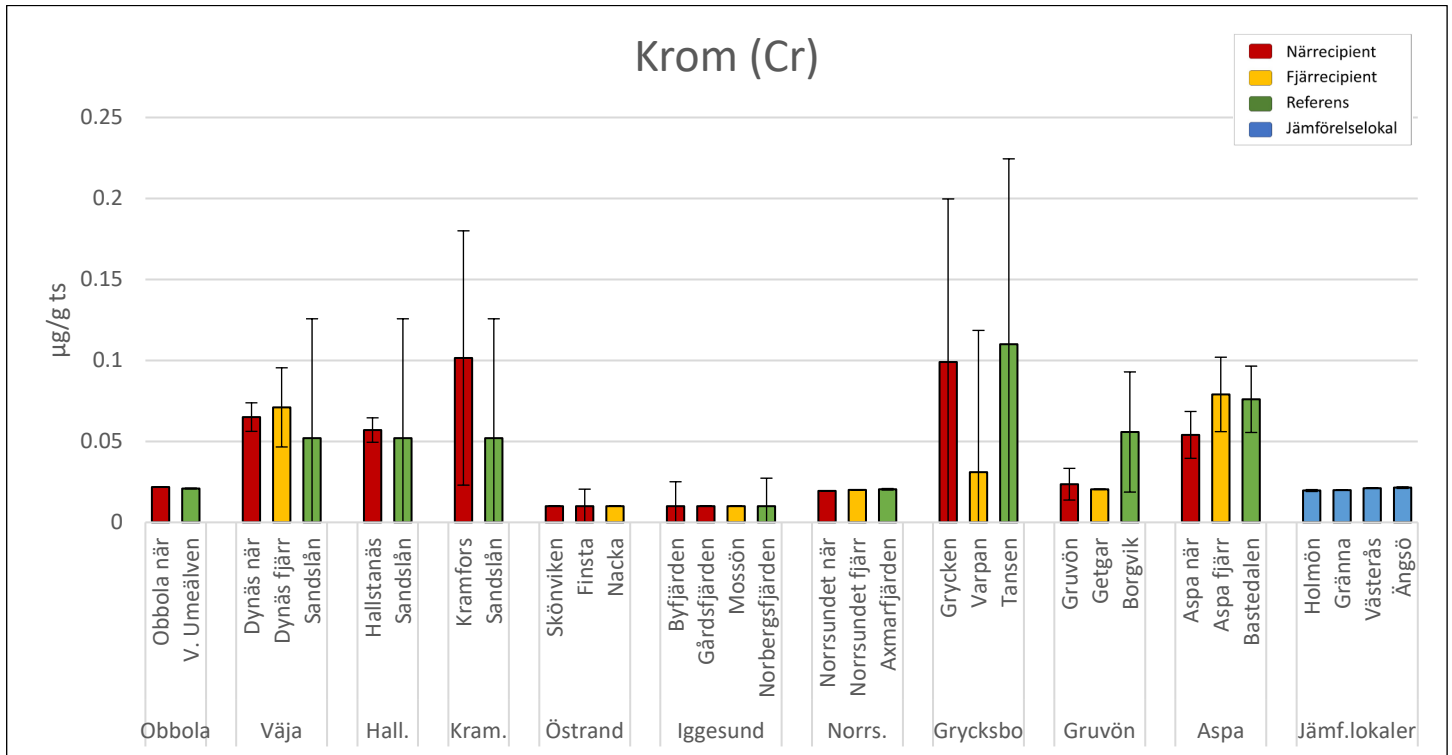
Uppmätta blyhalter i lever framgår av **Figur 10**. Det mest framträdande är de höga blyhalterna i referensområdet till Aspa bruk. De höga halterna har sin förklaring i att gruvbrytning av bly och zink pågått sedan 1700-talet vid Zinkgruvan, vars primärrecipient Kärrafjärden ligger strax norr om Bastedalen (Karlsson & Palm Cousins, 2017). De förhållandevis höga halterna i Grycksborecipienten kan sannolikt också kopplas till historisk gruvverksamhet, i detta fall vid Falu gruva med omnejd. Även i Obbolarecipienten förefaller det som att en blymineralisering i Umeälvens tillrinningsområde leder till upptag i fisken i bägge tarmarna av Umeälvens delta. I Väja-, Kramfors- och Iggesundrecipienten var blyhalterna i primärrecipienterna förhöjda jämfört mot referensområdena även om halterna i sig är låga. Ett annat mönster som framträder i figuren är att halterna i de tre sötvattenrecipienterna Grycksbo, Gruvön och Aspa ligger högre jämfört mot kustrecipienterna. Även vad gäller bly så finns omgivningsfaktorer som påverkar dess biotillgänglighet (HaV, 2016).



Figur 10. Medianhalter av bly i levervävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Felstaplar visar standardfel (SE).

Krom

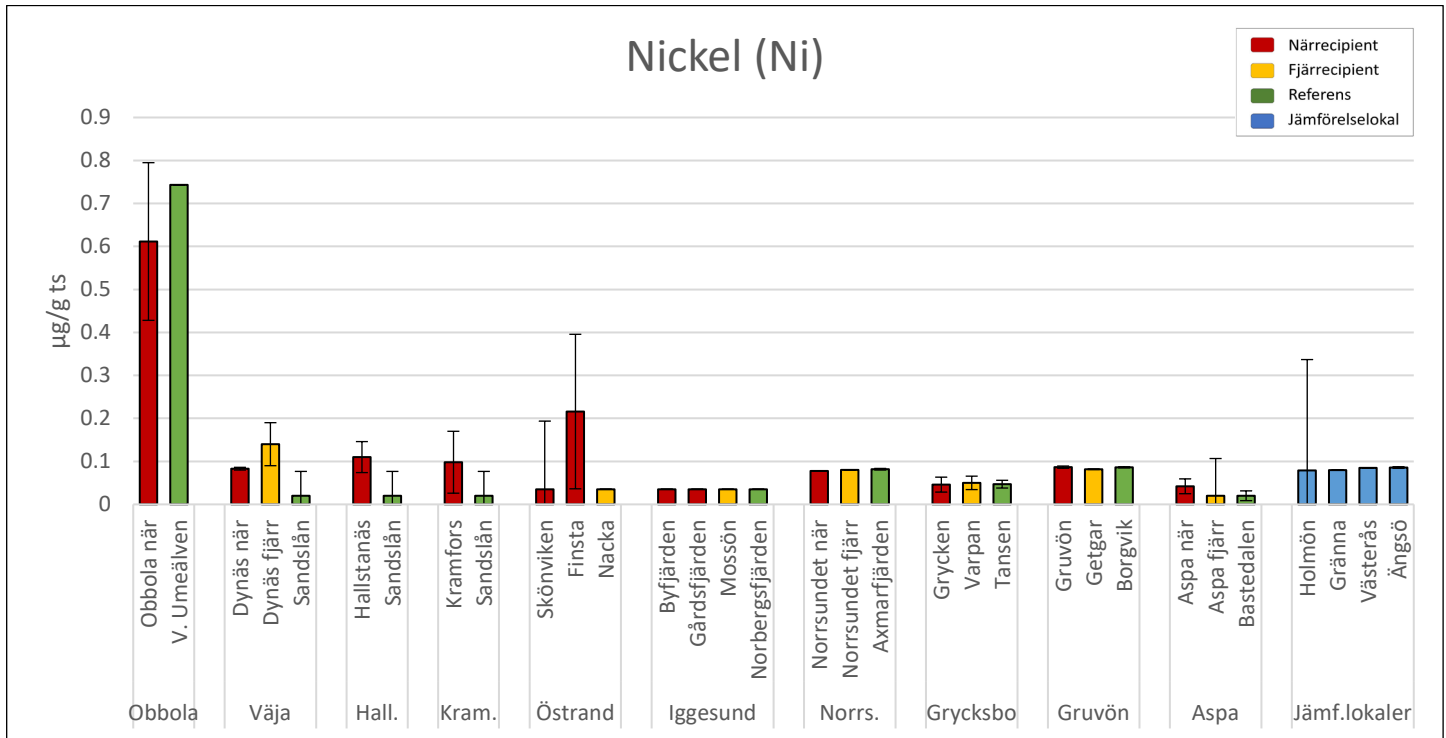
Uppmätta kromhalter i lever framgår av **Figur 11**. En generell haltförhöjning synes föreligga i nedre Ångermanälven (recipienten till Väja), Hallstanäs och Kramfors. Generellt gäller i likhet med bly att kromhalterna var högre i insjörecipienterna jämfört med övriga kustrecipienter utöver nedre Ångermanälven. De förhöjda kromhalterna i Grycksborecipienten har sannolikt sitt ursprung i textilframställning i vid en uppströms belägen fabrik i Sågmyra.



Figur 11. Medianhalter av krom i levervävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Felstaplar visar standardfel (SE).

Nickel

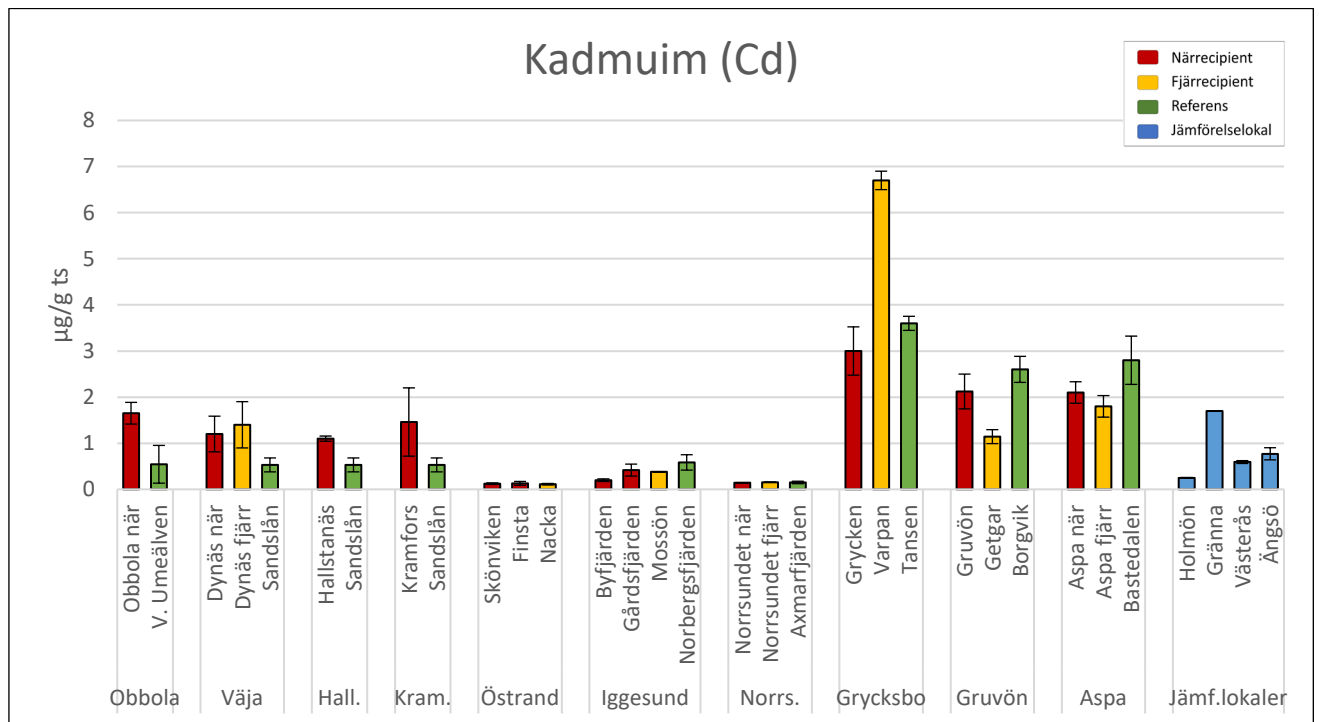
Uppmätta nickelhalter i lever framgår av **Figur 12**. Det mest iögonfallande är de jämförelsevis höga halterna i fisk från Umeälven. En rimlig tolkning är att de nickelmineraliseringar som finns i Västerbotten och bland annat avtecknat sig i gruvbrytning av nickel även avspeglar sig i Umeälvsdeltat. I övrigt förelåg små icke signifikanta skillnader mellan områdena.



Figur 12. Medianhalter av nickel i levervävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Felstaplar visar standardfel (SE).

Kadmium

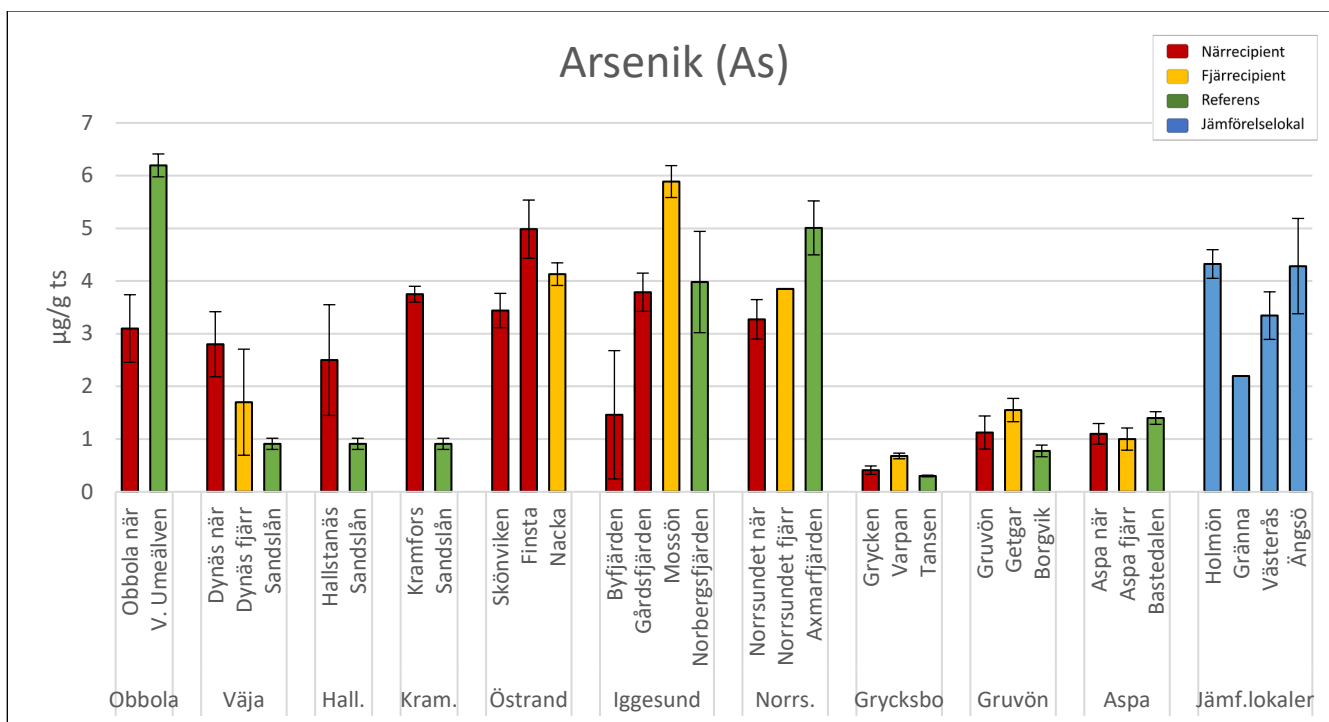
Uppmätta kadmiumhalter framgår av **Figur 13**. Kadmiumhalterna var generellt högre i inlandsrecipienterna. Kadmium är ytterligare ett exempel på en metall där biotillgängligheten är lägre i saltvatten (WHO, 1992) Den högsta kadmiumhalten uppmättes i Varpan i Grycksbosystemet, vilket sannolikt förklaras av den historiska gruvverksamheten i Faluregionen (Lindeström, 2005). Förhållandevis låga men signifikant högre kadmiumhalter i närrecipienterna jämfört med referenserna förelåg vid Obbola, Hallstanäs och Kramfors.



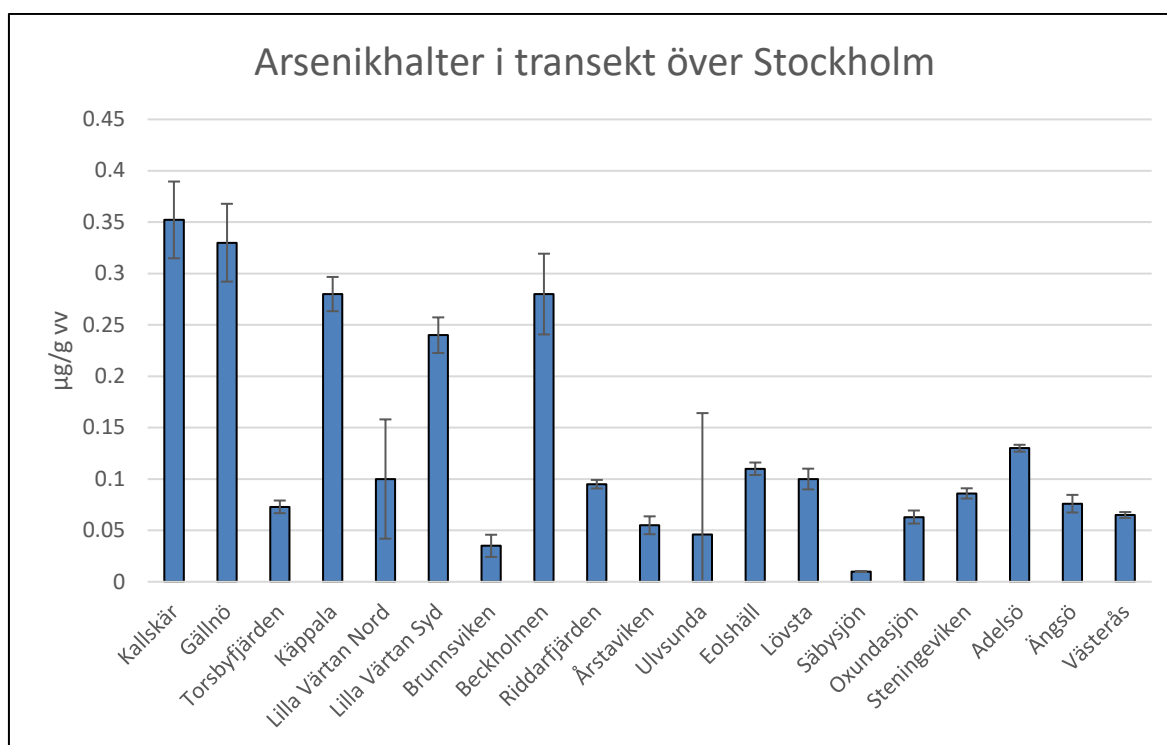
Figur 13. Medianhalter av kadmium i levervävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Felstaplar visar standardfel (SE).

Arsenik

Uppmätta arsenikhalter framgår av **Figur 14**. För arsenik förelåg det omvända förhållandet jämfört med flertalet övriga metaller. Halterna var högre i undersökta kustområden jämfört med sötvattenrecipienterna, ett förhållande som tidigare också påvisats vid fiskundersökningar i en transekt från Stockholms ytterskärgård över staden och vidare in i Mälaren (**Fig. 15**). Ur **Figur 14** kan likaledes utläsas att det är exponeringen för havsvatten som är en viktig faktor bakom variationerna mellan recipientlokalerna. Det är likaledes väl känt att de föreligger en nord-sydlig gradient vad gäller arsenikhalter i Östersjön med de högsta halterna i Bottenviken, ett fenomen som delvis kan kopplas till historisk tillförsel av arsenik från metallsmältverket i Skelleftehamn (Borg & Jonsson, 1996) och delvis förklaras av förekomsten och rörligheten av arsenik i berggrunden och jordlagren i Norrbottens och Västerbottens kustland. Arsenikhalterna var signifikant högre i närrecipienterna till Väja, Hallstanäs och Kramfors jämfört med referensområdet Sandslån. Sandslån ligger omedelbart nedströms egentliga Ångermanälvens mynning i kustområdet nedre Ångermanälven. Vattnet där är således mer utsötat och mindre influerat av brackvatten jämfört med recipientlokalerna, vilket kan ha viss betydelse för arsenikhalterna i fisken analogt med vad som ovan diskuterats för andra metaller.



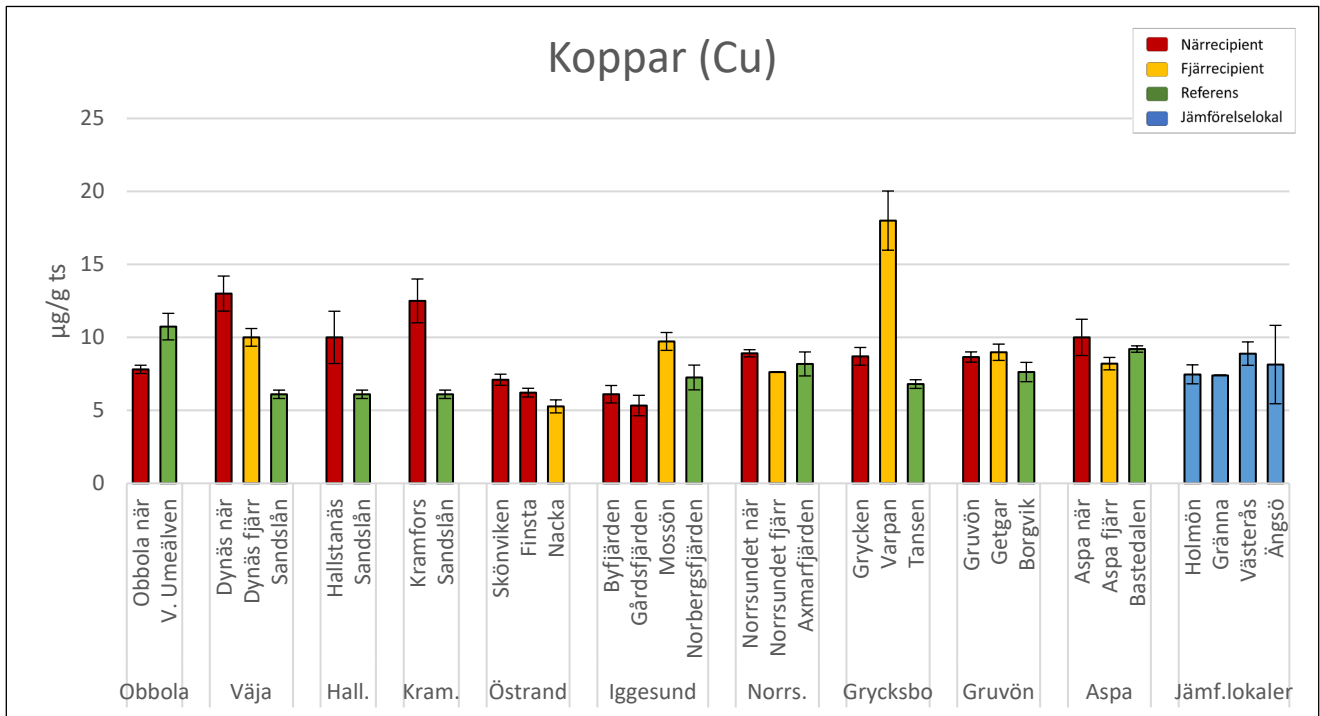
Figur 14. Medianhalter av arsenik i levervävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Felstaplar visar standardfel (SE).



Figur 15. Medianhalter av arsenik i muskelvävnad från abborre i en transekt från Stockholms ytterstergård (Kallskär) över staden och vidare mot västra Mälaren (Västerås). Felstaplar visar standardfel (SE). Från Karlsson & Viktor, 2014a.

Koppar

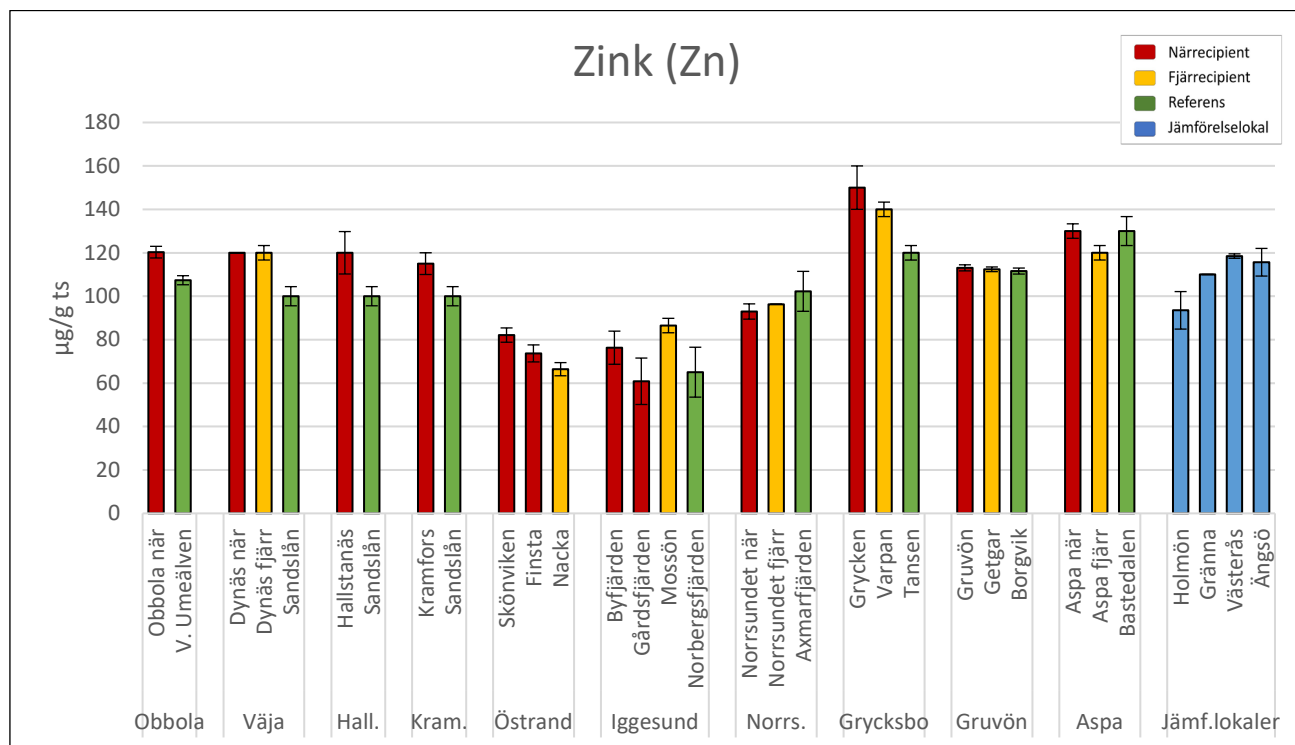
Uppmätta kopparhalter framgår av **Figur 16**. Här noteras till skillnad från övriga metaller ingen större skillnad mellan insjö- och kustområden. Undantag utgör den kraftigt kopparbelastade Varpan. Förklaringen till de små skillnaderna ligger i att koppar är ett essentiellt (livsnödvärdigt) spårämne för fisk och andra högre organismer. Härigenom har organismen en större förmåga att själv reglera upptaget och omsättningen av koppar i kroppen. Högre kopparhalter i recipienten jämfört med referensområdet noterades emellertid vid Väja, Hallstanäs och Kramfors. Det kan som tidigare påtalats inte uteslutas att Sandslån inte uppfyller alla kriterier för ett fullgott referensområde, dvs att miljöförhållandena här inte är helt jämförbara med recipienternas.



Figur 16. Medianhalter av koppar i levervävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Felstaplar visar standardfel (SE).

Zink

Uppmätta zinkhalter framgår av **Figur 17**. Det kan i likhet med koppar noteras förhållandevis små skillnader mellan de undersökta områdena. Förklaringen är densamma. Zink är en essentiell metall som fisken kan reglera upptaget av. Ett tydligt exempel utgör referensområdet till Aspa bruk, Bastedalen, där påverkan i vatten och sediment från verksamheten vid Zinkgruvan är betydande.



Figur 17. Medianhalter av zink i levervävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Felstaplar visar standardfel (SE).

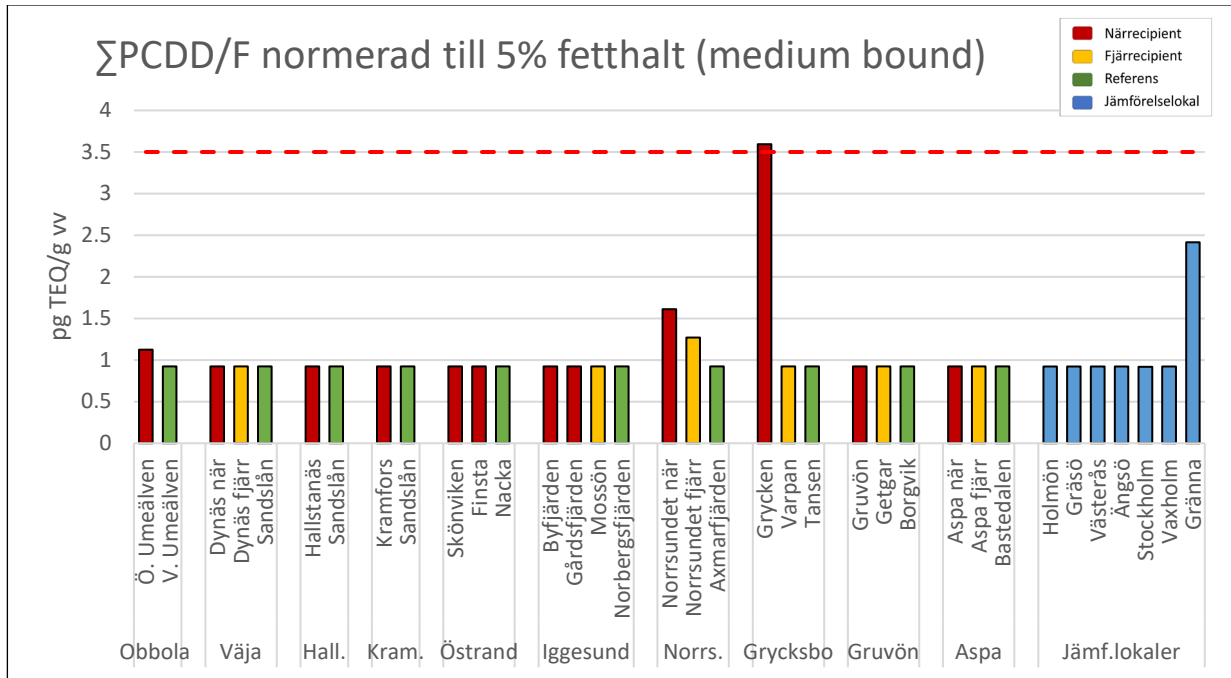
Klororganiska ämnen

Allmänt

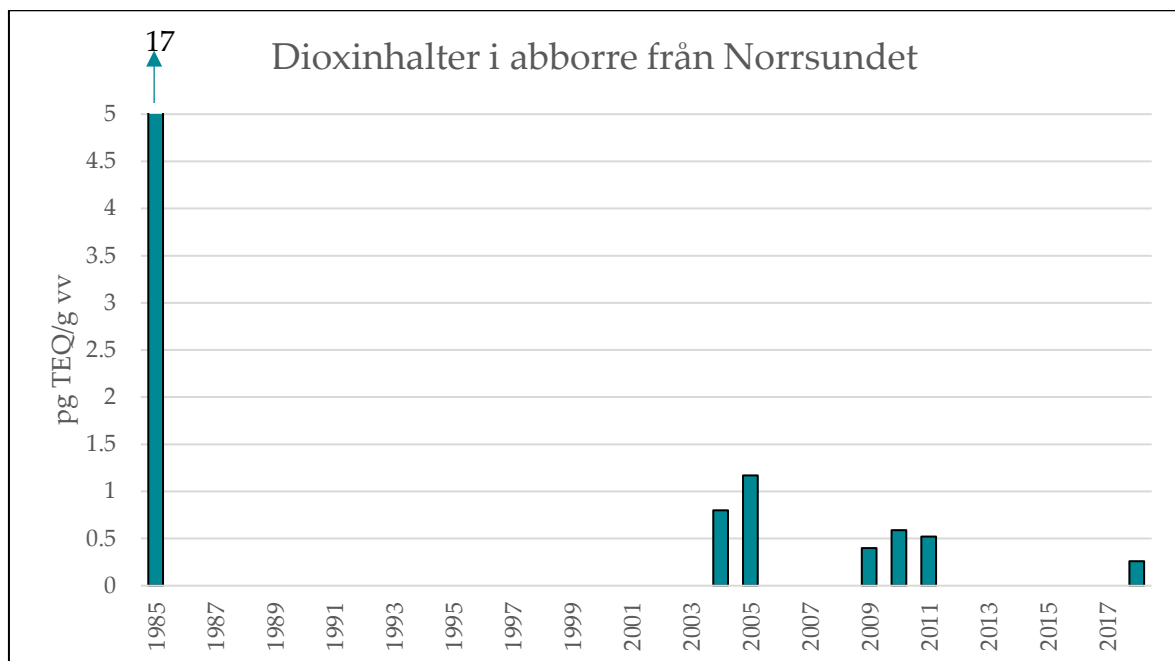
Flertalet klororganiska ämnen är lipofila, dvs de har affinitet till fett och binder till och ackumuleras i fettrika vävnader. En organisms fetthalt är därför avgörande för vilken halt av klororganiska ämnen som kommer att uppmätas. Inom den svenska vattenförvaltningen har man bestämt sig för att normera halter av lipofila ämnen till 5 % fetthalt, dvs om fetthalten i den analyserade matrisen är 1 % multipliceras uppmätta halter av klororganiska ämnen med en faktor fem och vice versa - om fetthalten i den analyserade vävnaden är 10 % dividerar man uppmätta halter med en faktor två. På så sätt har man skapat ett system som möjliggör jämförelser mellan exempelvis feta fiskarter som lax och strömming med fetthalter uppemot 10 % och magra fiskarter som gädda och abborre med fetthalter runt 0,5 %. Abborre är en mager fiskart där fetthalten kan variera mellan 0,1 och 1 %. Så pass låga fetthalter är svåra att analytiskt kvantifiera samtidigt som det får en avgörande betydelse för den normerade halten av det klororganiska ämnet om fetthalten är t.ex. 0,2 eller 0,4 % (en faktor två). Vi har därför valt att vid normeringar istället för den individuella halten i det enskilda provet använda oss av ett typiskt värde för abborres fetthalt, 0,8 %, baserat på medelvärdet av närmare 100 fetthaltsbestämningar i abborre utförda vid IVL under perioden 2017-2020.

Dioxiner och furaner (PCDD/Fs)

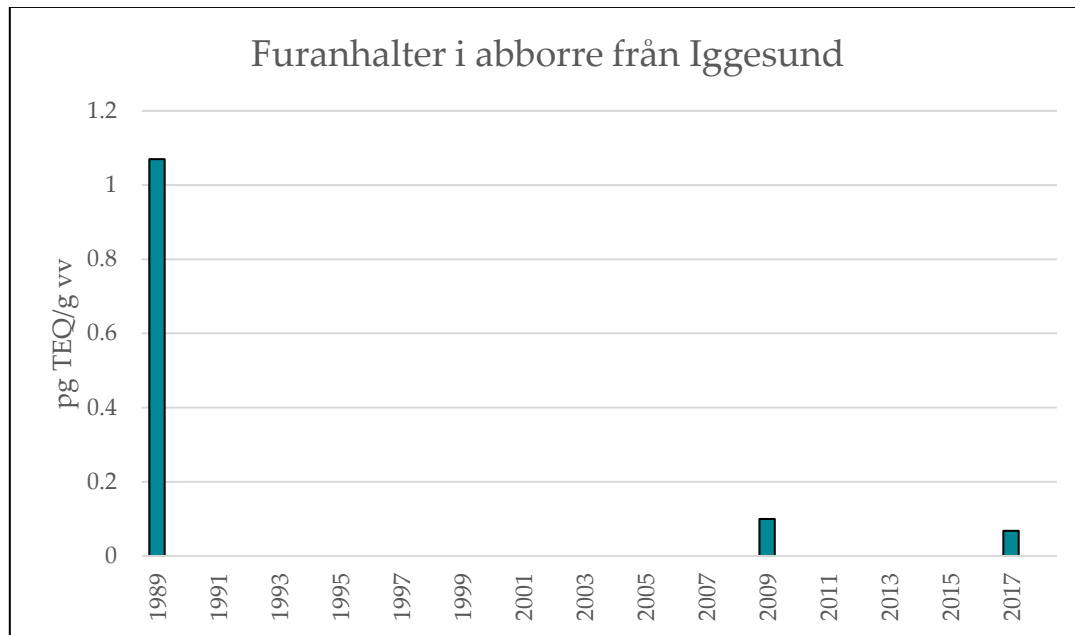
Uppmätta PCDD/F-halter framgår av **Figur 18**. Halterna var generellt låga och jämnt detekterbara. Därför utgår redovisningen i figuren från det så kallade "medium bound-värdet" vilket innebär att i de fall enskilda kongener legat under analysmetodens detektionsgräns (LOD) har de satts till halva värdet av detektionsgränsen. Det kan konstateras att med undantag för närrecipienten till Grycksbo pappersbruk och Norrsundets bruk var inte dioxinhalterna i något fall förhöjda gentemot referensområdena eller jämförelselokalerna. I några fall finns även tidsserier (**Fig. 19-21**) från recipienter som visar hur dioxinhalterna successivt klingat av. Den vederhäftigaste tidsserien vad gäller dioxinhalter i stationär fisk är den från Norrsundet (**Fig. 19**). 1985 pågick alltjämt blekning med elementärt klor och dioxinutsläppen var signifikanta och halterna fisken likaså. 1994 övergavs klorblekningen och 2008 lades fabriken ned. Dioxinhalterna i abborre från primärrecipienten har över tid minskat markant och låg vid den senaste mätningen 2018 strax över bakgrundskoncentration. Även i övriga recipienter där det finns tidsserier (Iggesund, Grycksbo, Norrsundet) noteras avtagande dioxinhalter över tid (**Fig. 20-22**). I **Figur 23** görs parvisa jämförelser mellan undersökningar av dioxinhalter i några av studieområdena utförda dels under 2005 (Mats Olsson, Naturhistoriska riksmuseet, opubl. data), dels inom ramen för föreliggande studie. I samtliga fall noteras att dioxinhalterna har minskat under det dryga decennium som passerat mellan provtagningstillfällena.



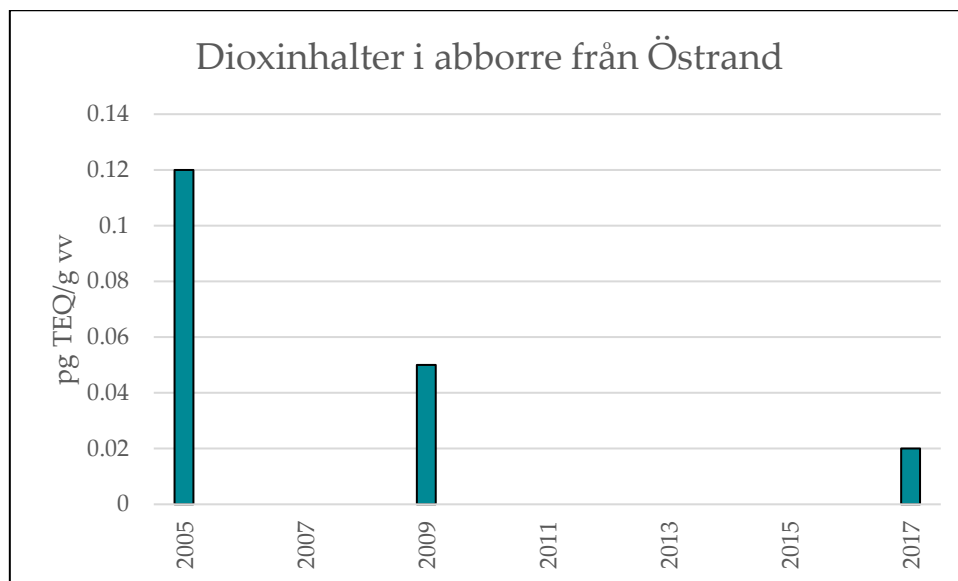
Figur 18. PCDD/F-halter i muskeltvävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Enbart ett samlingsprov från respektive område har analyserats. Röd streckad linje markerar gränsvärdet för saluföring inom EU (3,5 pg/g vv).



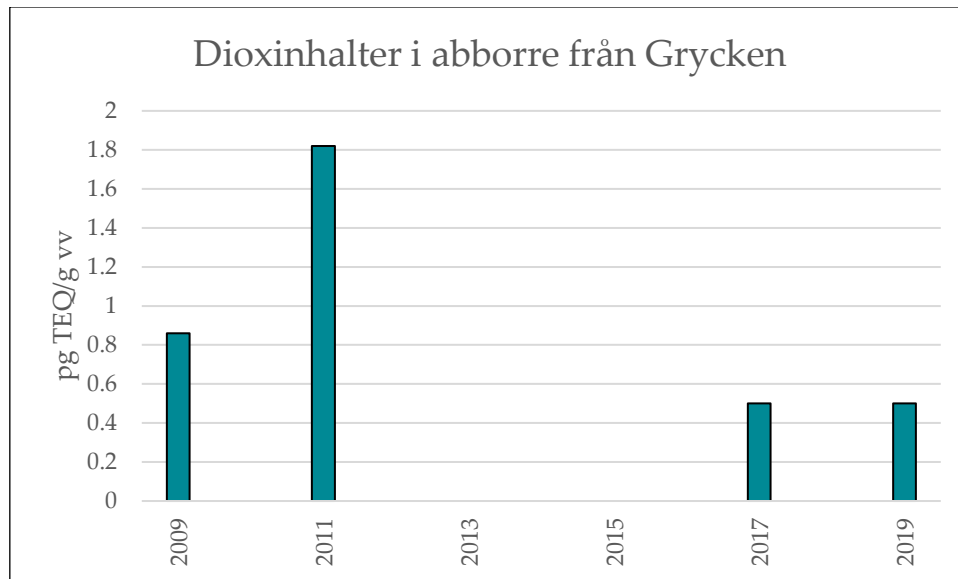
Figur 19. Tidsserie (1985-2018) avseende PCDD/F-halter i abborrmuskel från Norrsundetrecipienten. Det uppmätta värdet från 1985 uppgick till 17 pg TEQ/g vv! Data från Södergren, 1989; Olsson et al.; 2005; Mats Olsson, opubl. Data; Malmaeus et al., 2012 och föreliggande studie.



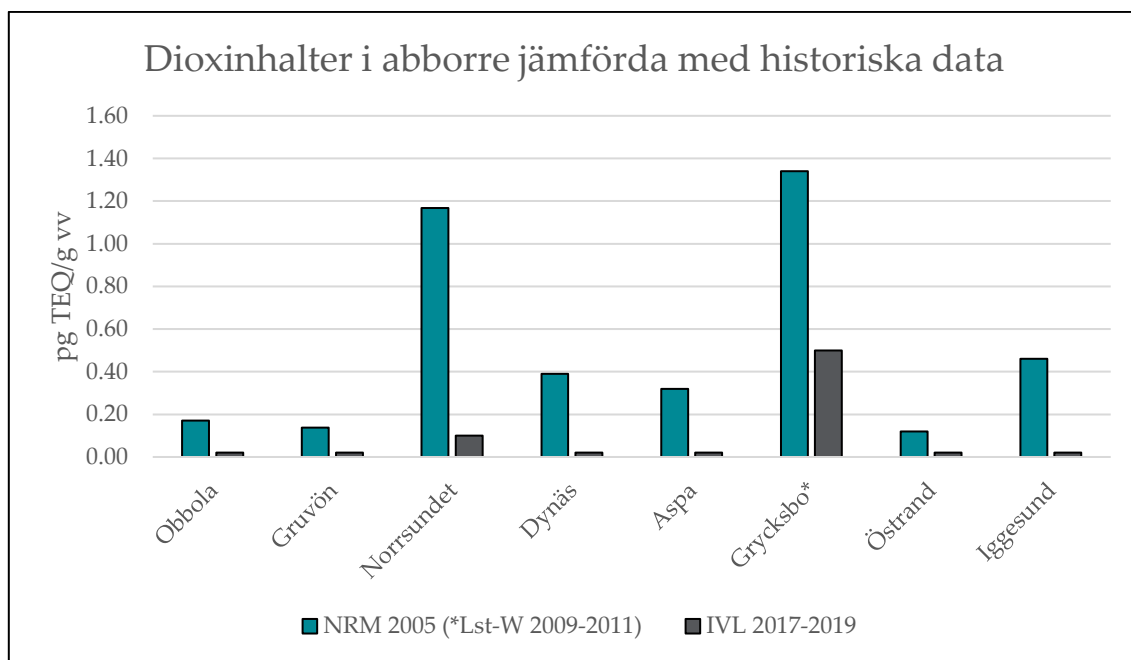
Figur 20. Tidsserie (1989–2017) avseende PCDF-halter i abborrmuskel från Iggesundrecipienten. Data från Lundgren et al., 1991; Mats Olsson, opubl. data; Malmaeus et al; 2012 och föreliggande studie



Figur 21. Tidsserie (2005–2017) avseende PCDD/F-halter i abborrmuskel från Östrandsrecipienten. Data från Mats Olsson, opubl. data; Malmaeus et al., 2012 och föreliggande undersökning.



Figur 22. Tidsserie (2009–2019) avseende PCDD/F-halter i abborrmuskel från Grycksborecipienten. Data från Lst, 2016; CBM/GVT, 2018 och föreliggande studie .

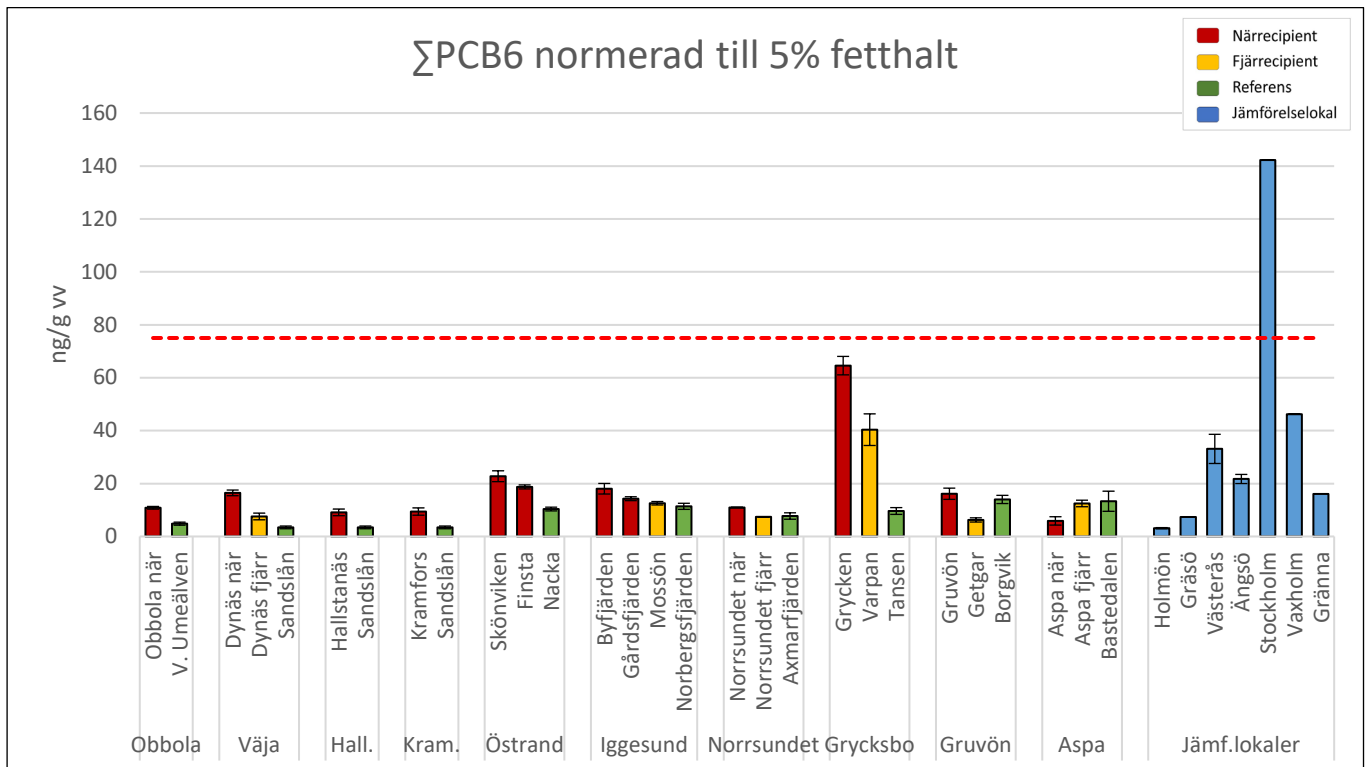


Figur 23. Jämförelse PCDD/F-halter i abborrmuskel från studieområdena 2005 respektive 2017–2019. Data från Mats Olsson, opubl. data; Lst. 2016 och föreliggande studie.

PCB

Indikatorkongener

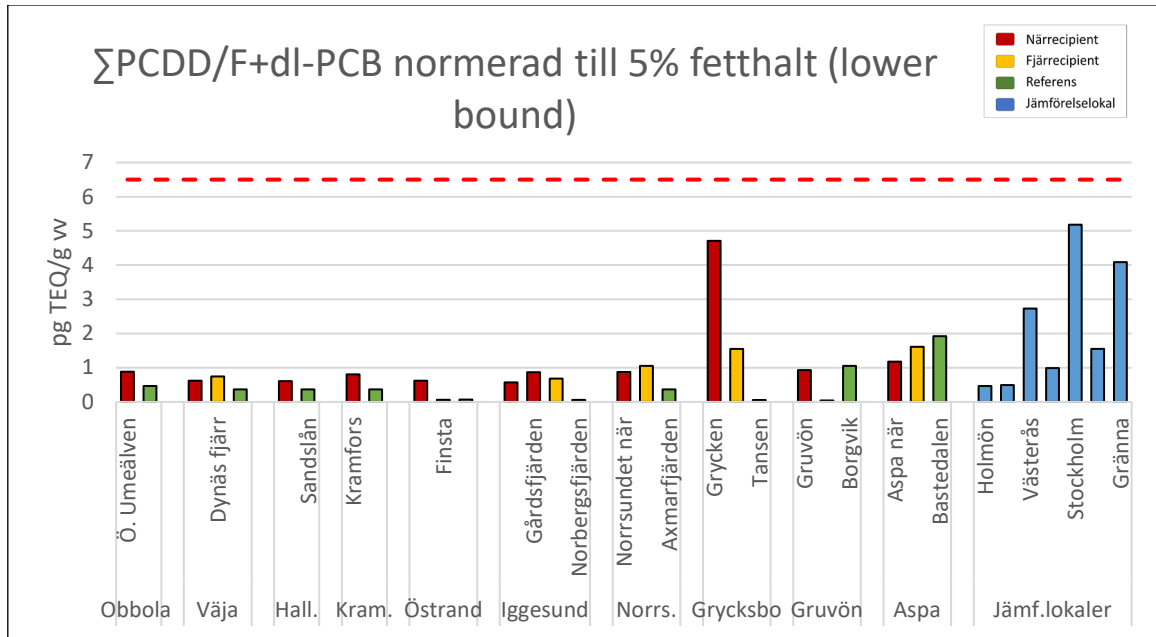
Uppmätta Σ PCB₆-halter framgår av **Figur 24**. Generellt var PCB-halterna något högre i närrecipienterna jämfört med referensområdena. Skillnaderna var dock numeriskt små och i absoluta mått var inte halterna anmärkningsvärt höga jämfört mot jämförelseområdena. I Grycken noteras signifikant förhöjda halter.



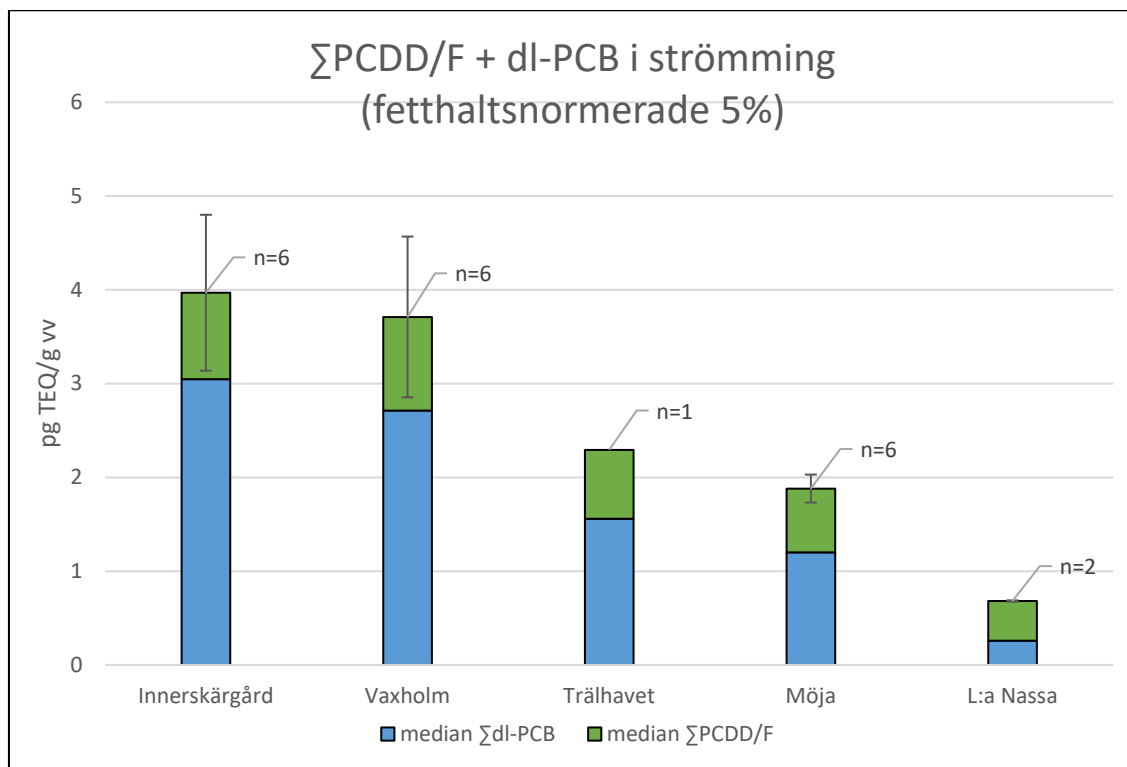
Figur 24. Σ PCB₆-halter i muskelvävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Den röd streckade linjen indikerar bedömningsgrunden för ekologisk status (75 ng/g vv).

Dioxinlika kongener

Uppmätta summahalter av PCDD/Fs och dl-PCB:s framgår av **Figur 25**. Mönstret följer i stora drag vad som visats för enbart PCDD/Fs (**Fig. 18**), dvs det är enbart i närrecipienten till Grycksbo som halterna är förhöjda. Summahalterna i abborre från Grycken är jämförbara med vad som uppmätts i abborre från Stockholms ström utanför Djurgården. Halterna är emellertid väsentligt lägre i nedströms liggande Varpan, vilket indikerar att påverkansområdet är begränsat och i det närmaste begränsat till Grycken. Detta är inte fallet i Stockholmsrecipienten där PCB-kontamineringen lett till förhöjda halter i fisk inom stora delar av Stockholms innerskärgård (**Fig. 26**).



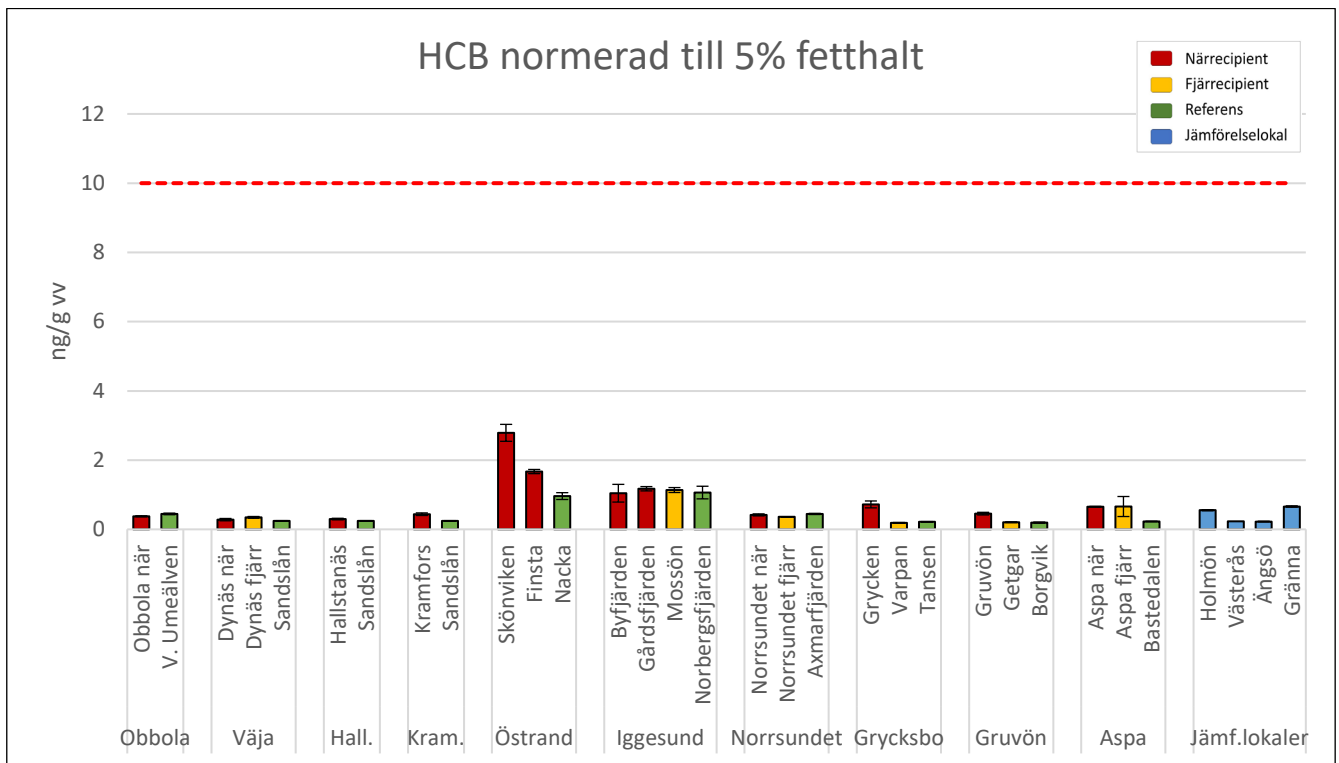
Figur 25. ΣPCDD/Fs + dl-PCB i muskeltvävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Röd streckad linje indikerar gränsvärdet för kemisk status, tillika gränsvärdet för saluföring inom EU (6,5 pg TEQ/g vv).



Figur 26. ΣPCDD/Fs + dl-PCB i strömning i transekt från Stockholms innerskärgård till ytterskärgård.

Hexaklorbensen (HCB)

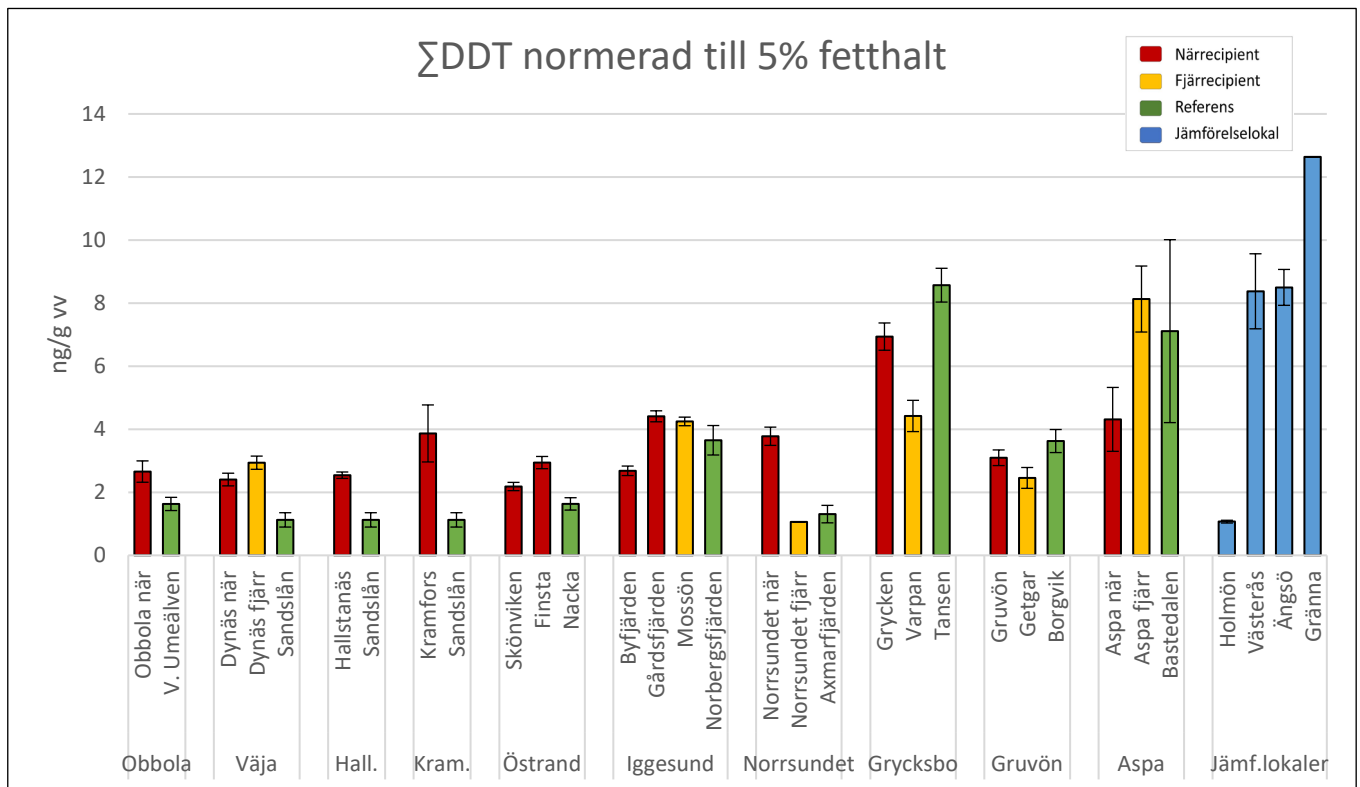
Uppmätta halter av HCB framgår av **Figur 27**. Generellt ses ingen haltförhöjning i recipienterna. Marginalen är stor till gällande gränsvärde för god kemisk status. I Skönviken, närrecipient till den sedan 1980-talet nedlagda klor-alkalifabriken intill Östrands massafabrik synes en haltförhöjning relativt referensområdena, vilket har sin förklaring i oavsiktlig bildning av HCB i klor-alkaliprocessen, vilket idag avspeglas i förhöjda halter av HCB i Skönvikens sediment (Sandström et al., 2016). Även utanför Grycksbo noteras en, om än svag, haltförhöjning av HCB relativt referensområdet.



Figur 27. HCB i muskelvävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden. Röd streckad linje indikerar bedömningsgrunden för kemisk status (10 ng/g vv).

DDT

Uppmätta halter av DDT och dess metaboliter Σ DDT framgår av **Figur 28**. Av figuren går att utläsa att det generellt var något högre DDT-halter i recipienterna relativt referensområdena. I Grycksborecipienten var halterna högst i den uppströms belägna Tansen och därefter successivt avklingande i Grycken och vidare mot Varpan. Förklaringen ligger sannolikt i att det uppströms i vattensystemet i Sågmyra tidigare låg en textilindustri, Tidstrands yllefabrik som på 1950- och 60-talet impregnerade yllefiltar med DDT för att förhindra angrepp av mal. DDT-halterna var därutöver högre i Mälaren (Västerås och Ängsö) samt Vättern (Asparecipienten, Gränna) jämfört med recipienterna och referensområdena längs Norrlandskusten.



Figur 28. Σ DDT i muskelvävnad från undersökta recipienter och jämförelseområden.

Fiskens hälsotillstånd och fortplantningsförmåga

Allmänt

Resultattabellerna som redovisas utläses bruk för bruk, och som en när- eller fjärrecipient mot dess motsvarande referenslokal. I tabellerna visas antalet individer, medelvärden, signifikans och ifall signifikansen överskrider kritisk effektstorlek (CES). CES kan ses som en buffert mot naturliga variationer (som kan leda till vissa avvikelser) mellan lokalerna som inte kunnat inkluderas i den statistiska analysen. Det bidrar också till att identifiera områden där ytterligare information och uppföljning kan vara nödvändig för att öka kunskapen om orsakerna till de observerade skillnaderna. Storlekarna är angivna som en procentuell skillnad jämfört mot medelvärdet i referensen. För LSI och GSI är CES $\pm 25\%$, och $\pm 10\%$ för CF. Tabellerna av könsmodningsgrad och tillväxt redovisar inte jämförelse mot CES, eftersom CES inte finns framtaget för dessa mått.

För de modeller som använt kontrollvariabler (kön för LSI- och GSI-modell samt ålder för tillväxtmodellen) redovisas inte medelvärdena rakt av, utan *least square means* (lsmeans) som är medeltillväxt kompenserade för påverkan från kontrollvariabeln, vilka är de medelvärden som hypotestesterna för signifikanser utgått ifrån.

I de fall antalet individer (n) inom någon bedömningskategori understigit 10 har underlaget bedömts vara för litet att utvärdera.

Då samma referensområde använts för Väja pappersbruk, Hallstanäs träsliperi och Kramfors sulfittfabrik och resultaten varit snarlika mellan dem har vi valt att enbart redovisa resultat från Väja.

För läsaren att hålla i minnet är även att en ANOVA beräknar p-värdet, alltså signifikansen, utifrån både skillnad i medelvärden och utifrån variansen. Om skillnad i medelvärde mellan referens och recipient är konstant men variansen minskar så minskar p-värdet. Vid två bruk som har samma skillnad i medelvärde mellan referens och recipient är det därför fullt möjligt att ANOVA:n visar signifikans vid det ena men inte vid det andra.

Konditionsfaktor

Signifikant skillnad i konditionsfaktor mellan lokaler noterades vid Obbola, Väja, Norrsundet och Gruvön (Tab. 4). I Obbola hade fisken i referenslokalen signifikant högre konditionsfaktor än recipientlokalen. Däremot var den egentliga avvikelserna inte särskilt stor, och underskred CES. Vid Väja överskred skillnaden CES. Fisken i referensen, Sandslån, visade på högre konditionsfaktor än fisken i recipienterna.

Tabell 4. Jämförelse av konditionsfaktor (CF) mellan referens- och recipientlokaler. Medelvärde, signifikans och huruvida signifikansen överskrider kritisk effektstorlek (CES) anges (markeras i fetstilt). "n" avser antal individer.

Konditionsfaktor					
Bruk	Lokal	n	medel	signif	diff>CES
Obbola	V. Umeälven (ref)	24	1,00		
	Obbola när	44	0,96	ja	nej
Väja	Sandslån (ref)	119	1,10		
	Närrecipient	71	0,98	ja	ja
	Fjärrecipient	55	0,97	ja	ja
Östrand	Nacka (ref)	15	1,10		
	Finsta	15	1,20	nej	nej
	Skönviken	13	1,10	nej	nej
Iggesund	Norbergsfjärden (ref)	17	0,99		
	Byfjärden	17	1,00	nej	nej
	Gårdsfjärden	16	1,00	nej	nej
	Mössön	16	1,10	nej	nej
Norrsundet	Axmarfjärden (ref)	18	1,10		
	Närrecipient	24	1,20	ja	nej
	Fjärrecipient	4	1,30	-	-
Grycksbo	Tansen (ref)	37	0,93		
	Grycken	27	0,92	nej	nej
	Varpan	28	0,89	nej	nej
Gruvön	Borgvik (ref)	20	0,96		
	Gruvön	20	1,00	ja	nej
	Getgar	20	1,00	ja	nej
Aspa	Referens	35	1,00		
	Närrecipient	50	0,97	nej	nej
	Fjärrecipient	52	0,97	nej	nej

LSI

Signifikanta skillnader som överskred CES noterades vid Väja och Grycksbo. Gemensamt för båda dessa bruk var att fisken i referenslokalen hade signifikant högre LSI än fisken i recipienterna. Antalet individer var lägre än 10 vid Norrsundets fjärrecipient, därav ingen bedömning för den lokalen.

Tabell 5. Jämförelse av leversomatiskt index (LSI) mellan referens- och recipientlokaler. Medelvärde, signifikans och huruvida signifikansen överskrider kritisk effektstorlek (CES) anges (markeras i fetstilt). "n" avser antal individer.

LSI					
Bruk	Lokal	n	medel*	Signif	diff>CES
Obbola	V. Umeälven (ref)	24	1,2		
	Obbola när	45	1,0	ja	nej
Väja	Sandslån (ref)	119	1,4		
	Närrecipient	72	0,59	ja	ja
	Fjärrecipient	55	0,62	ja	ja
Östrand	Nacka (ref)	15	1,5		
	Finsta	15	1,6	nej	nej
	Skönviken	13	1,3	nej	nej
Iggesund	Norbergfjärden (ref)	17	1,5		
	Byfjärden	17	1,3	nej	nej
	Gårdsfjärden	16	1,8	ja	nej
	Mössön	16	1,5	nej	
Norrsundet	Axmarfjärden (ref)	18	1,6		
	Närrecipient	24	1,7	nej	nej
	Fjärrecipient	4	1,8	-	-
Grycksbo	Tansen (ref)	37	1,6		
	Grycken	27	1,1	ja	ja
	Varpan	28	0,91	ja	ja
Gruvön	Borgvik (ref)	20	0,84		
	Gruvön	20	0,88	nej	nej
	Getgar	20	0,76	nej	nej
Aspa	Referens	35	1,0		
	Närrecipient	50	1,0	nej	nej
	Fjärrecipient	52	0,94	nej	nej

*avser *least square means*.

GSI

Signifikant resultat noterades endast vid Obbola. Där hade fisken i referensen "Västra Umeälven" signifikant högre GSI än fisken från närrecipienten "Obbola när". Differensens storlek underskred däremot CES.

Vid Östrand, Norrsundet och Gruvön var antalet könsmogna individer lägre än 10, varför ingen analys av signifikanser gjorts för dessa. Detsamma gällde för Mössön och Varpan, Medelvärdena redovisas dock.

Tabell 6. Jämförelse av gonadosomatiskt index (GSI) mellan referens- och recipientlokaler. Medelvärde, signifikans och huruvida signifikansen överskrider kritisk effektstorlek (CES) anges (markeras i fetstilt). "n" avser antal individer.

GSI (endast könsmogna)					
Bruk	Lokal	n	medel*	Signif	diff>CES
Obbola	V. Umeälven (ref)	13	7,9		
	Obbola när	34	6,2	ja	nej
Väja	Sandslån (ref)	80	4,6		
	Närrecipient	28	4,4	nej	nej
	Fjärrecipient	32	4,1	nej	nej
Östrand	Nacka (ref)	4	4,3		
	Finsta	4	2,6	-	-
	Skönviken	7	3,2	-	-
Iggesund	Norbergsfjärden (ref)	15	7,7		
	Byfjärden	10	6,2	nej	nej
	Gårdsfjärden	12	7,2	nej	nej
	Mössön	9	6,7	-	-
Norrsundet	Axmarfjärden (ref)	4	5,7		
	Närrecipient	4	5,5	-	-
	Fjärrecipient	2	6,2	-	-
Grycksbo	Tansen (ref)	27	5,8		
	Grycken	21	5,8	nej	nej
	Varpan	5	4,5	-	-
Gruvön	Borgvik (ref)	11	3,7		
	Gruvön	9	3,0	-	-
	Getgar	9	2,6	-	-
Aspa	Referens	13	4,2		
	Närrecipient	17	3,7	nej	nej
	Fjärrecipient	20	3,7	nej	nej

*avser *least square means*.

Könsmognad

Andelen köns mogna individer i antingen fjärr- eller närrecipient avvek signifikant gentemot motsvarande referens vid Väja och Grycksbo, där abborren i referenserna var köns mogen i högre utsträckning. För att hypotestet ska ge tillförlitliga resultat används en tumregel, att det bör finnas minst fem adulta individer samt fem icke adulta individer per lokal. Grunden till tumregeln är att den statistiska fördelningen till grund för testet inte blir korrekt vid ett för litet antal adulta eller icke-adulta individer. Vid Östrand, Iggesund och Norrsundet har ingen bedömning gjorts i och med att denna tumregel inte uppfyllts.

Tabell 7. Jämförelse av könsmognadsgrad mellan referens- och recipientlokaler. Köns mogen individ benämns som "adult".

Könsmognad					
Bruk	Lokal	antal adulta	total	andel adulta (%)	signif
Obbola	V. Umeälven (ref)	13	24	54	
	Obbola när	34	45	76	nej
Väja	Sandslån (ref)	80	119	67	
	Närrecipient	28	72	39	ja
	Fjärrecipient	32	55	58	nej
Östrand	Nacka (ref)	4	15	27	
	Finsta	4	15	27	-
	Skönviken	7	13	54	-
Iggesund	Norbergfjärden (ref)	15	17	88	
	Byfjärden	10	17	59	-
	Gårdsfjärden	12	16	75	-
	Mössön	9	16	56	-
Norrsundet	Axmarfjärden (ref)	4	18	22	
	Närrecipient	4	24	17	-
	Fjärrecipient	2	4	50	-
Grycksbo	Tansen (ref)	27	37	73	
	Grycken	21	27	78	nej
	Varpan	5	28	18	ja
Gruvön	Borgvik (ref)	11	20	55	
	Gruvön	12	20	60	nej
	Getgar	6	20	30	nej
Aspa	Referens	13	35	37	
	Närrecipient	17	50	34	nej
	Fjärrecipient	20	52	38	nej

Tillväxt

Jämförelsen av tillväxt mellan lokaler redovisas nedan (**Tab. 8**). Resultatet visade på signifikanta skillnader vid Norrsundet, Gruvön och Aspa. I Norrsundet var tillväxten signifikant högre i närrecipienten än referensen. Vid Gruvön var tillväxten signifikant högre i närrecipienten (Gruvön) än referensen och vid Aspa var tillväxten signifikant lägre i närrecipienten än referensen. Avvikelserna i tillväxt vid Gruvön och Aspa var 2 mm per år. Avvikelsen i Norrsundet var något större, med 6 mm per år. I jämförelse mot andra bruk bör dock inte signifikanserna vid Aspa och Gruvön tolkas för alltför långtgående eftersom avvikelsen i medelvärden inte på något sätt var anmärkningsvärt stor jämfört med icke-signifikanta avvikelser vid dessa. Vid exempelvis Obbola fanns skillnader på 2 mm som var icke-signifikanta.

Tabell 8. Jämförelse av tillväxt mellan referens- och recipientlokaler.

Tillväxt				
Bruk	Lokal	n	medel*	signif
Obbola	V. Umeälven (ref)	24	6,2	
	Obbola när	45	6,0	nej
Väja	Sandslån (ref)	118	3,9	
	Närrecipient	72	4,0	nej
	Fjärrecipient	55	4,0	nej
Östrand	Nacka (ref)	15	4,2	
	Finsta	15	4,4	nej
	Skönviken	13	4,4	nej
Iggesund	Norbergsfjärden (ref)	17	4,3	
	Byfjärden	17	4,5	nej
	Gårdsfjärden	16	4,4	nej
	Mössön	16	4,2	nej
Norrsundet	Axmarfjärden (ref)	18	8,8	
	Närrecipient	24	9,4	ja
	Fjärrecipient	4	7,8	-
Grycksbo	Tansen (ref)	37	4,1	
	Grycken	27	4,0	nej
	Varpan	28	4,1	nej
Gruvön	Borgvik (ref)	20	4,5	
	Gruvön	20	4,7	ja
	Getgar	20	4,5	nej
Aspa	Referens	35	6,8	
	Närrecipient	50	6,6	ja
	Fjärrecipient	52	6,7	nej

*avser *least square means*.

Sammanfattning av hälsotillstånd och fortplantning

De resultat som presenterats avseende fiskens kondition och hälsoförmåga redovisas här (**Tab. 9**) mer kondenserat och övergripande. Inga siffror redovisas, utan endast om en skillnad var signifikant och överskridande CES samt vilken riktning signifikansen haft (större eller mindre värde i referens jämfört med recipient). Ett plustecken efter "Ja" indikerar att måttet/indexet hade ett högre värde i närrecipienten än i referensen. Minustecken indikerar det motsatta. För avvikelser i könsmognadsgrad och genomsnittlig tillväxt finns inte CES att tillgå, så deras motsvarande kolumner redovisar endast om ett test gett signifikant resultat eller inte.

Tabell 9. Samlade resultat av signifikanser överskridande CES. Plustecken efter signifikans innebär att närrecipienten haft högre värde än referensen. Vice versa för minustecken. CES finns inte för könsmognad och tillväxt.

Bruk	Signifikans överskridande CES			Signifikans	
	CF	LSI	GSI	Könsmognad	Tillväxt
Obbola	nej	nej	nej	nej	nej
Väja	ja-	ja-	nej	ja-	nej
Östrand	nej	nej	.*	.*	nej
Iggesund	nej	nej	nej	.*	nej
Norrundet	nej	nej	.*	.*	ja+
Grycksbo	nej	ja-	nej	nej	nej
Gruvön	nej	nej	.*	nej	ja+
Aspa	nej	nej	nej	nej	ja-

*färre än 10 individer eller för få/många adulta individer för att hypotestest av andelar ska fungera väl, ingen bedömning gjord.

I Väjärecipienten förekom flera signifikanta avvikelser. Avvikelserna var i jämförelse med referensområdet Sandslån vid Ångermanälvens mynning: lägre konditionsfaktor, lägre LSI och lägre könsmognadsgrad. Detta mönster följer inte responsmodellen för effekter av skogsindustriella avloppsvatten utan pekar mer mot att det är näringsrikare förhållanden i referensområdet. Denna uppfattning förstärks av att i princip identiska avvikelser observerades i recipienterna till Kramfors sulfitfabrik och Hallstanäs träsliperi. Sandslån valdes som referensområde för att den ligger uppströms om fabriksrecipienterna. Vid tidigare undersökning av fiskhälsotillstånd i Väjärecipienten har Gaviksfjärden, som ligger längre ut i kustzonen använts (Sangfors, 2000), vilket heller inte fungerade väl. Sammantaget tyder resultaten från Väjärecipienten på att det är nödvändigt att återupprepa undersökningen kompletterad med ytterligare ett referensområde.

I Norrsundetrecipienten finns en tidsserie av fiskhälsoundersökningar sedan 1980-talet. Från en inledningsvis relativ kraftig effektbild med avvikelser i flera fysiologiska funktioner har en återhämtning skett (Sandström et al. 2016) men så sent som 2017 kvarstod en indikation på nedsatt fortplantningsförmåga (Sandström & Abrahamsson, 2017; Förlin et al., 2018). Om denna effekt allttjämt bestod 2018 kan inte besvaras då materialet var för litet för statistisk bedömning även om resultaten avseende GSI och könsmognad pekade i den riktningen. Däremot noterades en signifikant högre tillväxt, vilket också observerats vid tidigare undersökningar, dock inte 2017. En stimulerad tillväxt men hämmad gonadutveckling följer enligt livshistorieteorin mönstret för en metabolisk störning.

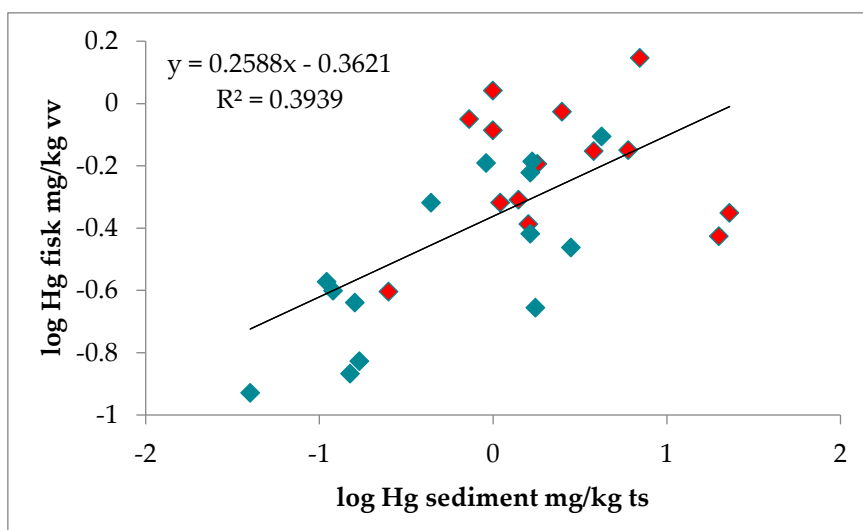
I Grycken noterades ett signifikant lägre LSI överskridande CES, vilket motiverar en uppföljande undersökning. I närrecipienten till Gruvöns bruk respektive Aspa bruk noterades signifikant avvikande tillväxt som numeriskt sett dock var svag (ca 2 %) och inte heller observerad i fjärrecipienten varför någon avvikelse i funktionell mening inte bedöms föreligga. CES är inte definierat för tillväxt men bör rimligtvis inte vara lägre än för övriga mått (10-25 %).

Diskussion

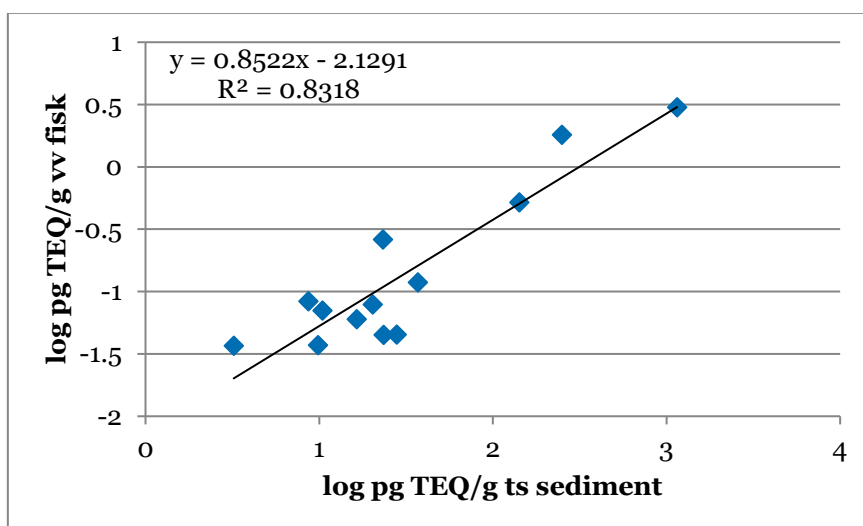
Att genomföra åtgärder för att omhänderta eller på annat sätt immobilisera förorenade sediment är förenat med stora kostnader samt medför en omfattande resurs- och energiförbrukning. Översiktliga kalkyler (Lst, 2017) baserat på de kartläggningar av fibersediment som gjorts längs Norrlandskusten ger vid handen att kostnaderna för att sanera ett område typiskt ligger runt 500 MSEK. Naturligtvis finns en stor variation mellan områden och vilka kostnader som olika åtgärder medför men det är ställt utom allt att tvivel att en sanering av samtliga områden där det avsatts fibersediment skulle innebära mycket stora samhälleliga kostnader. Att ta fram verktyg som underlättar för beslutsfattare att kunna rangordna och prioritera mellan områden för att kunna sätta in åtgärder där de är mest verkningsfulla och ger störst kostnadsnytta är därför en angelägen uppgift för forskarsamhället. Resultaten från detta projekt pekar mot att den föreslagna metoden med fiskundersökningar i transekter ut från områden där fibersediment avsatts har goda förutsättningar att bli ett användbart verktyg för dessa typer av ställningstaganden.

Att undersöka föroreningshalter i fisk har en lång tradition inom svensk miljöövervakning. Fördelarna med att använda fisk som målvariabel är flera. Fisk utgör en integrator över ett område, ett ekosystem och speglar effekterna av en föroreningsbelastning med hänsyn taget till de specifika omgivningsförhållandena. Fisk befinner sig på en relativt hög trofisk nivå (position i näringsväven) där dess föroreningsinnehåll är av hög relevans för att bedöma ekosystempåverkan, speciellt för de långlivade och mestadels bioackumulerande ämnen som är aktuella i fibersediment. Att analysera fisk ger naturligtvis ingen indikation på om det förekommer effekter på lägre trofiska nivåer. Det ska dock framhållas att fisk även i ekotoxikologiska sammanhang (Sandström et al., 2016), i förhållande till andra organismer, generellt visat sig vara en känslig och relevant organism för bedömning av risker för toxiska effekter av miljöfarliga ämnen. Emedan en inventering och kartläggning av halter och mängder av föroreningar i sediment ger en fingervisning om den potentiella ekologiska risken (vilket kan vara väl så viktigt) så utgör en fiskundersökning mer av ett facit, ett svar på vad föroreningsförekomsten i sedimenten faktiskt givit upphov till.

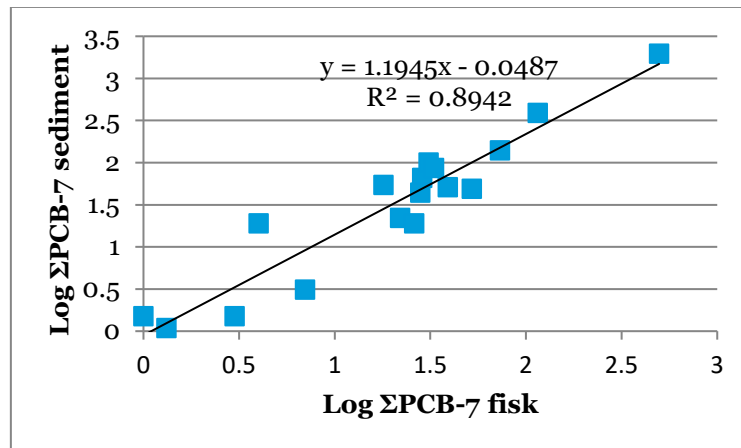
Den sammanvägda bilden från de recipienter som undersöks visar med några undantag att föroreningshalterna i fisk från recipienterna inte är högre/svagt förhöjda jämfört med motsvarande referensområden eller andra jämförelselokaler från svenska områden. Hur kan detta komma sig? Föroreningshalterna i sedimenten är ju bevisligen höga enligt de sedimentkarteringar som gjorts. En anledning är att områdena med fibersediment trots allt har en begränsad areell utbredning. I kustområden är de vatten- och botten dynamiska processerna snabba. En utlösning till vattenmassan späds snabbt ut. Likaledes om det sker en resuspension av partikulärt material sprids dessa över en stor yta och när de så småningom når ackumulationsbottnar sker en övertäckning av nytt sedimentmaterial. Att det finns ett samband mellan förorenade sediment och bioupptag i fisk har däremot visats vad gäller såväl, kvicksilver (Karlsson & Elving, 2009) som dioxiner (Malmaeus et al., 2012) och PCB (Karlsson, 2016) (Fig. 29–31).



Figur 29. Korrelation mellan halter av kvicksilver i ytsediment från ackumulationsbottnar och abborre i vattenområden runt Stockholm. Från Karlsson & Elving (2009).



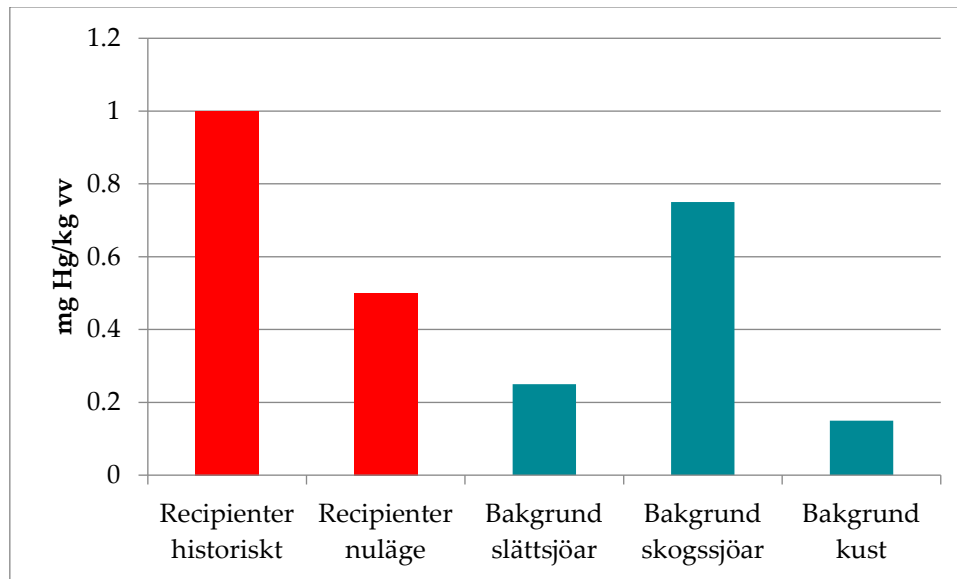
Figur 30. Korrelation mellan halter av PCDD/Fs i ytsediment från ackumulationsbottnar och abborre. Från Malmaeus et al. (2012).



Figur 31. Korrelation mellan halter av ΣPCB_7 i ytsediment från ackumulationsbottnar och abborre. Från Karlsson (2016).

Det finns emellertid en principiellt viktig skillnad mellan de sedimenthalter som redovisas i **Fig. 29–31** och de som redovisats i fiberbanksprojekten (Apler et al., 2014; Norrlin et al., 2016). I de ovan redovisade figurerna emanerar sedimentdata från ytsediment från ackumulationsbottnar inom respektive område. Data från ackumulationsbottnar speglar på ett representativt sätt föroreningsituationen inom aktuella ekosystem. Höga halter som redovisats i andra fiberbanksprojekt kommer ofta från mindre delområden av ekosystemen och redovisar dessutom halter från större djup i sedimenten, inte bara i de övre lagren där de biotillgängliga ämnena finns. Risken är då att de inte speglar föroreningsituationen i det aktuella ekosystemet på ett representativt sätt.

Kvicksilverhalterna i ett par av de undersökta områden, recipienterna till Hallstanäs träsliperi och Grycksbo pappersbruk, är förhöjda. Vid Hallstanäs sjunker halterna över tid (**Fig. 5**), vilket inte är fallet vid Grycksbo (**Fig. 6**). Detta är ett exempel på att omgivningsförhållandens betydelse spelar stor roll för kvicksilverupptaget i fisk. Utanför Hallstanäs är de vatten- och bottendynamiska förhållandena kraftfulla. Ångermanälvens utström och därav genererad estuarin cirkulation (en motriktad kompensationsström längs botten) i kombination med en relativt lång effektiv fetch (stryklängd, d.v.s. den sträcka som vinden påverkar vattenytan) genererar en förhållandevis snabb vattenomsättning och potential för erosion av sediment på grundområdena. I motsats till detta är vattenomsättningen och sedimenttillväxten i Grycken långsam (Jonsson & Karlsson, 2013) och kvicksilverförorenade sediment upptar en relativt stor del av den sammanlagda bottenarealen. Därutöver tillkommer att förutsättningarna för metylering av kvicksilver till biotillgänglig form förefaller vara gynnsam i Gryckens vattensystem då en förhöjning av kvicksilverhalterna även uppmättes i den uppströms belägna referenssjön Tansen. Det skall inte stickas under stol med är tydligt att kvicksilverhalterna i Grycken är förhöjda till följd av den historiska verksamheten vid Grycksbo pappersbruk men det är värt att notera att i förhållande till många dystrofa skogssjöar utan annan kvicksilverbelastning än den atmosfäriska depositionen är halterna inte uppseendeväckande höga (**Fig. 32**). Det tål att upprepas, omgivningsfaktorerna är av stor betydelse för kvicksilverupptaget i fisk (se t.ex Håkanson, 2000).



Figur 32. Generaliserad bild av haltutveckling i fisk (en-kilos gädda/tre-hektos abborre) i kvicksilverbelastade recipienter jämfört mot bakgrundsvärden i olika vattenmiljöer. Från Sandström et al., 2016

Det har sedan länge funnits en empiriskt grundad uppfattning (Lindeström & Sangfors, 1992; Karlsson & Hållén, 2020) att vad gäller övriga spårämnesmetaller som diskuteras i miljösammanhang utöver kvicksilver så är biotillgängligheten av dessa låg i det skogsindustriella restutsläppet. Denna uppfattning har inte ändrats av de resultat som framkommit i denna studie. Det finns även nyligen utförda experimentella studier med fibersediment som pekar i samma riktning (Apler et al., 2018; Frogner-Kockum et al., 2020). I några fall i studien har förhöjda halter noterats i fjärrecipient/referensområden. Dessa går att förstå utifrån gruvverksamheter i regionen (Zinkgruvan och Falu gruva) och mineraliseringar i berggrunden (nickel i Umeälvens avrinningsområde). Det går även att utläsa att metallhalterna i fisk med undantag för arsenik (eg. en halvmetall) generellt är högre i sötvattenrecipienter med brackvattenrecipienter. Detta är ytterligare ett exempel på att omgivningsfaktorer påverkar fiskens upptag av metaller. Det ska även tydliggöras att för essentiella metaller som koppar och zink har fisken förmåga att reglera upptaget i vävnader och det är bara undantagsvis vid extrema belastningssituationer som dessa kan detekteras.

Skogsindustriella utsläpp av klorerade dioxiner och furaner har diskuterats i närmare femtio år. Problemet ansågs löst i och med att blekning av massa med elementärt klor upphörde i början av 1990-talet men förekomsten och eventuella effekter därav har likväl diskuterats till och från därefter (Olsson et al., 2005; Malmaeus et al., 2012; Assefa et al., 2018). Förekomst av historiska utsläpp i sediment är givetvis allttjämt en möjlig dioxinkälla. Det är därför glädjande att utifrån denna studie konstatera en entydig bild av att dioxinhalterna i fisk har minskat över tid, fortsätter att minska och att halterna i flertalet fall kommit ned till bakgrundsnivåer. Det finns forskare (Assefa et al., 2018) som menar att en del av den dioxinförekomst man storskaligt mäter i fet Östersjöfisk (strömming, lax m.m.) har sitt ursprung i läckage från förorenade sediment. Resultaten från den studie som redovisats här tyder på att om det skulle finnas ett bidrag från förorenade sediment till den storskaliga dioxinsituationen i Östersjön så är det *inte* fibersediment från cellulosaindustrins recipienter som är källan.

Det går alltid att diskutera hur lämplig fisk är som indikator för att beskriva miljösituationen i ett område jämfört med exempelvis sediment eller bottenlevande djur. Ur ett ekosystemperspektiv är givetvis undersökningar på så hög trofnivå som möjligt eftersträvansvärt och ett skäl till att fisk

utgjort ryggraden i svensk miljöövervakning sedan decennier tillbaka. Även ur ett ekotoxikologiskt hänseende är fisk en känslig organismgrupp, inte minst vad gäller effekter av skogsindustriella utsläpp (Sandström et al., 2016). En potentiell nackdel är emellertid att även om abborre är en förhållandevis stationär fiskart så förekommer det att den simmar mellan områden, framförallt i kustzonen. Ett flertal undersökningar där skogsindustrispecifika vedegna extraktivämnena använts som markör för exponering (Sandström et al., 2016) har visat att abborre är tillräckligt stationär för att fungera som indikatororganism. Den sammanvägda bilden som framträder ur denna studie förstärker denna uppfattning. Den variation i halter av olika ämnen som framträder är i flertalet fall logisk och kongruent med belastningssituationen exempelvis, förhöjd blyhalt i Aspa bruks referensområde i närheten av gruvverksamhet med blybrytning (Fig. 10), en gradient i kromhalter i Grycksborecipienten som börjar uppströms om Grycken (Fig. 11) nära källan en textilindustri i Sågmyra, en förhöjning av nickelhalter i bägge tarmarna i Umeälvens delta (Fig. 12), som sannolikt kan kopplas till en nickelmineralisering i berggrunden, en förhöjning av kadmiumhalter i Varpan (Fig. 13) i närheten av tidigare gruvverksamhet i Falun, en gradient i dioxinhalter i Norrsundetrecipienten (Fig. 18), en gradient i HCB-halter i Östrandsrecipienten ut från Skönviken (Fig. 27), en gradient i DDT-halter i Grycksborecipienten som börjar uppströms om Grycken nära källan en textilindustri i Sågmyra (Fig. 28). I ett av undersökningsområdena i föreliggande studie, Väjärecipienten, har emellertid resultaten varit delvis svårtolkade och svåra att härleda till belastningsförhållanden. Vår sammanvägda bedömning är att referensområdet Sandslån, direkt nedströms om Ångermanälvens mynning i havet (som lite förvirrande benämns nedre Ångermanälven) inte var ett idealt referensområde och att jämförelser mellan lokalerna bör göras med försiktighet. Att etablera ett lämpligt referensområde till recipienten till Väja pappersbruk har även vid tidigare undersökningar i området visat sig vara svårbemästrat (Sangfors, 2000).

Det bör oaktat hur bra fisk är som miljöindikator även nämnas att den inte fungerar för alla ämnen. Koppar och zink är exempel på ämnen som fisken själv kan reglera halterna av. Polycykliska aromatiska kolväten (PAHer) är exempel på en ämnesgrupp som fisken i regel kan metabolisera och som bara förekommer i låga halter i vävnad (Karlsson & Viktor, 2014a). Det går emellertid att undersöka exponering för PAH men provtagning behöver då ske i fiskens gallvätska och den kemiska analysen inriktad på mot delvis metaboliserade rester av PAHer, en relativt avancerad procedur. En annan ämnesgrupp som visat sig svår att detektera i fisk är bromerade flamskyddsmedel (PBDE) (Karlsson & Viktor, 2014a). Det finns också exempel på andra ämnen som är förhållandevis enkla att på ett robust och tillförlitligt sätt mäta i fiskvävnad som skulle kunna inkluderas i framtida kontrollprogram ifall behov föreligger. Det gäller exempelvis perfluorerade PFAS-ämnen framförallt PFOS och tennorganiska föreningar varav tributyltenn (TBT) ofta med ursprung i fartygsbottenfärg i regel utgör den mest intressant föreningen.

I Kanada finns, som beskrivits kapitlet om fiskhälsoundersökningar, sedan mitten av 1990-talet ett nationellt samordnat program för övervakning av fiskhälsa i skogsindustri- och gruvrecipienter (fish adult survey). Metodiken är att undersöka minst tjugo individer i recipient respektive referensområde med avseende på morfologiska variabler som konditionsfaktor, LSI och GSI och att med utnyttjande av olika statistiska metoder kontrollera för faktorer som kan bidra till skevhet i tolkningarna (ålder, kön) och på så sätt kompensera för att underlaget är numerärt begränsat. Målsättningen med detta projekt har varit testa om denna metod fungerar i svenska förhållanden. Vi kan konstatera att på det stora hela verkar den göra det men att det finns behov av att modifiera metodiken. Att utvärdera gonadsomatiskt index, en markör för fortplantningsförmågan, är centralt i skogsindustriella miljöbedömningar eftersom det visat sig vara den effekt som fortfarande kvarstår i några recipienter (Sandström et al., 2016, Sandström & Abrahamsson, 2017; Förllin et al., 2018). För att fullt ut kunna göra denna bedömning med abborre som testorganism fordras att större köns mogna individer (20–25) cm ingår i dataunderlaget. I det slutliga förslaget till kontrollprogram har detta beaktats. Den övergripande bilden från en sammanvägning av de

fiskhälsobedömningar som genererats i projektet är att det inte finns några generella allvarliga tecken på nedsatt fiskhälsa men att det här och var förekommer avvikelser i enstaka morfologiska mått som motiverar uppföljande undersökningar för att klargöra om det eventuellt föreligger en toxisk effekt. I en av recipienterna, den till Väja pappersbruk förekom flera signifikanta avvikelser som även överskred CES. Mönstret i avvikelserna indikerar enligt livshistorieteorin inte en toxisk påverkan från fabriken utan snarare näringsrikare förhållanden i referensområdet. Inför framtida undersökningar i detta område bör en översyn av referensområden göras. Den kanadensiska principen är att om två på varandra följande undersökningar ger samma mönster i avvikelser föreligger en effekt. Denna princip är, utifrån den svaga effektbild som här och i tidigare studier (Sandström et al., 2016) påvisats, rimlig att använda även i Sverige och en lämplig undersökningsintervall kan vara vart femte år.

Vid IVL bedrivs en omfattande undersökningsverksamhet av föroreningshalter i fisk i anslutning till antropogent belastade områden. I ett par fall har extraordinärt höga halter av PCB och dioxiner i fisk som kan kopplas till sedimentförorening konstaterats. Det gäller exempelvis Oxundasjön, recipient för Upplands Väsby tätort. Halterna av dioxinlika ämnen i fisk ligger här åtminstone en tiopotens högre (Karlsson & Viktor, 2014b) än vad som uppmätts som högst i föreliggande studie. Halterna av föroreningar sediment har också varit höga i nivå med vad som uppmätts i fiberbanksprojekten. En avgörande skillnad är emellertid att i fallet Oxundasjön är sedimentföroreningen i biologisk tillgängliga ytsediment vidsträckt. Den spänner över flera kvadratkilometer, större delen av det bentiska ekosystemets livsutrymme. Detta understryker vikten av att i riskbedömningar för områden där det finns fibersediment även beakta den areella utbredningen av dessa förorenade sediment och inte bara vilka halter som mäts i sedimentpackarna med fiberförekomster.

Slutsatser

- Den metod som testats i projektet bör något modifierat kunna bli ett relevant och kostnadseffektivt komplement till brukens löpande recipientkontrollprogram för att över tid ha en uppföljning och kontroll över historiska utsläpp till sediment.
- Undersökningar av det slag som genomförts har potential att vara vägledande för prioriteringar och beslut om eventuella åtgärder i anslutning till förorenade sediment. I fall där man bedömer att naturlig återhämtning (NMR) är lämpligt, dvs att man inte genomför några fysiska åtgärder mot sedimentföroreningarna, bör fiskundersökningar vara ett effektivt sätt att följa upp att återhämtningen följer det förväntade förloppet.
- För bedömningar av hälsotillstånd och fortplantningsförmåga är det avgörande att goda referensområden med likartade miljöförhållanden etableras. Detta är i många fall inte trivalt och behöver noggrant övervägas i planeringsfasen inför framtida undersökningar. Bedömningarnas tillförlitlighet ökar om man etablerar fler än ett referensområde.
- För att kunna göra en relevant bedömning av eventuell påverkan på fortplantningsförmågan behöver större abborre (20–25 cm) än vad som använts i projektet (15–20 cm) inkluderas i materialet. Det bör kunna ske till rimliga merkostnader.
- Erfarenheter från tidsförlopp i ekosystems svar på ändrade belastningsförhållanden pekar mot att intervall mellan undersökningstillfällen på fem år är lämpligt.
- Den övergripande bilden från projektet är att föroreningshalterna med något undantag inte är påtagligt förhöjda i de recipienter som undersökts vare sig gentemot närliggande referensområden eller jämförelseområden från svenska inlands- och kustvatten.
- Av de ämnen som undersöks är det särskilt glädjande att notera den tydliga avklingning som skett i halter av dioxiner. De sista resterna av en skogsindustriell miljöfråga som diskuterats i närmare femtio år synes närma sig ände.
- Även vad gäller kvicksilver, ett centralt ämne i fibersedimentsammanhang, är trenden mot sjunkande halter tydlig, dock inte entydig. Omgivningsfaktorer som påverkar metylering liksom i vilken form kvicksilvret släpptes ut (i oorganisk form eller som direkt biotillgänglig fenylkviksilver) förklarar sannolikt en del av den varians som noterats.
- Sannolikheten att förorenade fibersediment ger upphov till en mätbar miljöpåverkan är betydligt större i små avgränsade insjöar jämfört med öppna kustområden där miljöförhållandena i hög grad påverkas av kraftfull hydro- och botten dynamik.
- Utifrån jämförelser med historiska data kan konstateras att trenden vad gäller halter av föroreningar i fisk i skogsindustrins recipienter generellt minskar. Detta talar för att NRM i många fall är att förorda framför saneringar.
- Det har inte framkommit resultat från något av de undersökta områden som tyder på att upptaget av föroreningar i fisk ökat under senare år däremot flera exempel på motsatsen. Detta talar emot en hypotes som lagts fram under senare tid att föroreningsspridningen från sediment i vissa områden tenderar att öka i omfattning.

Programförslag för framtida miljöövervakning i skogsindustrirecipienter med förekomst av förorenade sediment

Syfte: Undersöka och över tid följa spridning och upptag av föroreningar samt bedöma eventuell påverkan på fisks hälsotillstånd och fortplantningsförmåga i anslutning till nedlagda och aktiva cellulosaindustrier där sedimentförorening konstaterats i primärrecipienten.

Omfattning: Genomförs vart femte år.

Tidpunkt: Fiskinsamling sker *under* september månad *inom* en maximal tidsperiod på två veckor.

Fiskart: Abborre (*Perca fluviatilis*) alternativt i öppna kustrecipienter tånglake (*Zoarces viviparus*).¹

Fiskemetod: Nätfiske med bottenstående garn med maskstorlek 18,5–27,5 mm eventuellt kompletterad med mjärdar.

Fiskeansträngning: Minst 30 abborrar inom storleksintervallet 15–20 cm, minst 30 abborrar inom storleksintervallet 20–25 cm, skonsam hantering vid urplockning av nät. Fisken fryses skyndsamt in hel ourtagen.

Fiskelokaler: 1 primärrecipient, 1 fjärrecipient, 1–2 referensområden.

Preparering och bestämning av morfologiska mått: längd, totalvikt, somatisk vikt, levervikt, gonadvikt, gonadstatus (fyrgradig skala), ålder, tillväxt (tillbakaräkning på gällock), visuell inspektion av tecken på yttre skador och deformationer samt invärtes (parasitangrepp och vävnadsförändringar). Bedömningsvariablerna utgörs av konditionsfaktor (CF), tillväxt, leversomatiskt index (LSI), gonadsomatiskt index (GSI) och könsmognadsgrad.

Provberedning: 3 samlingsprover från varje lokal från abborre 15–20 cm längd. Varje samlingsprov består av cirka 15 individer. Prov bereds från muskelvävnad och levervävnad och fördelas på burkar som återfrysas enligt instruktion från analyserande laboratorium.

Ämnen som analyseras: metaller: Hg, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn klororganiska ämnen: PCDD/Fs, PCB (indikatorkongener (PCB-6) och dioxinlika kongener (dl-PCB)), DDT (inklusive DDD och DDE) samt hexaklorbensen (HCB). Ytterligare tänkbara ämnesgrupper lämpliga att analysera i fisk om det skulle vara påkallat av sedimentförhållanden är PFAS-ämnen (PFOS m.fl.) och tennorganiska föreningar (TBT m.fl.).

Utvärdering: Uppmätta föroreningshalter och biomarkörer för hälsotillstånd utvärderas enligt gängse metodik. Om tidigare undersökningar finns att tillgå görs jämförelser mot historiska data.

¹ Annan metodik vad gäller insamlingsmetod, tidpunkt och analys, Beskrivs av Neuman et al. (1999)

Referenser

- Adams, S.M., Crumby, W.D., Greeley, Jr., M.S., Shugart, L.R. & Saylor, C.F. 1992. Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents: a holistic assessment. *Ecotox. Env. Safety* 24:347-360.
- Apler, A., Snowball, I., Frogner-Kockum, P. & Josefsson, S., 2018. Distribution and dispersal of metals in contaminated fibrous sediments of industrial origin. *Chemosphere* 215: 470-481.
- Assefa, A., Tysklind, M., Josefsson, S., Bignert, A. & Wiberg, K., 2018: Sources of dioxins in Baltic Sea herring - A modelling study for identification of dioxin sources and quantification of their temporal and spatial impacts. Rapport 2018:6. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Institutionen för vatten och miljö. ISBN 978-91-576-9565-9.
- Bergström, R., Eriksson, G., von Post, H. & Svedung, I., 1975. Pilotförsök avseende upptagning och avvattnings av kvicksilverkontaminerat fibersediment ur Örsrumsviken, Västervik. IVL-rapport B265.
- Boman, B. & Bergström, R., 1985. Anaerob behandling av fibersediment och skogsindustriella avloppsslam. IVL-rapport B792.
- Bouveng, H.-O., 1968. Klorindustrin och kvicksilverproblemet. *Modern Kemi* 1968:3.
- CBM/GVT, 2018. Redovisning av resultat från provfiske i sjön Grycken, Falu kommun. Rapport 2018-02-07.
- Dahlberg, A-K., Apler A., Vogel, L., Wiberg, K. and Josefsson, S., 2018. Persistent organic pollutants in wood fiber contaminated sediments from the Baltic Sea. *Journal of Soils and Sediments*, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02610-6> Open Access: <https://rdcu.be/b3ty1>.
- Eriksson, G., Hägerstedt, L-E., Lundberg, B. & von Post, H., 1981. Sanering av en skogsindustriell recipient – Örsrumsviken, Westerviks pappersbruk. IVL-rapport B632.
- EG 1881/2006. Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel
- 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
- Fagerström, T. & Jernelöv, A., 1971. Formation of Methyl Mercury from Pure Mercuric Sulphide in Aerobic Organic Sediment. *Water Research* 5: 121-122.
- Freyschuss, S., 1967. Pulp Mill Waste in Sweden. *Pulp and Paper Magazine of Canada*, 1967.
- Frogner-Kockum, P, Kononets, M, Apler, A, Snowball, I, Hall, P, 2020. Less metal fluxes than expected from fibrous marine sediments. *Marine Pollution Bulletin* 150:1-10.
- Förlin, L., Larsson, Å. & Parkkonen, J., 2018. Undersökning av hälsotillståndet hos abborre i recipienten för Norrsundets bruk, 2017. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet, 2018-06-15.
- Heinemo, S.-Å., 2001. Undersökningar av förorenade områden, 1992–1998. Länsstyrelsen Västernorrland publikation 2001:3.
- Holm, S., 1979. A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*, Vol 6, No. 2 (1979)., pp. 65–70.

- Hultsfreds kommun, 2011. Projekt Svartsjöarna - Projekt- och erfarenhetsrapport, 2011:1.
- HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Håkanson, L., 2000. The Derivation and Use of a Dynamic Model for Mercury in Lake Fish Based on a Static (Regression) Model. *Water, air and soil pollution* 124: 301–317.
- Hållén, J. & Karlsson, M., 2018. Dioxiner i sediment och fisk från Vänern och Vättern. IVL-rapport B2310.
- Hållén, J., & Karlsson, M., 2019. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten från Ortvikens pappersbruk. IVL-rapport U6217.
- Jerkeman, P. & Norrström, H., Vägen mot hållbarhet – Historien om skogsindustrins miljöarbete. Risbergs Information & Media AB, Uddevalla. 312 sid., ISBN 978-91-983601-3-4.
- Jernelöv, A. & Landner, L., 1970. Kvicksilverhalter i bottensediment, bottenfauna och bottenvatten från Öresund, Vänern (utanför Skoghall) och Delångersån - en jämförelse. IVL-rapport B67.
- Jonsson, P. & Karlsson, M., 2013. Sonarkartering och sedimentprovtagning i Grycken. JP Sedimentkonsult-rapport 2013:4.
- Karlsson, M., 2016. PCB i fisk från Skarven IVL-rapport U5627.
- Karlsson, M. & Viktor, T., 2014a. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL-rapport B2214.
- Karlsson M. & Viktor, T., 2014b. Kompletterande analys av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er i fisk från Oxundasjön. IVL-rapport U5002.
- Karlsson, M., & Hållén, J., 2020. Kompletterande underlag för tillståndsprövning av Ortvikens pappersbruk avseende konsekvenser för vattenmiljön. IVL PM mars 2020.
- Karlsson, M., Hållén, J. & Viktor, T., 2019. Miljöfarliga ämnen i fisk från Västeråsfjärden 2018. IVL-rapport U6121.
- Lann, H., Jernelöv, A. & Lohrdén, E., 1971. Utredning av möjligheterna till kvicksilversanering i Mellanfryken. IVL-rapport B93.
- Larsson, Å., Haux, C. & Sjöbeck, M-L. 1985. Fish physiology and metal pollution: Results and experiences from laboratory and field studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 9: 250-281.
- Lindeström, L., Martin, A.-L. & Westling, O, 1978. Örserumsviken, en skogsindustriellt förorenad Östersjövik. IVL-rapport B410
- Lindeström, L., 1983. Luftningens betydelse för syreförhållandena i sjön Grycken - Historisk bedömning och rekommendationer. IVL rapport F83/079.
- Lindeström, 1995. Sedimentkartering i norra Vänern 1994. Förekomst av cellulosafiber och organiskt material. Miljöforskargruppen rapport F94/045.
- Lindeström, L. & Sangfors, O., 1992. Metaller i organismer och sediment i skogsindustriella recipienter. SSVL Miljö 93. Rapport nr 29.
- Lowell, R. B. et al., 2005. National Assessment of Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data: Findings from Cycles 1 through 3. National Water Research Institute, NWRI Scientific Assessment Report Series (No. 5. 40p).

- Lst, 2017. Fiberbankar i Norrland – Metoder för efterbehandling av fibersediment samt sammanställning av gränsvärden för förorenat sediment. Länsstyrelserna rapport 2017:1.
- Lst, 2019. Riskklassning av fiberhaltiga sediment i Västernorrlands län. Länsstyrelsen Västernorrland rapport 2019:11.
- Lundberg, B. & von Post, H., 1979. Undersökning av cellulosaindustriella recipienter ur fiberåtervinningssynpunkt. SNV PM 1119.
- Lundgren, K., Rappe, C. & Buser, H-R., 1991. Swedish Environmental Protection Agency technical report 4031.
- Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienter. IVL-rapport B2053.
- McLeay, D.J. & Brown, D.A., 1979. Stress and chronic effects of untreated and treated bleached kraft pulp mill effluent on the biochemistry and stamina of juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). J. Fish. Res. Board Can. 36:1049-1059.
- 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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Montgomery, DC., 2013. Design and Analysis of Experiments. 8. uppl. Singapore. John Wiley & Sons, Inc.
- Munkittrick, K.R., Van Der Kraak, G.J., McMaster, M.E., Portt, C.B. van den Heuvel, M.R. & Servos, M.R., 1994. Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. Environmental toxicology and chemistry 13(7):1089-1101.
- NV, 1999a. Sanering av Järnsjön i Emån. Naturvårdsverket rapport 4991.
- NV, 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.
- Norrlin, J, Josefsson, S., Larsson, O. & Gottby, L., 2016. Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. SGU-rapport 2016:21.
- Norrström, H. & Karlsson, M., 2015. Miljösituationen i skogsindustrirecipienter Bakgrundsrapport - produktions- och miljöteknisk utveckling. IVL-rapport C123.
- Olsson, M., Asplund L., Bignert A., de Wit C., Eriksson U. & Haglund P., 2005. Dioxiner i kustlevande fisk från södra Bottenhavet en studie av presumtiva föroreningskällor. Rapport till Naturvårdsverket.
- Palm, A., Wängberg, I., Brorström-Lunden, E., 2001. Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. IVL-rapport B1433.
- Palm Cousins, A., et al., 2007. Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken Del 2: Efter saneringen. IVL-rapport B1705.
- Pearson, T & Rosenberg, R., 1976. A Comparative Study of the Effects on the Marine Environment of Wastes from Cellulose Industries in Scotland and Sweden. Ambio 5:77-79.

- Sandström, O. & Abrahamsson, I., 2017. Uppföljande undersökning av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 2017. SKUTAB rapport 2017-12-20
- Sandström, O., Larsson, Å., Andersson, J., Appelberg, M., Bignert, A., Ek, H., Förlin, L. & Olsson, M., 2005. Three decades of Swedish experience demonstrates the need for integrated long-term monitoring of fish in marine coastal areas. *Water Qual. Res. J. Canada*, 2005, Volume 40, No. 3, 233–250.
- Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor T. & Karlsson M. (red.), 2016. Återhämtning och kvarvarande effekter i skogsindustrins recipienter – Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. IVL-rapport B2272.
- Sangfors, O., 2000. Miljöförhållanden i recipienten till Assidomän Dynäs. ÅF-Miljöforskargruppen rapport F99/037:5.
- Severin, M. (red.), Josefsson, S., Nilsson, P., Ohlsson, Y., Stjärne, A. & Wernersson, A-S, 2018. Förorenade sediment – behov och färdplan för en renare vattenmiljö. SGU-rapport 2018:21.
- Snowball, I., Apler, A., Dahlberg, A.K., Frogner-Kockum, P., Göransson, G., Hedfors, J., Holmén, M., Josefsson, S., Kiilsgaard, R., Kopf, A., Löfroth, H., Nylander, P., O'Regan, M., Paul, C., Wiberg, K., Zillén, L. 2020, TREASURE – Targeting Emerging Contaminated Sediments Along the Uplifting Northern Baltic Coast of Sweden for Remediation, En sammanfattning av ett fyraårigt forskningsprojekt om fiberbankar inom forskningsprogrammet TUFFO, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-07-07.
- Svidén, John, 2003. Kvicksilvrets miljöhistoria: Användning, utsläpp och åtgärder 1800–2000. ISBN 91-631-3649-X.
- Södergren A. (Ed.), 1989. Biological effects of Bleached Pulp Mill Effluents. Naturvårdsverket Rapport 3558.
- Södergren, A. (Ed.), 1993. Bleached Pulp Mill Effluents: Composition, fate and effects in the Baltic Sea. Final report from Environmental Cellulose II (Swedish Environmental Protection Agency, Report 4047. 150 pp.
- von Post, H., 1977a. Undersökning av fibersediment i sjön Grycken ur återvinningssynpunkt. IVL-rapport, Stockholm.
- von Post, H., 1977b. Undersökning av fibersediment i nedre Upprudshöljen ur återvinningssynpunkt. IVL-rapport, 1997-12-22.
- von Post, H., 1988. Utredning angående sedimentåtgärder – Tollare. IVL rapport U289.

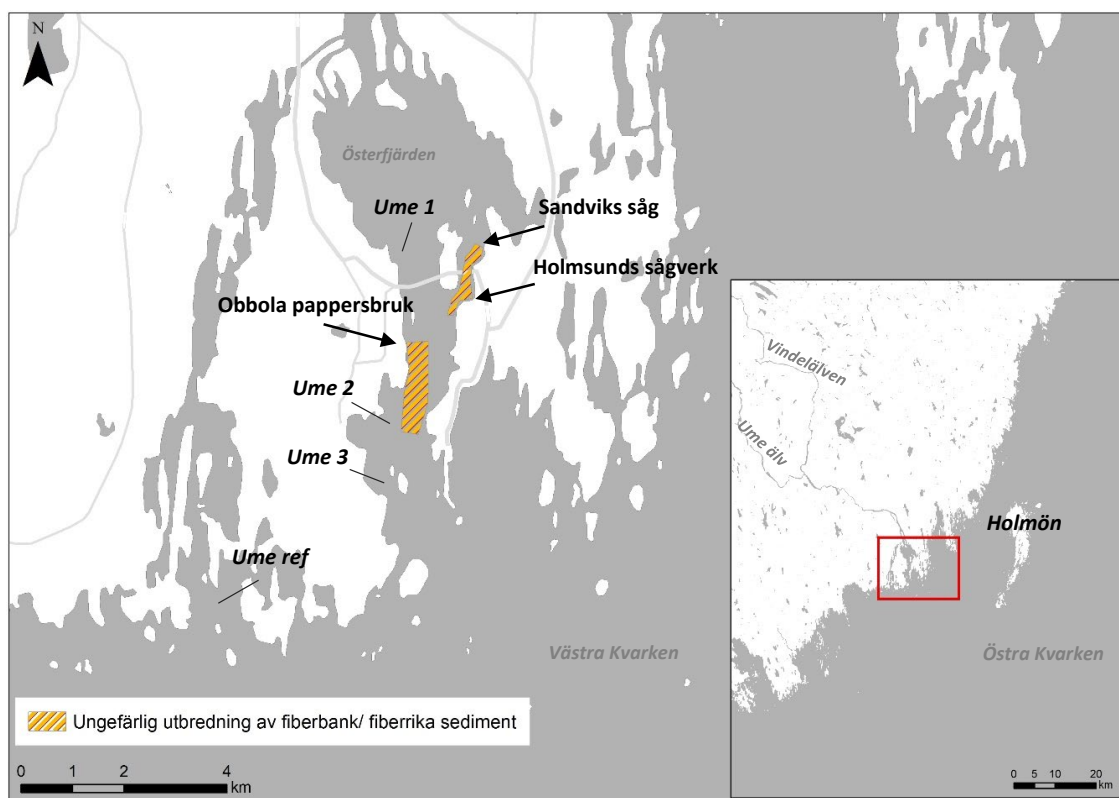
Bilaga A – Obbola pappersbruk

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades vid Obbola pappersbruk 2018. Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer.

Resultat

Fångstlokaler utanför Obbola pappersbruk framgår av **Figur A1**. Fisket utfördes under första halvan av september av personal från Pelagia Nature & Environment, Umeå och Gunnar Asplund yrkesfiskare från Rovögern, Täfteå. Stationen Holmön betraktas här som en jämförelselokal, d.v.s. att den i huvudrapporten även jämförs mot stationer från andra bruk. I huvudrapporten är även Ume2 och Ume3 sammanslagna till en gemensam lokal, där benämnd "Obbola när". I denna bilaga redovisas de dock separat. "Ume ref" benämns "Västra Umeälven" i huvudrapporten.



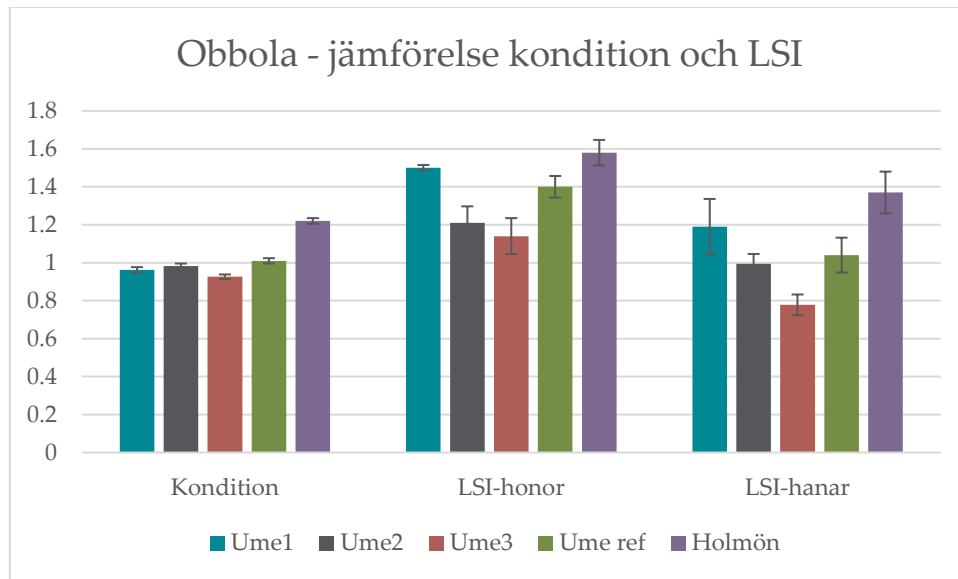
Figur A1. Fångstplatser för abborre (Ume 1, Ume 2, Ume 3, Ume ref samt Holmön) i recipienten till Obbola pappersbruk. Ungefärlig utbredning av fiberbankar och/eller fiberrika sediment har markerats utifrån Norrlin m.fl. (2016).

I **Tabell A1**, **Figur A2** och **Figur A3** redovisas en sammanställning av ett antal olika morfologiska mått och index uppmätt på de fiskar som analyserats från Obbolarecipienten. Det förelåg inga skillnader i morfologiska mått mellan fisk från referenser och recipienter som pekar mot att fiskens hälsotillstånd avvek i någon av dessa.

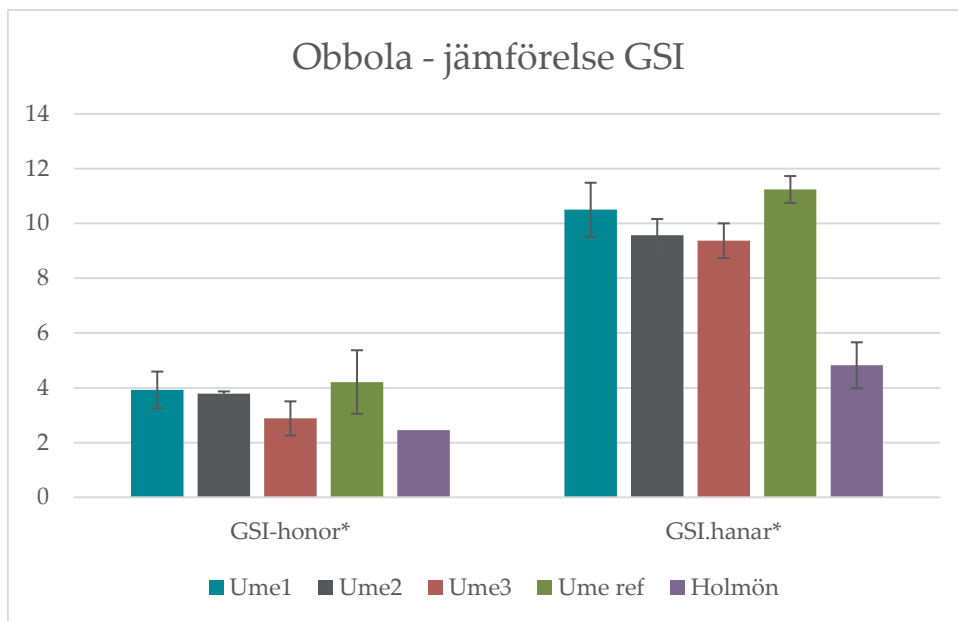
Tabell A1. Morfologi för insamlad abborre från respektive lokal vid Obbola pappersbruk. Fetmarkerat representerar medelvärde och i parenteserna visas min- och maxvärden.

	Ume1	Ume2	Ume3	Ume ref	Holmön
Kön (totalt antal)	Hona: 10 Hane: 14	Hona: 9 Hane: 15	Hona: 7 Hane: 14	Hona: 13 Hane: 11	Hona: 11 Hane: 10
Kön (antal köns mogna)	Hona: 4 Hane: 14	Hona: 2 Hane: 15	Hona: 4 Hane: 13	Hona: 2 Hane: 11	Hona: 1 Hane: 7
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	75	71	85	54	38
Längd (cm)	18,1 (16–21)	17,6 (15–20)	17,5 (15–19,2)	17,6 (15–20)	19,9 (17–22)
Vikt (g)	65,4 (43–109)	60,9 (41–82)	56,4 (410–75)	66,5 (39–93)	97,3 (70–122)
CF (-)	0,962 (0,85–1,1)	0,982 (0,83–1,1)	0,926 (0,82–1,1)	1,14 (0,98–1,3)	1,12 (1,0–1,2)
LSI-honor (-)	1,50 (0,85-2,1)	1,21 (0,86-1,7)	1,14 (0,86-1,6)	1,40 (0,81-2,13)	1,58 (1,11-2,48)
LSI-hanar (-)	1,19 (0,55-2,9)	0,994 (0,59-1,2)	0,78 (0,41-1,1)	1,04 (0,65-1,27)	1,37 (0,65-1,27)
GSI-honor* (-)	3,92 (2,2-5,3)	3,78 (3,7-3,9)	2,88 (1,1-3,7)	4,21 (3,05-5,37)	2,45 (2,45-2,45)
GSI-hanar* (-)	10,5 (4,3-19)	9,57 (5,7-13)	9,37 (6,4-14)	11,23 (8,60-13,56)	4,82 (2,12-7,94)
Ålder (år)	4,5 (3,0–7,0)	3,8 (3,0–5,0)	4,3 (3,0–6,0)	3,7 (3,0–5,0)	3,9 (3,0–4,0)
Tillväxt (cm/år)	4,1 (2,7–5,7)	4,7 (3,6–6,1)	4,1 (3,2–5,5)	5,0 (3,6–6,6)	5,2 (4,6–6,4)

*Enbart köns mogna individer.



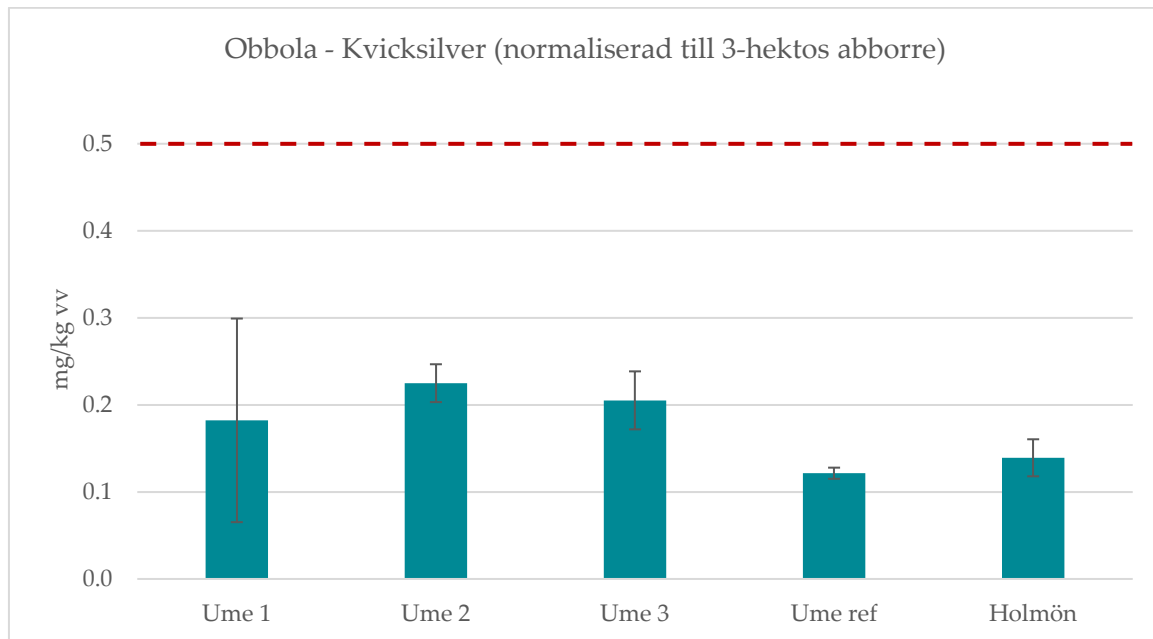
Figur A2 Konditionsfaktor (CF) och leversomatiskt index (LSI) i abborre från undersökta lokaler vid Obbola. Felstaplarna visar medelfel (SE).



Figur A3 Gonadsomatiskt index (GSI) i abborre från undersökta lokaler vid Obbola. Felstaplarna visar medelfel (SE). *Endast könsmogna individer.

I **Figur A4** redovisas normaliserade kvicksilverhalter i abborre från respektive delområde. Kviksilver är ett ämne som bioackumuleras i fisk, d.v.s. halten i fiskens muskelvävnad ökar ju äldre och större fisken blir. För att kompensera för de ålders- och storleksskillnader som förelåg i fisken mellan lokalerna har Hg-halterna storleksnormaliserats enligt ett förfarande beskrivet av Meili, et al. I **Figur A5** redovisas genomsnittliga halter av nickel, koppar, zink, kadmium, bly samt arsenik i levervävnad. Metallhalter under analysmetodens detektionsgräns antogs till halva detektionsgränsen. Samtliga samlingsprov av krom var under detektionsgräns och redovisas inte. I **Figur A6** redovisas uppmätta halter av DDT och HCB i muskelkött normaliserade till 5 % fetthalt. I **Figur A7** framgår halter av ΣPCB_6 samt summan av PCDD/Fs och dioxinlika PCBer, även dessa normaliserade till 5 % fetthalt. Halterna normaliserades utifrån medelfetthalt på 0,8%. **Figur A8** redogör för $\Sigma\text{PCDD/F}$ som fetthaltsnormerats samt att koncentrationer under analysmetodens detektionsgräns antagits till halva denna gräns (s.k. *medium bound*).

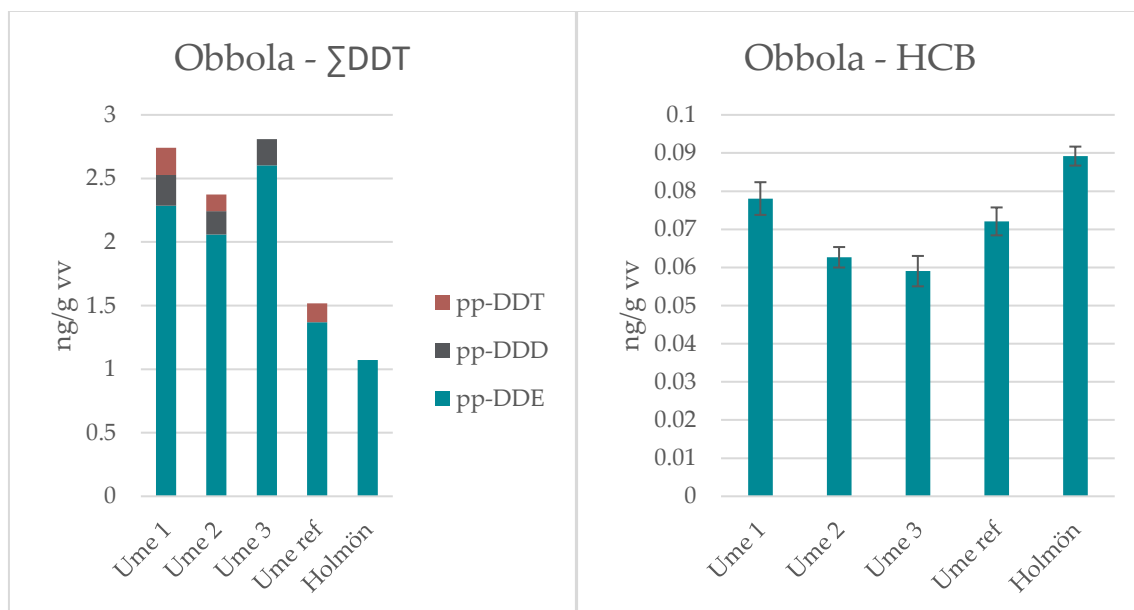
Den övergripande bilden av undersökningarna utanför Obbola är att det föreligger en svag till måttlig föroreningsexponering för fisk i huvudfåran för Umeälvens utflöde. Om det sker ett upptag av föroreningar med specifikt ursprung i de aktuella fibersedimenten eller om föroreningarna har sitt ursprung i uppströms liggande områden är vanskligt att uttala sig om. Det är under alla förhållanden inte påtagligt förhöjda halter som uppmätts av något ämne.



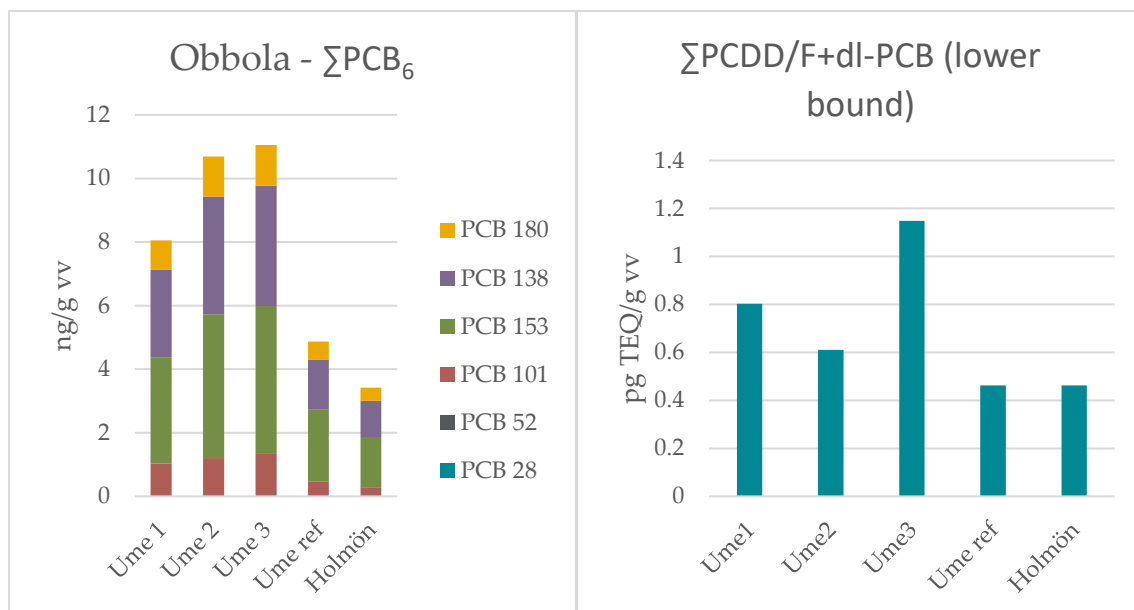
Figur A4. Medianhalter av Hg normaliserade till 3-hektos abborre enligt Meili et al. (2004). Röd linje indikerar EU:s gränsvärde för saluföring. Felstaplarna visar medelfel (SE).



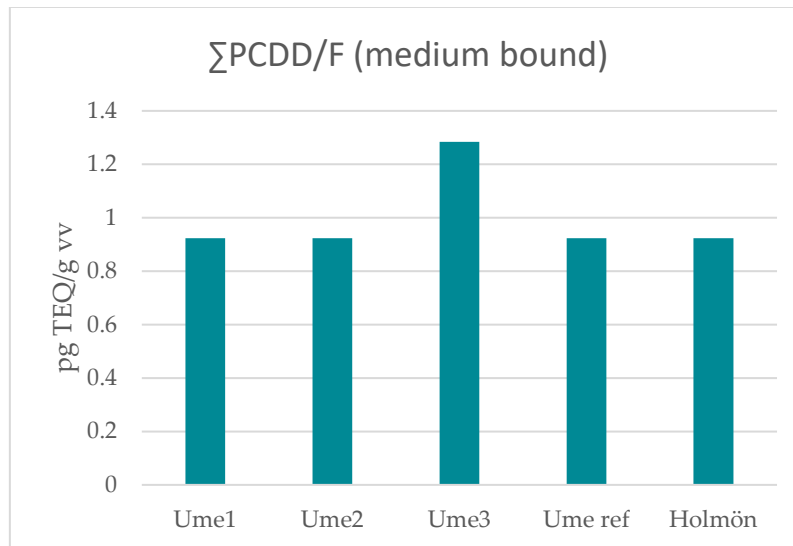
Figur A5. Medianhalter av spårämnesmetaller i levervävnad från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).



Figur A6. Medianhalter av DDT och HCB i muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE).



Figur A7. Medianhalter av PCB₆ och halter av PCDD/F + dioxinlika PCB i muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt.



Figur A8. Halt av PCDD/F i muskelkött, normaliserad till 5% fetthalt. Medium bound redovisas.

Bedömningsgrunden för kemisk status är 75 ng/g v v för ΣPCB_6 och 10 ng/g v v för HCB (HVMFS 2019:25, 2019). För $\Sigma\text{PCDD/F}+\text{dl-PCB}$ gäller bedömningsgrund för kemisk status på 6,5 pg TEQ/g v v och för $\Sigma\text{PCDD/F}$ gäller saluföringsgränsvärde på 3,5 pg TEQ/g v v (European Commission, 2011). Figuren visar att halterna med marginal underskrider dessa värden. Gränsvärdet för $\Sigma\text{PCDD/F}$ jämförs vanligtvis mot "lower bound" som i detta fall var noll för samtliga lokaler.

Sammanfattande bedömning

Inga markanta avvikelser som tyder på nedsatt hälsotillstånd eller fortplantningsförmåga noterades i abborren vid närrecipienten till Obbola i förhållande till referenslokalen.

Halten av kvicksilver var något högre i närrecipienten jämfört med referensen och jämförelselokalen Holmön, och att betrakta som något förhöjda i förhållande till normala bakgrundshalter i kustområden (Sandström, et al., 2016).

Halterna av DDT, dioxin och PCB var något förhöjda vid recipientlokalerna direkt nedströms bruket än vid referensen vid Umeälvens västra strömfåra. Däremot var halterna i nivå med de vid den uppströms belägna lokalen (Ume1). HCB och PCB i fisken underskred dock bedömningsgrunden för kemisk status.

Kadmium-, bly- och nickelhalter var förhöjda i recipienterna (även den uppströms belägna lokalen) och referensen vilket tyder på en nickel- och blymineralisering i Umeälvens avrinningsområde och att det är höga halter i bägge älvfåror. Nickelhalterna var med stor marginal högre än på alla andra platser som undersökts inom projektet.

Sammantaget kan konstateras att uppmätta halter i fisken visar en allmän svag till måttlig haltförhöjning, vilket kan förväntas i närheten av en större stad som Umeå med dess industrihistoria, men det saknas tecken på någon direkt påverkan från fibersedimenten i Obbolas närhet.

Referenser

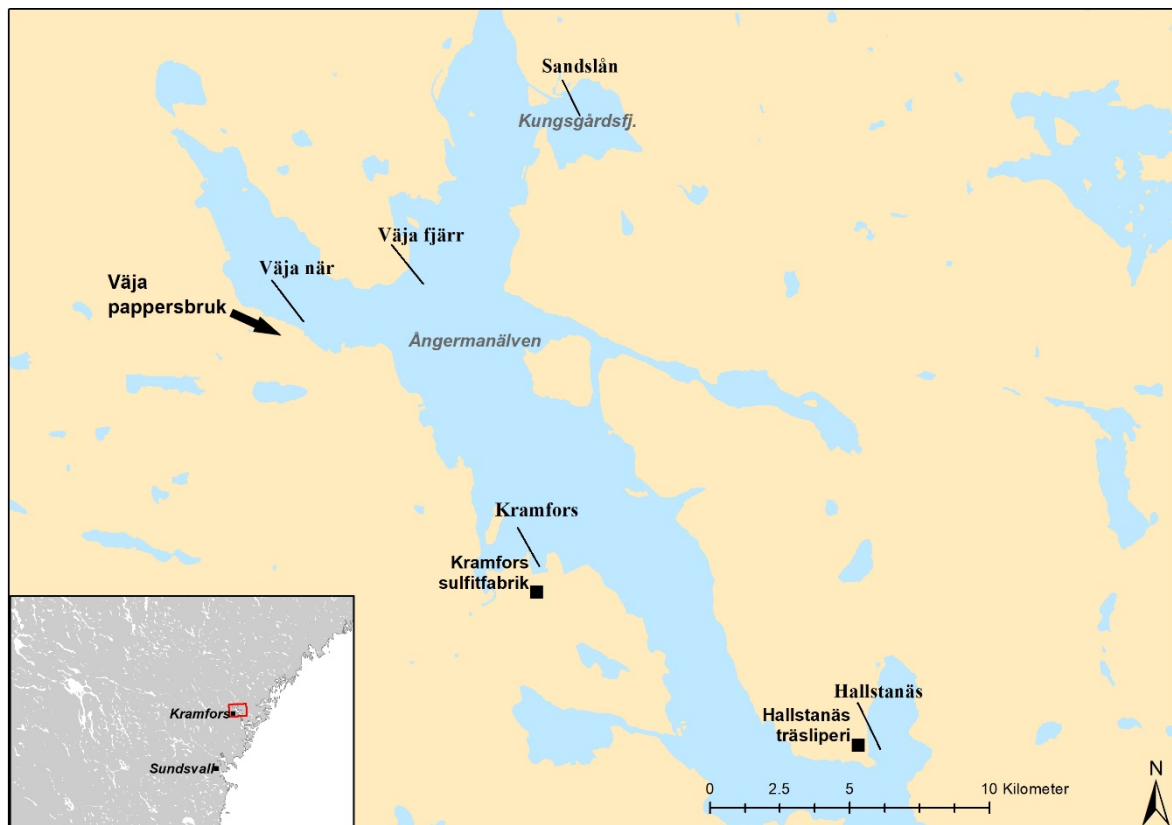
- European Commission, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, Issue Off J Eur Union 320, pp. 18-23.
- HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Lowell, R. B. et al., 2005. National Assessment of Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data : Findings from Cycles 1 through 3. National Water Research Institute, NWRI Scientific Assessment Report Series (No. 5. 40p).
- 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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Sandström, O. et al., 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter . IVL rapport B2272.

Bilaga B – Väja pappersbruk

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades i recipienten till Väja pappersbruk och de sedan länge nedlagda Kramfors sulfitfabrik och Hallstanäs träsliperi samtliga belägna i nedre Ångermanälven (**Fig. B1**). Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer.

Abborre insamlades vid fem lokaler i recipienten Väja pappersbruk, Kramfors, den 2–4 september 2019. Fisket utfördes av Magnus Karlsson, Joakim Hållén och Hannes Waldetoft. De abborrar som var i längdintervallet 15–20 cm valdes ut för vidare analys. Lokalerna "Kramfors" och "Hallstanäs" betraktas här som separata recipienter. De jämförs därför mot Sandslån, men inte mot när- och fjärrecipienten vid Väja.



Figur B1. Lokaler för fiskinsamling.

Referensområdet, Sandslån, är att anse som opåverkad från industriell aktivitet, men nog nära bruket för att minimera skillnader som inte är en konsekvens av utsläpp från bruket.

De statistiska jämförelserna av morfologiska index har utförts med en *envägs*-ANOVA. En modell anpassades för varje index. En signifikansnivå på 5% har använts.

De morfometriska index som testats statistiskt kompletteras med en figur över primärdata, som ger en uppfattning om spridningen inom en lokal och skillnader mellan lokaler. I figurerna har en mindre slumpmässig sidledesförskjutning adderats för att kunna särskilja överlappande punkter.

Resultat

Först redogörs för de morfometriska indexen, därefter tillväxt och könsmognad. Slutligen redogörs för halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller samt klororganiska föreningar.

Morfometri

Tabell B2 visas en sammanställning av morfologiska mått och index från de fiskar som insamlats. Sammanställningen är uppdelad per lokal och visar medelvärden samt minimum och maximum. En fördjupning av konditionsfaktor, lever- och gonadsomatiskt, tillväxt och könsmognad redovisas därefter i separata underrubriker.

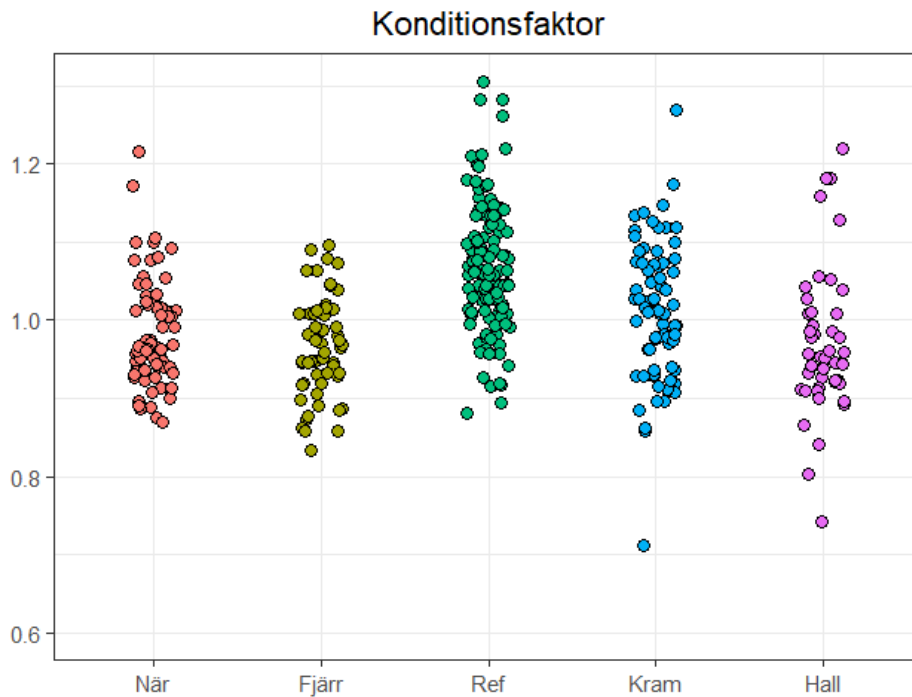
Tabell B2. Morfologi för insamlad abborre från respektive lokal vid Väja pappersbruk. Fetstilt representerar medelvärde och parenteserna visar min- och maxvärden.

	Väja när.	Väja fjärr	Sandslån	Kramfors	Hallstanäs
Kön (totalt antal)	Hona: 53 Hane: 19	Hona: 35 Hane: 20	Hona: 74 Hane: 45	Hona: 58 Hane: 16	Hona: 37 Hane: 8
Kön (antal könsmogna)	Hona: 13 Hane: 15	Hona: 14 Hane: 18	Hona: 36 Hane: 44	Hona: 18 Hane: 13	Hona: 14 Hane: 7
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	39	58	67	42	47
Längd (cm)	17,6 (16-10)	17,6 (15-20)	17,3 (15-20)	17,7 (16-21)	18 (15-21)
Vikt (g)	57,9 (42-92)	57,2 (37-89)	61,7 (31-97)	61,5 (43-100)	61,8 (41-101)
CF (-)	0,98 (0,87-1,22)	0,97 (0,83-1,1)	1,1 (0,88-1,3)	1,0 (0,71-1,3)	0,97 (0,74-1,2)
LSI-honor (-)	0,65 (0,17-1,6)	0,70 (0,31-1,2)	1,44 (0,43-2,5)	0,74 (0,26-1,8)	0,66 (0,39-1,2)
LSI-hanar (-)	0,54 (1,32-0,78)	1,52 (0,26-1,1)	1,35 (0,51-2,3)	0,61 (0,40-0,87)	0,53 (0,35-0,83)
GSI-honor* (-)	2,77 (1,4-4,4)	2,95 (1,6-6,5)	2,35 (0,94-3,6)	2,52 (0,82-3,8)	3,32 (2,6-4,1)
GSI-hanar* (-)	6,03 (0,96-8,2)	5,42 (0,96-8,4)	6,87 (0,52-13)	6,97 (2,7-12)	5,65 (2,4-8,1)
Ålder (år)	4,5 (3-8)	4,4 (3-8)	4,4 (3-7)	5,0 (3-12)	5,6 (3-8)
Tillväxt (cm/år)	4,1 (2,2-5,9)	4,2 (2,4-6,4)	4,1 (2,4-5,8)	3,8 (1,7-5,5)	3,5 (2,2-5,8)

*Enbart könsmogna individer.

Konditionsfaktor

Konditionsfaktorn, anpassad med *envägs-ANOVA*, var signifikant högre i referensen än i de båda recipientlokalerna ("Recipient" och "Fjärr"), samt högre än både "Kramfors" och "Hallstanäs". Däremot är skillnaden i medelvärden för recipientlokalerna jämfört mot referensen relativt liten (mindre än 10% differens).

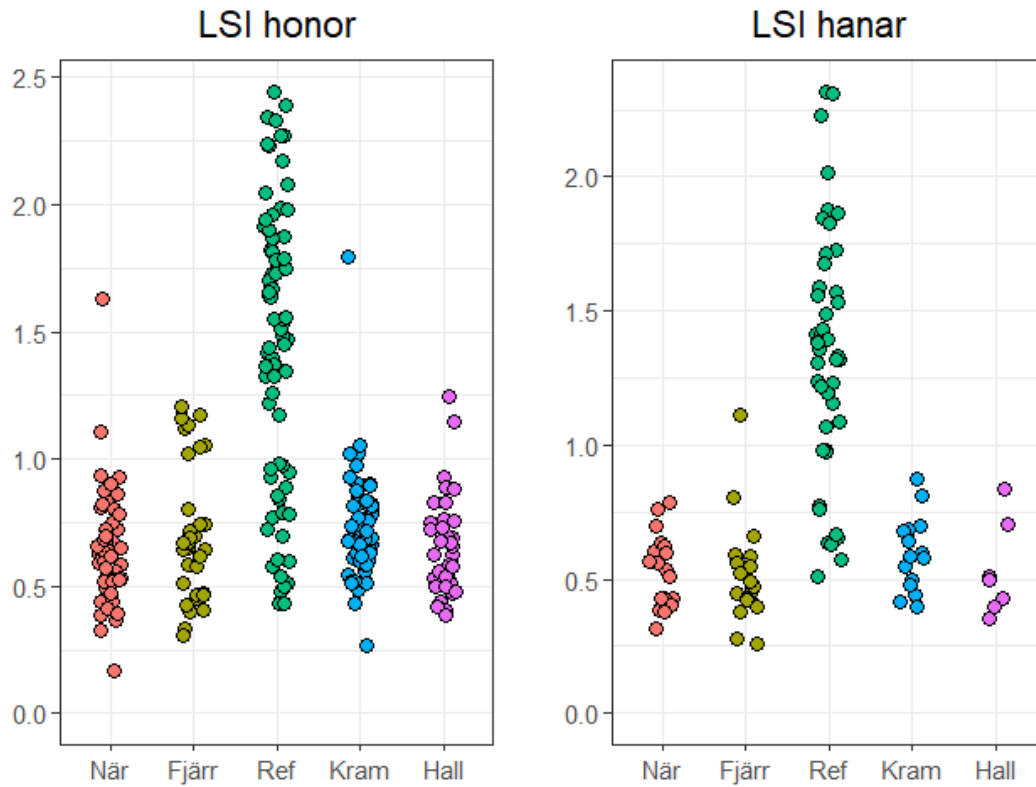


Figur B2. Konditionsfaktor (CF) för insamlade abborrar.

Figuren visar att referensen tycks ha ett något högre medelvärde, men överlag att skillnaden mellan lokalerna är liten. Det signifikanta resultatet beror på att variabiliteten i konditionsfaktorn är liten. Notera att den lodräta axeln inte börjar från noll.

Relativ levervikt

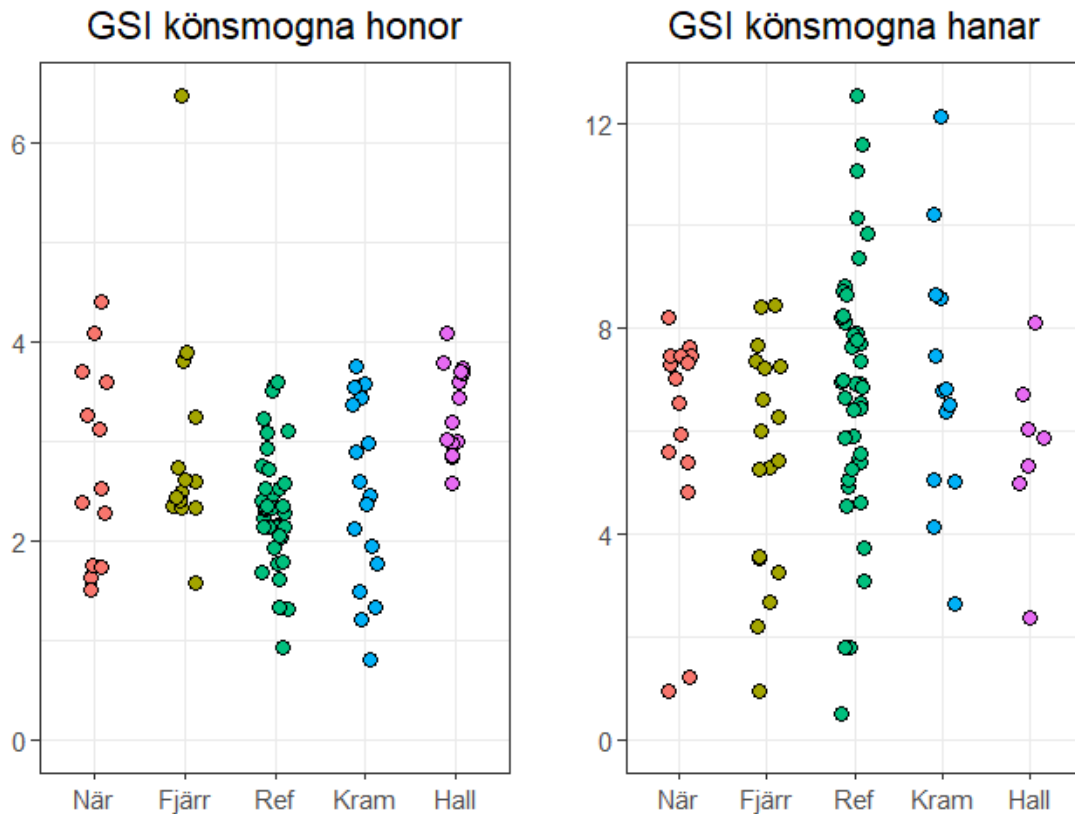
ANOVA:n gav att LSI var signifikant högre i referensen än i samtliga övriga lokaler. **Figur B3** visar på rimligheten i testresultatet. Medelvärden förefaller högre i referensen, såväl för honor som hanar.



Figur B3. Relativ levervikt (LSI) för insamlade abborrar.

Relativ gonadvikt

För GSI visar ANOVA:n inte på några signifikanta skillnader, och i figuren nedan syns rimligheten i detta. Inga lokaler tycks avvika särskilt från övriga.

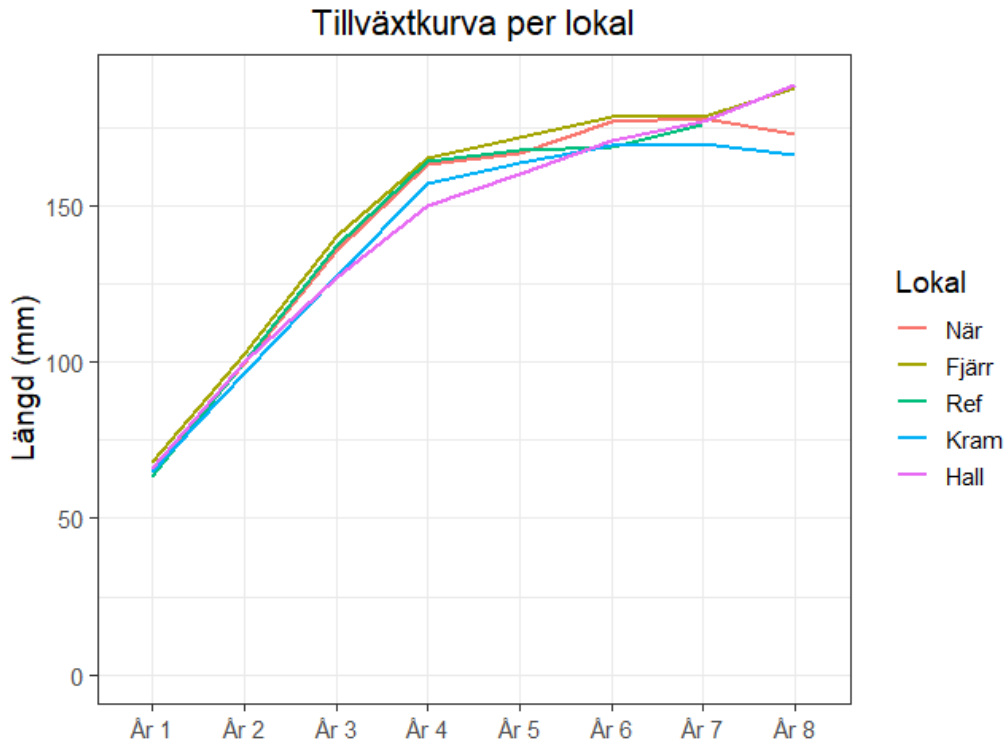


Figur B4. Relativ gonadvikt (GSI) för insamlade abborrar. Endast köns mogna individer.

Tillväxt

Figuren över samband mellan längd och tillväxt (**Figur B5**) visar inte på några markanta skillnader mellan lokalerna. Kurvorna för när, fjärr och referens överlappar i princip varandra upp till det fjärde tillväxtåret. Att kurvorna är något spretigare för högre tillväxtår får snarare anses som en konsekvens av det fåtal individer av ålder sex år och uppåt som finns i materialet, än skillnader i tillväxthastighet mellan lokalerna. I referensen insamlades till exempel ingen individ av 8 års ålder, varför tillväxtkurvan för referensen upphör vid det sjunde tillväxtåret.

Kurvorna utläses som att varje nodpunkt är ett medelvärde av samtliga individers längd (per lokal) vid den givna åldern. Exempelvis: när individerna insamlade vid "Hallstanäs" var 4 år gamla hade de en genomsnittlig längd på 150 mm.



Figur B5. Tillväxtkurvor utifrån tillbakaräkning av gällock.

Könsmognadsgrad

I materialet finns abborrar med könsmognadsgrad 1 eller 2, men skalan är fyrgradig (mellan ett och fyra). Ett högre värde indikerar högre könsmognad. Den statistiska analysen testar här om andelen abborrar med högre könsmognadsgrad (könsmognadsgrad=2), skiljer sig mellan lokalerna. Testet är ett s.k *test of proportions*. Samtliga lokaler jämförs separat mot Sandslån (Tabell B3). En individ av könsmognadsgrad=2 benämns som adult.

Tabell B3. Resultat från jämförelse av andel adulta (köns mogna) individer.

	Andel adulta (%)	Signifikant skillnad mot Sandslån (ja/nej)
Sandslån	67	
Närrecipient	39	ja
Fjärrecipient	58	nej
Kramfors	42	ja
Hallstanäs	47	nej

Referensen har signifikant högre andel individer av högre könsmognadsgrad än "Kramfors" och närrecipienten, men inte högre än fjärrecipienten och "Hallstanäs".

Metaller

Figureerna över metallhalter visar, för att förtydliga spridningen per lokal, samtliga mätvärden. För kvicksilver har tre mätningar per lokal gjorts. För övriga metaller har två mätningar gjorts för "Kramfors", medan övriga lokaler har tre mätningar. Samtliga mätningar är gjorda på samlingsprov á 8 individer. Jämförelser mellan lokaler görs i huvudsak mot referensen.

Om två eller fler mätpunkter inom en lokal överlappar har i figureerna en marginell förskjutning adderats för att punkterna ska kunna särskiljas visuellt. Muskelvävnad har använts för kvicksilvermätningar och levern för mätningar av övriga metaller. För kvicksilver markeras med röd streckad linje gränsvärdet för saluföring på 0,5 mg/kg vv.

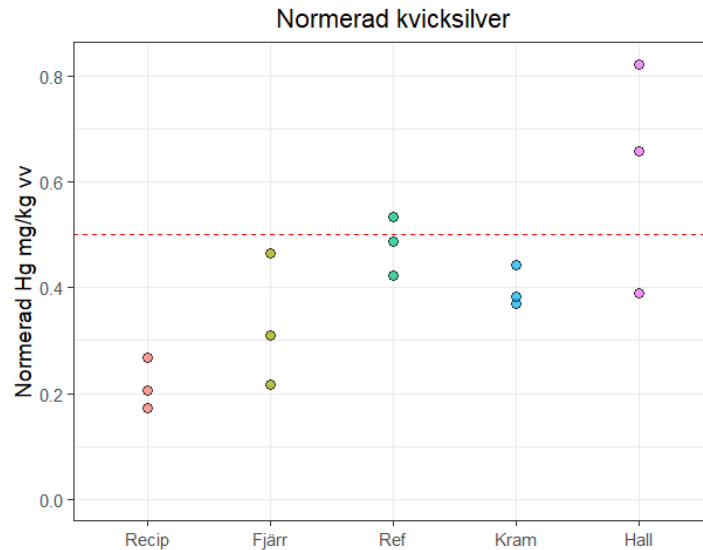
Mätningarna av bly, krom och nickel redovisas inte i figurer, på grund av att i princip alla dessa prov hade halter som underskred analysmetodens detektionsgräns (LOD). De visas istället i tabellform (**Tabell B4**). Värden markerade som "mindre än" innebär mindre än LOD.

Tabell B4. Metaller för vilka de flesta prover innehöll halter under LOD.

Prov	Bly µg/g ts	Krom µg/g ts	Nickel µg/g ts
När 1	0,043	<0.18	<0.75
När 2	<0.04	<0.18	<0.75
När 3	<0.04	<0.18	<0.75
Fjärr 1	<0.04	<0.18	<0.75
Fjärr 2	<0.04	<0.18	<0.75
Fjärr 3	<0.04	<0.18	<0.75
Kram 1	<0.04	<0.18	<0.75
Kram 2	<0.04	0,18	<0.75
Ref 1	<0.04	0,27	<0.75
Ref 2	<0.04	<0.18	<0.75
Ref 3	<0.04	<0.18	<0.75
Hall 1	<0.04	<0.18	<0.75
Hall 2	<0.04	<0.18	<0.75
Hall 3	<0.04	<0.18	<0.75

Kvicksilver

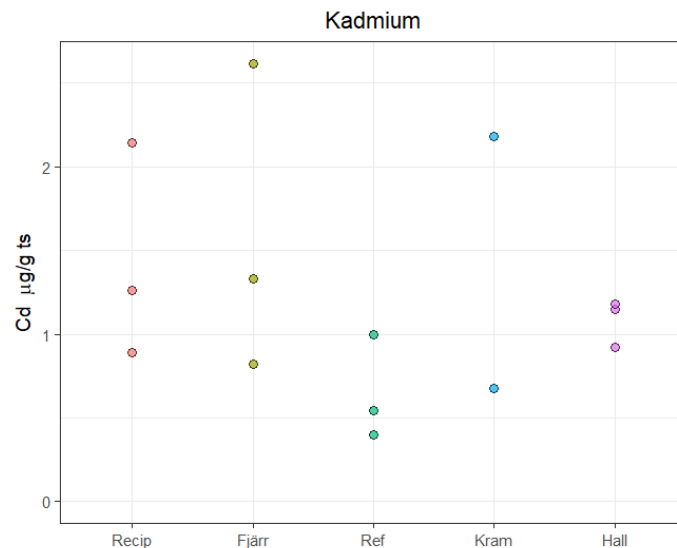
Här studeras kvicksilverhalter i de samlingsprover som analyserats. Halterna har normerats att motsvara fisk av konsumtionsstorlek i enlighet med Meili, et al.



Figur B6. Normerade kvicksilverhalter. Gränsvärde för saluföring (0,5 mg/kg vv) markerat med röd streckad linje.

Figuren indikerar att det föreligger en haltförhöjning i fisken från Hallstanäs. Halterna vid när- och fjärrrecipient var inte att anse förhöjda.

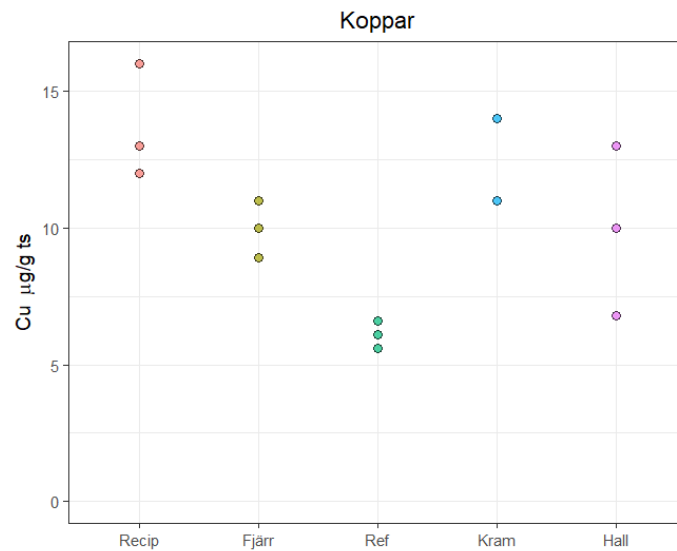
Kadmium



Figur B7. Uppmått kadmiumhalt i samlingsprov.

Uppmätta halter av kadmium har relativt stor spridning mellan lokalerna. Referensen har lägst median, men inte genomgående lägst mätvärden. Sammantaget finns en indikation på att halter av kadmium är lägre i referensen än övriga lokaler.

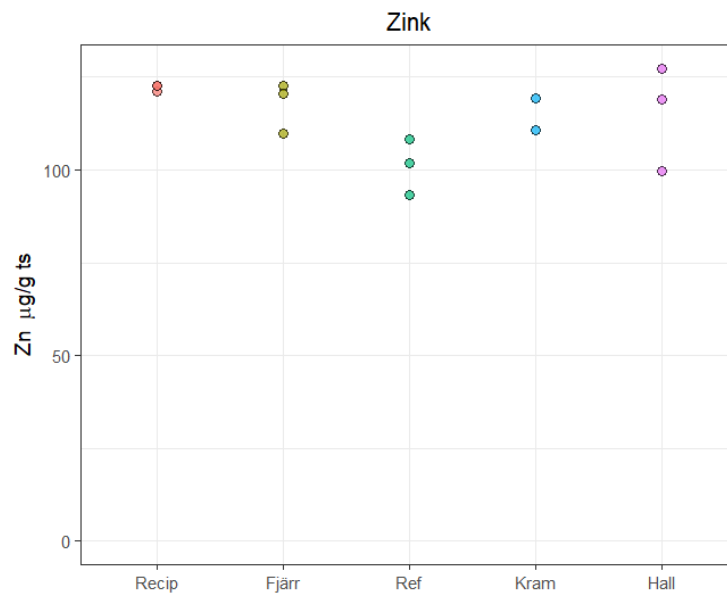
Koppar



Figur B8. Uppmätt kopparhalt i samlingsprov.

Lägst uppmätta halter är i referensen. Jämfört med referensen är det främst recipienten och "Kramfors" som har klart högre uppmätta halter.

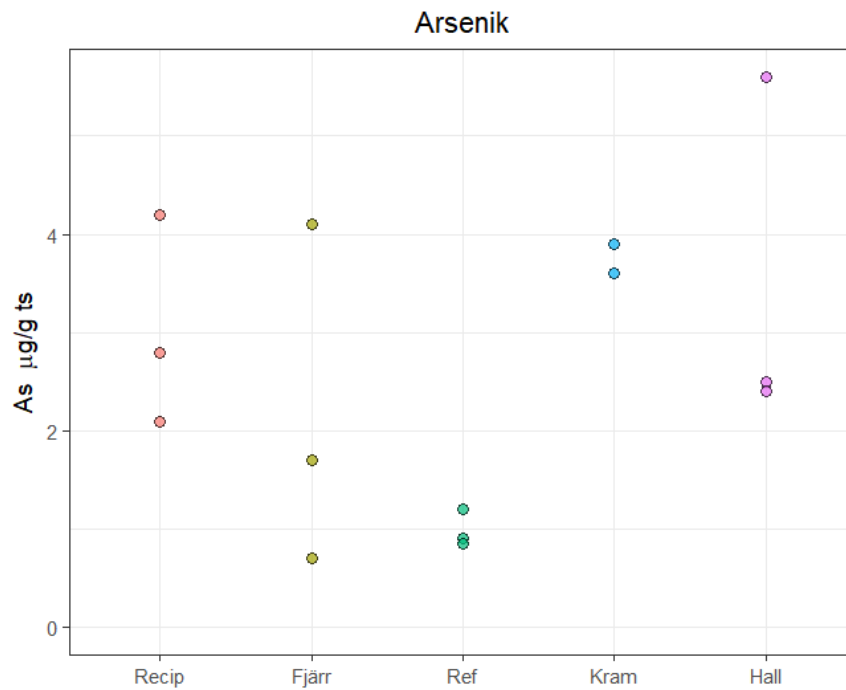
Zink



Figur B9. Uppmätt zinkhalt i samlingsprov.

I referensen är uppmätta halter något lägre än övriga, förutom "Hallstanäs" vars lägsta halt är i nivå med referensen. Däremot är den egentliga skillnaden mellan lokalerna inte särskilt stor – minimum och maximum, oavsett lokal, är 95 µg/g respektive 130 µg/g.

Arsenik

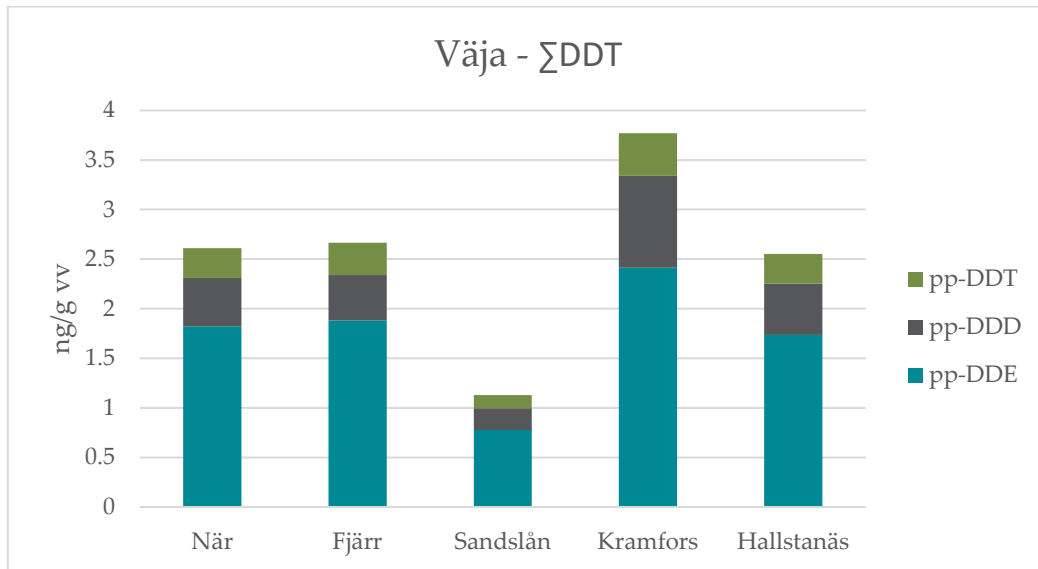


Figur B10. Uppmätt arsenikhalt i samlingsprov.

I referensen är alla tre uppmätta halter snarlika, och medianhalten är lägst för denna lokal. Den högsta medianhalten är i "Kramfors" (medianen är för Kramfors lika med medelvärdet eftersom denna lokal endast har två mätvärden).

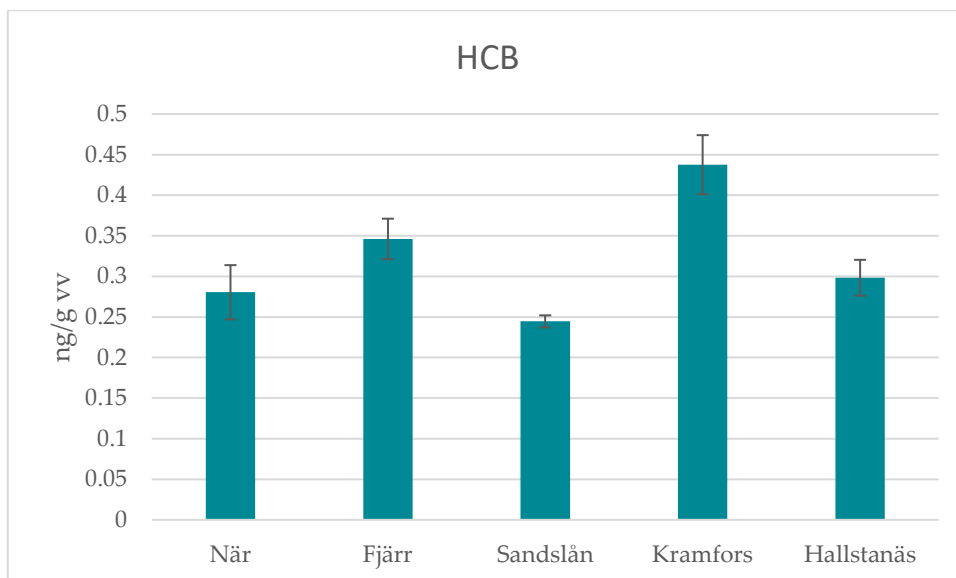
Klororganiska föroreningar

Ett samlingsprov per lokal har analyserats avseende förekomst av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB. För DDT, HCB och PCB₆ har tre prover per lokal analyserats. För HCB och PCB jämförs halterna mot bedömningsgrunden för kemisk status, på 10 ng/vv för HCB och 75 ng/g vv för Σ PCB₆ (HVMFS 2019:25). I figuren över PCDD/Fs har EU:s gränsvärde för försäljning på 3,5 pg TEQ/g vv markerats (European Union, 2011).



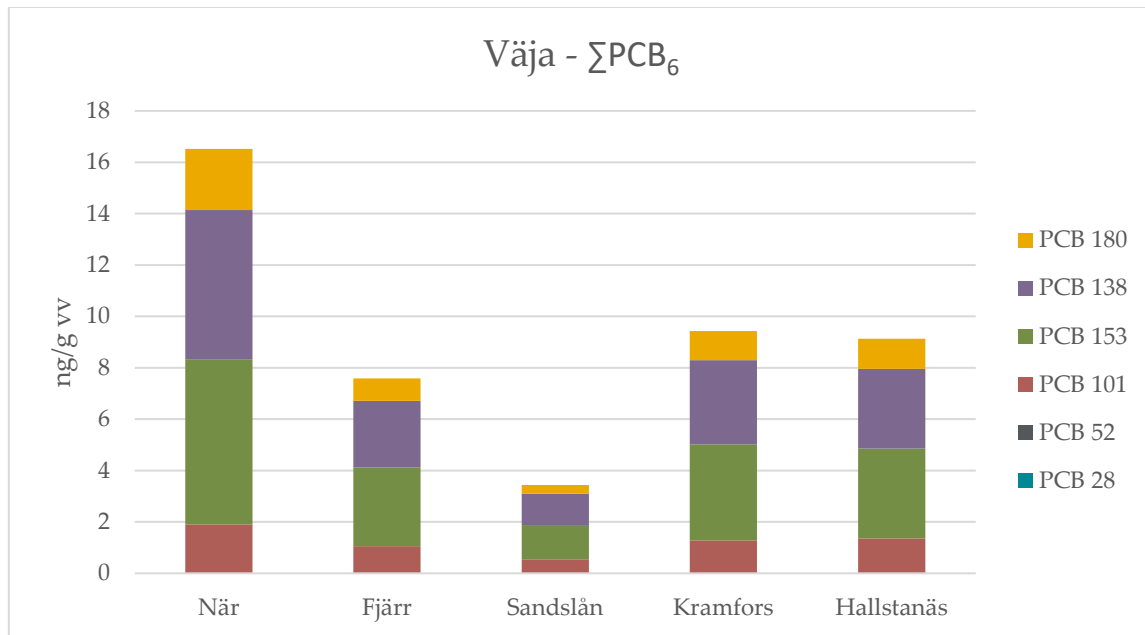
Figur B11. Halter av DDT utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Referenslokalen Sandslån hade lägst uppmätt halt av DDT (**Figur B11**). Halterna är överlag inte att betrakta som höga.



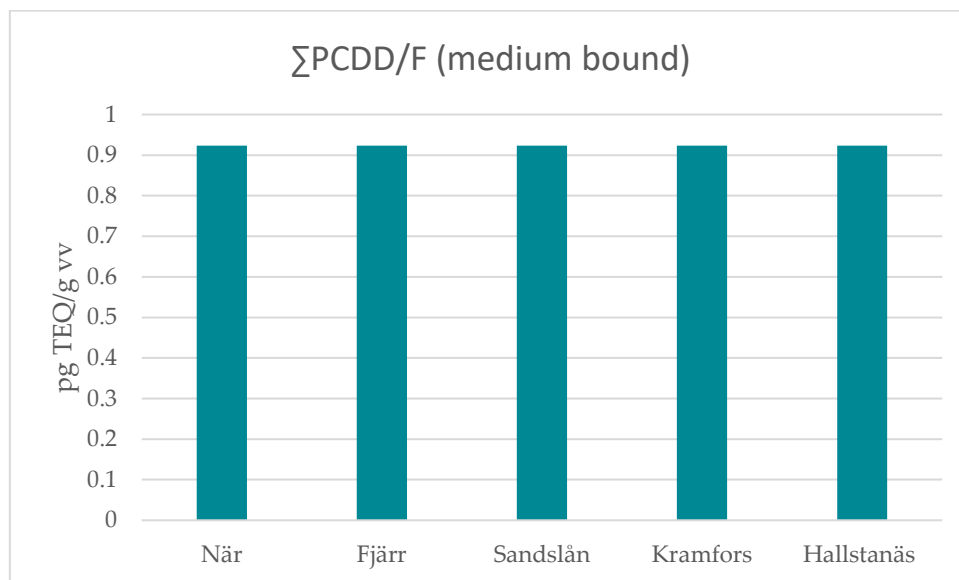
Figur B12. Halter av HCB utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Halterna av HCB var överlag låga (**Figur B12**). Bedömningsgrund för kemisk status är på 10 ng/g vv (y-axeln i figuren slutar vid 0,5 ng/g vv).



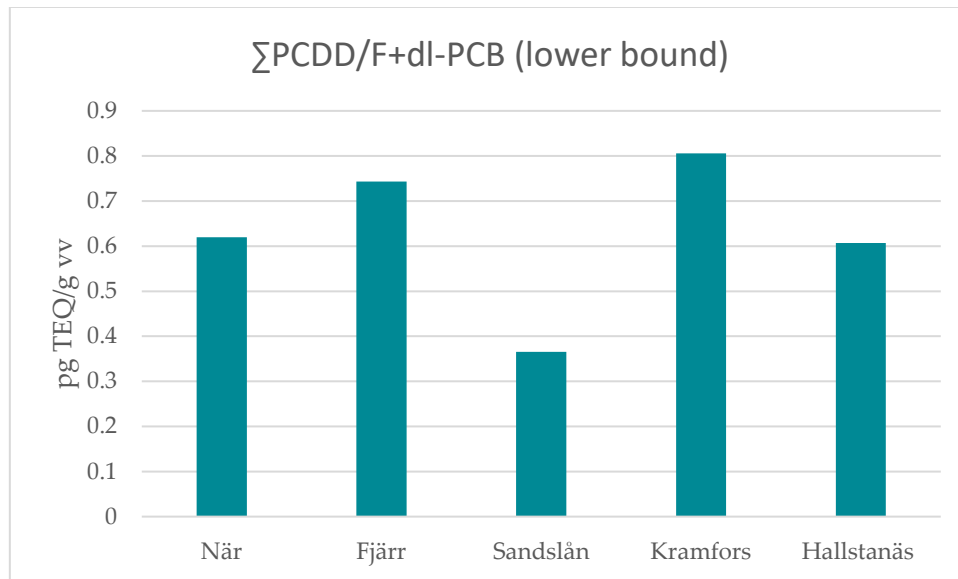
Figur B13. Halter av ΣPCB_6 utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Bedömningsgrund för kemisk status är på 75 ng/g v.v. Dessa halter är långt under denna gräns (Figur B13). Sandslån hade lägst uppmätt halt och närrecipienten högst.



Figur B14. Halter av $\Sigma\text{PCDD/F}$ utifrån ett samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Samtliga lokaler hade halter av PCDD/F under LOD. Halva denna gräns (samt fetthaltsnormerad) är rapporterad i Figur B14. Inga koncentrationer var alltså av detekterbar nivå. Gränsvärdet för saluföring (3,5 pg TEQ/g v.v) underskrids med marginal.



Figur B:15. Halter av Σ PCDD/F+dl-PCB utifrån ett samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE). Halterna av Σ PCDD/F+dl-PCB (Figur B:15) underskrider bedömningsgrunden för kemisk status på 6,5 pg TEQ/g vv. Lägst uppmätt halt var i Sandslån, vid övriga lokaler var halterna av likartad storlek.

Sammanfattande bedömning

Flera avvikelser noterades i fiskhälsoparametrarna jämfört mot referensområdet. Avvikelserna var högre konditionsfaktor och leversomatiskt index. Även könsmognaden var högre i referensen jämfört med närrecipienten. Utifrån livshistorieteorin indikerar mönstret i avvikelser att det råder näringsrikare förhållanden i referensområdet snarare än att det rör sig en toxisk effekt av utsläppen från industrin. Det kan alltså vara så att fiskens levnadsförhållanden (födottillgång etc.) skiljer sig för mycket för att Sandslån ska vara en fullgod referenslokal till recipienten vid Väja.

Halten av kvicksilver var förhöjd utanför Hallstanäs. Några indikationer på haltförhöjningar i när- och fjärrecipienten syntes inte.

Halterna av klororganiska ämnen var något lägre vid Sandslån men överlag mycket låga.

Referenser

European Commission, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union , Issue Off J Eur Union 320, pp. 18-23.

European Union, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, 320, pp. 18-23.

HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, s.l.: Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.

Lowell, R. B. et al., 2005. National Assessment of Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data : Findings From Cycles 1 through 3. National Water Research Institute, NWRI Scientific Assessment Report Series(No. 5. 40p).

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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).

Mieli, M. et al., 2004. Modelling critical loads of metals for aquatic ecosystems: Critical levels of mercury in precipitation. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping of critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends, Federal Environmental Agency,(ISSN 0722-186X), pp. Chapter 5.5.3.2, pp. V.60-63.

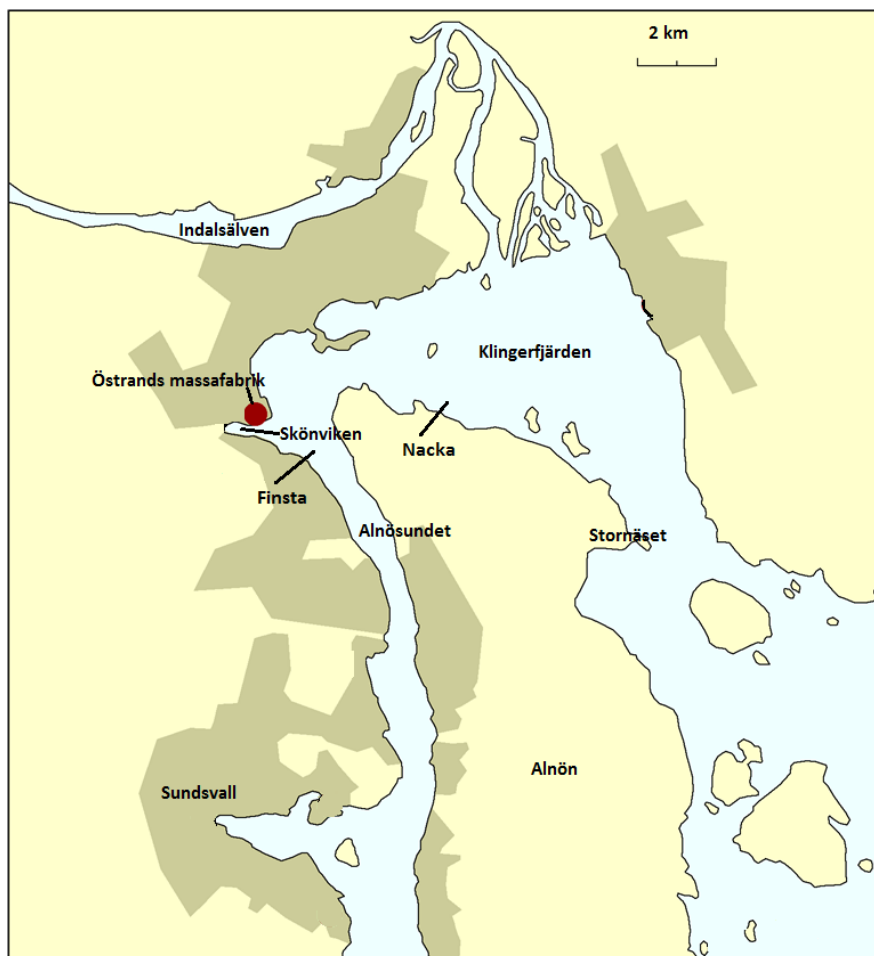
Sandström, O. et al., 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter. IVL rapport B2272.

Bilaga C – Östrands massafabrik

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades vid Östrands massafabrik 2017. Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer.

Fisket utfördes i september 2017 av Pelagia Nature and Environment. Abborre insamlades vid tre områden (**Fig. C1**); Skönviken, som historiskt påverkats av utsläpp från en numera nedlagd kloralkali fabrik som tidigare försörjde massabruket med processkemikalier, Finsta som ligger i den huvudsakliga strömningsriktningen för det nuvarande utsläppet från Östrands massafabrik samt ett referensområde som i liten grad påverkas av pågående eller historiska utsläpp från massatillverkningen. Referensområdet var ursprungligen avsett att förläggas till Stornäset men efter att tillgången på fisk visat sig vara begränsad i detta område flyttades fiskeplatsen cirka 5 kilometer norrut till ett område benämnt Nacka.



Figur C16. Fångstplatser för abborre (Skönviken, Finsta, Nacka) i Alnösundet och Klingerfjärden.

Resultat

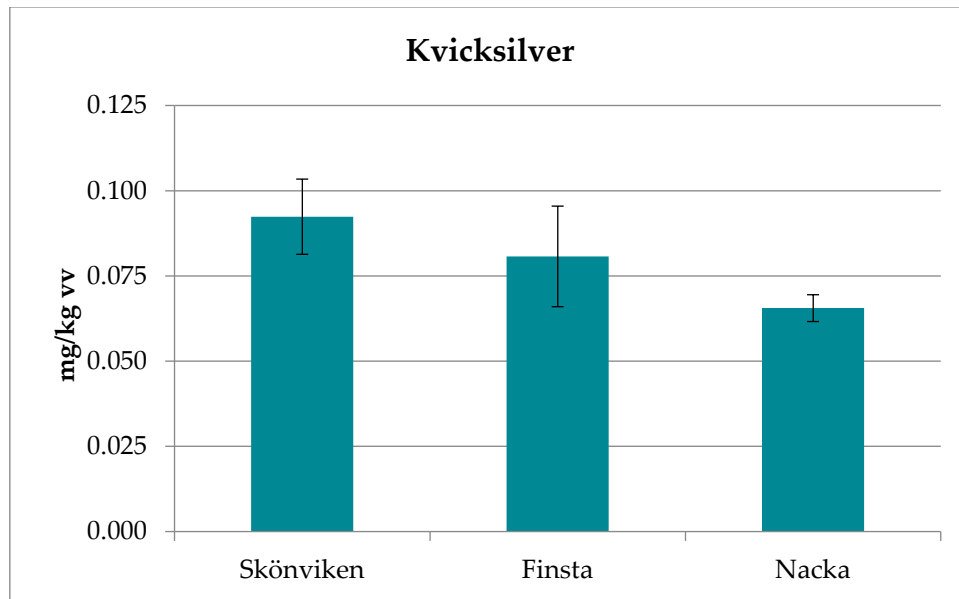
I **Tabell C1** redovisas morfometriska data för insamlade fiskar från respektive fiskeområde. Inga markanta skillnader noterades mellan några av lokalerna avseende konditionsfaktor (CF), leversomatiskt index (LSI) och tillväxt. För GSI var antalet könsmogna individer för lågt för att några mer långtgående slutsatser ska kunna dras. Ett något större underlag hade även behövts för en mer långtgående jämförelse avseende andelen adulta (könsmogna) individer.

Tabell C5. Morfometri (n=15) och fetthalt (n=3) från respektive lokal. Fetmarkerat representerar medelvärde och i parenteserna visas min- och maxvärden.

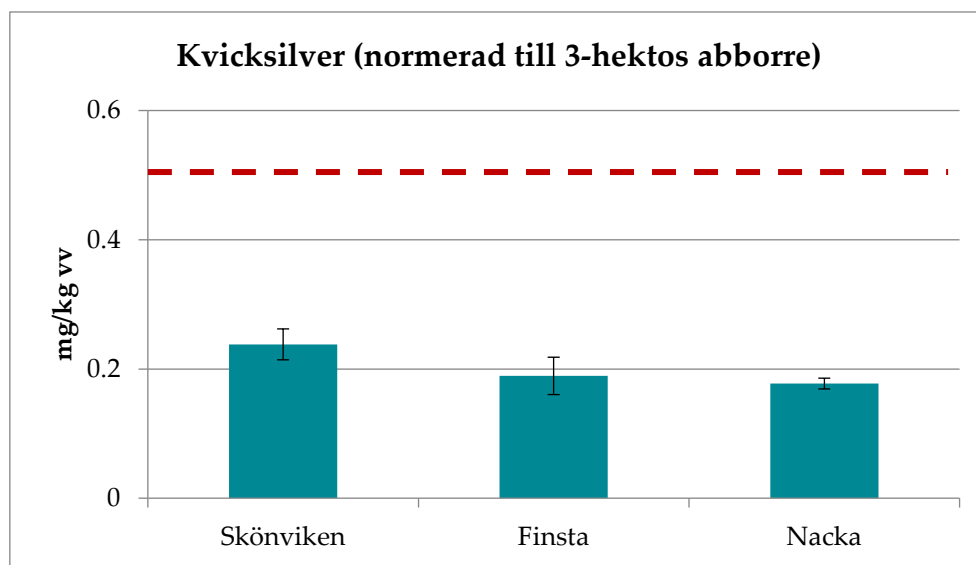
	Skönviken	Finsta	Nacka
Kön (totalt antal)	Hona: 7 Hane: 6	Hona: 12 Hane: 3	Hona: 10 Hane:4**
Kön (antal könsmogna)	Hona: 2 Hane: 5	Hona: 2 Hane: 2	Hona: 0 Hane:4
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	54	27	27
Längd (cm)	17,7 (16-21)	18,2 (16-20)	16,7 (16-19)
Vikt (g)	72 (47-137)	80 (49-118)	57 (45-82)
CF	1,12 (1,03-1,35)	1,16 (0,96-1,29)	1,09 (0,98-1,20)
LSI-honor	1,43 (1,19-1,88)	1,75 (1,15-2,63)	1,53 (1,00-1,88)
LSI-hanar	1,23 (0,82-1,84)	1,32 (0,99-1,62)	1,48 (1,09-1,75)
GSI-honor*	1,95 (1,73-2,17)	1,34 (1,16-1,58)	-
GSI-hanar*	4,46 (2,21-7,43)	3,73 (3,34-4,12)	4,50 (4,31-8,16)
Ålder (år)	4,0 (3-5)	4,5 (3-6)	3,6 (3-5)
Tillväxt (cm/år)	4,5 (3,5-5,7)	4,2 (3,1-5,3)	4,8 (3,2-6,0)

*endast könsmogna individer **en individ gick inte att könsbestämma

I **Figur C2** redovisas uppmätta Hg-halter från respektive delområde. Kvicksilver är ett ämne som anses kunna bioackumuleras i fisk, d.v.s. halten i fiskens muskelfävnad ökar ju äldre och större fisken blir. För att kompensera för de ålders- och storlekskillnader som förelåg i fisken mellan lokalerna har Hg-halterna storleksnormerats enligt ett förfarande beskrivet av (Meili et al., 2004). Hg-halter normerade till 3-hektos konsumtionsfisk redovisas i **Figur C3**.

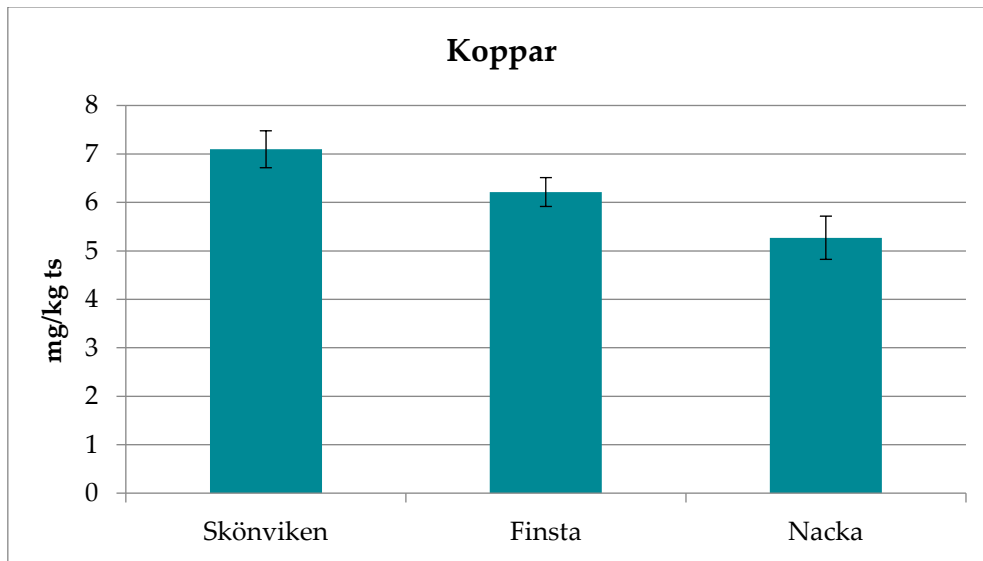


Figur C2. Medianhalter av Hg i abborrmuskel (n=10) från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

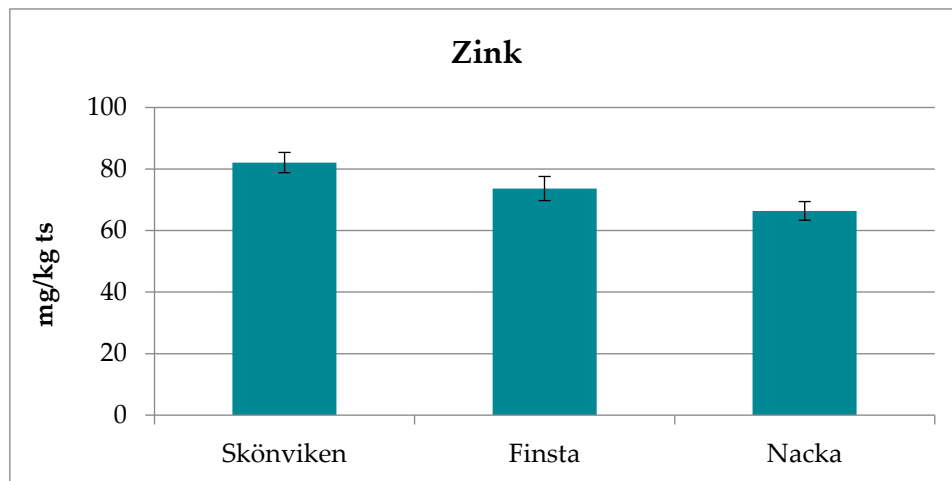


Figur C3. Medianhalter av Hg normerade till 3-hektos abborre enligt Meili et al. (2004). Röd linje indikerar EUs gränsvärde för saluföring (0,5 mg/kg vv). Felstaplarna visar medelfel (SE).

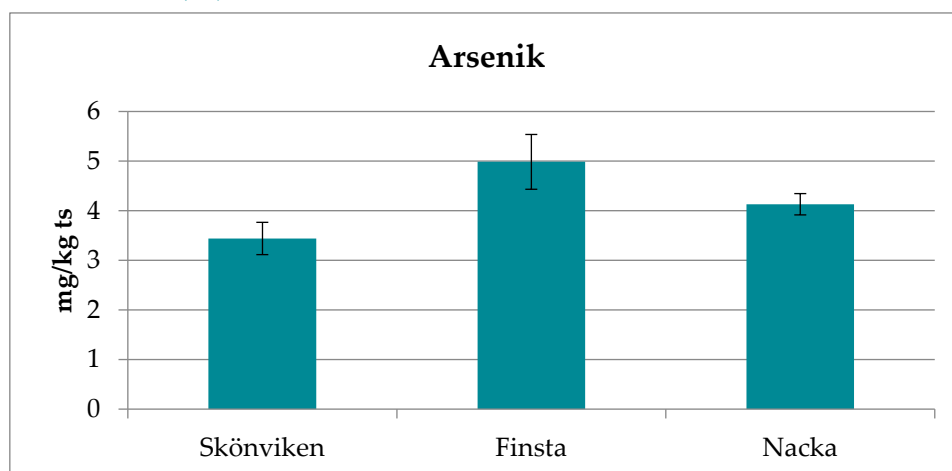
I **Figur C4-C7** redovisas genomsnittliga halter av koppar, zink, arsenik och kadmium i levervävnad. Halterna av krom, nickel och bly låg generellt lägre än analysmetodens detektionsgräns och redovisas därför inte.



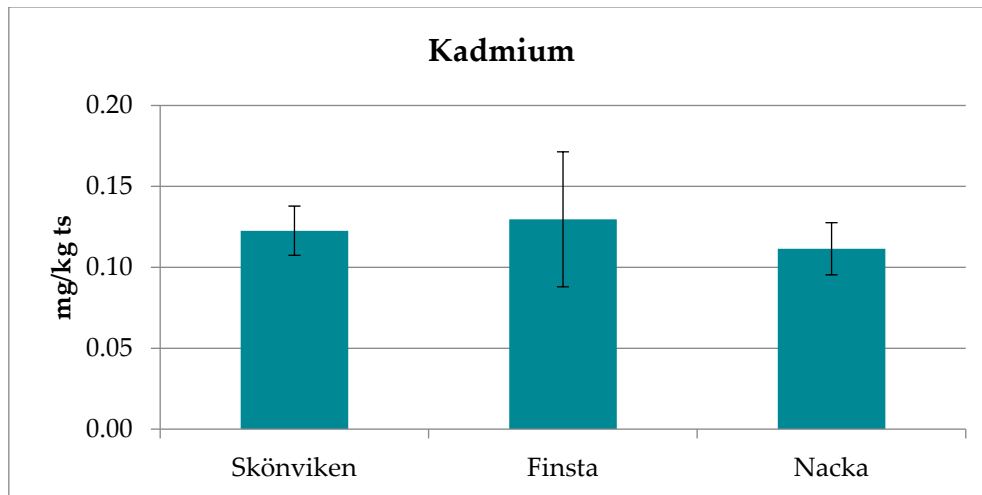
Figur C4. Medianhalter av Cu i levervävnad (n=10) från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).



Figur C5. Medianhalter av Zn i levervävnad (n=10) från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

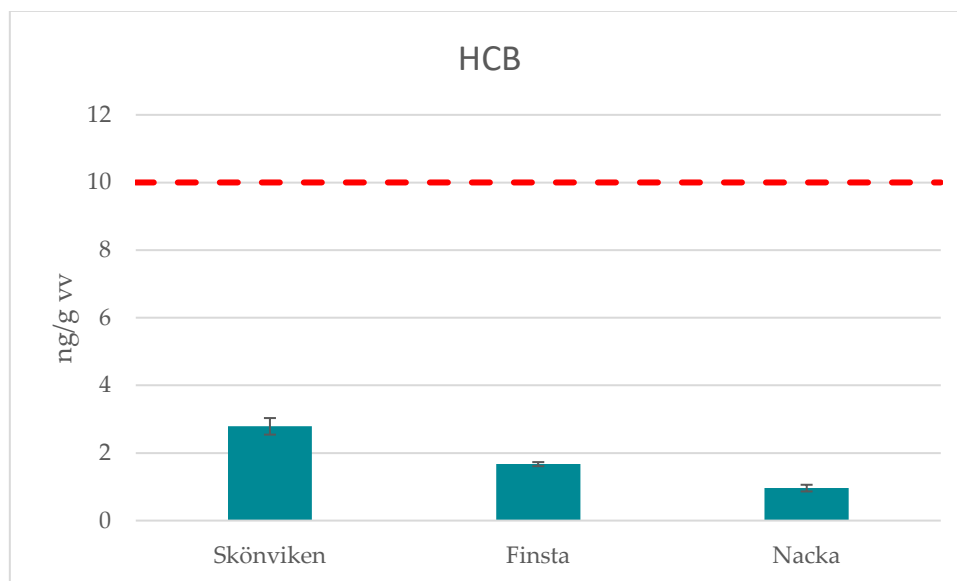


Figur C6. Medianhalter av As i levervävnad (n=10) från respektive lokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

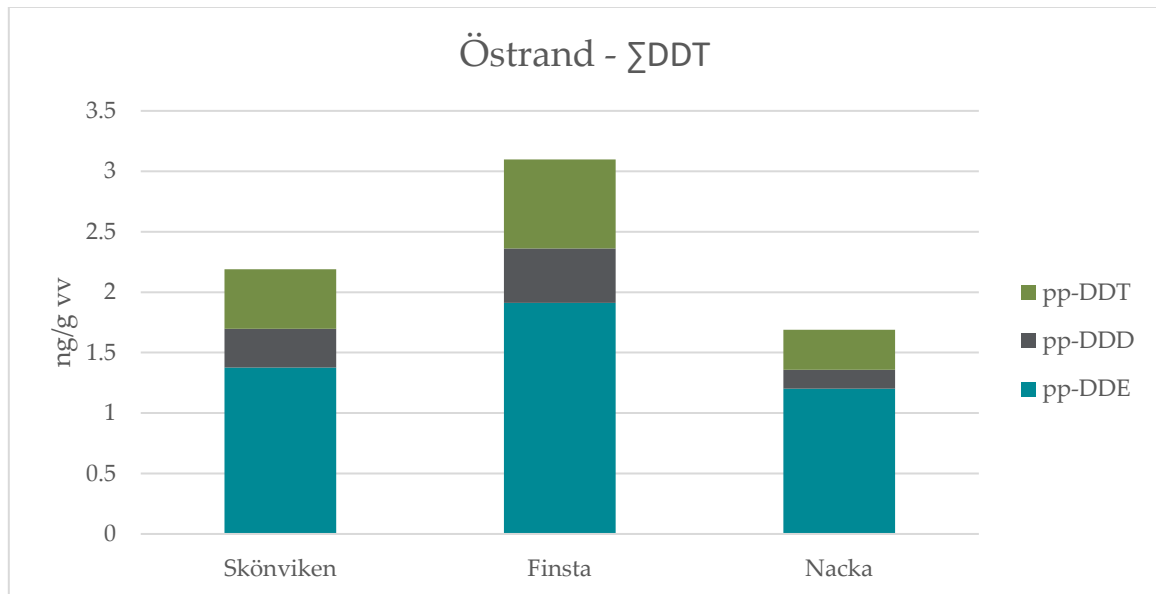


Figur C7. Medianhalter av Cd i levervävnad (n=10) från respektive lokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

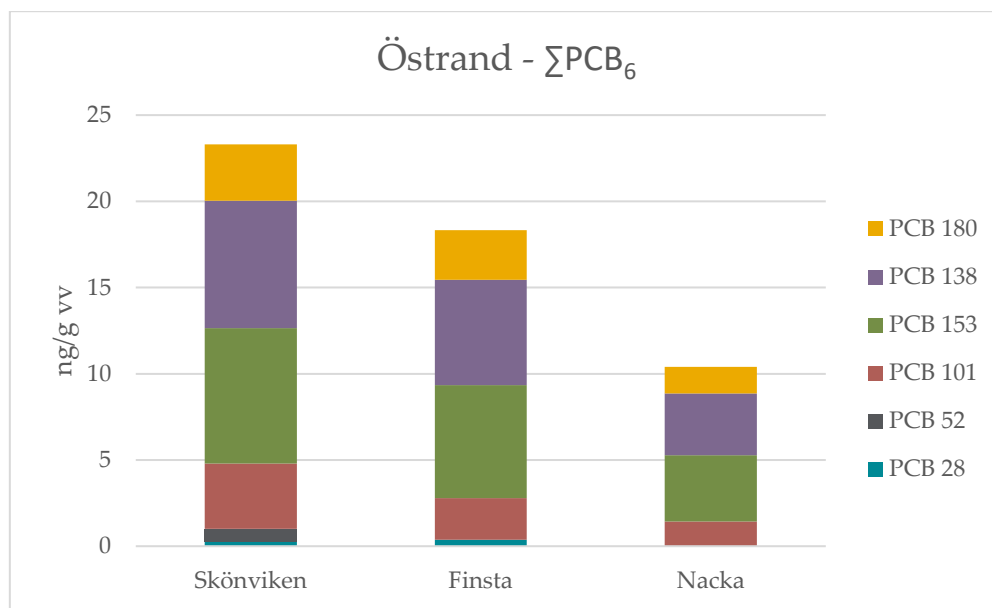
Hexaklorbensen är i likhet med flertalet stabila klororganiska ämnen lipofilt, d.v.s. de tenderar att befinna sig i kontakt med fett. Fiskens fetthalt påverkar därför dess halt av lipofila föroreningar. För att ta hänsyn till detta redovisas i **Figur C9** uppmätta halter av HCB i muskelkött normerade till 5 % fetthalt utifrån ett typvärde för fetthalt i abborre på 0,8%.



Figur C:9. HCB i muskelkött, median av tre samlingsprover (fem individer/samlingsprov) från respektive lokal normerade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE). Röd linje indikerar bedömningsgrund för kemisk status.

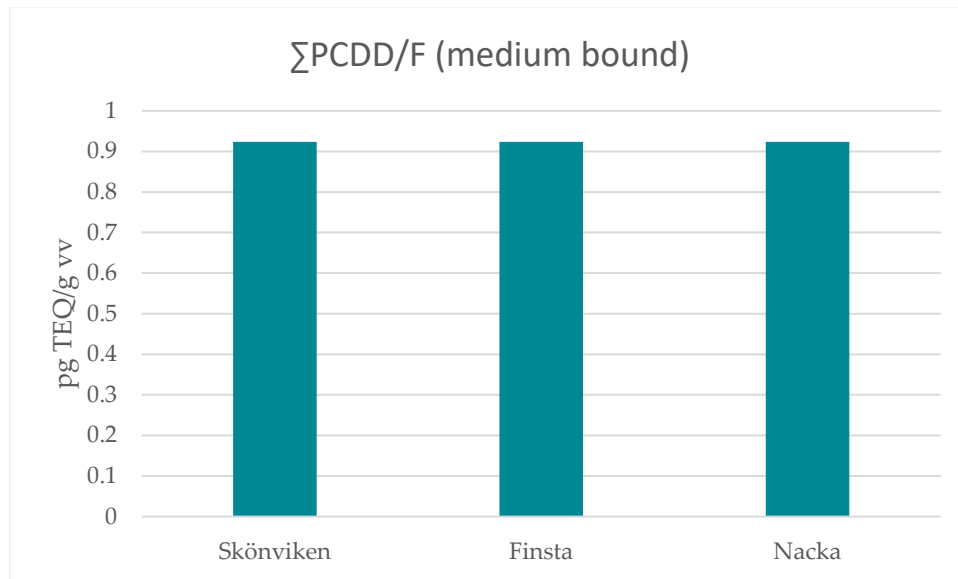


Figur C10. DDT i muskelkött, median av tre samlingsprover (fem individer/samlingsprov) från respektive lokal normerade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE).



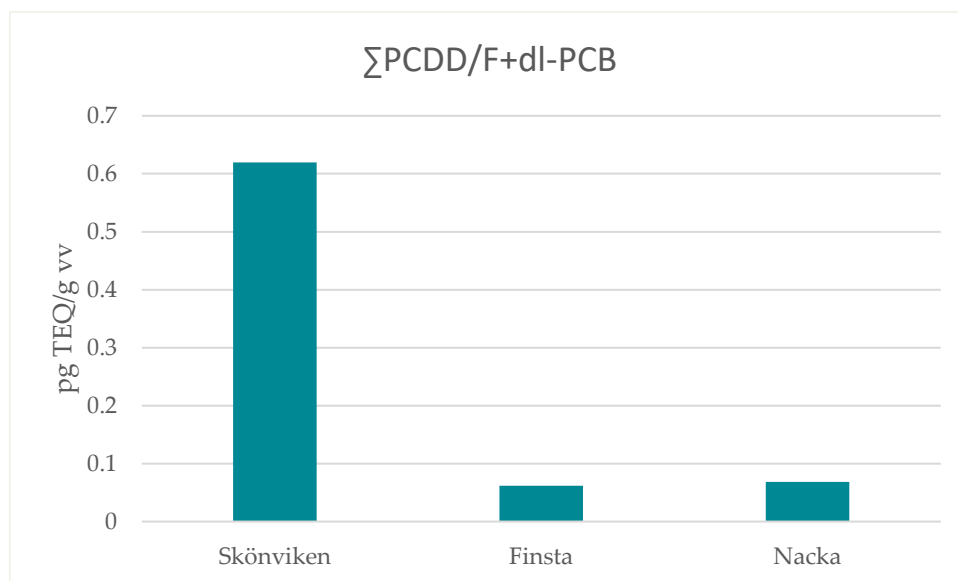
Figur C11. Σ PCB₆ i muskelkött, median av tre samlingsprover (fem individer/samlingsprov) från respektive lokal normerade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE).

En gradient med minskande halter av HCB och Σ PCB₆ noteras (Fig. C9 och C11). DDT-halten var högst i Finsta (Fig. C10). För Σ PCB₆ gäller bedömningsgrund för kemisk status på 75 ng/g v.v (HVMFS 2019:25).



Figur C12. Σ PCDD/F i muskelkött, en mätning per lokal normerad till 5% fetthalt. Koncentration under analysmetodens detektionsgräns satt till halva denna gräns (s.k medium bound).

Samtliga kongener (varianter) av PCDD/Fs var i alla tre lokaler under analysmetodens detektionsgräns (LOD).



Figur C12. Σ PCDD/F+dl-PCB i muskelkött, en mätning per lokal normerad till 5% fetthalt. Koncentration under analysmetodens detektionsgräns satt till noll (s.k lower bound).

För Σ PCDD/F gäller bedömningsgrund för kemisk status på 6,5 pg TEQ/g vv. Högst uppmätt halt, i Skönviken, underskred denna bedömningsgrund med god marginal.

Sammanfattande diskussion

Fisket efter abborre i rätt längdklass försvårades av bristande tillgång på fisk och ledde till att stationen vid Stornäset behövde flyttas några km norrut till ett område benämnt Nacka (Fig. C1). Flera sport- och husbehovsfiskare som projektet varit i kontakt med har vittnat om att tillgången på fisk minskat under senare år. Likväl kunde 15 abborrindivider inom det önskade storleksintervallet samlas in från respektive lokal vilket var tillräckligt för att utföra analyser av metaller och klororganiska ämnen. Med de gradienter som observerats gällande föroreningshalter och även halter av extraktivämnena i fiskens gallvätska (Förlin et al., 2018), vilka följer ett logiskt mönster, talar det mesta också för att uppdelningen i provfiskelokaler gjorts på ett sätt att den insamlade fisken tillfredställande kan anses spegla de lokala miljöförhållandena vid respektive fångstplats.

Den bestämning av morfologiska mått som gjorts på den för föroreningsanalys insamlade fisken och tolkningen därav skall på intet vis jämföras med den betydligt mer detaljerade och omfattande utredning av fiskens hälsotillstånd som redovisas parallellt med denna studie (Förlin et al., 2018). De undersökta morfologiska måtten kan emellertid användas som en indikation på om några allvarliga störningar skulle föreligga. Det synes inte vara fallet. Samtliga morfologiska mått låg på en nivå som kan anses normal för kustfisk och skillnaderna mellan lokalerna var numeriskt små. För variabeln GSI (gonadosomatiskt index) var värdet i Skönviken högre, dock var antalet könsmogna individer för litet för att några mer långtgående slutsatser ska kunna dras.

Halterna av kvicksilver var i medeltal något högre i fisk från Skönviken jämfört med Finsta som i sin tur låg något högre än Nacka. Skillnaderna var dock inte signifikanta. Omräknat till fisk av konsumtionsstorlek enligt ett vedertaget normeringsförfarande (Meili et al., 2004) så var halterna med betryggande marginal under EU:s gränsvärden för saluföring och även ur ett generellt svenskt perspektiv att betrakta som låga (Sandström et al., 2016).

Halterna av övriga undersökta spårämnesmetaller bestämdes i leverprover. Man använder sig i regel av leverhalter som ett mått på exponering för metaller, snarare än upptag i fisken, eftersom vuxen fisk i hög grad själva kan reglera halterna av metaller i muskelvävnad. Det har även visat sig att haltbestämningar av metaller utöver kvicksilver i fiskens muskelvävnad har ett begränsat informationsvärde (Karlsson & Viktor, 2014a). Som framgår av Figur C5-C8 förelåg en liten numerisk skillnad i halter mellan provtagningslokalerna och det gick inte för någon metall att urskilja någon lokal med påtagligt avvikande värden. Resultaten bekräftar den generella bild som erhållits från andra recipientundersökningar, att metaller med ursprung i skogsindustriella utsläpp ofta påträffas i sediment men har låg biotillgänglighet (Sandström et al., 2016).

Halterna av HCB, som oavsiktligt bildades i klor-alkaliprocessen och som påträffats i höga halter i sedimenten i Skönviken, var något förhöjda i Skönviken och avtagande med ökande avstånd. I förhållande till gällande bedömningsgrund för kemisk status var marginalen emellertid betryggande.

Sammanfattningsvis kan konstateras att, givet att sedimenten i Skönviken är belastade av en betydande historisk tillförsel av framförallt kvicksilver och HCB, är det glädjande och i viss mån överraskande att konstatera att denna exponering lett till ett begränsat upptag av ämnena ifråga i fisk. Detta är en tydlig indikation på att spridningen av föroreningar från de historiskt kontaminerade sedimenten i Skönviken till omgivande ekosystem är begränsad.

Referenser

- Förlin, L., Larsson, Å., Andersson, L., Parkkonen, J., Härdig, J & Karlsson, M., 2018. Undersökning av hälsotillståndet hos abborre i recipienten för SCA Östrands massafabrik, 2017. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet, 20 sid.
- Grotell, C., 2016. Programförslag på fiskundersökning i recipienten till SCA Östrand samt karakterisering på utgående avloppsvatten. ÅF 2016-09-16, 9 sid.
- HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Karlsson, M. & Viktor, T., 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL-rapport B2214.
- 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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Sandström, O. & Abrahamsson, I., 2017. Uppföljande undersökning av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 2017. SKUTAB 2017-12-30, 16 sid.
- Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor T. & Karlsson M. (red.), 2016. Återhämtning och kvarvarande effekter i skogsindustrins recipienter – Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. IVL-rapport B2272.

Bilaga D – Iggesunds bruk

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades vid Iggesunds pappersbruk 2017. Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer.

Abborre insamlades från fyra lokaler (**Fig. D1**) i recipienten till Iggesunds bruk med bottenstående nät. Lokalerna förlades i en transekt från brukets närrecipient (Byfjärden) och ca 3 och 10 km utåt från denna (Gårdsfjärden respektive Mössön). Referensområdet förlades till Norbergsfjärden, ca 8 km söder om Iggesund. Fisket genomfördes 22–27 oktober 2017 av Joakim Hållén med stöd av lokala konsulter och personal från Iggesunds bruk.



Figur D1. Fångstplatser för abborre (Byfjärden, Gårdsfjärden, Mössön samt Norbergsfjärden) i recipienten till Iggesunds bruk.

Resultat

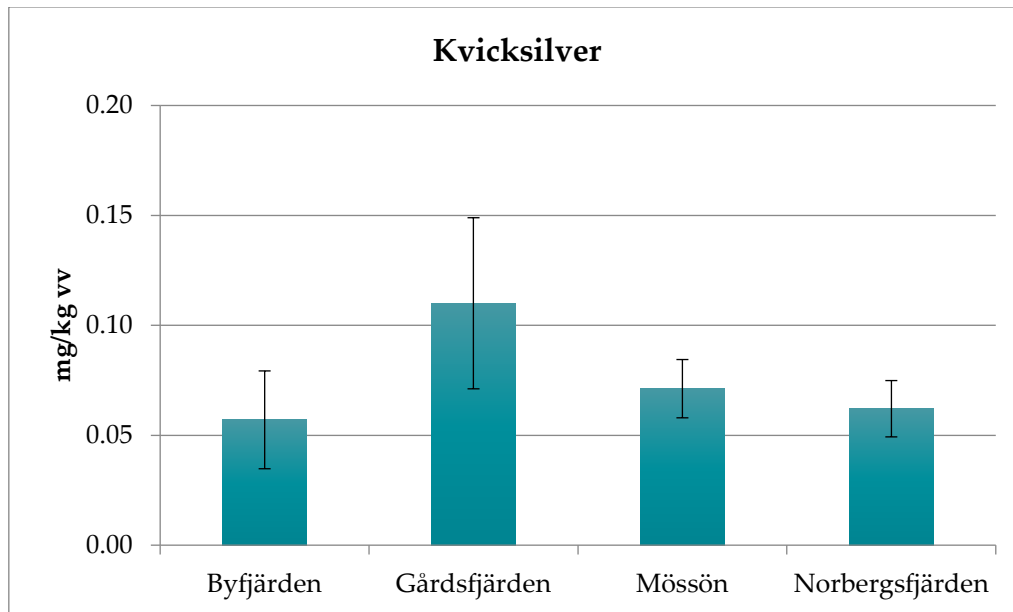
I **Tabell D1** redovisas morfometriska data för insamlade fiskar från respektive fiskeområde. Inga markanta avvikelser mellan lokalerna noterades för konditionsfaktor (CF), leversomatiskt index (LSI), gonadsomatiskt index (GSI), och tillväxt. För ett formellt test av antalet adulta (köns mogna) individer används en tumregel om att minst fem adulta (köns mogna) individer samt fem icke adulta individer per lokal ska finnas. Detta har inte uppfyllts, varför inga mer långtgående slutsatser om andelen adulta individer dragits.

Tabell D6. Morfometri från respektive lokal. Fetmarkerat representerar medelvärde och i parenteserna visas min- och maxvärden.

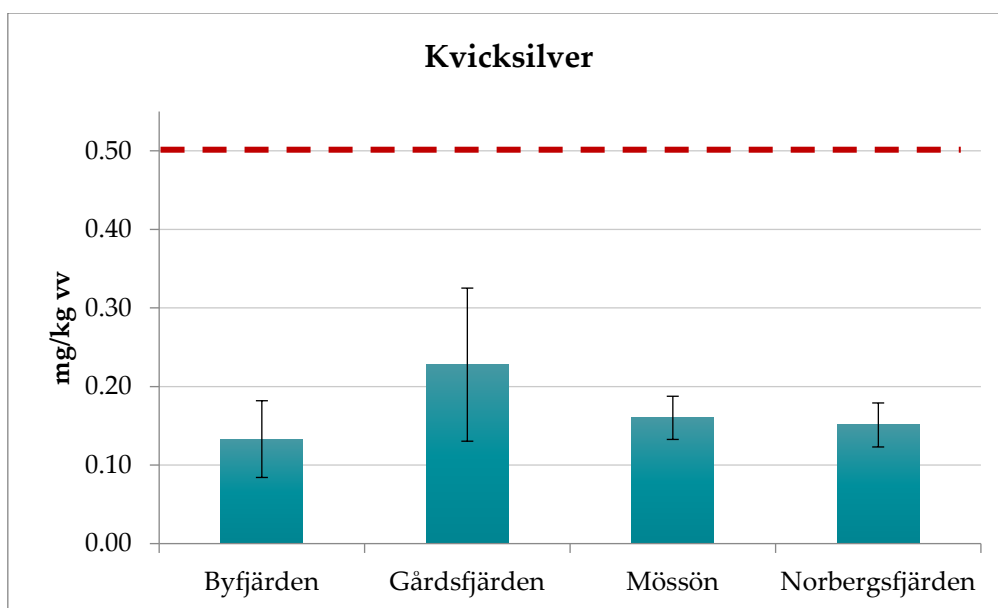
	Byfjärden	Gårdsfjärden	Mössön	Norbergsfjärden
Kön (totalt antal)	Hona: 11 Hane: 6	Hona: 7 Hane: 9	Hona: 8 Hane: 8	Hona: 4 Hane: 13
Kön (antal köns mogna)	Hona: 4 Hane: 6	Hona: 3 Hane: 9	Hona: 1 Hane: 8	Hona: 2 Hane: 13
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	59	75	56	88
Längd (cm)	18,7 (16,5-21)	18,6 (15,5-21)	17,6 (16-21)	18,1 (13,5-21)
Vikt (g)	80 (50-130)	77 (44-122)	66 (47-107)	70 (25-125)
CF	1,05 (0,88-1,46)	1,01 (0,90-1,17)	1,07 (0,96-1,21)	0,99 (0,80-1,18)
LSI-honor	1,50 (0,82-2,21)	2,13 (1,21-2,84)	1,59 (1,18-2,16)	1,83 (1,31-2,45)
LSI-hanar	1,20 (0,89-1,65)	1,55 (s1,29-2,13)	1,49 (1,23-2,18)	1,27 (1,02-1,73)
GSI-honor*	5,62 (1,21-7,54)	7,97 (5,62-11,9)	7,06 (7,06-7,06)	8,93 (8,22-9,64)
GSI-hanar*	6,45 (3,59-9,06)	6,80 (5,56-8,17)	6,40 (5,37-7,65)	7,24 (5,33-8,40)
Ålder	4,1 (3-6)	4,3 (3-5)	4,1 (3-6)	4,3 (2-7)
Tillväxt	4,7 (3,3-6,3)	4,5 (3,4-5,8)	4,5 (3,0-6,3)	4,4 (3,0-6,8)

*Enbart köns mogna individer

I **Figur D2** redovisas uppmätta Hg-halter från respektive delområde. Kvicksilver är ett ämne som anses kunna bioackumuleras i fisk, d.v.s. halten i fiskens muskelvävnad ökar ju äldre och större fisken blir. För att kompensera för de ålders- och storleksskillnader som förelåg i fisken mellan lokalerna har Hg-halterna storleksnormerats enligt ett förfarande beskrivet av Meili et al. (2005). Hg-halter normerade till 3-hektos konsumtionsfisk redovisas i **Figur D3**.

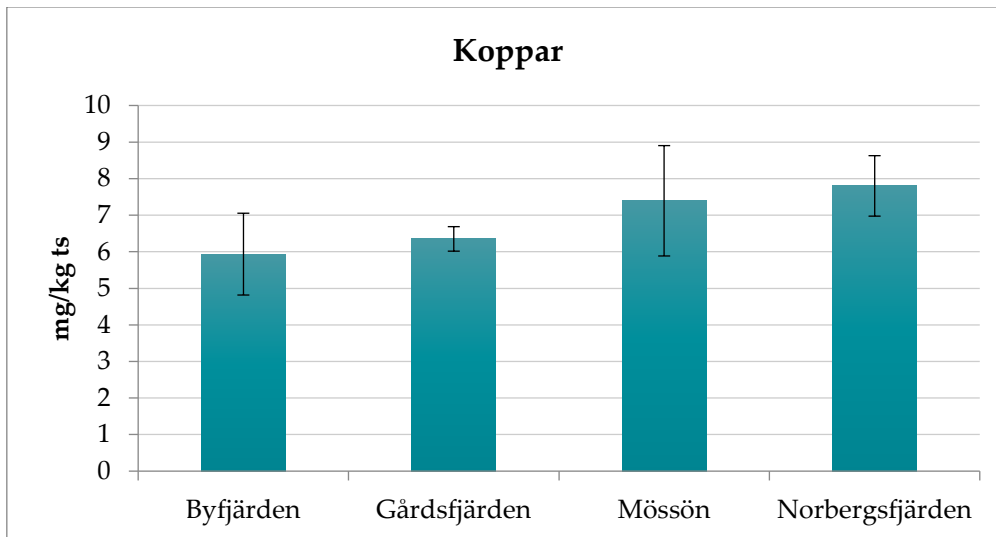


Figur D2. Medianhalter av Hg i abborrmuskel (n=3) från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

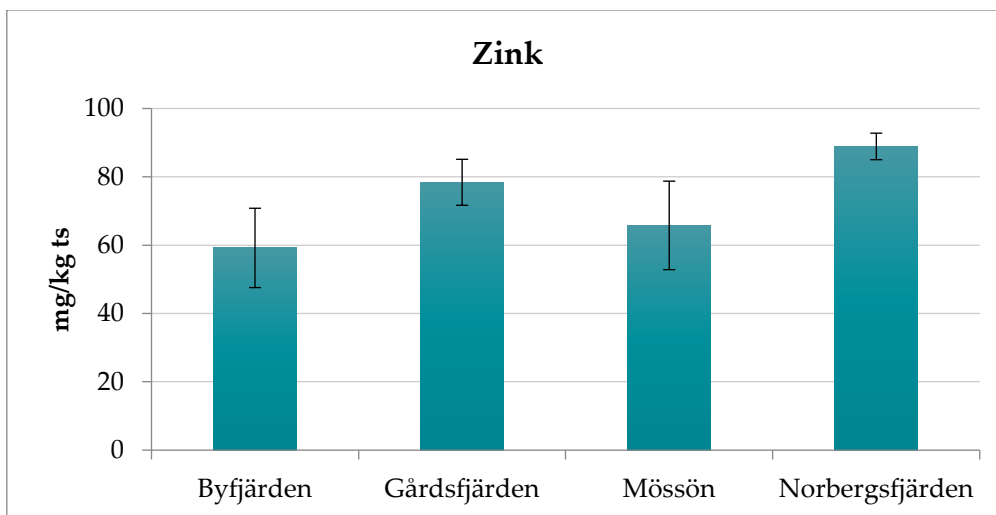


Figur D3. Medianhalter av Hg normerade till 3-hektos abborre enligt Meili et al. (2005). Röd linje indikerar EUs gränsvärde för saluföring. Felstaplarna visar medelfel (SE).

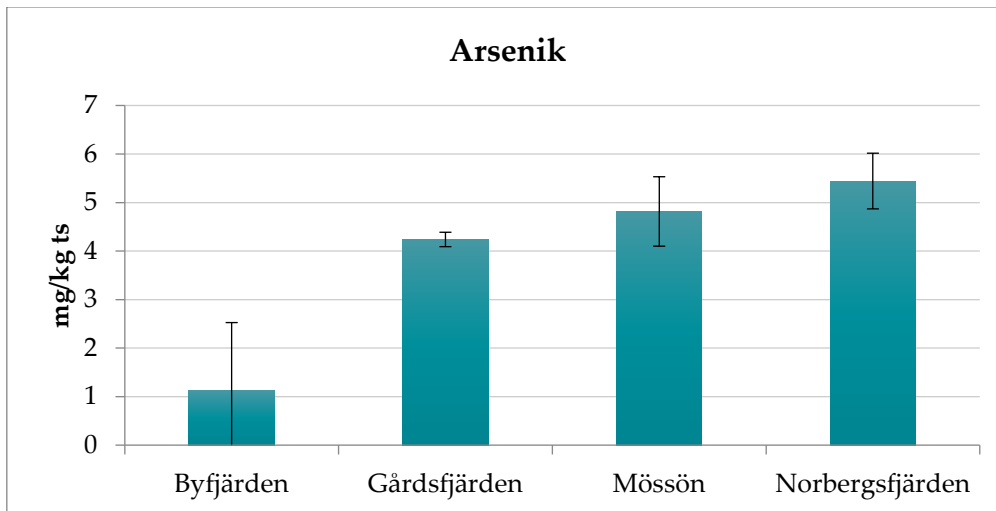
I Figur D4-D7 redovisas genomsnittliga halter av koppar, zink, arsenik och kadmium i levervävnad. Halterna av krom, nickel och bly låg generellt lägre än analysmetodens detektionsgräns och redovisas därför inte.



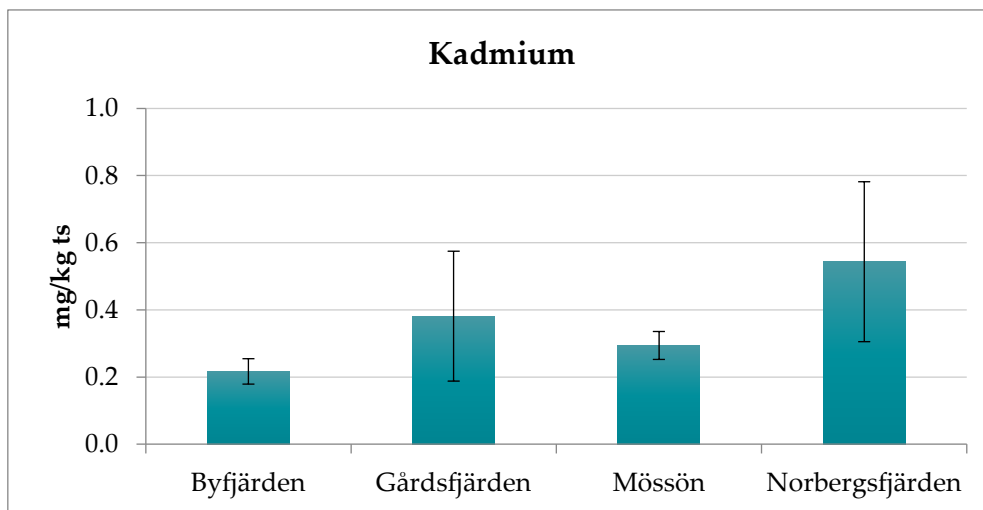
Figur D4. Medianhalter av Cu i levervävnad (n=3) från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).



Figur D5. Medianhalter av Zn i levervävnad (n=10) från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

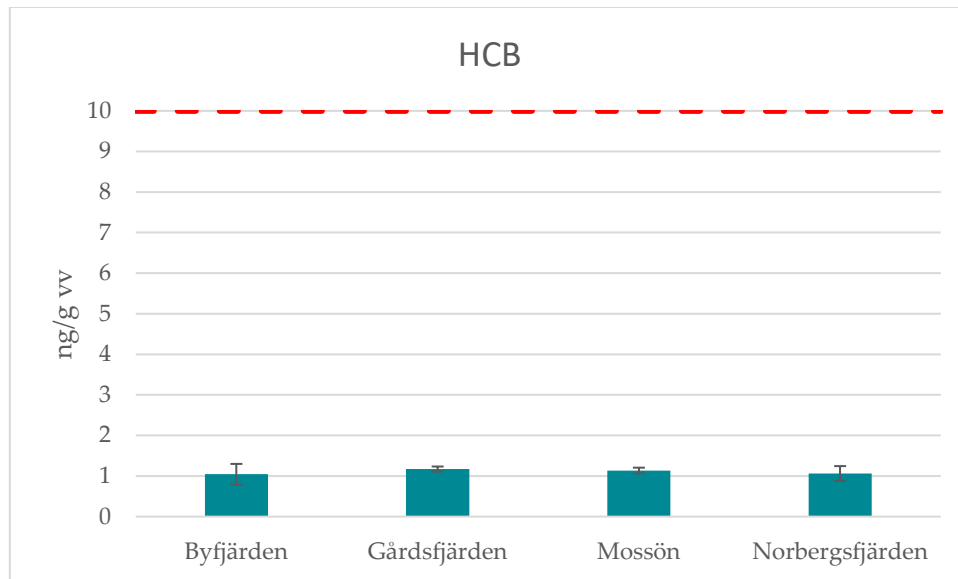


Figur D6. Medianhalter av As i levervävnad (n=10) från respektive lokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

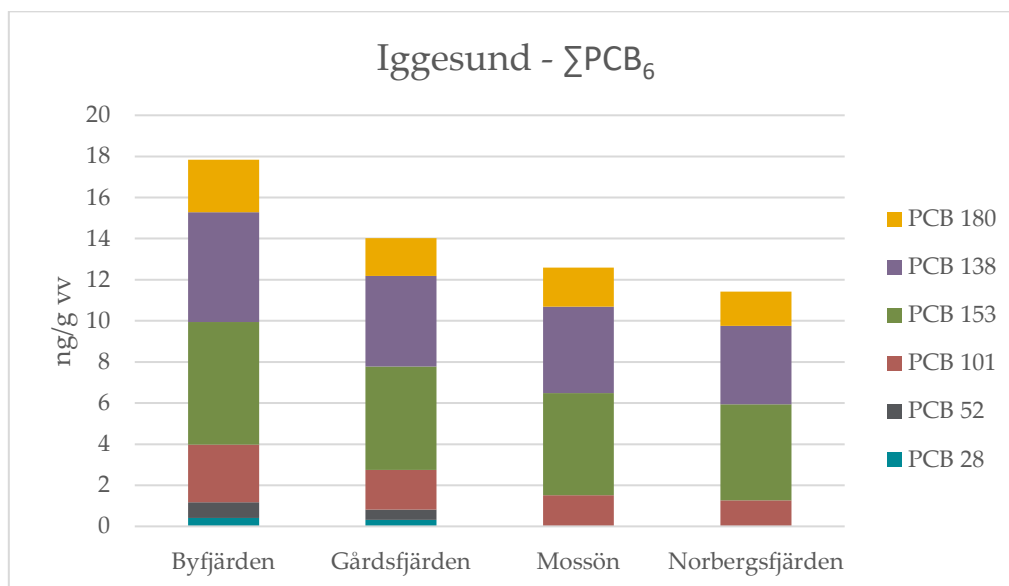


Figur D7. Medianhalter av Cd i levervävnad (n=10) från respektive lokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

I **Figur D8** till **Figur D12** redovisas uppmätta halter av HCB, PCB, DDT och PCDD/Fs i muskelkött normerade till 5 % fetthalt utifrån medelfetthalt på 0,8%.

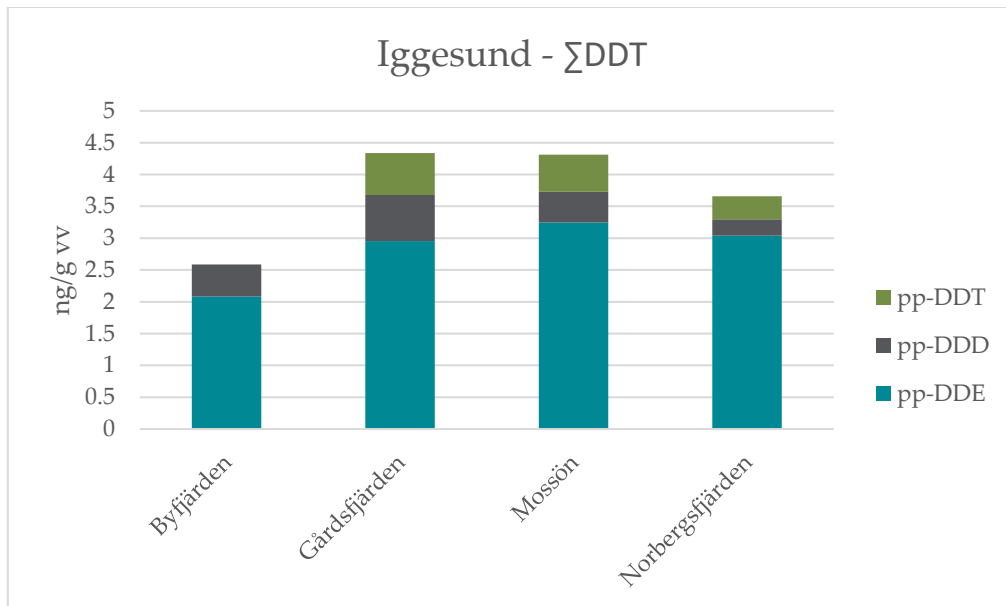


Figur D8. HCB i muskelkött, median av tre samlingsprover (fem individer/samlingsprov) från respektive lokal normerade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE). Röd linje indikerar bedömningsgrund för kemisk status.



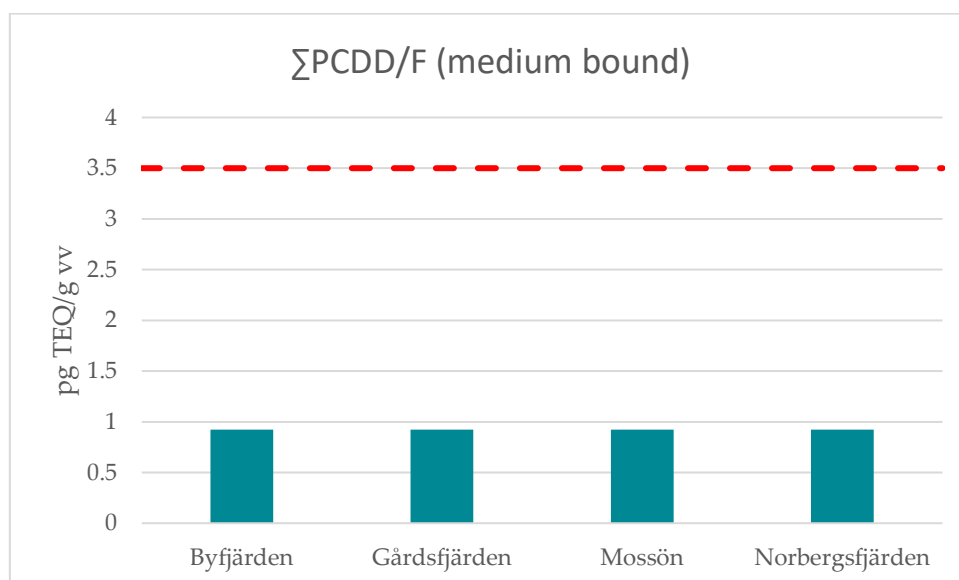
Figur D9. Medianhalter av ΣPCB₆ normerade till 5 % fetthalt. Felstaplar visar medelfel (n=3).

Bedömningsgrund för kemisk status ligger på 75 ng/g v.v. för ΣPCB₆ (HVMFS 2019:25). Dessa halter (Fig. D9) underskrider denna. I figuren syns en viss gradient, med högst halter i Byfjärden och lägst i Norbergsfjärden.



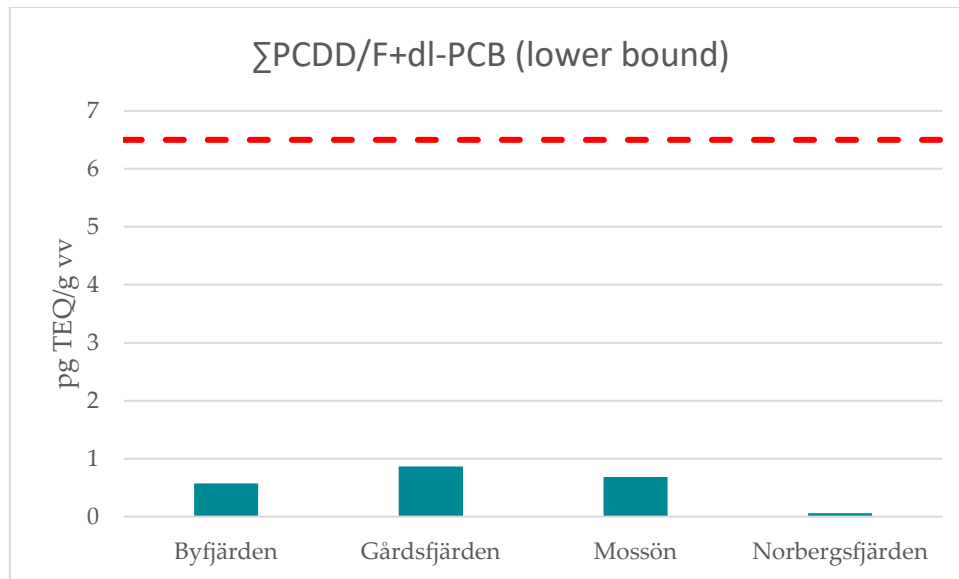
Figur D10. Medianhalter av ΣDDT normerade till 5 % fetthalt, Felstaplar visar medelfel (n=3).

Halterna av PCDD/Fs var under detekterbar nivå. Därför utgår redovisningen i figuren från det så kallade "medium bound-värdet" vilket innebär att koncentrationen av en kongen har satts till halva värdet av analysmetodens detektionsgräns (LOD). Halterna av ΣPCDD/F+dl-PCB redovisas däremot som "lower bound". Av denna anledning kan halten ΣPCDD/F+dl-PCB se ut att vara lägre än halten ΣPCDD/F. Överlag är halterna av såväl dioxiner och dioxinlika PCB:er låga och ingen lokal avviker markant från övriga.



Figur D11. TEQ-halter av ΣPCDD/F normerade till 5 % fetthalt, ett samlingsprov av muskel från 15 individer. Röd linje indikerar gränsvärde för saluföring av fisk inom EU.

Samtliga kongener (varianter) av PCDD/Fs var i alla lokaler under analysmetodens detektionsgräns.



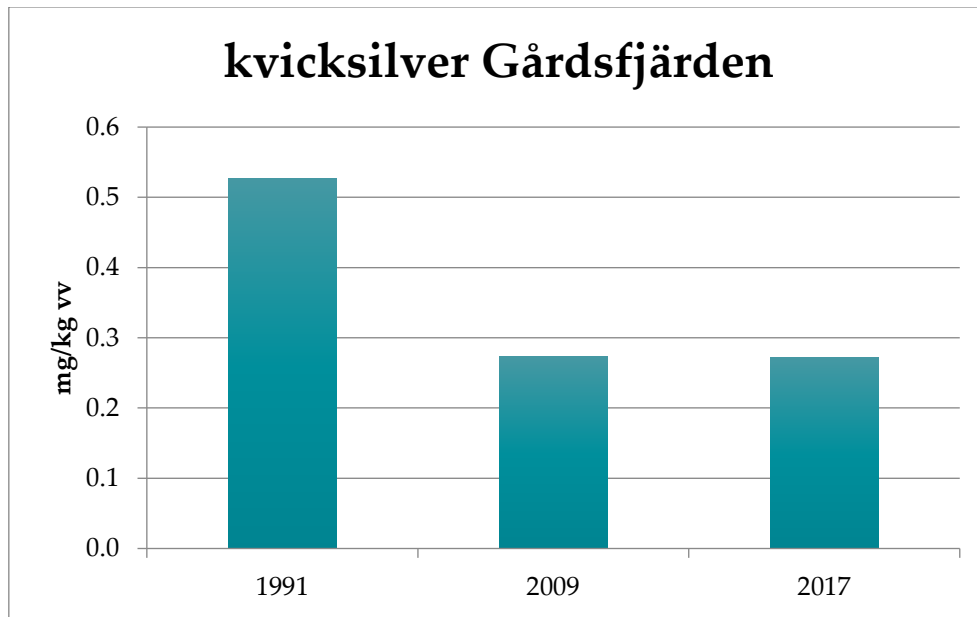
Figur D12. TEQ-halter av Σ PCDD/F + dl-PCB normerade till 5 % fetthalt, ett samlingsprov av muskel från 15 individer. Röd linje indikerar bedömningsgrund för kemisk status (6,5 pg TEQ/g vv).

Överlag var halterna av dioxiner och dioxinlika PCB låga (**Fig. D12**). Lägst halt var i Norbergsfjärden.

Sammanfattande diskussion

Samtliga morfologiska mått och fiskens tillväxt låg på en nivå som kan anses normal för kustfisk och skillnaderna mellan lokalerna var numeriskt små. För variabeln GSI (gonadosomatiskt index) noterades inga signifikanta avvikelser, men ett större antal individer köns mogna skulle vara att föredra för en mer träffsäker statistisk utvärdering.

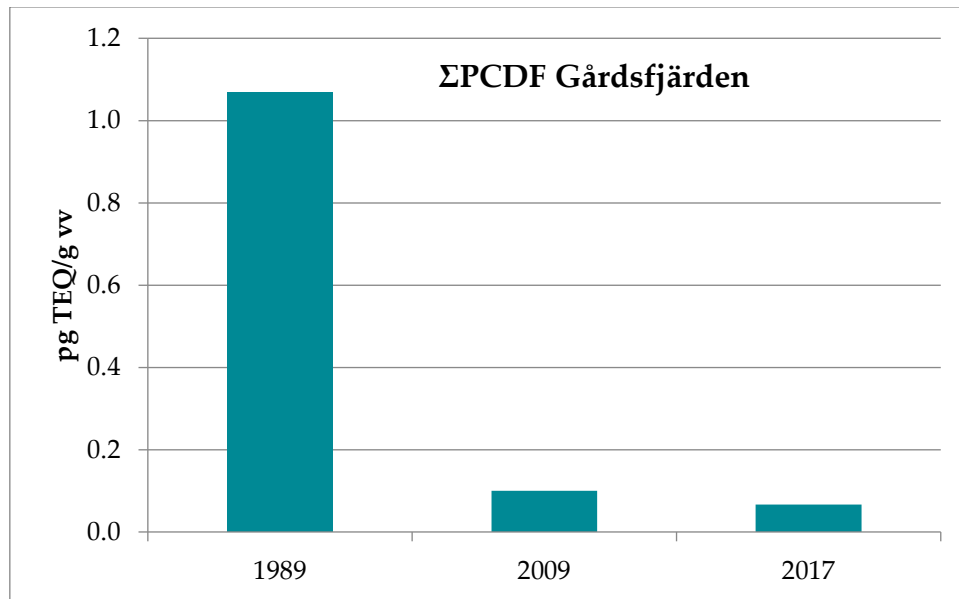
Halterna av kvicksilver var, normerat till fisk av konsumtionsstorlek (Meili et al., 2004), i medeltal 0,10 mg/kg vv högre i fisk från Gårdsfjärden jämfört övriga lokaler. Variansen var emellertid omfattande varför någon långtgående slutsats ej bör dras. Halterna vid samtliga lokaler var med betryggande marginal under EU:s gränsvärden för saluföring. Även ur ett generellt svenskt perspektiv är kvicksilverhalterna att betrakta som låga (Sandström et al., 2016). I **Figur D13** jämförs uppmätta Hg-halter med äldre undersökningsresultat. Av figuren framgår att kvicksilverhalterna har avtagit över tid.



Figur D13. Storleksnormerade Hg-halter i abborre från Gårdsfjärden, 1991–2017. Data från Lindeström & Sangfors, 1992; Grotell 2010 och föreliggande undersökning.

Halterna av övriga undersökta spårämnesmetaller bestämdes i leverprover. Man använder sig i regel av leverhalter som ett mått på exponering för metaller, snarare än upptag i fisken, eftersom vuxen fisk i hög grad själv kan reglera halterna av metaller i muskelvävnad. Det har även visat sig att haltbestämningar av metaller utöver kvicksilver i fiskens muskelvävnad har ett begränsat informationsvärde (Karlsson & Viktor, 2014a). Som framgår av **Figur D4-D7** förelåg en liten numerisk skillnad i halter mellan provtagningslokalerna och det gick inte för någon metall att urskilja någon lokal med påtagligt avvikande värden. Resultaten bekräftar den generella bild som erhållits från andra recipientundersökningar, att metaller med ursprung i skogsindustriella utsläpp ofta påträffas i sediment men har låg biotillgänglighet (Sandström et al., 2016). För arsenik noteras emellertid en tydlig gradient med avtagande halter in mot industrin och Delångersåns mynning. Liknande gradienter har påvisats i Stockholms skärgård i en transekt in mot Mälarens utlopp (Karlsson & Viktor, 2014a) och speglar sannolikt att arsenikhalterna i utsjön i Bottniska viken generellt är förhöjda (Borg & Jonsson, 1996). Krom förekommer i höga halter i fiberbankarna i Byfjärden och Iggesundsfjärden. Det har sitt huvudsakliga ursprung i historiska utsläpp till Delångersån från en numera nedlagd förkromningsindustri som bedrev verksamhet från 1960-talet fram till 2009. Krom kunde emellertid inte detekteras i levervävnad i fisk från Byfjärden eller någon annan av de undersökta lokalerna.

När det gäller de undersökta klororganiska ämnena (PCB, DDT, HCB och PCDD/Fs) så observeras generellt en svag gradient med något högre halter i Byfjärden som successivt avtar. I jämförelse med bedömningsgrunder för kemisk status för PCDD/Fs och PCB förelåg betryggande marginaler till aktuella gränsvärden. Halterna i sig kan heller inte betraktas som höga i relation till vad som uppmäts i andra områden runt Sveriges kust inklusive bakgrundslokaler utan påverkan från urbana verksamheter (Sandström et al., 2016). I Gårdsfjärden har halter av furaner i abborre tidigare undersökts 1989 och 2009. (Lundgren et al., 1991; Malmaeus et al., 2012). Vid undersökningen 1989 förelåg sannolikt ett utsläpp av PCDD/Fs då massan fortfarande blektes med elementärt klor. Vid jämförelse mellan mätningarna (**Fig. D14**) noteras en successivt avtagande trend. De halter som uppmäts 2017 kan i princip inte bli lägre eftersom alla kongener låg under analysmetodens rapporteringsgräns.



Figur D14. Haltutveckling avseende klorerade furaner (PCDFs) i abborre från Gårdsfjärden. Data från Lundgren et al., 1991; Malmaeus et al., 2012 och föreliggande undersökning.

Sammantaget visar undersökningen att de sedimentbundna föroreningar som påträffats i förhöjda halter i delar av området (Norrlin et al., 2106), har en begränsad spridning till omgivande ekosystem och i liten grad upptas i fisk. Halterna i den undersökta fisken är i sig förhållandevis låga och i närheten av vad man mäter i bakgrundsområden utan direkt antropogen påverkan (Sandström et al., 2016). I de fall historiska data funnits att tillgå ses en minskning över tid. Detta är ett starkt argument för att "Natural Monitored Recovery" (naturlig övervakad återhämtning, Elander et al., 2017) är den mest kostnadseffektiva och miljömässigt mest lämpliga åtgärden när det gäller den framtida hanteringen av fibersediment utanför Iggesunds bruk.

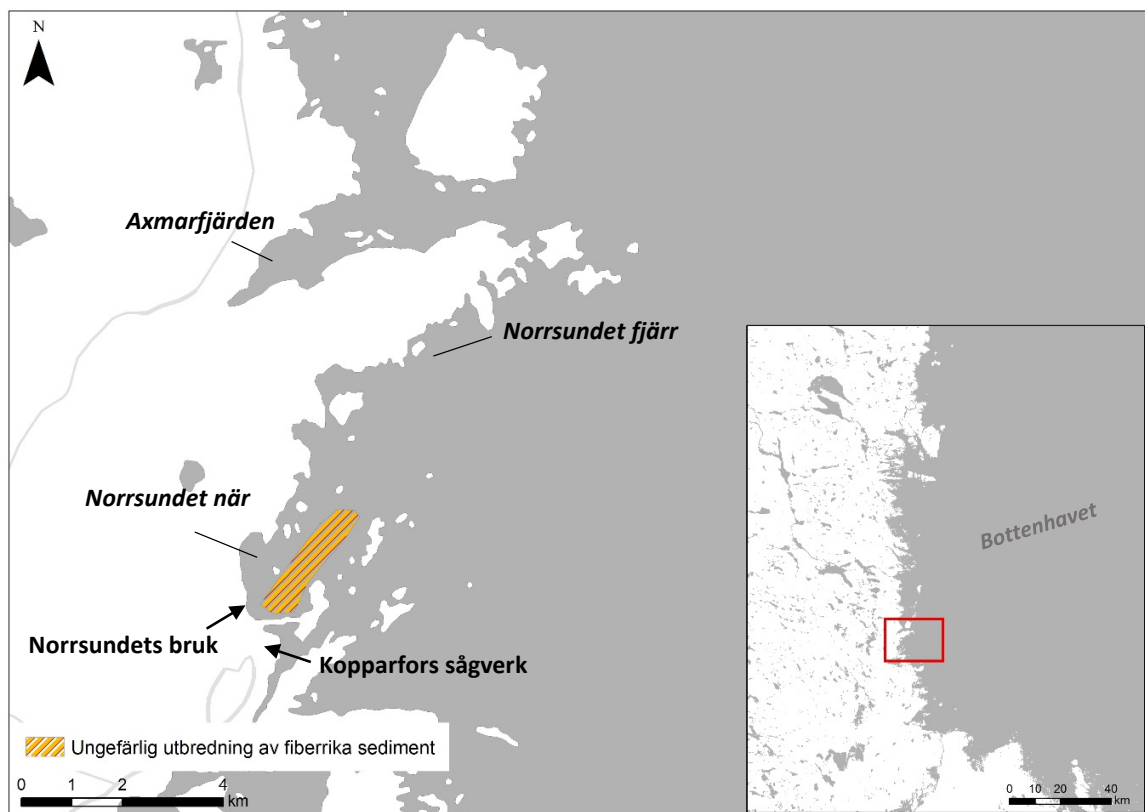
Referenser

- Borg, H. & Jonsson, P., 1996. Large-scale metal distribution in Baltic Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin* 32: 8-21.
- Elander, P., Jersak, J. & Romelsjö, H., 2017. Fiberbankar i Norrland - Metoder för efterbehandling av fibersediment samt sammanställning av gränsvärden för förorenat sediment. Länsstyrelserna i Gävleborgs, Jämtlands, Västernorrlands, Västerbottens och Norrbottens län rapport 2017:1.
- HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Lindeström, L. & Sangfors, O., 1992. Metaller i organismer och sediment i skogsindustriella recipienter. SSVL Miljö 93. Rapport nr 29.
- Lundgren K, Rappe C & Buser H-R, 1991. Swedish Environmental Protection Agency technical report 4031.
- Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienter. IVL-rapport B2053.
- 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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Norrlin, J, Josefsson, S., Larsson, O. & Gottby, L., 2016. Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. SGU-rapport 2016:21.
- Sandström, O., Larsson, Å., Andersson, J., Appelberg, M., Bignert, A., Ek, H., Förlin, L. & Olsson, M., 2005. Three decades of Swedish experience demonstrates the need for integrated long-term monitoring of fish in marine coastal areas. *Water Qual Res J Can* 40, 233-250.
- Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M. Viktor T. och Karlsson, M. 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter. Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. IVL-rapport B2272.

Bilaga E – Norrsundets bruk

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades vid Norrsundet 2018. Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer. Fångstplatser utanför Norrsundets bruk framgår av **Figur E1**. Fisket utfördes huvudsakligen under första halvan av september 2018 av Kjell Wilund, yrkesfiskare, Gåsholma Axmar.



Figur E1. Ungefärliga fångstplatser för abborre (Norrsundet när Norrsundet fjärr samt Axmarfjärden) i recipienten till Norrsundets bruk. Ungefärlig utbredning av fiberrika sediment har markerats utifrån Norrlin m.fl. (2016).

Resultat

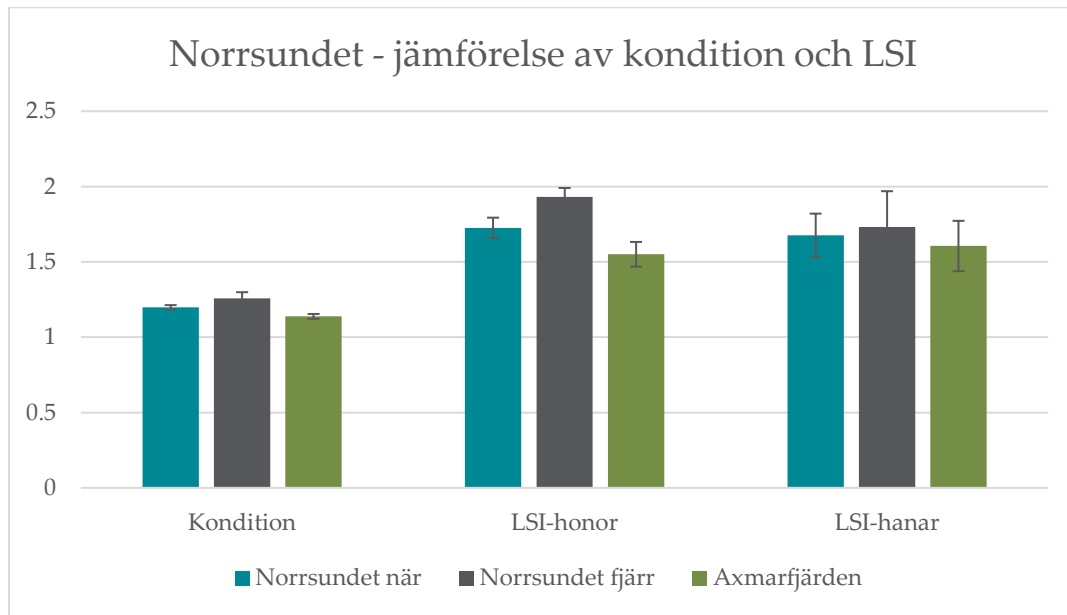
I **Tabell E1**, **Figur E2** och **Figur E3** redovisas genomsnittliga morfologiska mått och index för den insamlade abborren. För konditionsfaktorn (CF) och leversomatiskt index (LSI) noterades inga större skillnader mellan lokalerna. Konditionsfaktorn var dock signifikant högre i närrecipienten än i referensen, men i absoluta tal var differensen liten (mindre än 10%). Fjärrecipienten inkluderades inte i den jämförelsen på grund av för få individer från den lokalen.

Gonadsomatiskt index (GSI) har under flera decennier avvikit i närrecipienten, vilket tolkats som att det föreligger en störning på fortplantningsfunktionen (Sandström & Abrahamsson, 2017, Förlin et al., 2018) och som alltfjänt förefaller bestå trots att fabriken varit nedlagd sedan 10 år tillbaka. Den undersökning på ett begränsat antal individer som nu utförts kan inte med tydlighet visa på om situationen avseende GSI förändrats eller inte. Antalet könsmogna individer var för lågt för att kunna göra en sådan bedömning. På grund av det låga antalet könsmogna individer kunde inte heller könsmognadsgraden jämföras med nog hög träffsäkerhet för att dra några mer långtgående slutsatser.

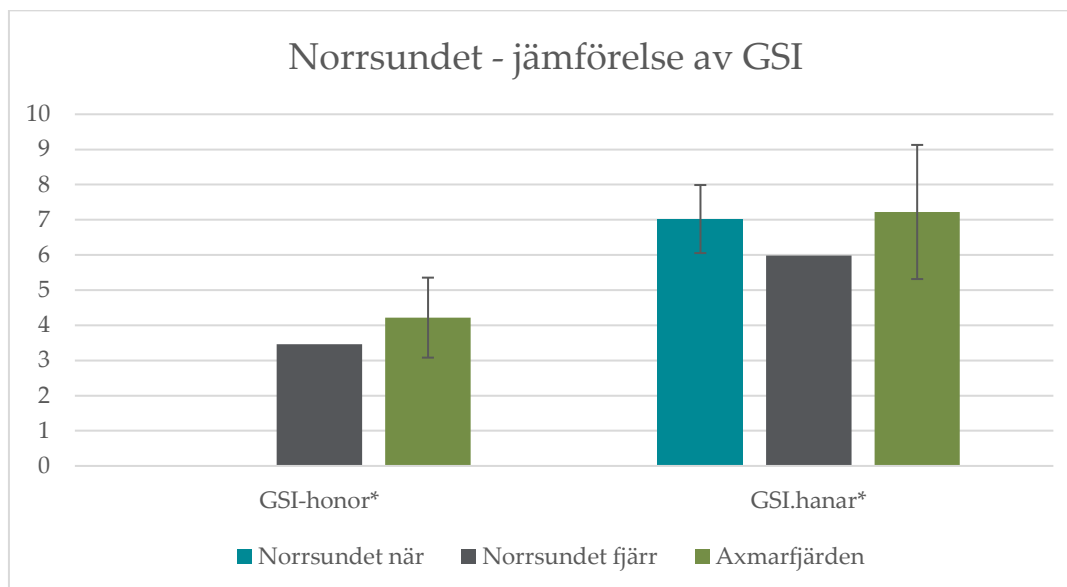
Tabell E1. Morfologi för insamlad abborre från respektive lokal vid Norrsundets pappersbruk. Fetmarkerat representerar medelvärde och i parenteserna visas min- och maxvärden. Notera att insamlat underlag vid "Norrsundet fjärr" var begränsat (n=4).

	Norrsundet när.	Norrsundet fjärr	Axmarfjärden
Kön (totalt antal)	Hona: 17 Hane: 7	Hona: 2 Hane: 2	Hona: 13 Hane: 5
Kön (antal könsmogna)	Hona: 0 Hane: 4	Hona: 1 Hane: 1	Hona: 2 Hane: 2
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	17	50	22
Längd (cm)	19,0 (17–21)	16,9 (15–19)	17,9 (15–20)
Vikt (g)	91,6 (56–121)	68,2 (46–90)	73,1 (40–109)
CF (-)	1,20 (1,1–1,3)	1,26 (1,2–1,4)	1,14 (1,0–1,3)
LSI-honor (-)	1,73 (1,5–2,4)	1,93 (1,9–2,0)	1,55 (1,2–2,1)
LSI-hanar (-)	1,68 (1,3–2,4)	1,73 (1,5–2,0)	1,61 (1,1–2,1)
GSI-honor* (-)	-	3,46 (3,5–3,5)	4,22 (3,1–5,4)
GSI-hanar* (-)	7,02 (4,3–8,7)	5,98 (6,0–6,0)	7,22 (5,3–9,1)
Ålder (år)	2,9 (2,0–4,0)	3,0 (3,0–3,0)	3,0 (2,0–4,0)
Tillväxt (cm/år)	6,6 (5,0–9,1)	5,6 (4,9–6,3)	6,1 (4,6–8,9)

*endast könsmogna individer



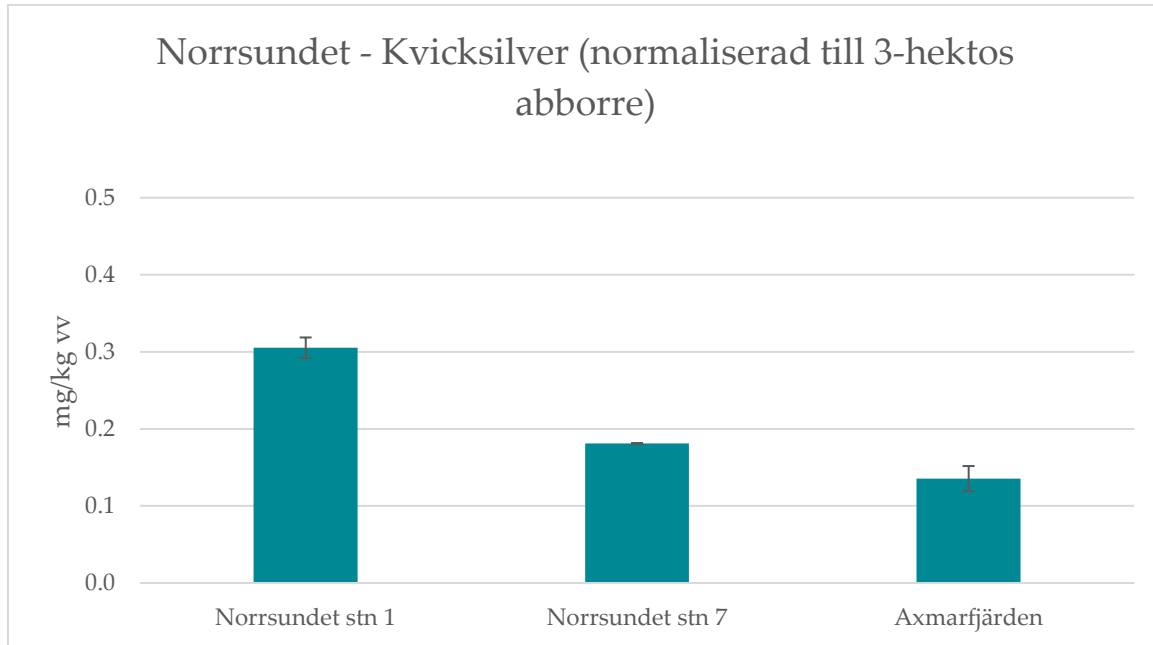
Figur E2. Konditionsfaktor (CF) och leversomatiskt index (LSI) i abborre från undersökta lokaler vid Norrsundet. Felstaplarna visar medelfel (SE).



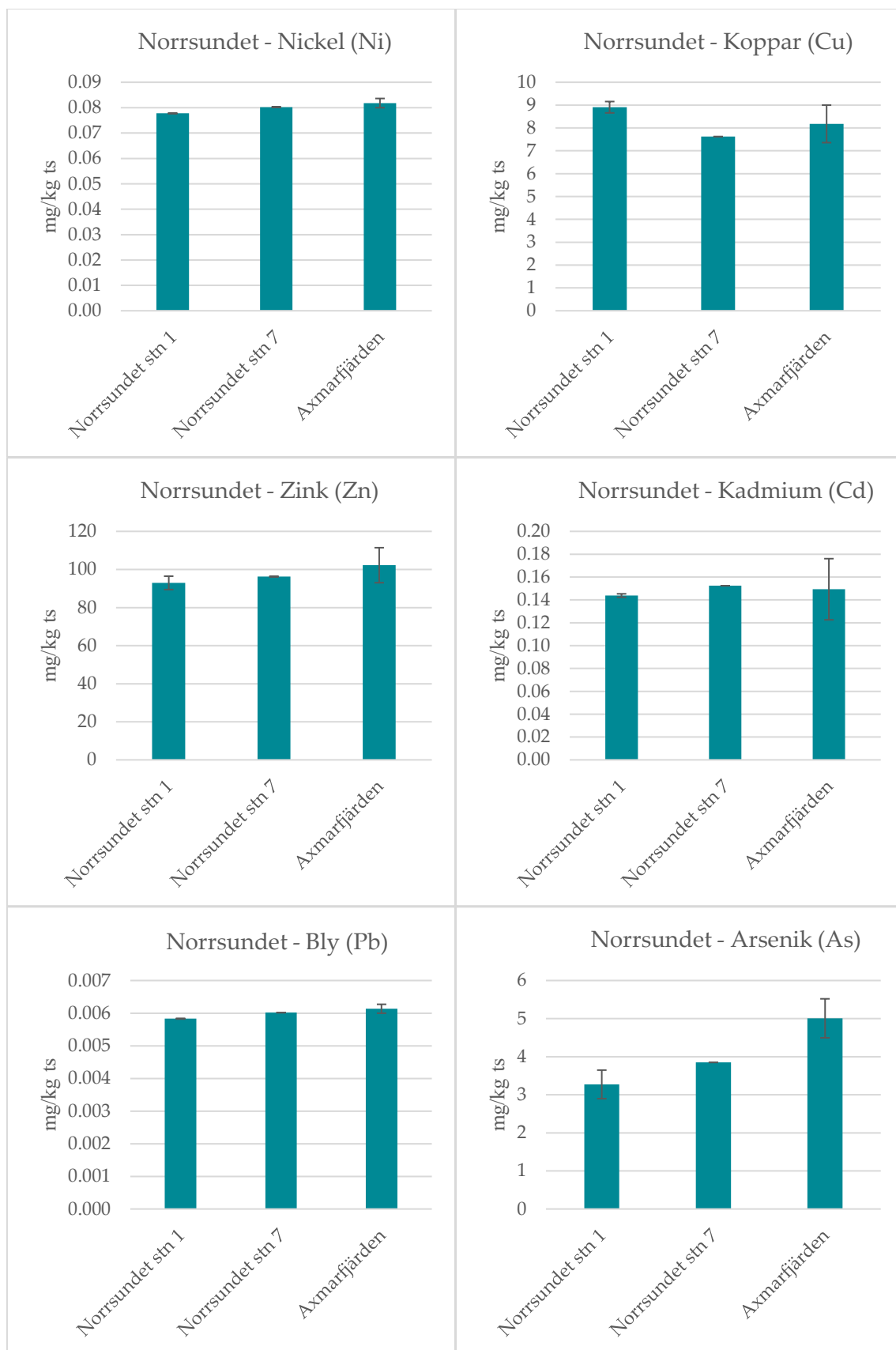
Figur E3. Gonadsomatiskt index (GSI) i abborre från undersökta lokaler vid Norrsundet. Felstaplarna visar medelfel (SE). *Endast köns mogna individer.

I **Figur E4** redovisas normaliserade kvicksilverhalter i abborre från respektive delområde. För att kompensera för de ålders- och storleksskillnader som förelåg i fisken mellan lokalerna har Hg-halterna storleksnormaliserats enligt ett förfarande beskrivet av Meili, et al. I **Figur E5** redovisas genomsnittliga halter av nickel, koppar, zink, kadmium, bly samt arsenik i levervävnad. Metallhalter som var lägre än analysmetodens detektionsgräns antogs till halva detektionsgränsen. Samtliga samlingsprov av krom var under detektionsgräns och redovisas inte. I **Figur E6** redovisas uppmätta halter av DDT och HCB i muskelkött normaliserade till 5 % fetthalt. I **Figur E7** framgår

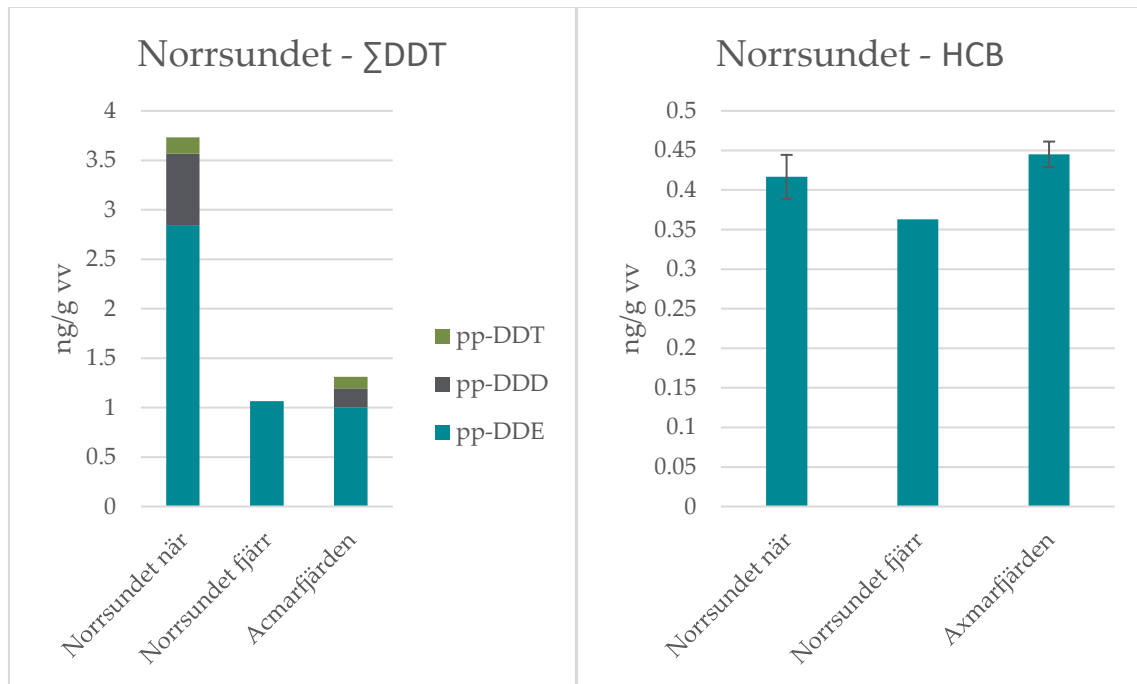
halter av Σ PCB7 samt summan av PCDD/Fs och dioxinlika PCBer, även dessa normaliserade till 5 % fetthalt. Halterna normaliserades utifrån medelfetthalt på 0,8%. I **Figur E8** framgår halter av PCDD/Fs, normaliserade till 5% fetthalt och med koncentrationer under analysmetodens detektionsgräns satta till halva denna gräns, s.k *medium bound*. Vid Norrsundetrecipienten (Norrsundet när.) har dioxinhalten i abborre undersökts vid ett flertal tillfällen sedan mitten av 1980-talet. I **Figur E9** redovisas hur halterna varierat mellan undersökningstillfällena.



Figur E4. Medianhalter av Hg normaliserade till 3-hektos abborre enligt Meili et al. (2004). EU:s gränsvärde för saluföring är 0,5 mg/kg vv (redovisas inte i figuren). Felstaplarna visar medelfel (SE).

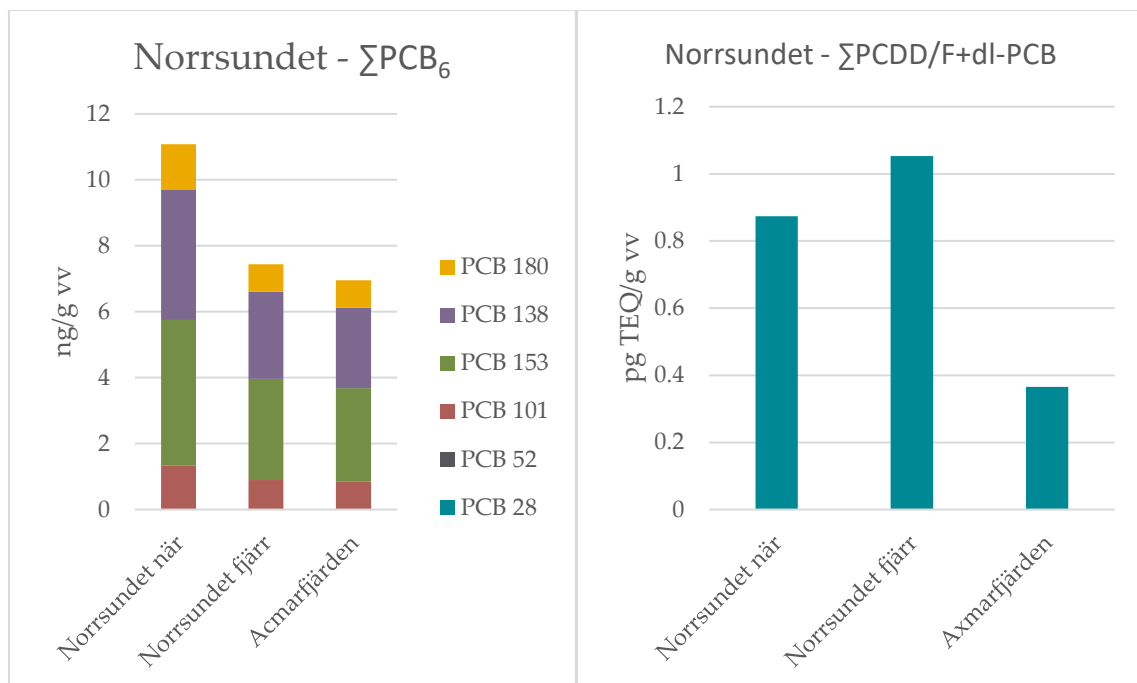


Figur E5. Medianhalter av spårämnesmetaller i levervävnad från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).



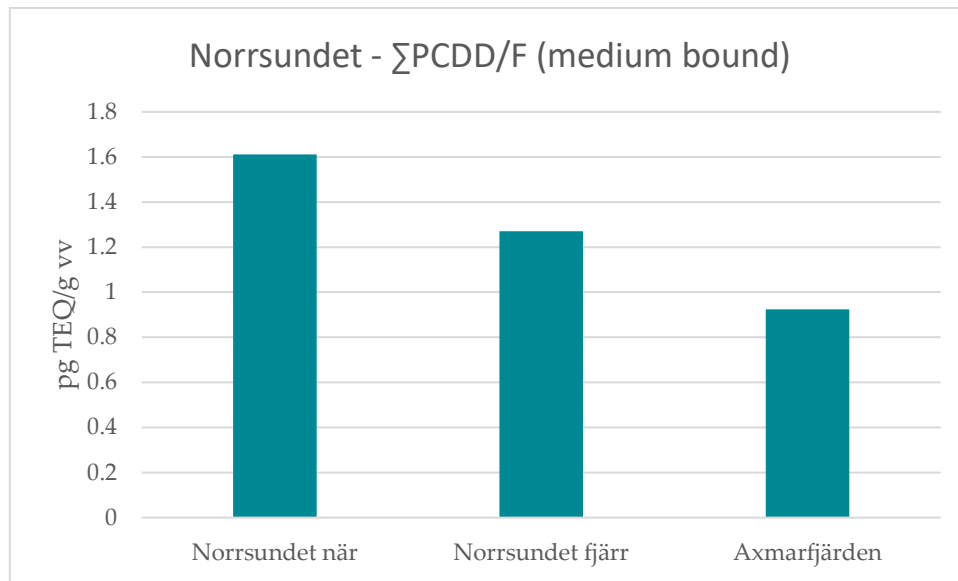
Figur E6. Medianhalter av DDT och HCB i muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE).

För HCB gäller bedömningsgrund för kemisk status på 10 ng/g v v (HVMFS 2019:25). Denna nivå underskrids mer stor marginal.

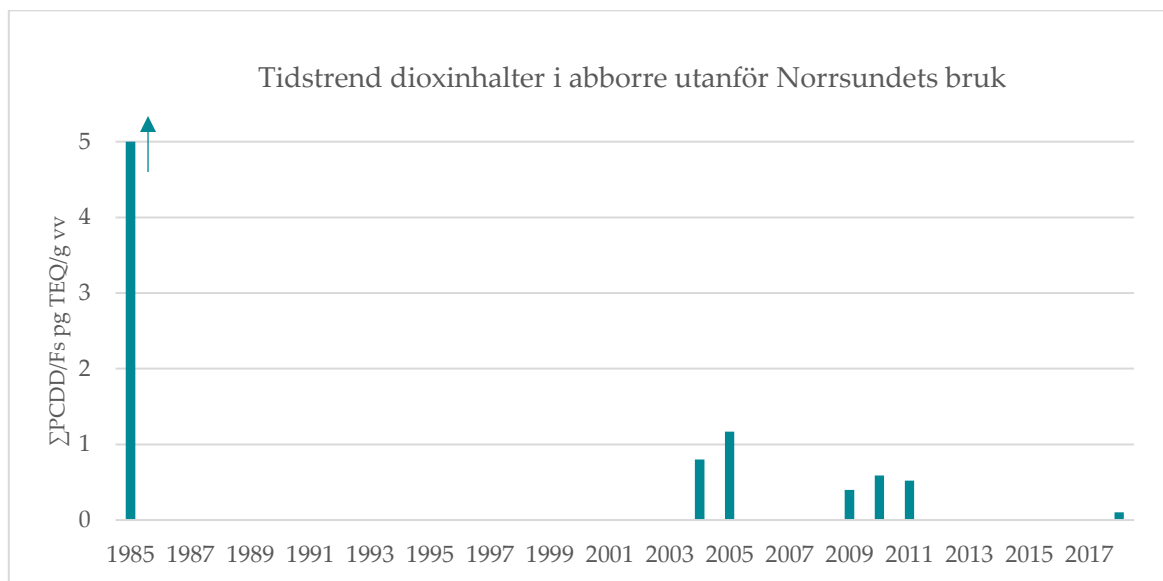


Figur E7. Medianhalter av PCB₆ och halter av PCDD/F + dioxinlika PCB i muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE).

För ΣPCB_6 gäller bedömningsgrund för kemisk status på 75 ng/g vv och för $\Sigma\text{PCDD/F}+\text{dl-PCB}$ gäller 6,5 pg TEQ/g vv. Dessa nivåer underskrids.



Figur E8. Halter av PCDD/F i muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE). Angivna på medium bound.



Figur E9. Tidstrend halter av dioxiner i närrecipienten. Data från Södergren, 1989; Olsson et al., 2005; Mats Olsson opublicerade data och Malmaeus et al. 2012 samt föreliggande undersökning. Mätvärdet 1985 låg närmare 20 pg/g ΣTEQ men har för ökad läsbarhet i figuren "kapats" vid 5. Halterna är inte fetthaltsnormerade. Lower bound angivet.

Figuren visar på att dioxinhalterna i abborren tidigare varit kraftigt förhöjda men succesivt klingat av med tiden. De senaste uppmätta halterna (föreliggande undersökning) är i princip att betrakta som bakgrunds nivåer.

Sammanfattande bedömning

Den övergripande bilden från Norrsundetrecipienten är att det föreligger en gradient med något förhöjda halter av kvicksilver, PCB och DDT i närområdet till fabriken, dock inte till nivåer som kan anses påtagligt förhöjda. För övriga ämnen förelåg ingen föroreningsgradient in mot fabriken.

Utvärderingen av fiskens hälsotillstånd visade inte på några markanta avvikelser gällande kondition, leversomatiskt index (LSI). För tillväxt noterade en signifikant högre tillväxt i närrecipienten, vilket är en avvikelse som även observerats vid tidigare undersökningar. Det gonadsomatiska indexet (GSI), som i tidigare undersökningar visats avvika i närrecipienten, kunde här inte studeras djupgående i och med att materialet bestod av ett för litet antal könsmogna individer.

Referenser

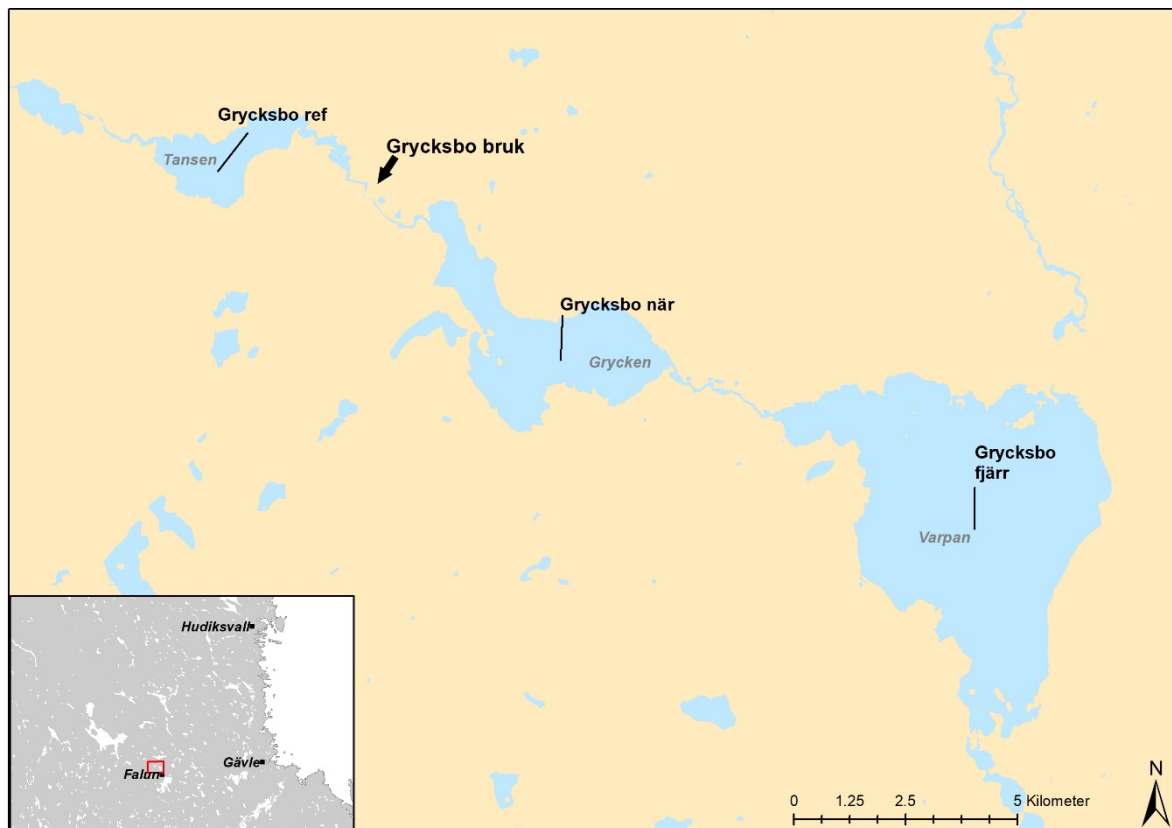
- Förlin, L., Larsson, Å. & Parkkonen, J., 2018. Undersökning av hälsotillståndet hos abborre i recipienten för Norrsundets bruk, 2017. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet, 2018-06-15.
- HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- European Commission, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, Issue Off J Eur Union 320, pp. 18-23.
- European Union, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, 320, pp. 18-23.
- HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, u.o.: Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Lowell, R. B. et al., 2005. National Assessment of Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data: Findings from Cycles 1 through 3. National Water Research Institute, NWRI Scientific Assessment Report Series (No. 5. 40p).
- 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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Sandström, O., et al., 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter , u.o.: IVL rapport B2272.
- Sandström, O. & Abrahamsson, I., 2017. Uppföljande undersökning av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 2017. SKUTAB rapport 2017-12-20.

Bilaga F – Grycksbo pappersbruk

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades vid Grycksbo pappersbruk. Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer.

Abborre insamlades i Tansen, Varpan och Grycken (**Figur F17**), mellan den 22:a september och 14:e oktober 2019. Fisket utfördes av Böril Jonsson vid Allumite Konsult.



Figur F17. Lokaler för fiskinsamling.

Referensområdet (Tansen) är att anse opåverkat från skogsindustriell aktivitet, men nog nära bruket och med likartade miljöförhållanden för att minimera skillnader som inte är en konsekvens av eventuella utsläpp från bruket. I huvudsak jämförs recipienten (Grycken) och fjärrrecipienten (Varpan) mot referensen.

De statistiska jämförelserna av morfologiska index har utförts med en *envägs*-ANOVA. En signifikansnivå på 5% har använts.

De morfometriska index som testats statistiskt kompletteras med en figur över primärdata, som ger en uppfattning om spridningen inom en lokal och skillnader mellan lokaler. I figurerna har en mindre slumpmässig sidledesförskjutning adderats för att kunna särskilja överlappande punkter.

Resultat

Först redogörs för de morfometriska indexen, därefter tillväxt och könsmognad. Slutligen redogörs för halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller samt klororganiska föreningar.

Morfometri

I **Tabell F1** visas en sammanställning av morfologiska mått och index från de fiskar i längdintervallet 15–20 cm som insamlats. Sammanställningen visar medelvärden samt minimum och maximum. Statistiska tester av skillnader i medelvärde mellan lokaler redovisas efter tabellen i separata underrubriker. I huvudrapporten redovisas LSI och GSI separat för honor och hanar. I och med att antalet hanar var så lågt bland de insamlade abborrarna i dessa sjöar redovisas dessa mått endast för honorna.

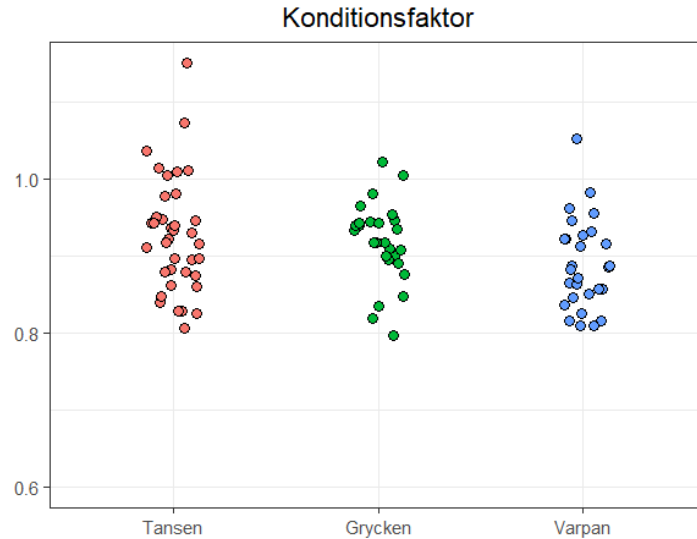
Tabell F7. Morfologi för insamlad abborre från respektive lokal vid Grycksbo pappersbruk. Fetmarkerat representerar medelvärde och parenteserna visar min- och maxvärden.

	Tansen	Grycken	Varpan
Kön (totalt antal)	Hona: 36 Hane: 1	Hona: 26 Hane: 1	Hona: 26 Hane: 2
Kön (antal könsmogna)	Hona: 26 Hane: 1	Hona: 20 Hane: 1	Hona: 3 Hane: 2
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	73	78	18
Längd (cm)	18,1 (15-20)	17,8 (15-21)	18,0 (16-21)
Vikt (g)	62,0 (39-105)	57,1 (40-100)	57,0 (37-101)
CF (-)	0,927 (0,81-1,2)	0,918 (0,80-1,0)	0,890 (0,81-1,1)
LSI-honor (-)	1,71 (0,59-3,5)	1,17 (0,58-2,1)	1,02 (0,67-2,5)
GSI-honor* (-)	2,73 (0,53-4,0)	2,84 (0,98-4,7)	2,41 (0,61-5,6)
Ålder (år)	4,59 (2-7)	4,41 (2-7)	4,29 (2-7)
Tillväxt (cm/år)	4,24 (2,8-8,9)	4,24 (2,8-7,8)	4,49 (2,7-7,9)

*endast könsmogna individer

Konditionsfaktor

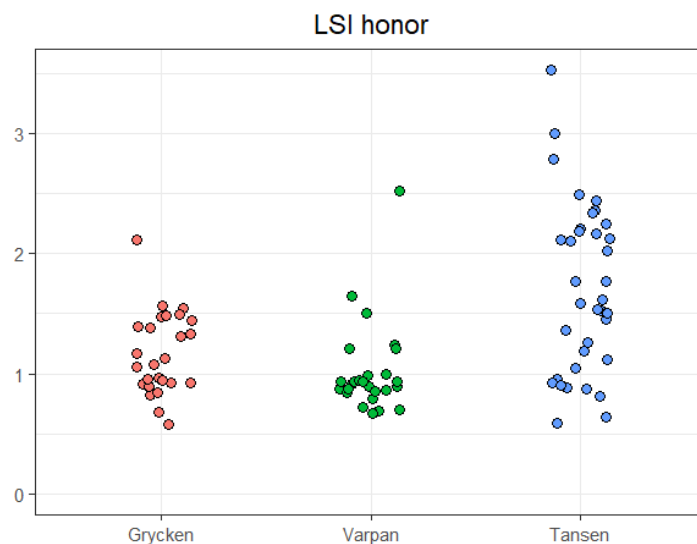
ANOVA:n för konditionsfaktorn visade på icke-signifikant resultat. **Figur F18** visar på att konditionsfaktorn är likartad mellan lokalerna. Notera att y-axeln inte börjar vid noll.



Figur F18. Konditionsfaktor (CF) per lokal.

Relativ levervikt

Den ANOVA som anpassades för LSI gav signifikant resultat, med signifikant högst LSI i Tansen. **Figur F19** visar på rimligheten i testets resultat. Tansen hade flertalet höga värden.

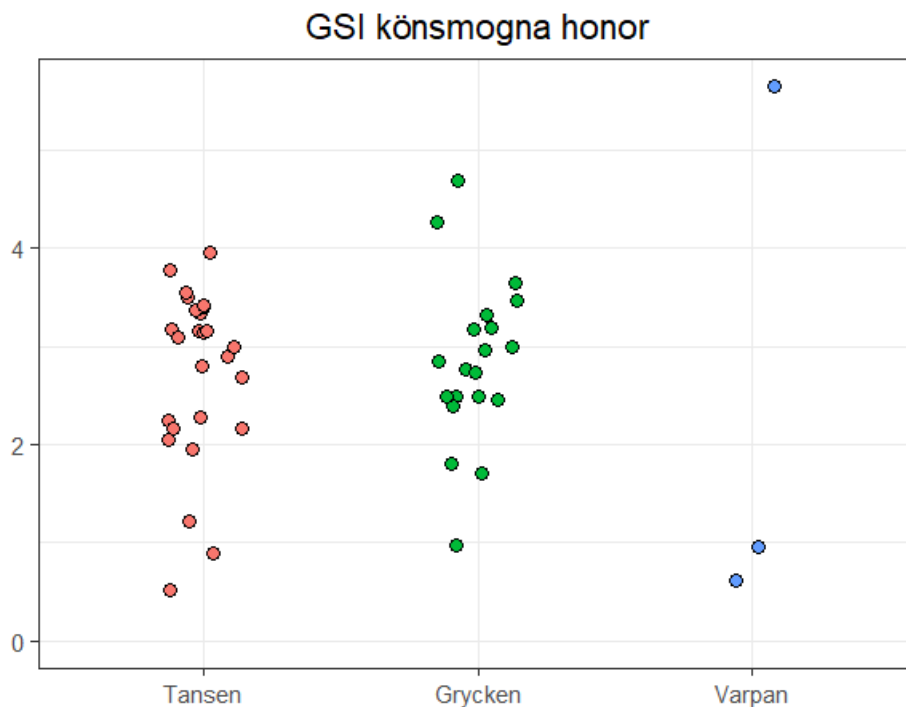


Figur F19. Relativ levervikt (LSI) per lokal.

Relativ gonadvikt

För GSI var antalet könsmogna individer för lågt från Varpan, så denna sjö är inte lämplig att jämföra mot de andra. Mellan Grycken och Varpan förelåg ingen signifikant skillnad.

På grund av att lokalerna var svårfiskade insamlades fisken i Varpan senare än i de andra sjöarna. All fisk från Grycken och Tansen samlades in den 22–24 september 2019, medan majoriteten av fisken från Varpan insamlades den 14 oktober 2019. Denna tidsaspekt påverkar troligtvis jämförelsen av den relativa gonadvikten, då den är säsongsberoende. Dock är det anmärkningsvärt att andelen könsmogna individer i Varpan var så pass lågt.

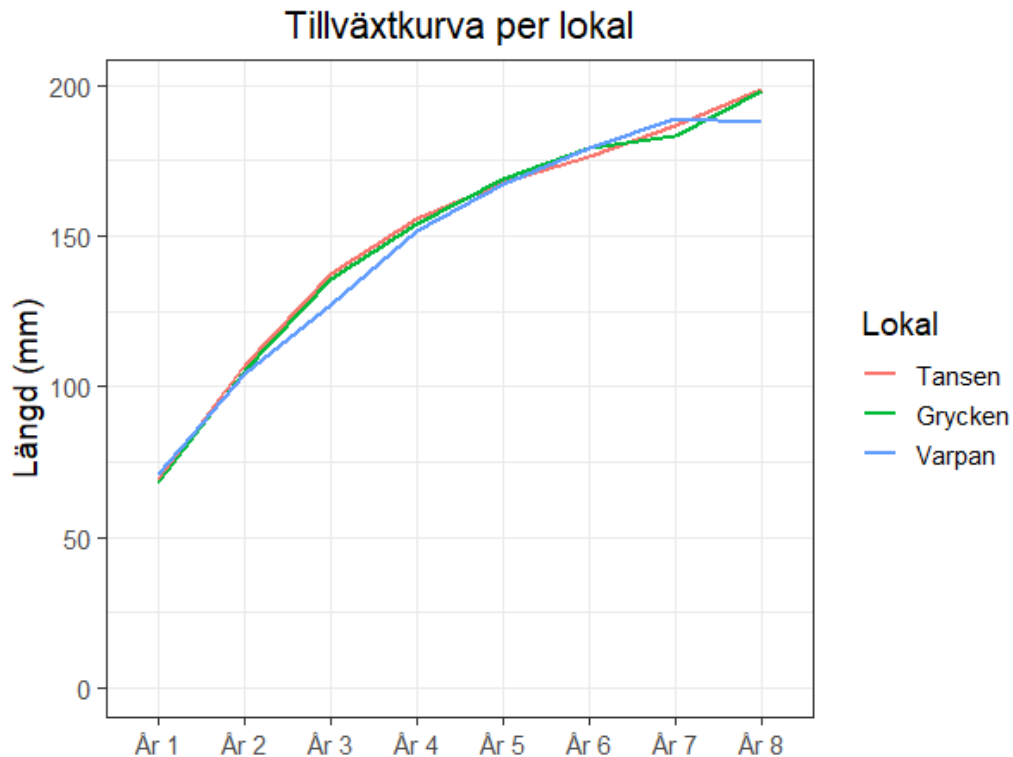


Figur F20. Relativ gonadvikt (GSI) per lokal. Obs: för GSI beaktas endast honor.

Tillväxt

Tillväxten för varje levnadsår för varje insamlad individ har uppskattats via tillbakaräkning av gällock. Den lokalvisa jämförelsen (**Figur F21**) tyder inte på att någon lokal avviker vad gäller fiskens tillväxthastighet. Tillväxtkurvorna följer varandra tätt.

Kurvorna utläses som att varje nodpunkt är ett medelvärde av samtliga individers längd (per lokal) vid den givna åldern. Exempelvis: när individerna insamlades i Varpan var tre år gamla hade de en genomsnittlig längd strax över 125 mm.



Figur F21. Tillväxtkurvor.

Könsmognadsgrad

Jämförelsen av könsmognadsgrad kan på grund av att den är säsongsberoende, liksom den relativa gonadvikten, påverkas av att fisken i Varpan insamlades ca tre veckor senare än den i Tansen och Varpan.

Könsmognadsgraden mäts på en fyrgradig skala från ett till fyra, men detta material innehåller endast individer med könsmonadsgrad ett eller två. På grund av detta undersöks det här om andelen individer med könsmognadsgrad=2 skiljer sig mellan lokalerna.

Tabell F8. Jämförelse av andel adulta individer.

	Tansen	Grycken	Varpan
Andel individer med könsmognadsgrad=2 (adulta)	75% (27 av 36)	76% (19 av 25)	19% (5 av 26)

Det statistiska testet, ett s.k. *test of proportions* visar inte på någon signifikant skillnad mellan Tansen och Grycken, vilket inte är förvånande med tanke på hur lika stickprovsandelarna är. Varpan däremot, har signifikant lägre andel adulta individer än de två övriga lokalerna.

Metaller

Figurerna över metallhalter visar, för att förtydliga spridningen per lokal, samtliga mätningar. Tre mätningar av samlingsprov är utförda för varje lokal. Analysen av kvicksilver är utförd på muskelvävnad och analysen av övriga metaller är utförd på lever. För kvicksilver markeras med röd streckad linje gränsvärdet för saluföring på 0,5 mg/kg vv. Mätningarna av nickel och krom redovisas inte i figurer, på grund av att de flesta av dessa prov hade halter som underskred analysmetodens detektionsgräns (LOD). De visas istället i tabellform (**Tabell F9**). Värderna markerade som "mindre än" innebär mindre än LOD. För bly är en mätning under LOD, så för denna anges halten som halva LOD och denna gräns markeras i figuren med heldragen röd linje.

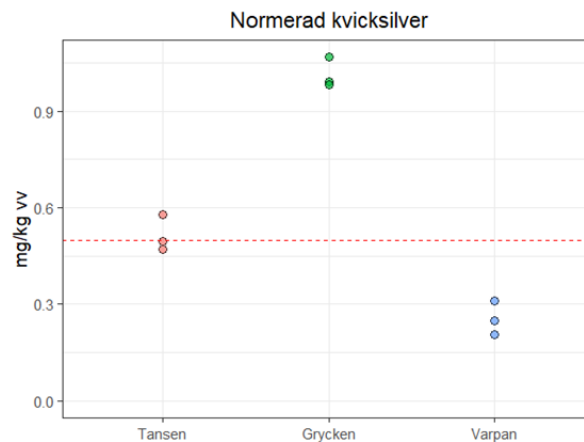
Tabell F9. Metaller för vilka de flesta prover innehöll halter under LOD.

Prov	Krom $\mu\text{g/g ts}$	Nickel $\mu\text{g/g ts}$
Grycken 2019 1 Lever	0,39	<0,75
Grycken 2019 2 Lever	<0,18	<0,75
Grycken 2019 3 Lever	<0,18	<0,75
Varpan 2019 4 Lever	<0,18	<0,75
Varpan 2019 5 Lever	<0,18	<0,75
Varpan 2019 6 Lever	0,29	<0,75
Tansen 2019 7 Lever	<0,18	<0,75
Tansen 2019 8 Lever	<0,18	<0,75
Tansen 2019 9 Lever	0,42	<0,75

Kvicksilver

Kvicksilverhalterna har normerats till att motsvara fisk av konsumtionsstorlek i enlighet med (Meili, et al., 2004). I

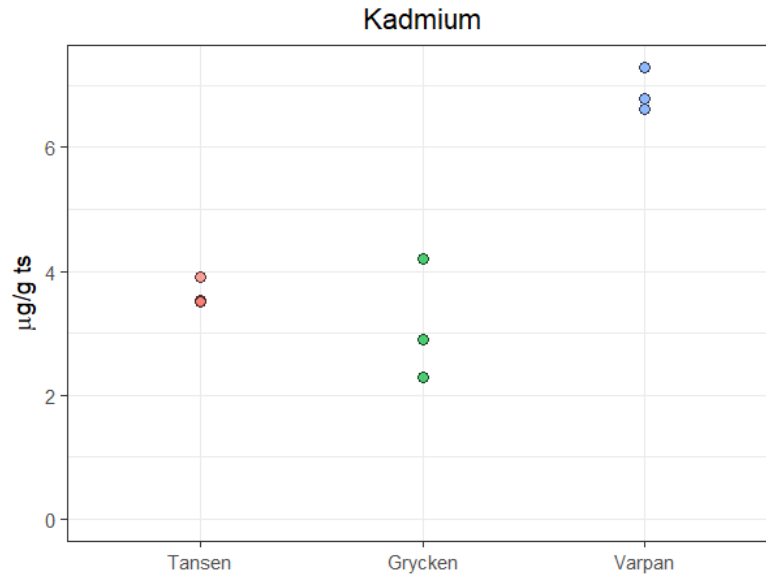
Figur F22 kan utläsas att halterna i Grycken är förhöjda. Spridningen av halter inom lokalerna är små, och medelvärdet är avsevärt högre i Grycken än Tansen och Varpan. Det noteras att halterna i Grycken i dessa mätningar är ca två gånger högre än gränsvärdet för saluföring.



Figur F22. Kviksilverhalter, normerade till abborre av konsumtionsstorlek (300 gram).

Kadmium

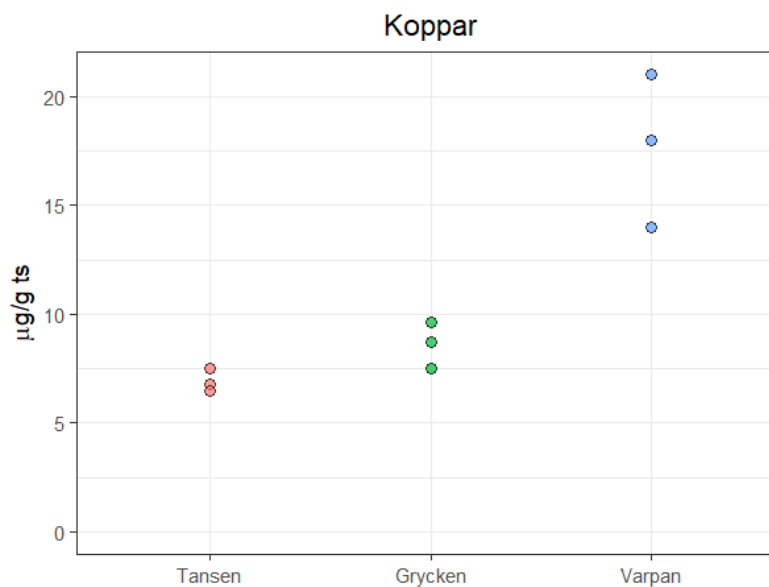
Uppmätta kadmiumhalter är genomgående högst i Varpan. Mellan Tansen och Grycken tycks ingen skillnad föreligga.



Figur F23. Uppmätt kadmuimhalt i samlingsprov.

Koppar

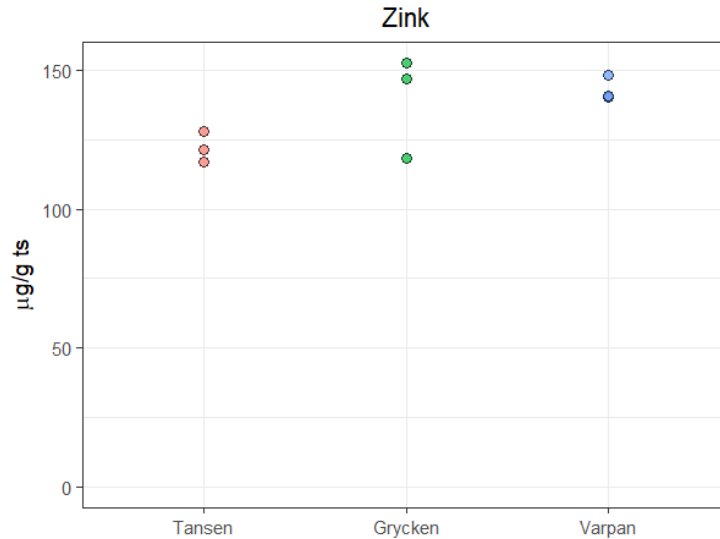
Även för koppar noteras de högsta halterna i Varpan. Den skillnad som noteras mellan Tansen och Grycken är liten, och kan därför inte sägas visa på en generell skillnad.



Figur F24. Uppmätt kopparhalt i samlingsprov.

Zink

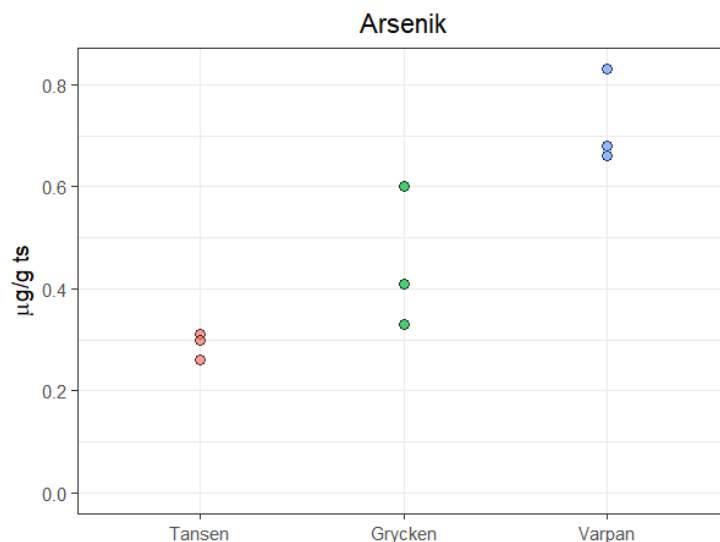
Några tydliga skillnader i zinkhalt i abborren kan inte noteras baserat på denna figur. Mätvärdena för de olika lokalerna är snarlika.



Figur F25. Uppmätt zinkhalt i samlingsprov.

Arsenik

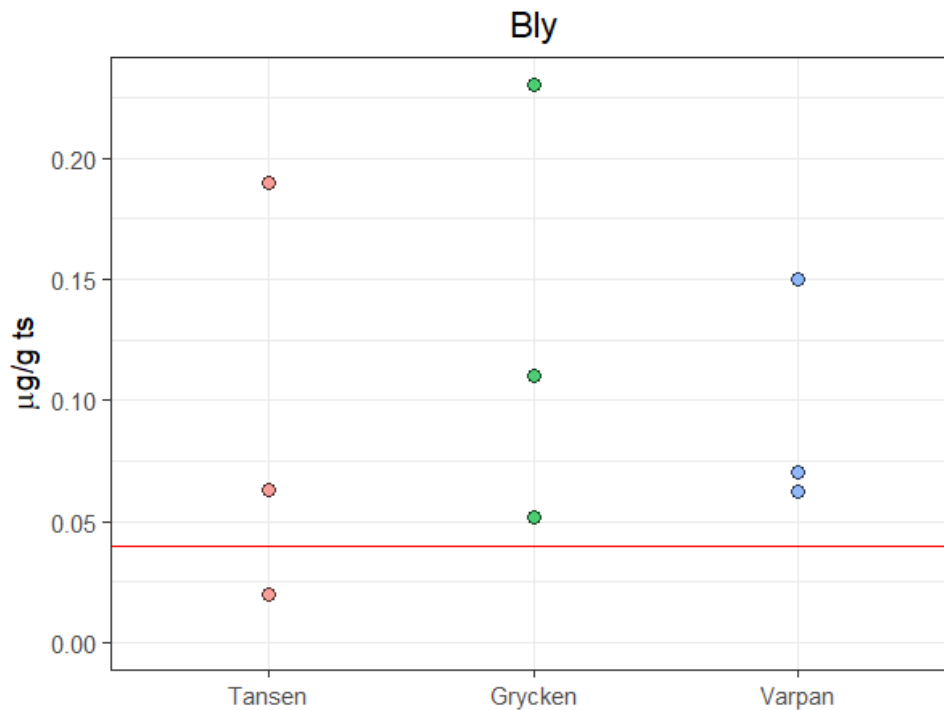
För arsenik noteras de högsta uppmätta halterna i Varpan. Medianhalten är lägre i Tansen än i Grycken.



Figur F26. Uppmätt arsenikhalt i samlingsprov.

Bly

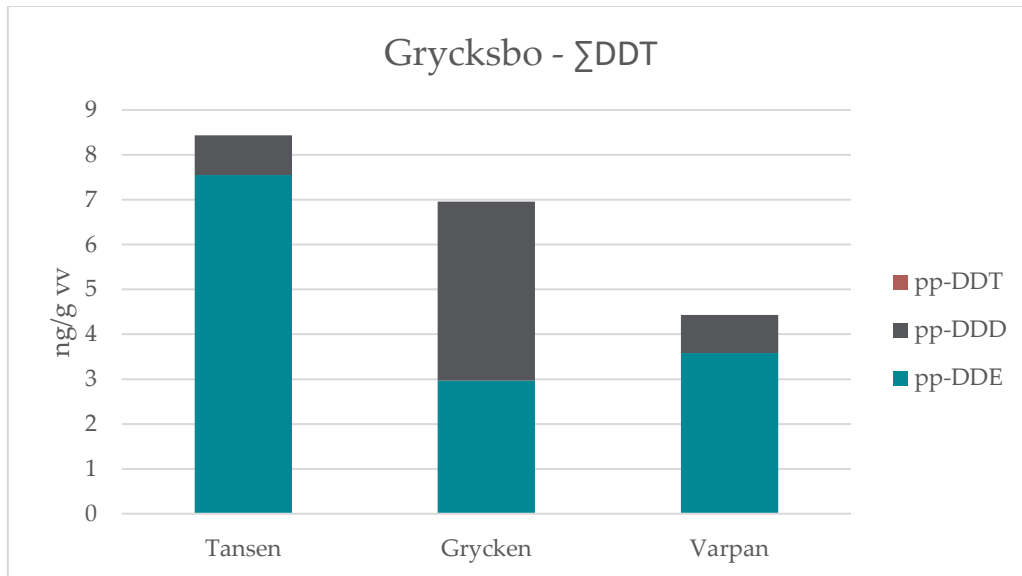
Ingen lokal avviker nämnvärt. Uppmätt median är högst i Grycken, men skillnaderna mot Tansen och Varpan är så pass små att de inte med enkelhet kan sägas vara en konsekvens av en belastning av bly i Grycken.



Figur F27. Uppmätt blyhalt i samlingsprov. LOD markerad med röd linje och halter under denna är angivna som LOD/2.

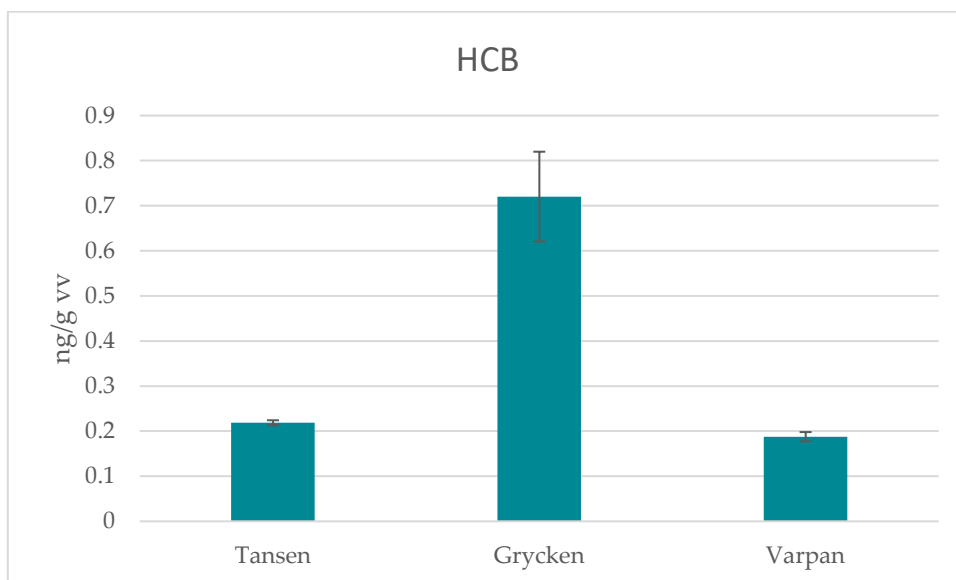
Klororganiska föreningar

Ett samlingsprov per lokal har analyserats avseende förekomst av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB. För DDT, HCB och PCB₆ har tre prover per lokal analyserats. Resultaten sätts i relation till EU:s försäljningsgränsvärden för dioxiner (European Union, 2011) och till bedömningsgrund för kemisk status för HCB och PCB (HVMFS 2019:25).



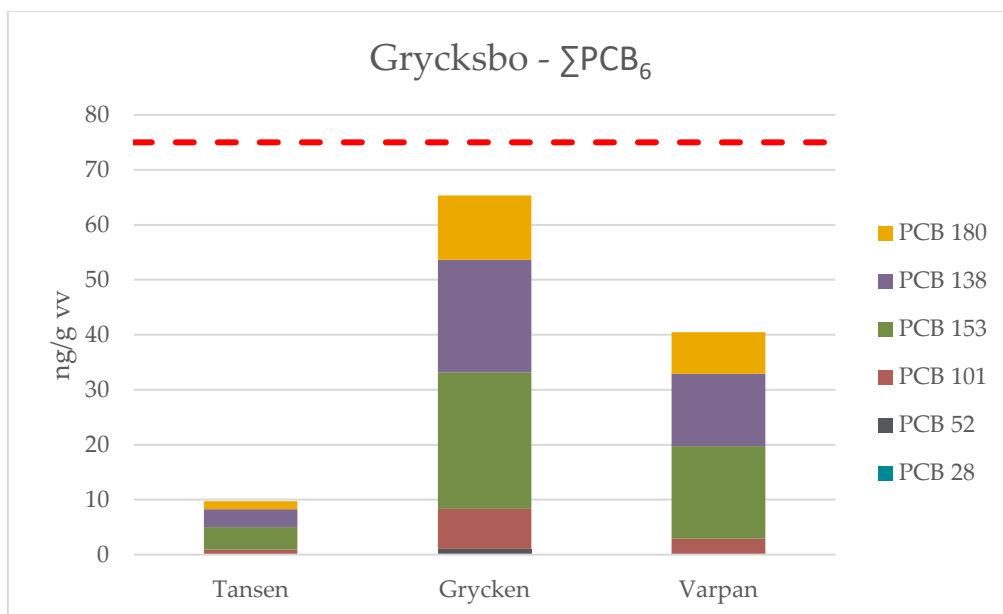
Figur F28. Halter av DDT utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Högst DDT-halt uppmättes i Tansen (**Figur F28**). Halterna klingar sedan av nedströms. Förklaringen ligger att det invid Tansen i Sägmyra låg en textilindustri, Tidstrands yllefabrik som på 1950- och 60-talet impregnerade sina produkter (yllefiltar) med DDT för att förhindra angrepp av mal.



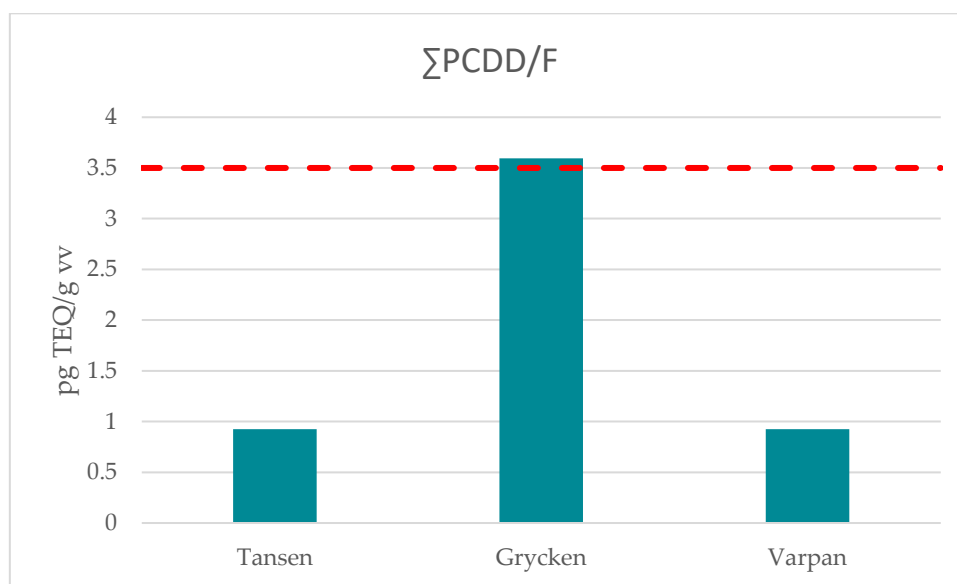
Figur F29. Halter av HCB utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Högst HCB-halt uppmättes i Grycken (**Figur F29**). Däremot är halten inte att betrakta som nämnvärt hög då bedömningsgrunden för kemisk status är på 10 ng/g vv.



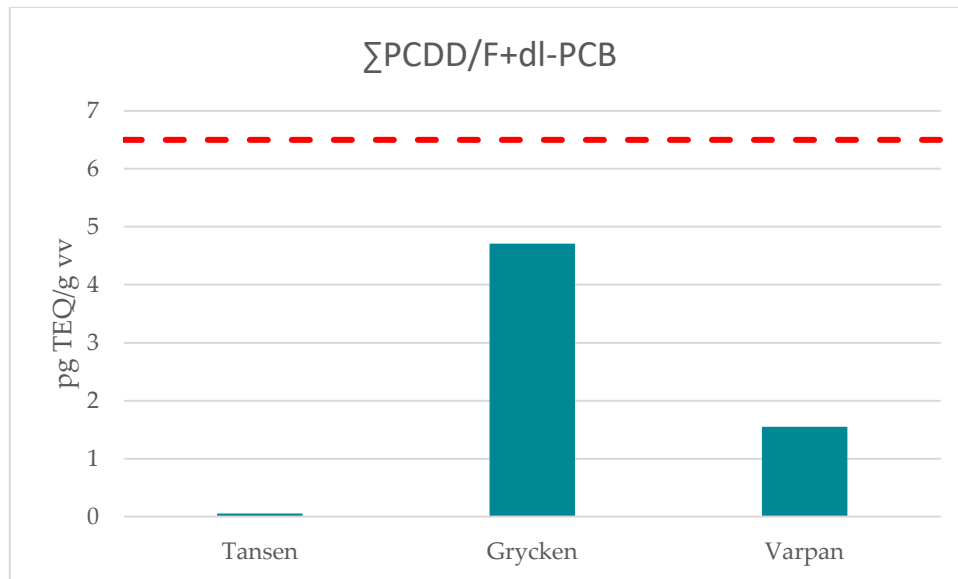
Figur F30. Halter av ΣPCB_6 utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE). Röd streckad linje markerar bedömningsgrund för kemisk status på 75 ng/g v.v.

Högst halt av ΣPCB_6 uppmättes i Grycken (**Figur F30**). Röd streckad linje markerar bedömningsgränsen för kemisk status. Halten i Grycken är i närheten av denna.



Figur F31. Halter av $\Sigma\text{PCDD/F}$ utifrån ett samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE). Röd streckad linje markerar gränsvärde för saluföring på 3,5 pg TEQ/g v.v.

Halterna av $\Sigma\text{PCDD/F}$ är att betrakta som förhöjda i Grycken (**Figur F31**). Gränsvärdet för saluföring på 3,5 pg TEQ/g v.v. markerad med röd streckad linje. Samtliga koncentrationer var under analysmetodens detektionsgräns i Varpan och Tansen. För dessa redovisas ett typvärde för halva detektionsgränsen, s.k. *medium bound*.



Figur F32. Halter av Σ PCDD/F+dl-PCB utifrån ett samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE). Röd streckad linje markerar gränsvärde för saluföring på 6,5 pg TEQ/g vv.

Även då dioxinlika-PCB adderas är halterna högst i Grycken och även förhöjda i Varpan (Figur F32). Till skillnad från Figur F31 redovisas här halter under analysmetodens detektionsgräns som noll, s.k. *lower bound*.

Sammanfattande bedömning

De övergripande resultaten från undersökningen sammanfattas i följande:

- Det förekom inga tecken på nedsatt fiskhälsa i Grycken.
- Halter av kvicksilver, dioxiner och PCB är förhöjda i fisken från Grycken. Detta är väl känt sedan tidigare.
- Halter av kadmium, koppar och arsenik var förhöjda i levern från abborrar fångade i Varpan. Detta indikerar metallexponering, vilket förefaller rimligt mot bakgrund av de upplag av varphögar från tidigare gruvverksamhet och metallbearbetning som finns runt sjön.

Referenser

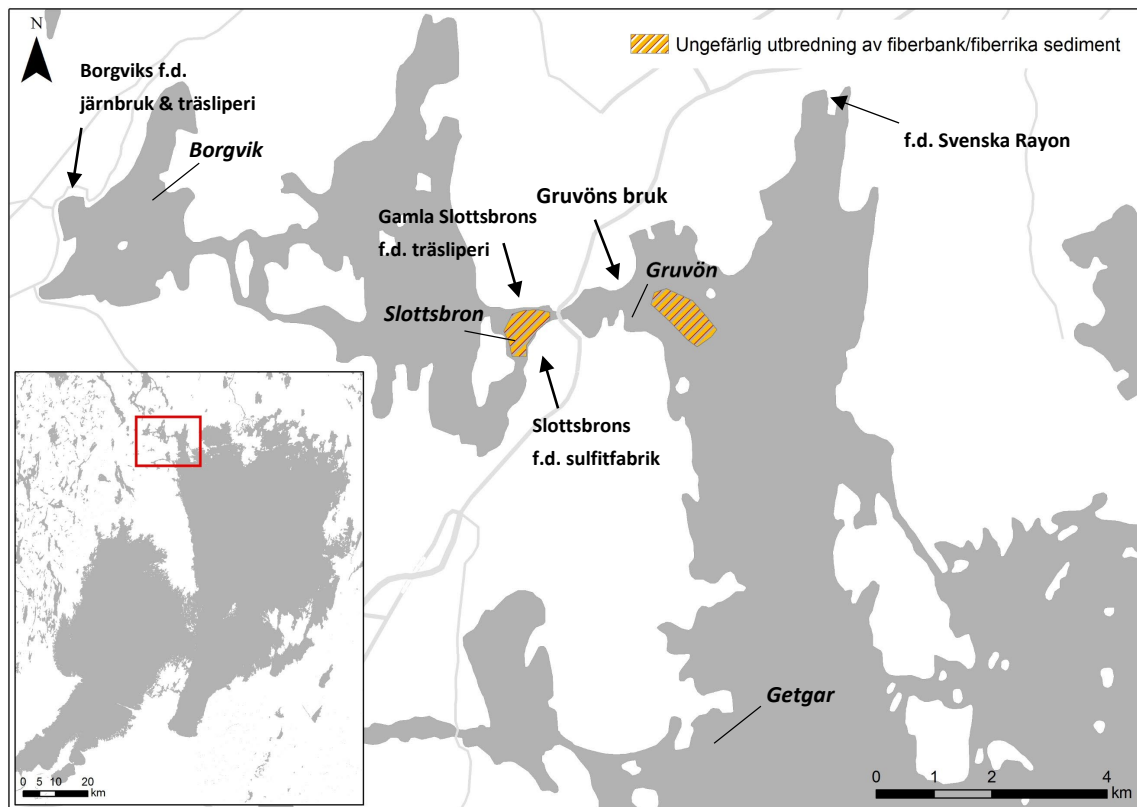
- European Commission, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, Issue Off J Eur Union 320, pp. 18-23.
- European Union, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, 320, pp. 18-23.
- HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Lowell, R. B. et al., 2005. National Assessment of Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data : Findings from Cycles 1 through 3. National Water Research Institute, NWRI Scientific Assessment Report Series(No. 5. 40p).
- 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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Sandström, O. et al., 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter. IVL rapport B2272.

Bilaga G – Gruvöns bruk

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades vid Gruvöns bruk 2018. Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer.

Abborre insamlades från tre lokaler (Fig. G1) i recipienten till Gruvöns bruk. Fisket genomfördes 10–13 september 2018 av Magnus Karlsson, Joakim Hållén och Hadi Soroosh med stöd av personal från Gruvöns bruk. Insamling genomfördes i brukets närrecipient (Gruvön) samt ca 7 km nedströms (Getgar). Insamling gjordes även invid det gamla utloppet från den sedan 1974 nedlagda sulfitfabriken vid Slottsbron. Referensområdet förlades till Borgvik, ca 9 km uppströms bruket. Även vid Borgvik har det historiskt förekommit industriella aktiviteter.



Figur G1. Ungefärliga fångstplatser för abborre (Borgvik, Slottsbron, Gruvön samt Getgar) i recipienten till Gruvöns bruk. Ungefärlig utbredning av fiberbankar och/eller fiberrika sediment har uppskattats utifrån underlag från Gruvöns bruk.

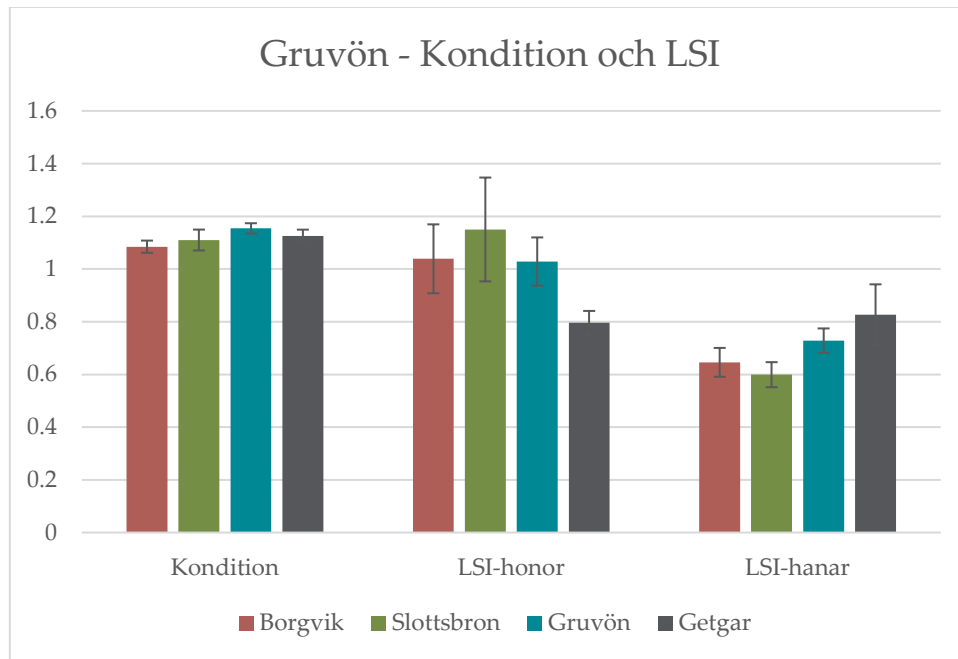
Resultat

I **Tabell G1**, **Figur G2** och **Figur G3** redovisas genomsnittliga morfologiska mått för insamlad abborre i undersökta lokaler i recipienten till Gruvöns bruk. GSI för hanar var lägre vid Getgar jämfört med övriga stationer och lägre för honor vid Gruvön jämfört med Borgvik. Däremot var antalet könsmogna individer för lågt för att några mer långtgående slutsatser ska kunna dras. Ett större underlag hade behövts. För konditionsfaktorn (CF), leversomatiskt index (LSI) och tillväxt noterades inga större avvikelser mellan lokalerna. Avseende andelen adulta (könsmogna) individer förelåg ingen signifikant skillnad mellan närrecipienten och övriga lokaler.

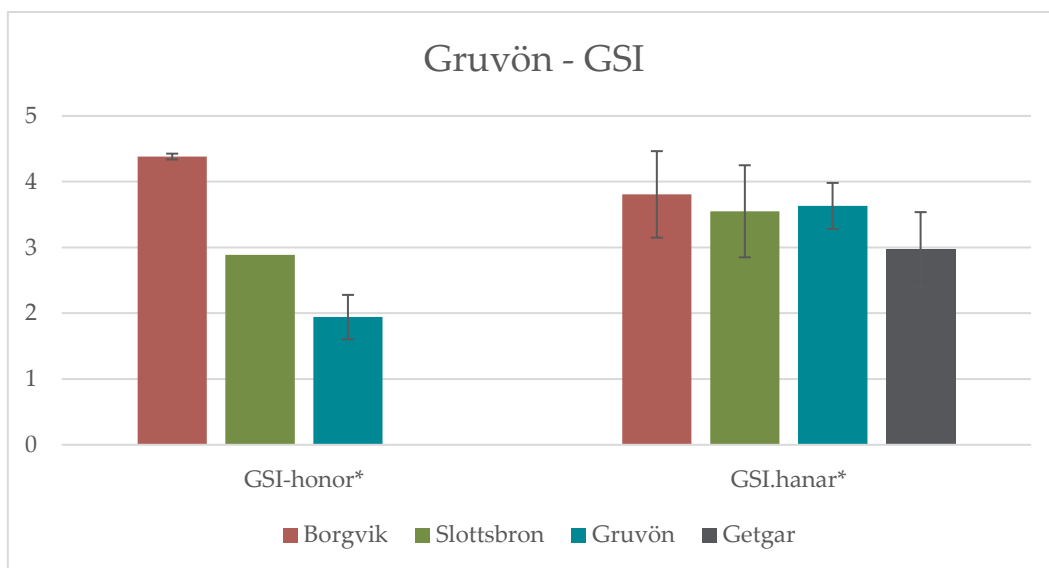
Tabell G1 Morfologi för insamlad abborre från respektive lokal vid Gruvöns pappersbruk. Fetmarkerat representerar medelvärde och i parenteserna visas min- och maxvärden.

	Borgvik (ref)	Slottsbron	Gruvön (när)	Getgar (fjärr)
Kön (totalt antal)	Hona: 10 Hane: 10	Hona: 5 Hane: 4	Hona: 11 Hane: 9	Hona: 14 Hane: 6
Kön (antal könsmogna)	Hona: 2 Hane: 9	Hona: 1 Hane: 4	Hona: 3 Hane: 9	Hona: 0 Hane: 6
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	55	56	60	30
Längd (cm)	17,7 (16–20)	17,2 (15–20)	18,5 (16–20)	17,7 (15–20)
Vikt (g)	61,1 (41–98)	58,7 (41–104)	73,0 (51–95)	63,1 (46–87)
CF (-)	1,08 (0,90–1,24)	1,11 (0,94–1,3)	1,15 (0,93–1,31)	1,13 (0,96–1,42)
LSI-honor (-)	1,04 (0,57–2,0)	1,15 (0,81–1,9)	1,03 (0,57–1,6)	0,80 (0,46–1,1)
LSI-hanar (-)	0,65 (0,33–0,89)	0,60 (0,52–0,74)	0,73 (0,50–0,98)	0,83 (0,45–1,2)
GSI-honor* (-)	4,38 (4,3–4,4)	2,89 (2,9–2,9)	1,94 (1,3–2,3)	-
GSI-hanar* (-)	3,81 (1,43–7,38)	3,55 (1,7–5,0)	3,63 (2,4–5,8)	2,97 (1,3–5,1)
Ålder (år)	4,0 (3–5)	4,1 (3–5)	4,0 (3–5)	3,9 (3–5)
Tillväxt (cm/år)	4,6 (3,4–5,7)	4,2 (3,8–5,5)	4,7 (3,7–6,0)	4,6 (3,5–6,2)

*Endast könsmogna individer



Figur G2. Konditionsfaktor (CF) och leversomatiskt index (LSI) i abborre från undersökta lokaler vid Gruvön. Felstaplarna visar medelfel (SE).

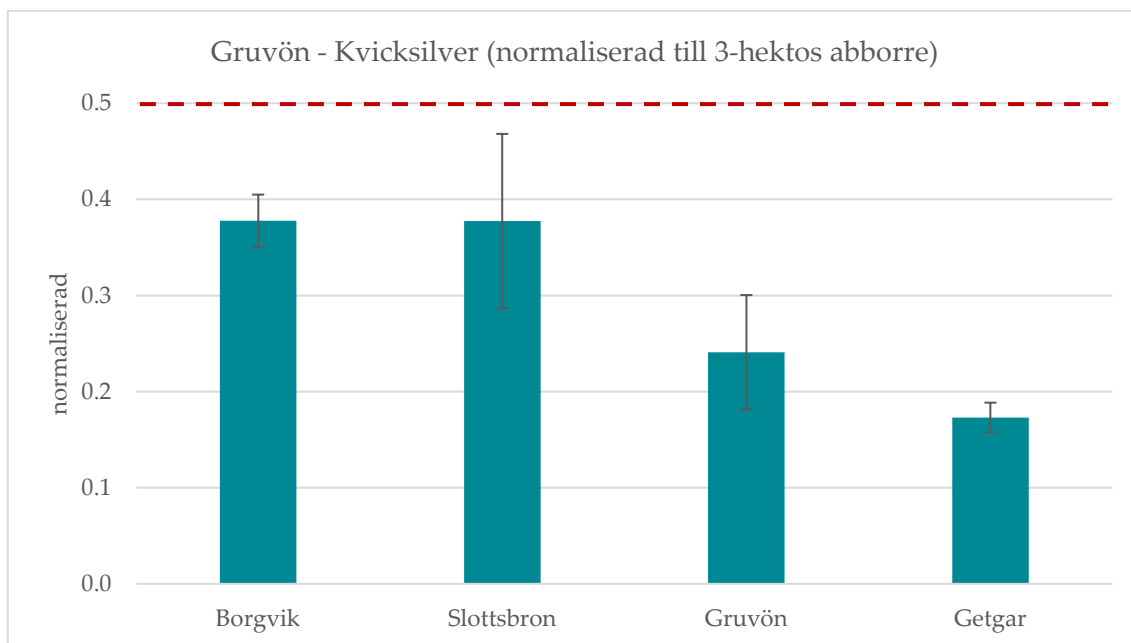


Figur G3. Gonadosomatisk index (GSI) i abborre från undersökta lokaler vid Gruvön. *Endast köns mogna individer. Inga honor vid Getgar var köns mogna.

I **Figur G4** redovisas normaliserade kvicksilverhalter i abborre från respektive delområde. För att kompensera för de ålders- och storleksskillnader som förelåg i fisken mellan lokalerna har Hg-halterna storleksnormaliserats enligt ett förfarande beskrivet i Meili, et al. I **Figur 5** redovisas genomsnittliga halter av krom, koppar, zink, kadmium, bly samt arsenik i levervävnad. Metallhalter som var under analysmetodens detektionsgräns antogs till halva detektionsgränsen. Samtliga samlingsprov av nickel var under detektionsgräns och redovisas inte.

Historiken och tillförseln av föroreningar till Vänervikarna runt Grums är komplex. Som framgår av **Figur G6** finns ett flertal verksamheter som i varierande grad har belastat omgivande vattenmiljö. Lokalen Borgvik, som var avsedd att spegla referensförhållanden uppströms om Gruvön, hade för flera ämnen högst uppmätta halter. Generellt är den haltförhöjning man ser i hela området svag till måttlig. HCB-halten i fisk från Slottsbronlokalen utgör ett undantag där en tydlig haltförhöjning noteras. HCB och andra klorbensener har historiskt tillverkats genom klorering av bensen och utgjort utgångsmaterial för andra industriellt framställda produkter och som pesticid. HCB har bl.a. använts i bl.a. ammunition och syntetiskt gummi. HCB kan även bildas oavsiktligt i förbränningsprocesser.

Kvicksilverhalten i fisk från norra Vänern har varit föremål för många utredningar och undersökningar sedan början av 1970-talet. De halter som nu uppmäts var i linje med den generella avklingning som skett över tid (Sandström et al., 2016). Halter av dioxinlika ämnen var marginellt högre i fisk från färrecipienten Getgar jämfört med den fångad utanför Slottsbron och Gruvön och i absoluta tal närmast att betrakta som bakgrunds nivåer. Detta är kongruent med den bild som framträtt i andra undersökningar av dioxinförekomsten i sediment och fisk från Vänern (Hällén & Karlsson, 2018). Historisk tillförsel och förorenade sediment i norra Vänern är inte förklaringen till de höga dioxinhalter man idag mäter i fet fisk exempelvis sik från stora delar av sjön.

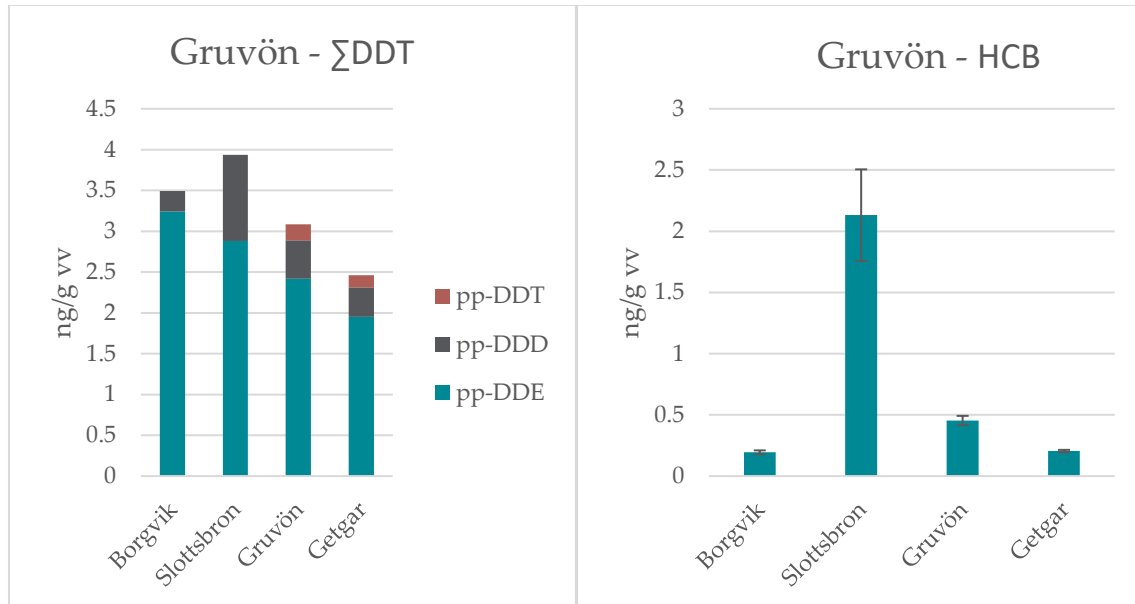


Figur G3. Medianhalter av Hg normaliserade till 3-hektos abborre enligt Meili et al. (2004). Röd linje indikerar EU:s gränsvärde för saluföring. Felstaplarna visar medelfel (SE).



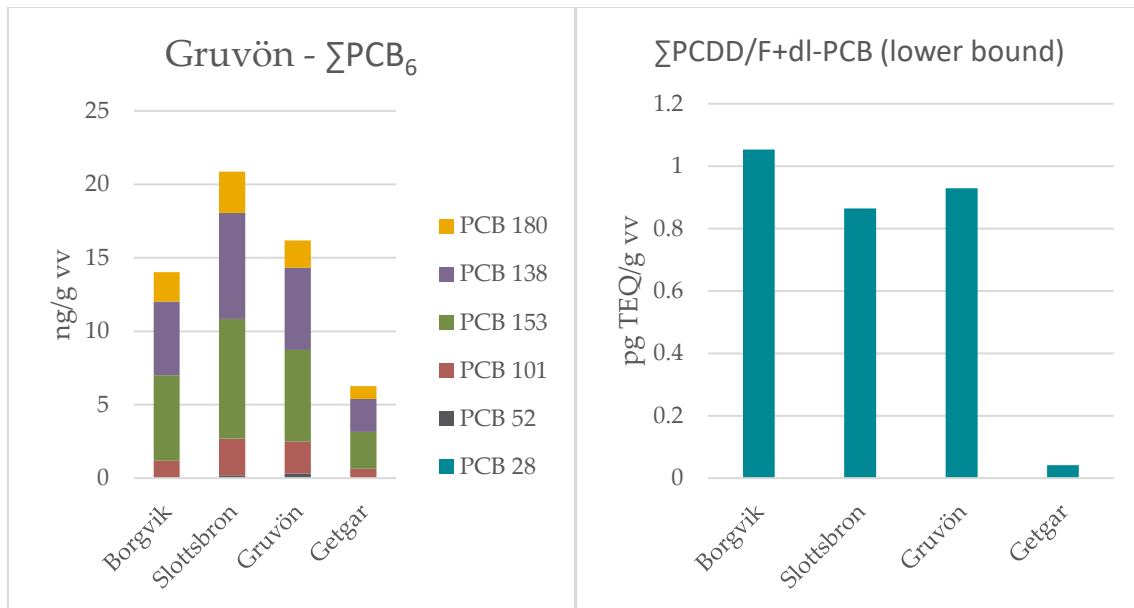
Figur G4. Medianhalter av spårämnesmetaller i levervävnad från respektive fångstlokal. Felstaplarna visar medelfel (SE).

I **Figur G5** redovisas uppmätta halter av DDT och HCB i muskelkött normaliserade till 5 % fetthalt. I **Figur G6** framgår halter av Σ PCB7 samt summan av PCDD/Fs och dioxinlika PCBer, även dessa normaliserade till 5 % fetthalt. Halterna normaliserades utifrån medelfetthalt på 0,8%. "Lower bound" redovisas för Σ PCDD/F+dl-PCB och samtliga kongener av PCDD/F hade halt under analysmetodens detektionsgräns, varför staplarna i den högra delen av **Figur G6** endast utgörs av dl-PCB. **Figur G7** redovisar halten av PCDD/Fs, angivna på medium bound.



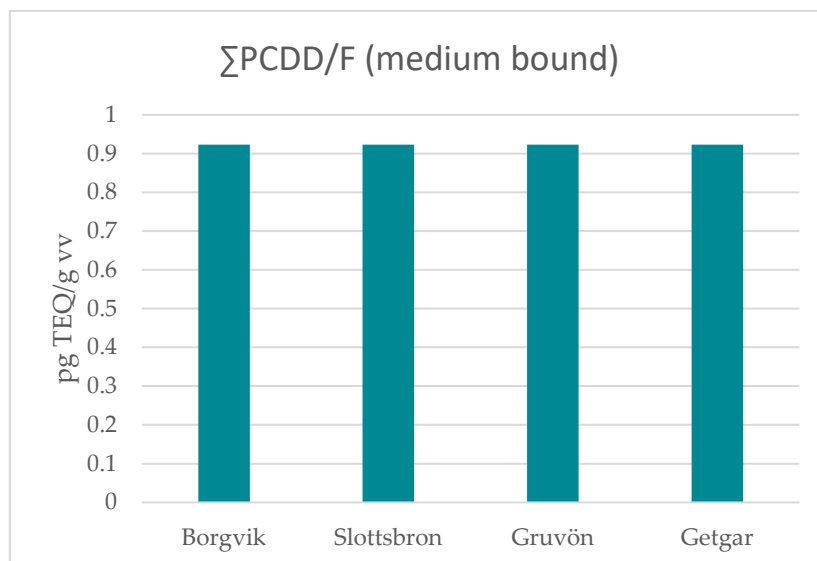
Figur G5. Medianhalter av DDT och HCB i muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt. Felstaplarna visar medelfel (SE).

Halten av HCB kan jämföras mot bedömningsgrunden för kemisk status på 10 ng/g vv (HVMFS 2019:25). Även om halten vid Slottsbron var förhöjd så underskreds bedömningsgränsen.



Figur G6 Medianhalter av ΣPCB_6 och halt av PCDD/F + dioxinlika PCB i muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt.

För $\Sigma\text{PCDD/F+dl-PCB}$ är bedömningsgrunden för kemisk status 6,5 pg TEQ/g vv. Dessa halter är sett till denna bedömningsgrund låga.



Figur G7. Halt av PCDD/F muskelkött, normaliserade till 5 % fetthalt. Redovisade på medium bound.

Samtliga kongener (varianter) av PCDD/Fs var i alla lokaler under analysmetodens detektionsgräns.

Sammanfattande bedömning

Överlag noterades inga större avvikelser vid närrecipienten (Gruvön) i de morfometriska indexen. Det gonadosomatiska indexet (GSI) kunde dock inte studeras djupgående i och med att materialet bestod av ett för litet antal köns mogna individer.

Kvikksilverhalterna var inte att anse som förhöjda vid Gruvön. De högsta halterna uppmättes istället vid Borgvik och Slottsbron.

För de övriga spårämnesmetallerna noterades ingen förhöjning vid Gruvön. Inte heller för de klororganiska föreningarna syntes haltförhöjningar vid Gruvön. Getgar hade lägst PCB-halter, men även vid Borgvik och Gruvön var halterna inte på något sätt anmärkningsvärt höga. Halten HCB var förhöjda vid Slottsbron.

Sammanfattningsvis kan sägas att de halter av olika föroreningar som studerats inte kan kopplas till fiberbankar vid Gruvöns bruk. Inga tydliga haltförhöjningar i fisken noterades vid dessa. I viss mån försvårades dock undersökningen av att historiken och tillförseln av föroreningar till Vänervikarna runt Grums är komplex.

Referenser

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

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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).

Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor T. & Karlsson M. (red.), 2016. Återhämtning och kvarvarande effekter i skogsindustrins recipienter – Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. IVL-rapport B2272.

Bilaga H – Aspa bruk

Inledning

I denna bilaga presenteras resultaten avseende morfometri, halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller och klororganiska ämnen för den abborre som insamlades vid Aspa bruk. Metodiken sammanfaller med huvudrapporten men mindre avvikelser i layout av figurer förekommer.

Abborre insamlades den 16–20 september 2019 vid tre lokaler intill bruket (**Figur H1**). Fisket utfördes av Magnus Karlsson, Joakim Hållén, Hannes Waldetoft och Anders Johansson. Referensområdet benämns i huvudrapporten som "Bastedalen".



Figur H33. Lokaler för fiskinsamling.

Referensområdet är att anse som opåverkat från industriell aktivitet, men nog nära bruket för att minimera skillnader som inte är en konsekvens av eventuella utsläpp från bruket. I huvudsak jämförs närrecipienten (Aspa när) och fjärrecipienten (Aspa fjärr) mot referensen (Aspa ref).

De statistiska jämförelserna av morfologiska index har utförts med en *Analysis of Variance* (ANOVA). En signifikansnivå på 5% har använts genomgående.

De morfometriska index som testats statistiskt har kompletterats med en figur över primärdata, som ger en uppfattning om spridningen inom en lokal och skillnader mellan lokaler. I figurerna har en mindre slumpmässig sidledesförskjutning adderats för att kunna särskilja överlappande punkter.

Resultat

Först redogörs för de morfometriska indexen, därefter tillväxt och könsmognad. Slutligen redogörs för halter av kvicksilver, andra spårämnesmetaller samt klororganiska föreningar.

Morfometri

I **Tabell H10** visas en sammanställning av morfologiska mått och index från de fiskar i längdintervallet 15–20 cm som insamlats. Sammanställningen är uppdelad per lokal och visar medelvärden samt minimum och maximum. Statistiska tester av skillnader i medelvärde mellan lokaler redovisas efter tabellen i separata underrubriker.

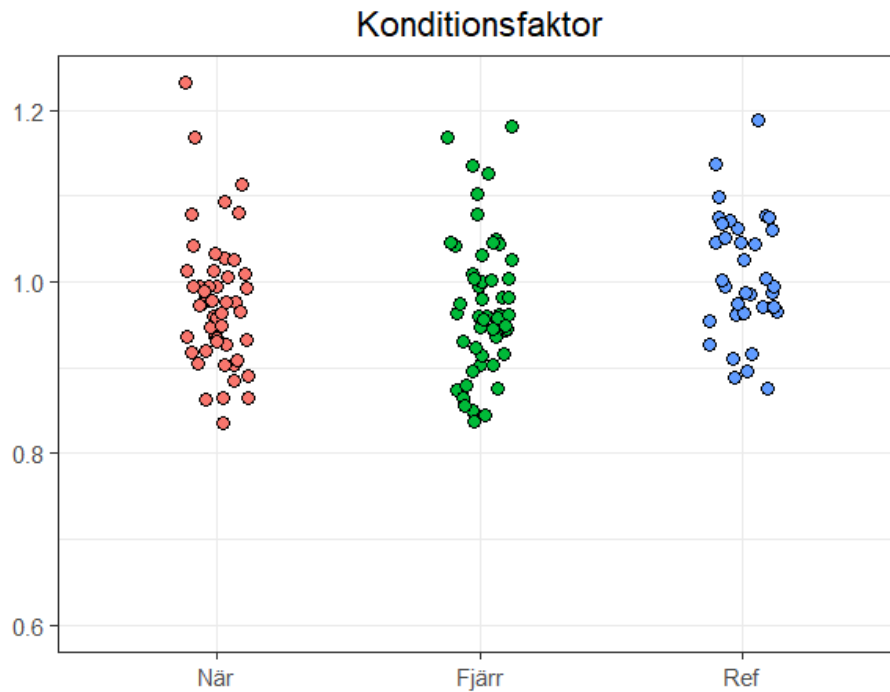
Tabell H10. Morfologi för insamlad abborre från respektive lokal vid Aspa bruk. Fetstilt representerar medelvärde och parenteserna visar min- och maxvärden.

	När	Fjärr	Ref
Kön (totalt antal)	Hona: 30 Hane: 20	Hona: 36 Hane: 16	Hona: 25 Hane: 10
Kön (antal köns mogna)	Hona: 1 Hane: 16	Hona: 6 Hane: 14	Hona: 4 Hane: 9
Andel adulta (%) (ej könsuppdelat)	34	38	37
Längd (cm)	17,7 (15,7-19,6)	17,9 (15,2-20,7)	18,5 (16,0-21,3)
Vikt (g)	59 (43-84)	62 (37-93)	71 (48-121)
CF (-)	0,97 (0,84-1,2)	0,97 (0,84-1,2)	1,0 (0,88-1,2)
LSI-honor (-)	1,07 (0,61-2,2)	0,99 (0,56-2,1)	1,08 (0,69-1,6)
LSI-hanar (-)	0,99 (0,67-1,6)	0,90 (0,40-1,4)	0,93 (0,72-1,2)
GSI-honor* (-)	2,2 (2,2-2,2)	2,51 (0,74-4,2)	2,66 (2,4-3,0)
GSI-hanar* (-)	5,08 (0,44-8,3)	4,9 (1,1-7,7)	5,69 (1,4-9,9)
Ålder (år)	2,7 (2-5)	2,6 (2-5)	2,9 (2-5)
Tillväxt (cm/år)	6,9 (3,9-9,6)	7,4 (3,7-9,7)	6,9 (4,2-9,6)

*Endast köns mogna individer

Konditionsfaktor (CF)

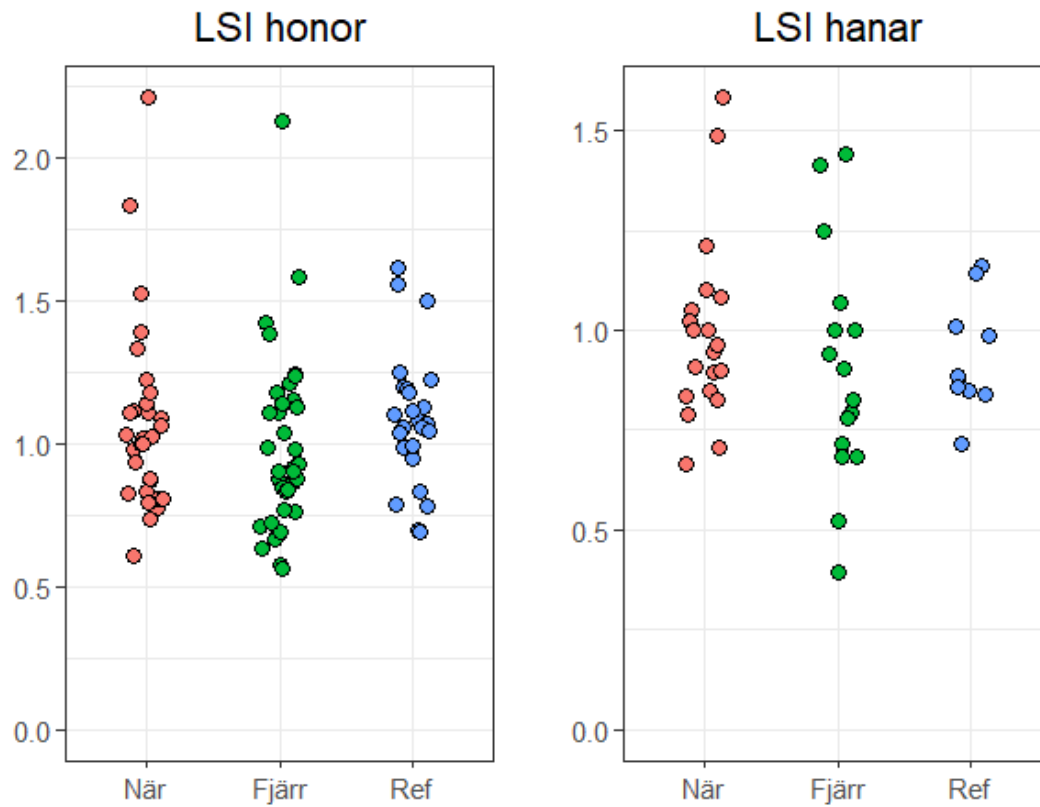
Resultatet från ANOVA:n var icke-signifikant, av vilket slutsatsen dras att konditionsfaktorn inte skiljer sig signifikant mellan de tre lokalerna. Slutsatsen förefaller rimlig utifrån **Figur H34** där inga tydliga skillnader syns.



Figur H34. Konditionsfaktor (CF) per lokal.

Relativ levervikt (LSI)

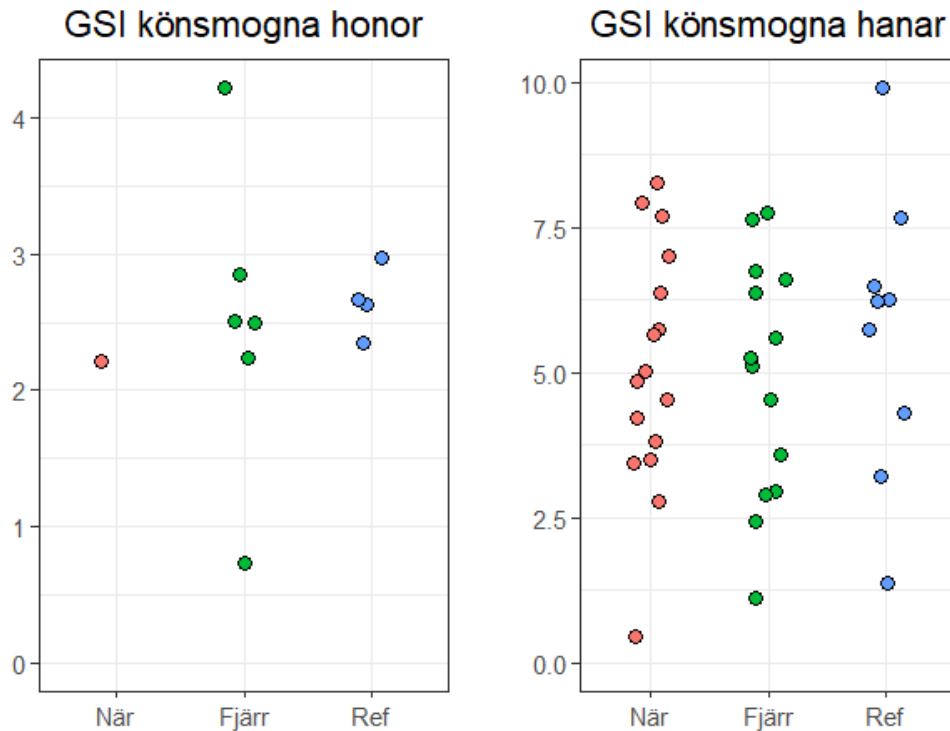
Envägs ANOVA anpassades för LSI. Inga signifikanta skillnader förelåg gentemot referensen, varken för hanar eller honor. I **Figur H3** syns rimligheten i det resultatet. Inga större skillnader kan utläsas.



Figur H35. Relativ levervikt (LSI) per kön och lokal.

Relativ gonadvikt (GSI)

ANOVA:n för GSI, inkluderande både hanar och honor, visade på icke-signifikant skillnad. Antalet köns mogna honor var lågt, men redovisningen av hanarnas GSI i **Figur H4** ger inga indikationer på att några större avvikelser skulle förekomma.

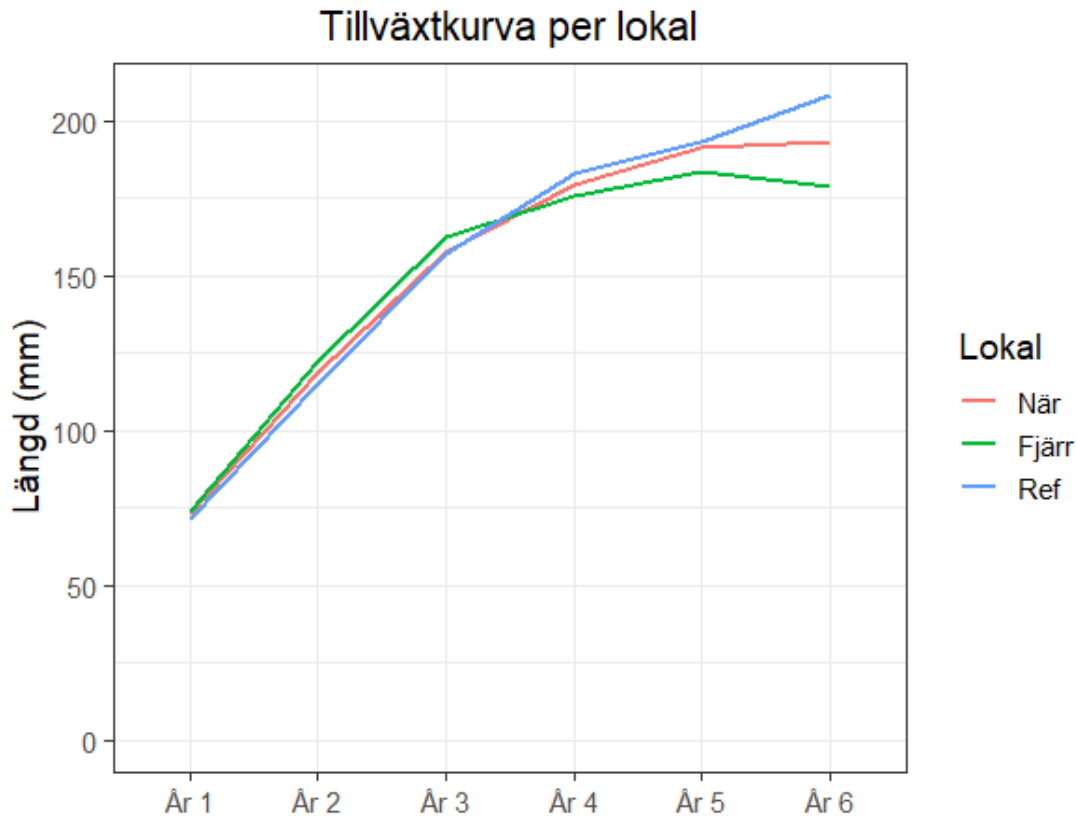


Figur H36. Relativ gonadvikt (GSI) per lokal och kön. Endast köns mogna individer.

Tillväxt

Figuren över samband mellan längd och tillväxt (**Figur H37**) visar inte på några markanta skillnader mellan lokalerna. Kurvorna är väldigt lika varandra över hela åldersspannet. Att kurvorna är något spretigare för högre tillväxtår får snarare anses som en konsekvens av det fåtal individer av ålder fyra år och uppåt som finns i materialet, snarare än skillnader i tillväxthastighet mellan lokalerna. I referensen insamlades till exempel ingen individ av sex års ålder, varför tillväxtkurvan för referensen upphör vid femte tillväxtåret.

Kurvorna utläses som att varje nodpunkt är ett medelvärde av samtliga individers längd (per lokal) vid den givna åldern. Exempelvis: när individerna var 2 år gamla hade de en genomsnittlig längd på strax under 125 mm.



Figur H37. Tillväxtkurvor.

Könsmognadsgrad

I materialet finns abborrar med könsmognadsgrad ett eller två, men den egentliga skalan är mellan ett och fyra. Högre värde betyder högre könsmognad. Den statistiska analysen testar här om andelen abborrar med högre könsmognadsgrad (könsmognadsgrad=2), skiljer sig mellan lokalerna. Testet är ett s.k. *test of proportions*. I **Tabell H11** redovisas andelen abborrar av könsmognadsgrad=2 per lokal.

Tabell H11. Jämförelse av könsmognadsgrad.

	När	Fjärr	Ref
Andel adulta individer (könsmognadsgrad=2)	34% (17 av 50)	38% (20 av 52)	37% (13 av 25)

Testet var icke signifikant vilket tyder på att det inte föreligger någon skillnad i könsmognadsgrad mellan de tre lokalerna. Däremot kan ålder ha inverkan på könsmognadsgraden, men i och med att genomsnittsåldrarna är väldigt lika mellan lokalerna anses testresultatet tillförlitligt.

Metaller

Figurerna över metallhalter visar, för att förtydliga spridningen per lokal, samtliga mätningar. Tre mätningar av samlingsprover á 8 individer är utförda för varje lokal. Om två eller fler mätpunkter inom en lokal överlappar har i figurerna en marginell förskjutning adderats för att punkterna ska kunna särskiljas visuellt. Muskelvävnad har använts för kvicksilvermätningar och levern för mätningar av övriga metaller.

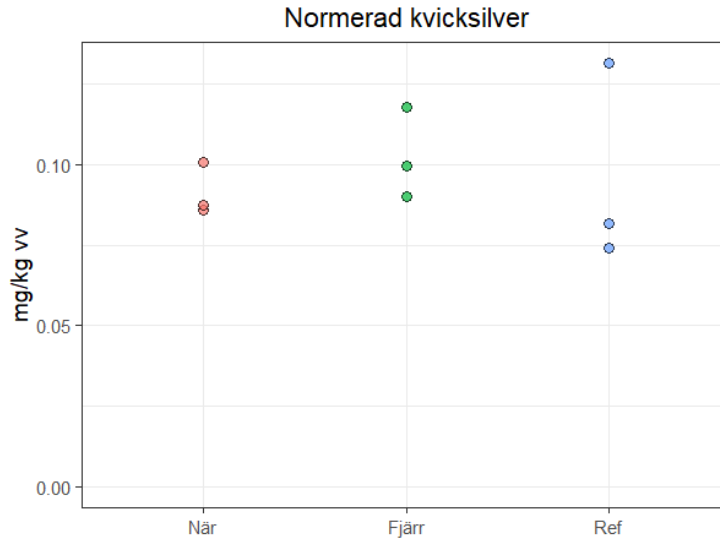
Mätningarna av nickel och krom redovisas inte i figurer, på grund av att alla dessa prov hade halter som underskred analysmetodens detektionsgräns (LOD). De visas istället i tabellform (**Tabell H12**). För bly var två mätningar under LOD, så för dessa anges halten som halva LOD och denna gräns markeras i figuren med horisontell röd linje.

Tabell H12. Metaller för vilka samtliga prover innehöll halter under LOQ.

Prov	Krom $\mu\text{g/g ts}$	Nickel $\mu\text{g/g ts}$
Recipient 1	<0.18	<0.75
Recipient 2	<0.18	<0.75
Recipient 3	<0.18	<0.75
Fjärr 1	<0.18	<0.75
Fjärr 2	<0.18	<0.75
Fjärr 3	<0.18	<0.75
Ref 1	<0.18	<0.75
Ref 2	<0.18	<0.75
Ref 3	<0.18	<0.75

Kvicksilver

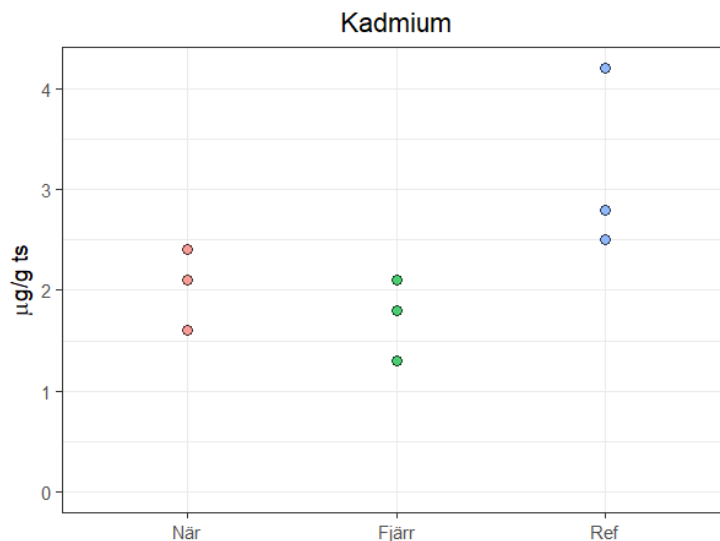
Kvicksilverhalten har normerats att motsvara fisk av konsumtionsstorlek i enlighet med (Meili, et al., 2004). Inga förhöjda kvicksilverhalter noteras i någon av lokalerna och halterna är genomgående lägre än EU:s gränsvärde för saluföring på 0,5 mg/kg.



Figur H38. Normerade kvicksilverhalter.

Kadmium

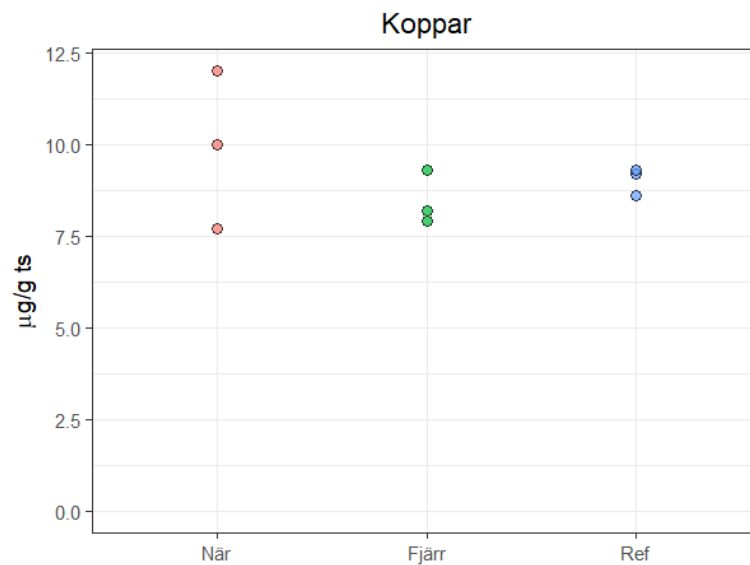
Inga förhöjda kadmiumhalter noterades i när- eller fjärrrecipienten. Högst uppmätt halt var i referenslokalen. Även medianen var högst i referensen.



Figur H39. Uppmätt kadmiumhalt i samlingsprov.

Koppar

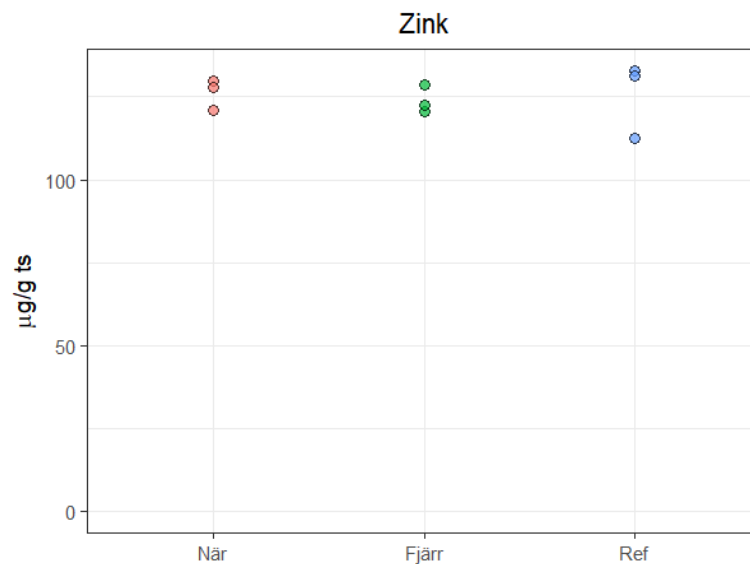
Medianhalterna av koppar är likartade för de tre lokalerna.



Figur H40. Uppmätt kopparhalt i samlingsprov.

Zink

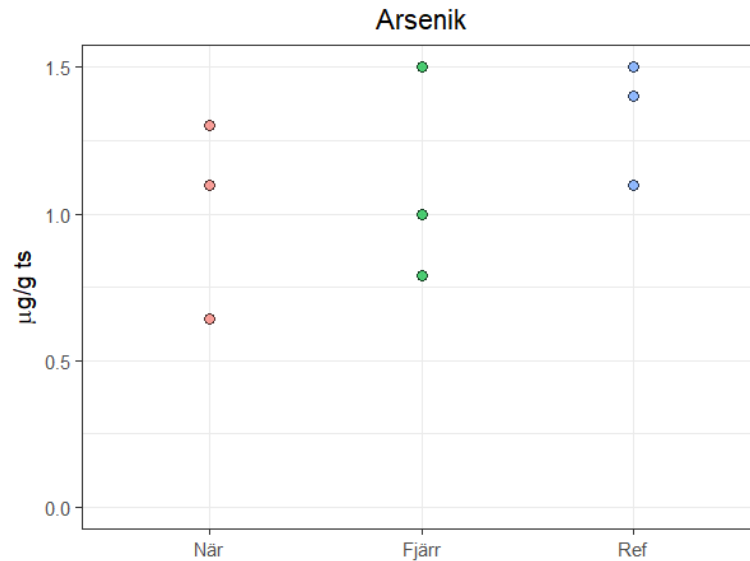
Medianhalterna av zink är likartade för de tre lokalerna.



Figur H41. Uppmätt zinkhalt i samlingsprov.

Arsenik

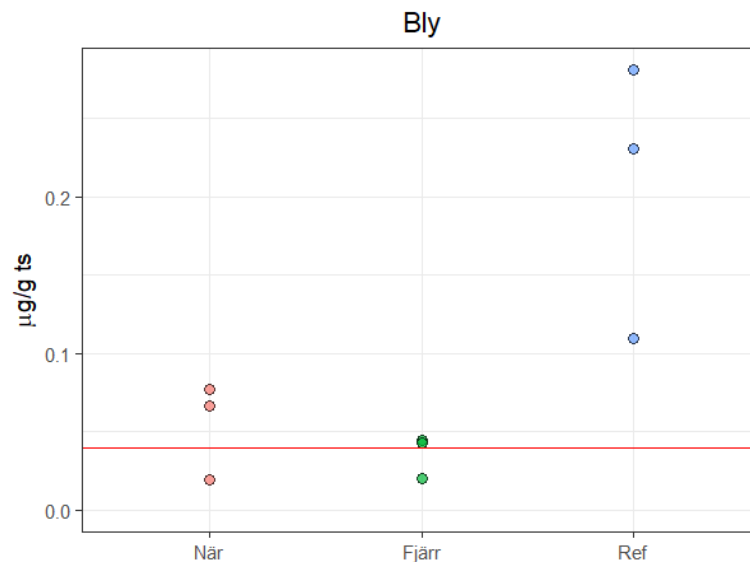
Medianhalterna av arsenik är likartade för de tre lokalerna. Högst uppmätt halt var i referensen.



Figur H42. Uppmätt arsenikhalt i samlingsprov.

Bly

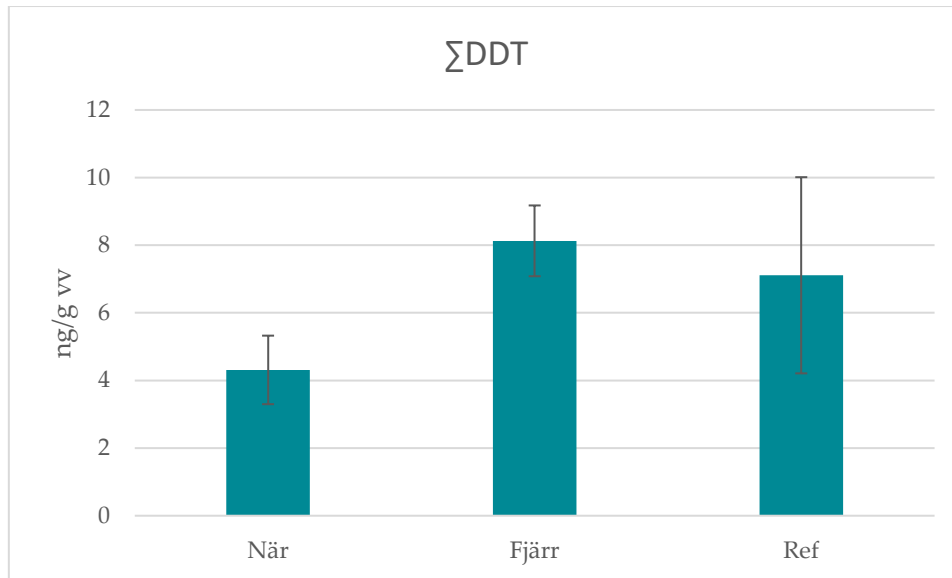
Högsta uppmätta blyhalter är genomgående i referensen. Ett prov i närrecipienten och fjärrecipienten vardera var under LOD, varför de är placerade under den röda linjen.



Figur H43. Uppmätt blyhalt i samlingsprov. LOD markerad med röd linje. Halter under LOD angivna som LOD/2.

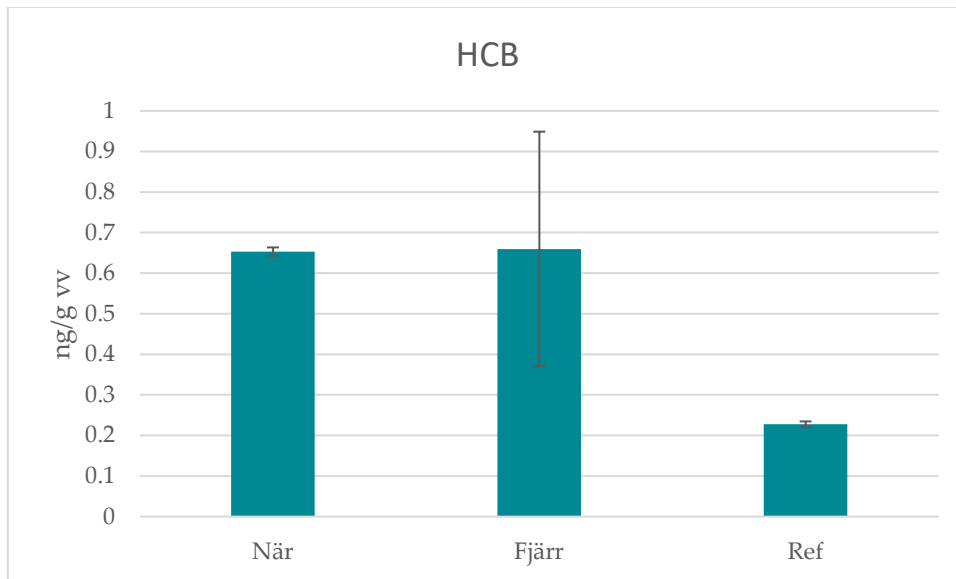
Klororganiska föreningar

Ett samlingsprov per lokal analyserades avseende förekomst av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er. För DDT, HCB och PCB₆ har tre prover per lokal analyserats. Resultaten sätts i relation till EU:s försäljningsgränsvärden för dioxiner (European Union, 2011) och till bedömningsgrunden för kemisk status för HCB och PCB (HVMFS 2019:25).



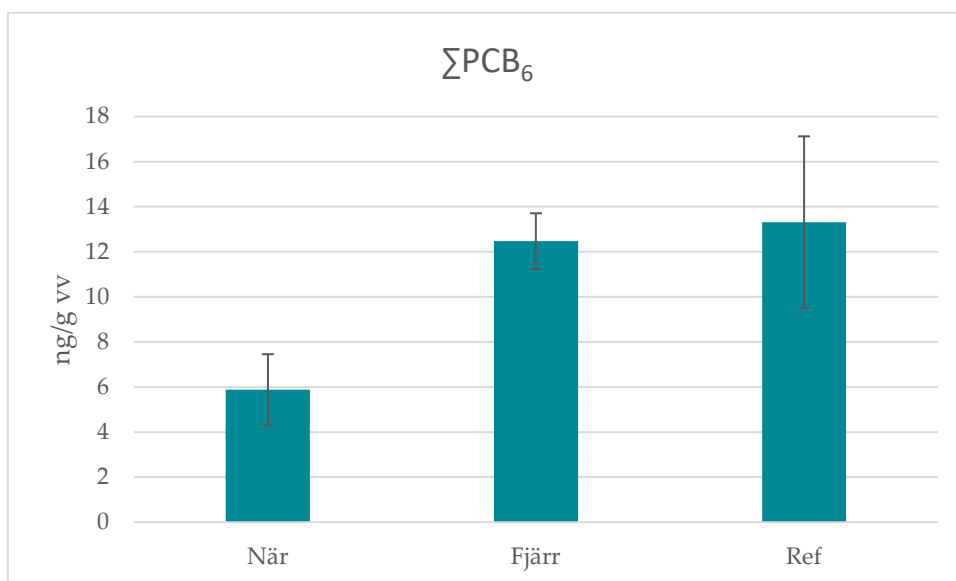
Figur H44. Halter av DDT utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Ingen haltförhöjning noteras i när- eller fjärre recipienten gentemot referensen.



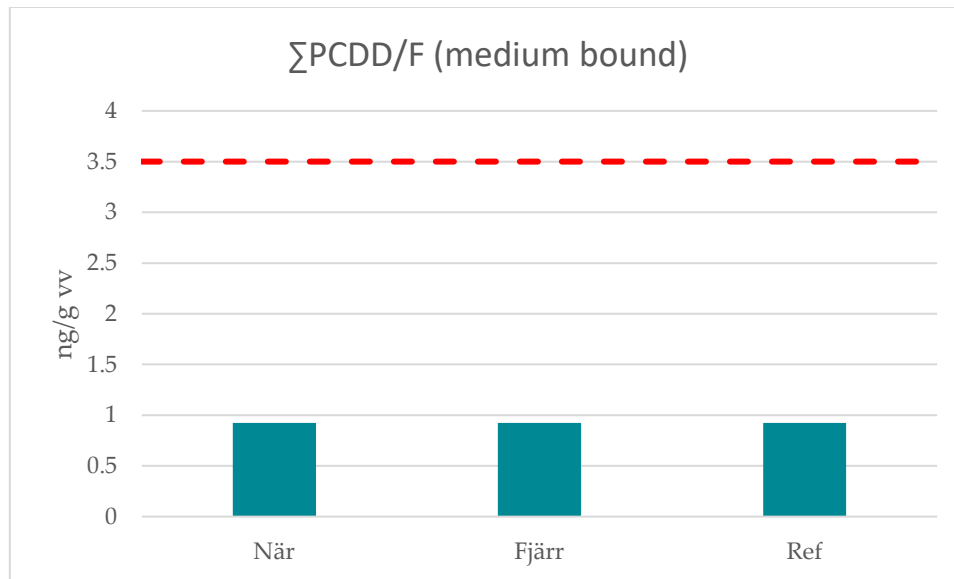
Figur H45. Halter av HCB utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Högst snitthalt av HCB är i när- och fjärrecipienten. Halterna underskrider bedömningsgrunder för kemisk status på 10 ng/g vv med god marginal.



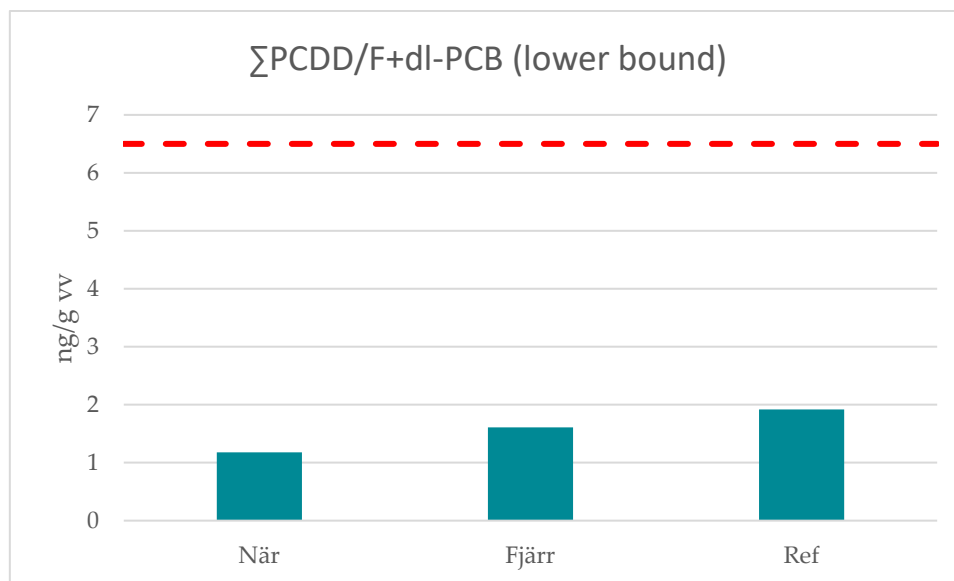
Figur H46. Halter av ΣPCB₆ utifrån tre samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE).

Inga förhöjda halter av ΣPCB₆ noteras, och halterna underskrider bedömningsgrunden för kemisk status på 75 ng/g vv.



Figur H47. Halter av Σ PCDD/F utifrån ett samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE). Röd streckad linje markerar gränsvärde för saluföring på 3,5 pg TEQ/g v.v.

Inga förhöjda halter av PCDD/F noterades. Samtliga koncentrationer var under analysmetodens detektionsgräns.



Figur H48. Halter av Σ PCDD/F+dl-PCB utifrån ett samlingsprov per lokal. Felstaplar avser medelfel (SE). Röd streckad linje markerar gränsvärde för saluföring på 6,5 pg TEQ/g v.v.

Inga förhöjda halter av PCDD/F+dl-PCB noterades.

Sammanfattande bedömning

Sammantaget visar jämförelsen av morfologiska mått och index, halter av metaller och klororganiska föreningar inte på att fibersedimenten i Sörviken från Aspa bruk påverkar fiskens hälsostatus och halter av miljögifter.

För de morfologiska indexen konditionsfaktor, relativ levervikt och relativ gonadvikt visade jämförelsen inte på några avvikelser referens/recipient sinsemellan. För tillväxthastighet och könsmognad noterades inte heller någon signifikant skillnad mellan lokalerna.

Metallhalterna visade, för samtliga metaller, inte på någon förhöjning, och kvicksilverhalterna var genomgående av bakgrunds nivå (sett till normalhalter i svenska sjöar).

Även för klororganiska föreningar (dioxiner, PCB, DDT och HCB) noterades ingen förhöjning i recipienten.

Referenser

- European Commission, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, Issue Off J Eur Union 320, pp. 18-23.
- European Union, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs. Off J Eur Union, 320, pp. 18-23.
- HVMFS 2019:25, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, s.l.: Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Lowell, R. B. et al., 2005. National Assessment of Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Data: Findings from Cycles 1 through 3. National Water Research Institute, NWRI Scientific Assessment Report Series (No. 5. 40p).
- 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, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Sandström, O. et al., 2016. Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter. IVL rapport B2272.

Bilaga I – Kod för statistisk analys

Introduction

This appendix describes the process of model fitting and evaluation. It is not a step-by-step rundown for all the morphological indices, but more of a display of the general procedure meant as aid and guidelines for anybody with basic knowledge in the R-language wanting to assess fish health according to the procedure suggested in this report.

Software and packages

R-Studio and Excel were the software used. The following functions were used in addition to the built-in functions in R:

- `read_excel()` from the *readxl*-package to import Excel-spreadsheets to R.
- `glht()` from the *multcomp*-package for performing Tukey's and Dunnett's post hoc test.
- `Lsmeans()` from the *lsmeans*-package for extraction of least square means.
- `group_by()` and `summarise()` from the *dplyr*-package.

Importing and preparing data

First, data is preferably formatted in the excel spreadsheet as seen below, with one column for each necessary variable. Possible missing values should be left as blanks.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1	ID	site	length	tot_weight	som_weight	CF	LSI	GSI	gender	genderstatus	growth	age
2	1	A	17.0	49	46	0.94	0.65	1.91	0	1	4.25	4
3	2	A	18.9	66	63	0.93	0.37	1.51	0	1	3.78	5
4	3	A	18.6	73	68	1.06	0.68	0.53	0	1	4.65	4
5	4	A	17.3	48	46	0.89	0.61	0.22	1	1	4.33	4
6	5	A	16.8	48	44	0.93	0.84	4.41	0	2	4.20	4
7	6	A	18.3	59	56	0.91	0.63	0.77	0	1	3.66	5
8	7	A	18.3	65	62	1.01	0.44	1.44	0	1	4.58	4
9	8	A	17.0	58	54	1.10	0.76	0.19	1	1	4.25	4
10	9	A	16.8	54	48	1.01	0.60	7.20	1	2	2.80	6

Then, in R-Studio, packages are installed and loaded, and the spreadsheet imported. Also, the site that is the reference site is specified.

```

#installing packages
install.packages("readxl")
install.packages("multcomp")
install.packages("lsmeans")
install.packages("dplyr")

#Loading packages
library(readxl) # package to import spreadsheet to R
library(multcomp) # post-hoc analyses
library(lsmeans) # Least square means
library(dplyr) # package for data manipulation

setwd("C:\\Users\\userXX\\Desktop") # setting working directory to where
spreadsheet is stored

dat <- read_excel("example.xlsx") # importing data

dat$site <- as.factor(dat$site) # setting site as a factor variable.

# Let's say site B is reference. Setting that as reference in R.
#Preset=alphabetical order.
dat$site <- relevel(dat$site, ref="B")

```

Fitting linear models

Models are fitted using the *lm*-function (*lm*=linear model). Significances are obtained using the *anova*-function. The "site" variable in models with an additional control variable is assessed for significance by a likelihood-ratio-test. In practice, it corresponds to fitting two models, one "full" model and a smaller model without "site" and comparing these within *anova*(.). The last line shows how to obtain least-square means.

```

#### Analyzing difference in CF between sites
# fitting the model
fit <- lm(CF~site, data = dat) #fitting linear model
anova(fit) #obtaining anova-table

#checking assumptions
plot(fit, which=1) # heteroskedasticity
plot(fit, which=2) # normality

# assessing "LSI" and obtaining Least square means
fit2 <- lm(LSI~site+gender, data=dat)
fit3 <- lm(LSI~gender, data=dat) # fitting smaller model without "site"
anova(fit2,fit3) # performing likelihood-ratio test. if p-val<0.005 site
is significant

```

```
lsmeans(fit2, ~site) # returns lsmeans and their confidence intervals.
```

Post-hoc analysis for linear models

If “site” had an overall significance at a mill, it needs to be investigated between which individual sites the significance is. For mills with one reference site used, Dunnetts test is preferred. For mills with two reference sites, Tukey’s test is a good alternative.

```
summary(glht(fit, linfct=mcp(site="Dunnett"))) # p-values for Dunnetts t est
```

```
summary(glht(fit, linfct=mcp(site="Tukey"))) # same for Tukey test
```

Test of proportions

The differences in the proportion of sexually mature individuals investigated using prop.test() and pairwise.prop.test(). First, prop.test() is used to check for overall significance. If significance, the pairwise version is used. If a warning of “Chi-squared approximation may be incorrect” appears, the results from the pairwise test should not be trusted upon. First, a new data frame with the number of individuals with genderstatus=2 and the total number (per site) is created.

```
##### Genderstatus #####
```

```
#Preparing data. Genderstatus=2 coded as "sucess". group_by is dplyr function.
```

```
dat2 <- dat %>% group_by(site) %>% dplyr::summarise(sucess=sum(genderstatus==2),total=length(genderstatus)) # new dataset with the counts per site
```

```
prop.test(x=dat2$sucess, n=dat2$total) # test for overall significance.
```

```
pairwise.prop.test(x=dat2$sucess, n=dat2$total, p.adjust.method = "holm") # formal test with Holm's correction.
```
