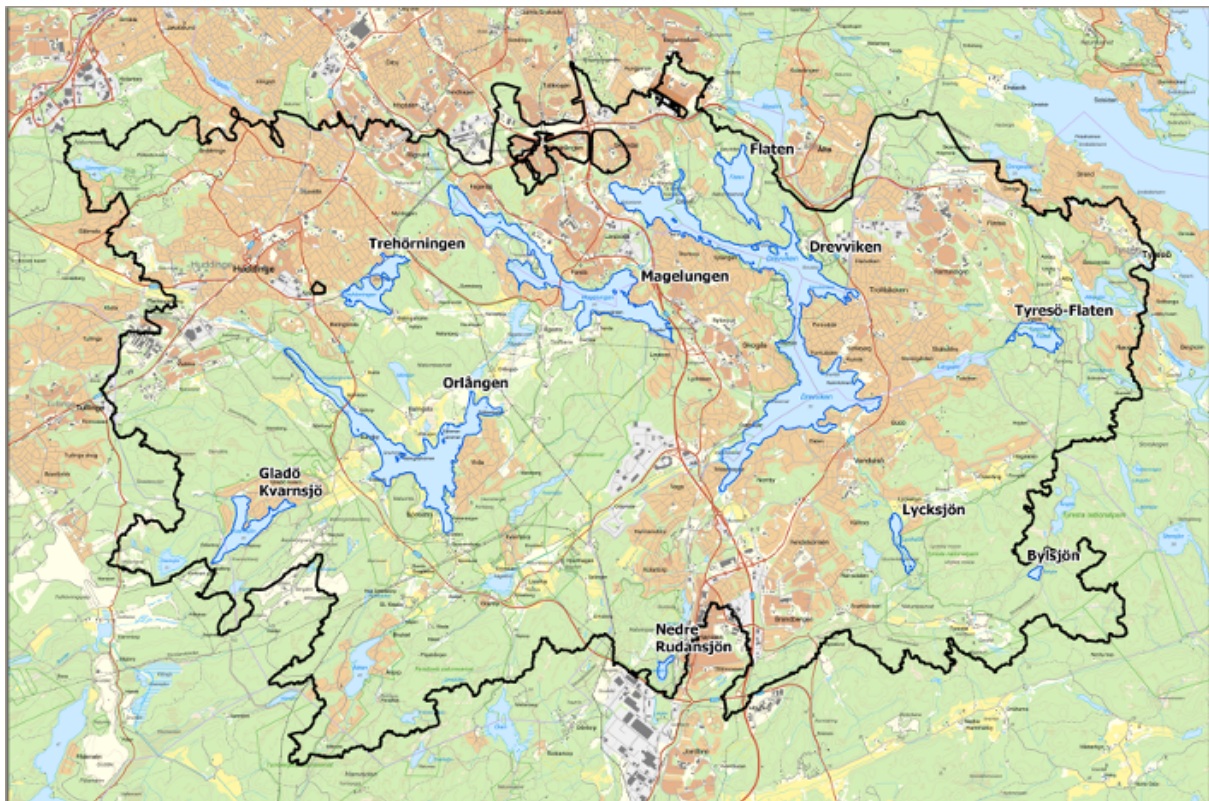




Miljögifter i fisk (abborre) inom Tyresåns avrinningsområde

OM RAPPORTEN:

Titel: Miljögifter i fisk (abborre) inom Tyresåns avrinningsområde

Version/datum: 2021-01-18

Rapporten bör citeras enligt följande: Olsson T & Brutemark A (2021). Miljögifter i fisk (abborre) inom Tyresåns avrinningsområde. Calluna AB.

Foton i rapporten: © Calluna AB där inget annat anges

Omslag: bilden föreställer aktuella sjöar inom Tyresåns avrinningsområde

OM UPPDRAGET:

På uppdrag av: Miljöförvaltningen, Stockholm stad (Adress: Box 8136, 104 20 Stockholm)

Uppdragsgivarens kontaktperson: Maria Pettersson

Utfört av: Calluna AB (organisationsnummer: 556575-0675)
Adress huvudkontor: Linköpings slott, 582 28 Linköping
Hemsida: www.calluna.se
Telefon (växel): +46 13-12 25 75

Projektledare: Andreas Brutemark (Calluna AB)

Rapportförfattare: Therese Olsson & Andreas Brutemark (Calluna AB)

Kartproduktion: Andreas Souropetsis (Calluna AB)

Kvalitetssäkring: Annika Stål Delbanco (Calluna AB)

Callunas interna projektkod: ASO0094

Sammanfattning

Stockholms miljöförvaltning genomför regelbunden miljöövervakning av metaller och organiska miljögifter i stadens vattenförekomster, med syfte att följa upp hur halterna i miljön utvecklas samt att få underlag till prioritering av åtgärdsarbetet i staden. Årlig övervakning av miljögifter i fisk är en del av den övervakningen. För att öka kunskapen om miljögifter i fisk i avrinningsområdets sjöar gjordes en mer omfattande screeningundersökning 2019, uppdelad i två projekt: insamling och beredning av abborrar samt framtagande av en sammanställande rapport. För insamling och beredning av abborrar ansvarade Tyresåns vattenvårdsförbund och Stockholms miljöförvaltning, med Länsstyrelsen Stockholm samt Haninge kommun som medfinansier. Rapporten finansierades av Tyresåns vattenvårdsförbund, Stockholm Vatten och Avfall samt miljöförvaltningen Stockholm som också ansvarade för upphandlingen. Calluna AB fick i uppdrag att sammanställa och utvärdera miljögifter i fisk (abborre) insamlade i tio olika sjöar inom Tyresåns avrinningsområde under sensommaren 2019.

PCB:er är precis som andra organiska miljögifter problematiska eftersom de är persistenta, d.v.s. de bryts ned väldigt långsamt och det tar lång tid innan de försvinner från miljön. PCB har använts som impregneringsmedel och isolerolja i exempelvis kondensatorer och transformatorer men även som mjukgörare i bland annat fogmassor, golv och plaster och ämnena sprids fortfarande till miljön. PCB är fettlösligt och ansamlas i vävnader hos organismer. PCB påträffades vid samtliga sjöar. Tyresö-Flaten och framförallt Trehörningen påvisade förhöjda halter, över de gränsvärden som Havs- och vattenmyndigheten satt.

Flamskyddsmedel såsom PBDE och HBCD har använts för att minska brandrisken i varor som elektronik, plast och textilier. Flamskyddsmedel har fått stor global spridning och finns i måttligt höga halter i vatten, sediment och vattenlevande organismer. I alla tio undersökta sjöarna i Tyresåns avrinningsområde överskrider fortfarande gränsvärdet kraftigt, vilket samtliga ytvattenförekomster i Sverige gör.

PFAS är samlingsnamn för per- och polyfluorerade alkylsubstanter, en grupp på över 4700 ämnen som alla innehåller flera fluoratomer. PFAS har tillverkats och använts flitigt av människor sedan 1950-talet för att de har vatten-, smuts- och fettavvisande egenskaper. De används i impregneringsmedel, brandsläckningsskum, som rengöringsmedel, skidvalla och beläggning i kastruller och stekpannor. Utav de undersökta sjöarna 2019 överskrider fem av tio sjöar gränsvärdet/miljökvalitetsnormen för PFOS i biota. De flesta sjöarna som överskrider ligger någorlunda nära gränsvärdet, men Magelungen överskrider gränsvärdet kraftigt.

Kvicksilver är ett grundämne och kan därför inte brytas ned utan lagras istället i mark, vatten och organismer. Både kvicksilver och många av dess föreningar är giftiga för djur och miljö och orsakar skador på nervsystemet. Fiskarna från samtliga sjöar i undersökningen överskrider kraftigt gränsvärdet för biota. Detta är inget unikt, utan är kopplat till atmosfärisk deposition och gäller för samtliga ytvattenförekomster i hela Sverige.

Samtliga undersökta miljögifter påträffades i abborrar från alla undersökta sjöar. Det var således ingen sjö som var helt opåverkad, vissa sjöar var mer påverkade än andra av några av ämnena.

Innehåll

1	Inledning	5
	Uppdragets syfte.....	5
	Bakgrund.....	5
	Områdesbeskrivning	5
	Kort beskrivning av ingående ämnens miljö- och hälsoeffekter.....	6
2	Metod och genomförande	7
	Insamling av fisk	7
	Dissekering och provberedning	8
	Undersökta ämnen och analysmetodik.....	8
	Gränsvärden och utvärdering av data	9
3	Resultat	10
	Morfometriska resultat	10
	Resultat per ämne för respektive sjö	11
	Tidsserier Drevviken	16
	Tidsserier Magelungen	18
	Tidsserier Flaten	19
4	Diskussion	19
5	Slutsatser och rekommendationer	23
6	Referenser	24

Bilaga 1 – Observationer från dissekering och rådata från analyser

Bilaga 2 – Analysresultat från IVL

Bilaga 3 – Lipidnormaliserade halter

1 Inledning

Uppdragets syfte

Calluna AB har fått i uppdrag att sammanställa och utvärdera uppmätta halter av miljögifter i fisk (abborre) insamlad från tio olika sjöar inom Tyresåns avrinningsområde under sensommaren 2019 (tabell 1). Från varje lokal har ett samlingsprov baserat på tio abborrar beretts från muskel och analyserats med avseende på PCB, bromerade flamskyddsmedel, PFAS och kvicksilver. Dessutom har fetthalten bestämts. I uppdraget har även ingått att jämföra erhållna resultat med äldre data i de fall dessa finns tillgängliga, samt att bedöma resultaten mot aktuella riktvärden från myndigheter.

Bakgrund

Stockholms miljöförvaltning genomför regelbunden miljöövervakning av metaller och organiska miljögifter i stadens vattenförekomster, med syfte att följa upp hur halterna i miljön utvecklas samt att få underlag till prioritering av åtgärdsarbetet i staden. Årlig övervakning av miljögifter i fisk är en del av den övervakningen.

Tyresåns vattenvårdsförbund är en samverkan mellan de sex kommunerna som ligger inom Tyresåns avrinningsområde: Stockholm, Huddinge, Tyresö, Haninge, Botkyrka och Nacka. Vattenvårdsförbundet bedriver miljöövervakning, bidrar till samordnat åtgärdsarbete och informerar om vad som händer inom avrinningsområdet avseende vattenvård. För att öka kunskapen om miljögifter i fisk i avrinningsområdets sjöar gjordes en mer omfattande screeningundersökning 2019, uppdelad i två projekt: insamling och beredning av abborrar samt framtagande av en sammanställande rapport. För insamling och beredning av abborrar ansvarade Tyresåns vattenvårdsförbund och Stockholms miljöförvaltning, med Länsstyrelsen Stockholm samt Haninge kommun som medfinansier. Rapporten finansierades av Tyresåns vattenvårdsförbund, Stockholm Vatten och Avfall samt miljöförvaltningen Stockholm som också ansvarade för upphandlingen.

Områdesbeskrivning

Tyresån är ett av länets största avrinningsområden med en areal om cirka 215 km² och inkluderar kommunerna Huddinge, Tyresö, Haninge, Stockholm, Nacka och Botkyrka. Sjösystemet börjar i Gömmaren längst i väster och rinner ut i Östersjön vid Tyresö. Systemet omfattar ungefär 30 sjöar. Olika typer av anlagda ytor utgör 38% av avrinningsområdet, medan jordbruksmark endast utgör 3% (Länsstyrelsen Stockholm 2016). Framför allt de norra, nedströms belägna delarna av avrinningsområdet, vilka ligger inom kommunerna Stockholm, Huddinge och Tyresö, är kraftigt tätortspåverkade. Dessa områden domineras av olika typer av bostäder (låg- och höghus) samt olika typer av industrier. Dessutom löper väg 73 och väg 229 genom denna del av avrinningsområdet, tillsammans med många mindre vägar. De minst påverkade delarna av avrinningsområdet återfinns i söder och väster, och här finns högre belägna näringsfattiga skogssjöar. Bylsjön, som ligger uppströms i den sydöstra delen av avrinningsområdet i Tyresta nationalpark, är opåverkad av övergödning, vilket gör att den fungerar som referenssjö för kalkning (Tyresåns vattenvårdsförbund 2020). Flera sjöar i tätortsnära områden nedströms är däremot, liksom många andra områden i Sverige, starkt påverkade av övergödning, bland annat som en effekt av tidigare otillräcklig rening av

avloppsvatten. Fortfarande kommer ett stort tillskott av fosfor via dagvattnet till dessa sjöar (Länsstyrelsen Stockholm 2016). I närheten av flera av sjöarna finns även ett stort antal objekt som antingen är konstaterat förorenade eller misstänkt förorenade. Detta gäller framför allt sjöarna i tätortsområden, såsom Magelungen, Örlången, Drevviken och Trehörningen-Sjödalen. Merparten av verksamheterna hör till kategorierna plantskolor, avfallsdeponier och olika typer av industriverksamhet inom verkstad, grafik och industri samt drivmedelsförsäljning (EBH-kartan 2020). Vidare har systemet fördämts på sina håll vilket har en inverkan på djurs möjlighet att röra sig i systemet. Trots detta har systemet många biotoper med höga naturvärden. Tyresåns sjöar används frekvent av allmänheten för bad, vandring längs stränder, båtliv, skridskor och fiske. Enligt Länsstyrelsens rapport angående åtgärdsprogram för Tyresån (Länsstyrelsen i Stockholms Län 2010) råder det bristande kunskaper om organiska miljögifter och metaller i Tyresåns avrinningsområde. Miljögifter har påträffats i flera av sjöarnas sediment (Nordlund m.fl. 2020) och höga halter kvicksilver har uppmätts i fisk (Länsstyrelsen i Stockholms Län 2010).

Kort beskrivning av ingående ämnens miljö- och hälsoeffekter

Polyklorerade bifenyler (PCB)

Polyklorerade bifenyler, PCB, är ett samlingsnamn för 209 kongener, det vill säga olika ämnen i en ämnesgrupp, som har liknande kemisk struktur men innehåller olika antal kloratomer. PCB:er är precis som andra organiska miljögifter problematiska eftersom de är persistenta, det vill säga de bryts ned väldigt långsamt och det tar lång tid innan de försvinner från miljön. I Sverige förbjöds användning i nya produkter 1978 och all användning 1995. PCB har använts som impregneringsmedel och isolerolja i exempelvis kondensatorer och transformatorer men även som mjukgörare i fogmassor, golv och plaster med mer och ämnena sprids fortfarande till miljön. PCB är fettlösligt och ansamlas i vävnader hos organismer. Dessutom ackumuleras PCB i näringsvävorna och halterna ökar ju högre upp i näringskedjan ett djur är, vilket gör att ämnet anrikas i t.ex. fisk. Sedan användningen förbjöds har halterna enligt den nationella miljöövervakningen minskat i både sill och sillgrissleägg (Naturvårdsverket 2020b). PCB binder väldigt starkt till partiklar, vilket gör att ämnena blir mer utspädda i en näringsrik sjö som har mycket biomassa totalt, än i en näringsfattig sjö. Vid åtgärder som minskar övergödning i sjöar finns därför en risk att halten av PCB ökar i bland annat fisk och andra vattenlevande organismer.

Bromerade flamskyddsmedel

Flamskyddsmedel har använts för att minska brandrisken i varor som elektronik, plast och textilier. Totalt finns ca 80 olika bromerade flamskyddsmedel med varierande kemiska egenskaper. Polybromerade difenyletrar (PBDE) är en grupp bromerade flamskyddsmedel som varierar i antalet bromatomer. PBDE tillsammans med hexabromcyklododekan (HBCD) har historiskt haft en stor användning och det finns därför mycket kunskap om dessa ämnen. PBDE och HBCD är svårnedbrytbara och långlivade, men ämnena skiljer i hur lätt de ansamlas och hur giftiga de är (Kemikalieinspektionen 2020a). Flamskyddsmedel har fått stor global spridning och finns i ganska höga halter i vatten, sediment och vattenlevande organismer. De är fettlösliga och anrikas i organismer (Naturvårdsverket 2020c).

Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS)

PFAS är samlingsnamnet för per- och polyfluorerade alkylsubstanter, en grupp på över 4700 ämnen som alla innehåller flera fluoratomer. PFAS har tillverkats och använts flitigt av människor sedan 1950-talet för att de har vatten-, smuts- och fettavvisande egenskaper. De

används i impregneringsmedel, brandsläckningsskum, som rengöringsmedel, skidvalla och beläggning i kastruller och stekpannor. Alla PFAS är mycket svårnedbrytbara och hittills har ingen studie visat att PFAS bryts ned helt och hållet i miljön, utan de finns alltid kvar i någon form. Många PFAS är toxiska för både miljö och människa och kan ansamlas i organismer samt anrikas i näringskedjan. Till skillnad från många andra organiska ämnen som ansamlas i fettvävnad kommer de PFAS som har fett- och vattenavstötande egenskaper istället att binda till proteiner. Detta gör att de lagras i andra organ såsom lever och blod (Kemikalieinspektionen 2020b).

Kvicksilver

Kvicksilver är ett grundämne och kan därför inte brytas ned utan lagras istället i mark, vatten och organismer. Både kvicksilver och många av dess föreningar är giftiga för djur och miljö och orsakar skador på nervsystemet. I naturen omvandlas kvicksilver delvis till metylkvicksilver, som ackumuleras i vävnader hos djur p.g.a. att det är svårnedbrytbart och utsöndras långsamt. Sveriges utsläpp av kvicksilver till luft har minskat med 2/3 sedan början av 1990-talet, men eftersom kvicksilver kan spridas långt via luften har utländska utsläpp fortfarande stor påverkan på mängden kvicksilver som faller ned över Sverige. Förmågan att ackumuleras i organismer tillsammans med fortsatt nedfall samt att ämnet inte bryts ned i miljön gör att höga halter av kvicksilver återfinns hos bl.a. fisk och andra djur högt upp i näringskedjan (Naturvårdsverket 2020a). Precis som för PCB binder även metylkvicksilver väldigt starkt till partiklar och kommer därmed att bli mer utspädd sett till den totala biomassan för en näringsrik sjö.

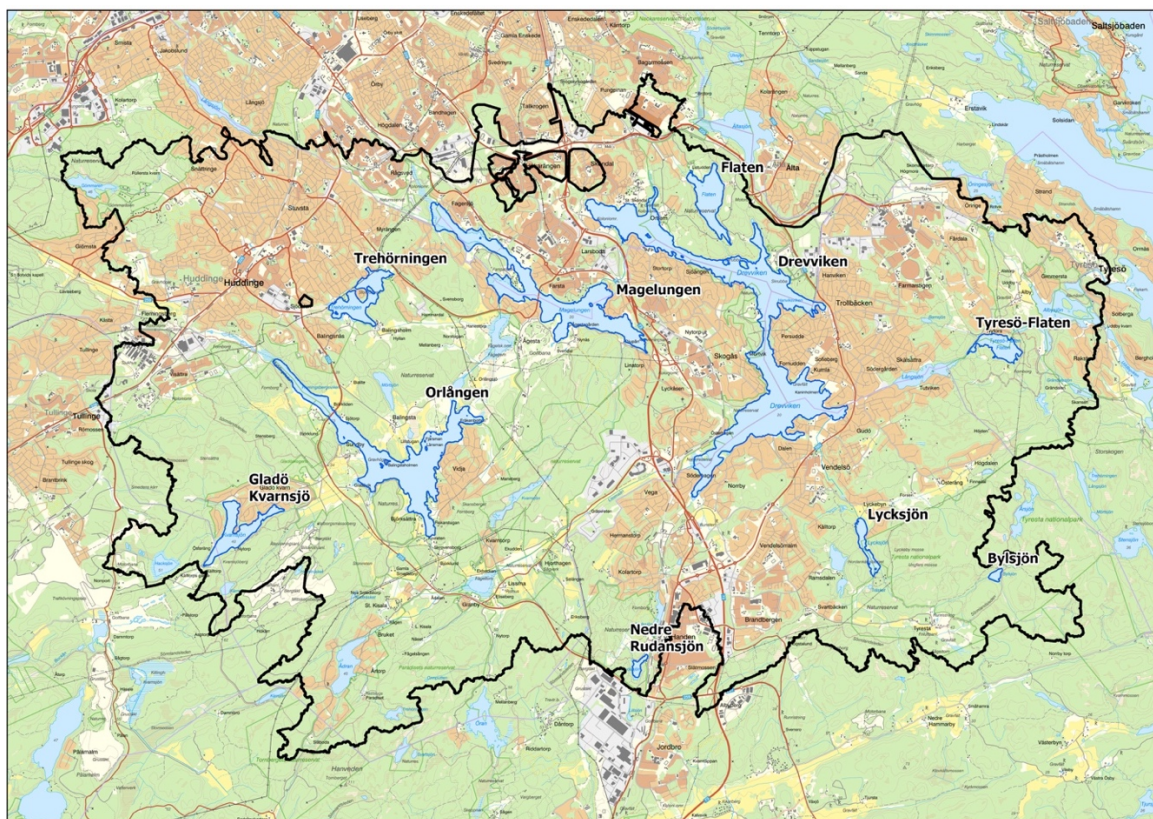
2 Metod och genomförande

Insamling av fisk

Insamling av abborre från respektive sjö utfördes av Sportfiskarna mellan 2 augusti och 5 september 2019 (se tabell 1). Exakt lokalisering av de olika provpunkterna är inte angivna varvid figur 1 visar på vilka sjöar som fiskats. Notera att vissa sjöar är uppdelade och kan ha flera bassänger eller liknande, vilket skulle kunna ha viss inverkan på resultaten. Abborrarna förvarades först enskilt i fryspåsar i väl kyld kylväska och sedan i vanlig frys fram till leverans för dissektion.

Tabell 1. Fiskade sjöar samt datum för insamling av fisk.

Lokal	VISS EU_CD	Fiskedatum	Kommun
Trehörningen-Sjödalen	NW656960-162648	2019-09-05	Huddinge
Nedre Rudansjön	SE656247-163293	2019-08-02	Haninge
Lycksjön	NW656515-163750	2019-08-19	Haninge
Orlängen	SE656833-162888	2019-08-07	Huddinge
Magelungen	SE657041-163174	2019-08-12	Stockholm, Huddinge
Tyresö-Flaten	NW656929-164036	2019-08-22	Tyresö
Kvarnsjön-Gladö	NW656472-162417	2019-08-22	Huddinge, Botkyrka
Drevviken	SE656793-163709	2019-08-06	Stockholm, Haninge, Huddinge, Tyresö
Bylsjön	SE656435-164045	2019-08-19	Haninge
Flaten	SE657226-163399	2019-09-04	Stockholm



Figur 1. Karta över aktuellt område med fiskade sjöar utmärkta i fetstil.

Dissekering och provberedning

Fisken tinades långsamt i rumstemperatur innan provberedning. För varje enskild individ mättes totallängd samt kroppslängd. Totalvikt, levervikt och de inre könsorganens vikt (så kallad gonadvikt) kontrollerades (se bilaga 1). Kön bestämdes och fiskarna åldersbestämdes (primärt med otoliter men även med gällock). Vidare antecknades eventuella anmärkningar, såsom parasitförekomst. Muskelprov från varje individ preparerades (samma mängd från varje enskild individ) och blandades samman till ett samlingsprov som skickades för analys. Proverna frystes i väntan på analys. Stål- och keramiska knivar användes för uttag av muskelprov. Stålpincett användes vid gonad-, lever- och otolitpreparering. Vågen som användes var en Kern med maxvikt 3000 g med 2 decimaler. Vågen var ny och hade ej kalibrerats inför prepareringen av prover.

Undersökta ämnen och analysmetodik

Kemiska analyser utfördes av IVL Svenska Miljöinstitutet under hösten 2019. Undersökta ämnen, analysmetodik och rapporteringsgränser redogörs för i detalj i IVLs analysrapport, se bilaga 2.

Gränsvärden och utvärdering av data

Konditionsfaktor (Fultonvärde) beräknades för varje enskild individ som ett mått på vilken kondition fisken är i. Ju högre värde desto bättre kondition och beräknas enligt:

$$\frac{Vikt (g) \times 100}{Total längd (cm)^3}$$

Havs- och vattenmyndigheten är ansvarig myndighet i Sverige för havs- och vattenfrågor. De har implementerat EU:s vattendirektiv i bland annat Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Föreskriften säger att alla vattenförekomster i Sverige ska klassificeras utifrån dess nuvarande status. I HVMFS 2019:25 finns bland annat EU-gemensamma miljökvalitetsnormer, det vill säga gränsvärden för 45 prioriterade ämnen som EU pekat ut i vattendirektivet. Dessa miljöfarliga ämnen ska analyseras i vatten, biota eller sediment om de släpps ut och resultaten används till att klassificera en vattenförekomsts kemiska status. För att en vattenförekomst ska klassificeras till god kemisk status får halterna av de giftiga ämnena inte överskrida gränsvärdena i HVMFS 2019:25. Av de analyserade ämnena i denna studie är PFOS, PBDE, kvicksilver och HBCD utpekade som prioriterade ämnen.

Förutom prioriterade ämnen finns i föreskriften även ytterligare ämnen som kallas särskilt förorenande ämnen (SFÄ). Särskilt förorenande ämnen ingår i bedömningen av den ekologiska statusen i en vattenförekomst. Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram bedömningsgrunder för 32 olika ämnen/ämnesgrupper som ingår i denna grupp. Inom SFÄ ingår ämnen som släpps ut i vatten i betydande mängd, och som därigenom kan hindra att den ekologiska statusen uppfylls. PCB ingår i gruppen SFÄ. Aktuella gränsvärden för de analyserade ämnena/ämnesgrupperna presenteras i tabell 2. Halten av analyserade ämnen kan anges på flera sätt. Vid analysen visas halten i våtvikt (vv), vilket innebär att halten anges i fiskens färskvikt och har inte räknats om. För att kunna göra jämförelser och få ett mer representativt resultat ska analysresultatet för fettlösliga ämnen (d.v.s. PCB, PBDE och HBCD) räknas om till en bestämd fetthalt. Detta eftersom fettlösliga ämnen ansamlas i fettvävnad. Korrekta jämförelser mellan mager fisk/vävnad och fet fisk/vävnad kan därmed endast göras när halten av fettlösliga ämnen är baserad på hur mycket fett fisken innehåller. Muskel från abborre (mager vävnad från mager fisk) har en låg fetthalt vilket gör att halten blir högre när fetthalten räknas om. Detta medför att en så kallad lipidnormalisering bör göras, vilket innebär att analysvärdet räknas om till en fetthalt på 5% (HVMFS 2019:25). Lipidnormaliserat resultat beräknas enligt:

$$analysvärde * \frac{5}{fetthalt (\%)}$$

Den analyserade halten kan även räknas om till endast fettvikt (förkortas fv), vilket innebär att halten av ämnet räknas om till halt per gram fett istället. Omräkningen görs då genom att dela våtvikt med fetthalt.

Tabell 2. Gränsvärden för aktuella miljögifter i biota baserat på HVMFS 2019:25. Gränsvärdena gäller för våtvikt, men för fettlösliga ämnen bör lipidnormalisering göras.

Ämne	HVMFS	Kommentar
Kviksilver	20 µg/kg	
Summa PCB ₆	125 µg/kg	Kongenerna PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 samt PCB 180. Gränsvärdet gäller för fiskmuskel. Vid jämförelse bör lipidnormalisering göras.
PFOS	9,1 µg/kg	
HBCD/HBCDD	167 µg/kg	Vid jämförelse bör lipidnormalisering göras.
PBDE ₆	0,0085 µg/kg	Kongenerna BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 och BDE-154. Vid jämförelse bör lipidnormalisering göras.

För flera parametrar underskrider analysresultatet rapporteringsgränsen (LOQ, limit of quantitation). LOQ är den lägsta tillförlitliga halt som kan uppmätas med en viss analysmetod. I de fall rapporteringsgränsen underskrids har halva värdet för rapporteringsgränsen använts vid bedömningar, beräkningar och inkludering i grafer. Alla beräkningar har utförts i Microsoft Excel för Mac Version 16.38.

3 Resultat

Morfometriska resultat

Av alla insamlade abborreindivider (se bilaga 1) noterades den längsta individen (189 mm i totallängd) i Drevviken medan den kortaste (130 mm) noterades för Nedre Rudansjön. Det var också dessa individer som uppvisade högst respektive lägst vikt (79 g i Drevviken och 21 g i Nedre Rudansjön). Högsta konditionsfaktorn, som baseras på vikt:längd-förhållande, noterades för en individ från Drevviken (1,35) och lägst konditionsfaktor kunde noteras i en individ från Trehörningen (0,83). Högst levervikt noterades för en individ i Drevviken (0,88 g) och lägst från en individ i Trehörningen (0,21 g). Högst gonadvikt (könsorganens vikt) noterades för en individ i Flaten (1,28 g) och lägst gonadvikt uppvisade en individ från Magelungen (0,1 g). Åldersspannet för alla insamlade fiskar sträcker sig från 9 år för en fisk från Bylsjön ned till 2 år från Orlången.

Vid vissa lokaler kunde endast ett fåtal fiskar infångas och analyseras varvid medelvärden och jämförelser blir begränsade (tabell 3). Drevviken visar i medeltal på längst och tyngst individer samt högst Fultonvärde. Drevviken har i medeltal också den högsta levervikten. Bylsjön visar på individer med högst gonadvikt och visar samtidigt också på högst ålder (bortsett från den enda individen från Kvarnsjön-Gladö). Överlag är det snarlika värden mellan sjöarna med vissa sjöar som uppvisar en något större variation mellan inkluderade individer, se exempelvis vikt för Lycksjön där fiskarna i medeltal väger 47,2 g men variationen mellan individerna sträcker sig från 71 g till 34 g (se tabell 3 samt bilaga 1).

Tabell 3. Medelvärden $\pm$ standardavvikelse för total längd, vikt, levervikt, gonadvikt, ålder och Fultonvärde (konditionsfaktor) för respektive sjö. Rådata för respektive sjö finns i bilaga 1.

Lokal	Antal	Längd (cm)	Vikt (g)	Levervikt (g)	Gonadvikt (g)	Ålder	Fultonvärde
Lycksjön	10	16,6 $\pm$ 1,2	47,2 $\pm$ 11,1	0,4 $\pm$ 0,1	0,4 $\pm$ 0,3	3,7 $\pm$ 0,8	1,0 $\pm$ 0,1
Orlången	10	15,5 $\pm$ 0,7	41,7 $\pm$ 4,7	0,4 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	3,2 $\pm$ 0,6	1,1 $\pm$ 0,1
Magelungen	10	16,3 $\pm$ 0,7	45,9 $\pm$ 5,8	0,4 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,3	3,8 $\pm$ 0,8	1,1 $\pm$ 0,1
Tyresö-Flaten	10	16,7 $\pm$ 1,1	48,2 $\pm$ 9,5	0,6 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,1	3,9 $\pm$ 1,2	1,0 $\pm$ 0,1
Drevviken	10	17,2 $\pm$ 1,2	60,4 $\pm$ 12,7	0,7 $\pm$ 0,2	0,4 $\pm$ 0,2	4,2 $\pm$ 0,8	1,2 $\pm$ 0,1
Bylsjön	10	16,5 $\pm$ 0,9	47,1 $\pm$ 6,8	0,3 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,1	5,8 $\pm$ 1,6	1,0 $\pm$ 0,1
Flaten	10	16,3 $\pm$ 1,0	45,1 $\pm$ 9,5	0,5 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,3	4,0 $\pm$ 0,7	1,0 $\pm$ 0,1
Trehörningen	3*	15,7 $\pm$ 0,9	35,3 $\pm$ 7,6	0,3 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,4	3,3 $\pm$ 0,6	0,9 $\pm$ 0,1
Nedre Rudansjön	7*	14,9 $\pm$ 1,3	33,9 $\pm$ 8,9	0,3 $\pm$ 0,1	0,4 $\pm$ 0,2	4,1 $\pm$ 1,3	1,0 $\pm$ 0,1
Kvarnsjön-Gladö	1*	14,8	34,0	0,3	0,4	6,0	1,0

*Endast ett fåtal fiskar fångade och analyserade vilket innebär ett bristande underlag för beräkningar och bedömningar.

Resultat per ämne för respektive sjö

I tabell 4–6 finns samtliga resultat för de olika ämnena/ämnesgrupperna sammanställda för respektive sjö. Ämnena presenteras i våtvikt (vv) och olika fettvikter (fv) för att resultaten ska kunna relateras till andra studier och gränsvärden.

Tabell 4. Analysresultat för respektive sjö med avseende på PCB₇ och PCB₆. För PCB₇ visas analysresultatet relaterat till total fettvikt medan PCB₆ har lipidnormaliserats till 5% fetthalt för att kunna göra jämförelser med gränsvärdet i HVMFS 2019:25. För PCB₆ gäller gränsvärdet 125 μ g/kg (5% lipidvikt), resultat som överstiger gränsvärdet är markerade med gult.

Sjö	Fetthalt %	PCB ₇ μ g/kg vv	PCB ₇ μ g/kg fv	PCB ₆ μ g/kg vv	PCB ₆ μ g/kg (5% fv)
Drevviken	0,42	3,4	808	3,1	37
Magelungen	0,51	3,2	625	3,0	30
Flaten	0,43	5,1	1183	4,7	55
Orlången	0,37	3,9	1056	3,5	48
Tyresö-Flaten	0,33	9,7	2903	8,9	134
Trehörningen-Sjödalen	0,29	48	16690	44	755
Kvarnsjön-Gladö	0,61	5,9	975	5,2	43
Lycksjön	0,36	4,8	1314	4,4	60
Nedre Rudansjön	0,42	3,1	733	2,8	33
Bylsjön	0,47	0,83	178	0,75	8,1

Tabell 5. Analysresultat för respektive sjö med avseende på PBDE₆, BDE209 och HBCD. För PBDE₆ presenteras resultatet i både våtvikt och lipidnormaliserat till 5% fetthalt (5% fv) för att kunna göra jämförelser med gränsvärdet i HVMFS 2019:25. För PBDE₆ gäller gränsvärdet 0,0085 µg/kg (5% fv), resultat som överstiger gränsvärdet är markerade med gult. För HBCD gäller gränsvärdet 167 µg/kg.

Sjö	Fetthalt %	PBDE ₆ µg/kg vv	PBDE ₆ µg/kg (5% fv)	BDE-209 µg/kg vv	HBCD µg/kg vv
Drevviken	0,42	0,14	1,71	<0,1	<0,01
Magelungen	0,51	0,15	1,45	<0,1	<0,01
Flaten	0,43	0,12	1,43	<0,1	<0,01
Orlången	0,37	0,41	5,65	<0,1	<0,01
Tyresö-Flaten	0,33	0,21	3,09	<0,1	<0,01
Trehörningen-Sjödalen	0,29	1,05	18,2	0,23	0,0045
Kvarnsjön-Gladö	0,61	0,19	1,57	<0,1	<0,019
Lycksjön	0,36	0,11	1,58	<0,4	<0,01
Nedre Rudansjön	0,42	0,20	2,38	<0,1	<0,01
Bylsjön	0,47	0,08	0,86	<0,3	<0,01

Tabell 6. Analysresultat för respektive sjö med avseende på PFOS, PFAS och kvicksilver. PFOS och PFAS presenteras också omräknad till fettvikt medan kvicksilver endast presenteras i våtvikt. För PFOS gäller gränsvärdet 9,1 µg/kg och för kvicksilver är gränsvärdet 20 µg/kg, resultat som överstiger gränsvärdet är markerade med gult.

Sjö	Fetthalt %	PFOS µg/kg vv	PFOS µg/kg fv	PFAS ₁₁ µg/kg vv	PFAS ₁₁ µg/kg fv	Kvicksilver µg/kg vv
Drevviken	0,42	18	4356	21	4941	120
Magelungen	0,51	72	14285	78	15481	120
Flaten	0,43	14	3355	19	4379	120
Orlången	0,37	11	3062	13	3575	40
Tyresö-Flaten	0,33	14	4334	16	4858	100
Trehörningen-Sjödalen	0,29	3,6	1234	7,2	2495	ej analyserat
Kvarnsjön-Gladö	0,61	0,73	120	1,7	285	ej analyserat
Lycksjön	0,36	3,2	879	4,7	1295	240
Nedre Rudansjön	0,42	0,22	53	1,2	290	230
Bylsjön	0,47	0,05 (<0,1) ¹	11 (<LOQ) ¹	1,1	215	310

¹ För Bylsjön var PFOS-halten under rapporteringsgränsvärdet och halva rapporteringsvärdet har använts vid beräkningar. Inom parentes visas rapporteringsvärdet för PFOS.

PCB

PCB-halten (tabell 4, figur 2a) varierar kraftigt mellan sjöarna, där Bylsjön hade den lägsta halten både av PCB₆ och PCB₇ (0,75 respektive 0,83 µg/kg). Högst halt (44 och 48 µg/kg av PCB₆ respektive PCB₇) uppmättes i fiskarna från Trehörningen-Sjödalen, som avviker rejält från övriga sjöar. Fiskarna i Trehörningen-Sjödalen hade nästan 5 gånger högre PCB₇-halt jämfört med sjön Tyresö-Flaten, som hade näst högst värde och 50 gånger högre halt än Bylsjön.

För PCB₆ anges gränsvärdet 125 µg/kg i biota i HVMFS 2019:25. Vid jämförelser med detta värde ska resultatet lipidnormaliseras för att bli mer representativt. Två sjöar överskrider gränsvärdet för lipidnormaliserad PCB₆: Tyresö-Flaten och Trehörningen-Sjödalen. Tyresö-

Flaten ligger strax över gränsvärdet (134 µg/kg), medan Trehörningen-Sjödalen överskrider gränsvärdet kraftigt (755 µg/kg). Övriga sjöar har en lipidnormaliserad PCB₆-halt som varierar från lägst 8,1 µg/kg (Bylsjön) till högst 60 µg/kg (Lycksjön).

För Trehörningen-Sjödalen är det framför allt två PCB-kongener som bidrar till den höga halten: PCB-138 och PCB-153, vilka tillsammans utgör ungefär 2/3 av PCB-halten. Dessa två kongener bidrar mest till PCB-halten i samtliga sjöar.

PBDE

Det finns ett antal olika bromerade flamskyddsmedel, av vilka åtta stycken har analyserats i abborrarna från de tio sjöarna. Gränsvärdet i HVMFS 2019:25 gäller för PBDE₆ och inkluderar sex kongener av PBDE. Skillnaden mellan PBDE₆ och PBDE₈ är att PBDE₈ även inkluderar kongenerna BDE-85 och BDE-209. Vid jämförelse med gränsvärdet i HVMFS bör en lipidnormalisering göras. I tabell 5 presenteras resultat för PBDE₆, både i våtvikt och lipidnormaliserat samt resultatet för BDE-209 i våtvikt. I figur 2b presenteras PBDE₆-halten i de olika sjöarna.

Lägst halt PBDE₆ uppmättes i Bylsjön (0,08 µg/kg vv). Högst halt uppmättes i Trehörningen (PBDE₆ 1,05 µg/kg vv). För lipidnormaliserade resultat var halten PBDE₆ lägst i Bylsjön (0,86 µg/kg, 5% fv) och högst i Trehörningen (18,2 µg/kg, 5% fv).

I en sjö kunde kongenen BDE-209 detekteras: Trehörningen. I Bylsjön och Lycksjön avvek rapporteringsgränsen och var mycket högre jämfört med övriga sjöar. Av de åtta kongener som analyserats är det endast BDE-47 och BDE-99 som kunnat detekteras i samtliga sjöar, medan BDE-28 var under rapporteringsgränsen i alla sjöar. BDE-47 och BDE-99 och till viss del BDE-100 är de kongener som bidrar mest till totalhalten PBDE₆ i sjöarna. Gränsvärdet för PBDE₆ är 0,0085 µg/kg, vilket innebär att samtliga sjöar med bred marginal överskrider gränsvärdet, oavsett om det jämförs med resultatet i våtvikt eller med lipidnormaliserat resultat. Lägst värde hade Bylsjön (0,08 µg/kg vv), vilket överskrider gränsvärdet med faktor 10.

HBOD

HBOD var endast detekterbart i Trehörningen, i övriga sjöar låg halten under rapporteringsgränsen (tabell 5 och figur 2c). Det omräknade resultatet ligger i de flesta fall på ungefär den halt som detekterades i Trehörningen. I Trehörningen var halten HBOD 0,0045 µg/kg vv. Gränsvärdet i HVMFS 2019:25 är 167 µg/kg och samtliga sjöar underskrider gränsvärdet med mycket god marginal.

PFOS och PFAS

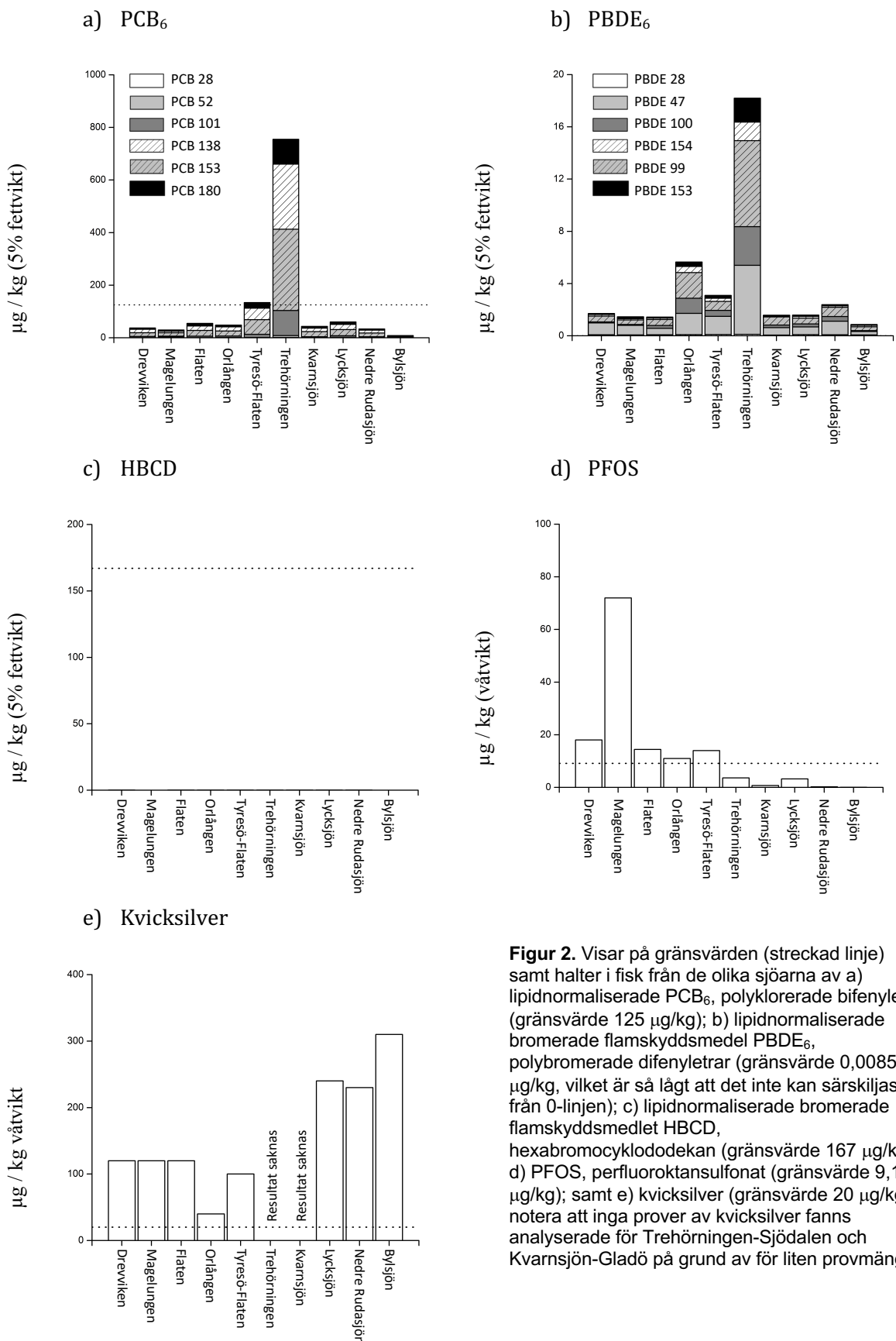
Ämnet PFOS hör till gruppen PFAS. För PFOS anges gränsvärdet 9,1 µg/kg i HVMFS 2019:25. Detta värde ska inte lipidnormaliseras. För PFAS, som är en stor grupp, finns inget gränsvärde. I muskelproverna från abborrarna har totalt 11 PFAS analyserats, varav PFOS är en av dem.

PFOS har detekterats i samtliga sjöar förutom Bylsjön, som låg under rapporteringsgränsen (<0,1 µg/kg). I Bylsjön låg samtliga analyserade PFAS-ämnen under rapporteringsgränsen. I Kvarnsjön-Gladö och Nedre Rudansjön kunde endast PFOS detekteras av de 11 analyserade PFAS-ämnena. I övriga sjöar var det ytterligare 2–3 olika PFAS som kunde uppmätas. PFOS utgör vanligtvis en stor andel av den totala PFAS-halten, vilket det även gör i de flesta sjöar i denna undersökning.

Fem av de undersökta sjöarna överskrider gränsvärdet för PFOS på 9,1 µg/kg för PFOS (se figur 2d och tabell 6): Orlången (11 µg/kg), Flaten och Tyresö-Flaten (14 µg/kg), Drevviken (18 µg/kg) och Magelungen (72 µg/kg). De totala PFAS-halterna följer samma mönster, med lägst halt i Bylsjön (1,1 µg/kg) och högst i Magelungen (78 µg/kg).

Kvicksilver

Analysresultat för kvicksilver saknas för Trehörningen samt Kvarnsjön-Gladö, på grund av för liten provmängd för att genomföra analyserna. Kvicksilverhalten varierar relativt mycket i fisken från de andra sjöarna, från 40 µg/kg vv i Orlången till 310 µg/kg i Bylsjön. Lycksjön och Nedre Rudansjön ligger också i den övre delen (240 respektive 230 µg/kg) medan Drevviken, Magelungen, Flaten och Tyresö-Flaten ligger runt 100–120 µg/kg. Samtliga sjöar överskrider gränsvärdet för biota, vilket ligger på 20 µg/kg vv.



Tidsserier Drevviken

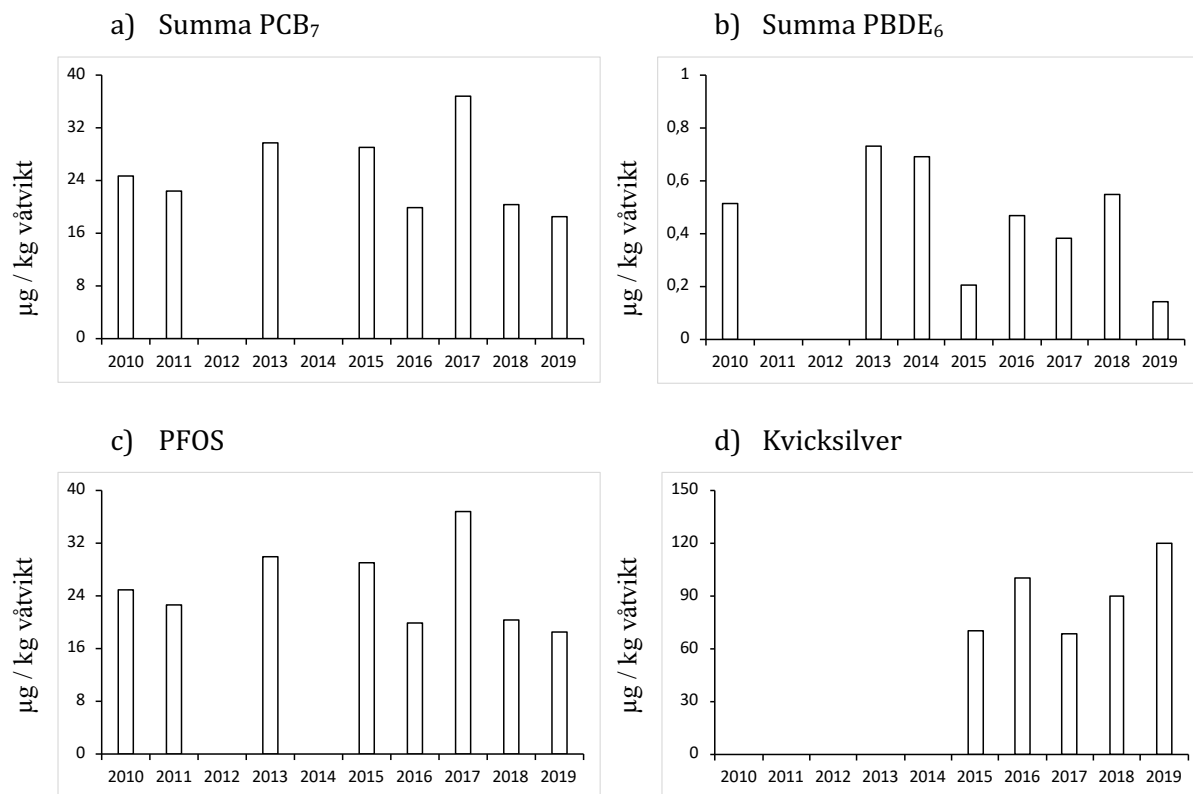
I Drevviken finns resultat för PCB₇ från 2010 och framåt (figur 3a). Halten PCB₇ 2019 var den lägst uppmätta i Drevviken sedan mätningarna påbörjades (3,4 µg/kg vv), men skillnaden mot 2015 är endast 2 µg/kg. Halterna har varierat något mellan åren, men trenden är eventuellt svagt nedåtgående. Högst halt (ca 25 µg/kg vv) uppmättes 2013, medan de lägsta halterna har uppmätts mellan 2015 och 2019. PCB-halten har troligen överskridit gränsvärdet i HVMFS 2019:25 alla år förutom 2015, 2017 och 2019, men fiskarnas fetthalt saknas i underlaget för att kunna beräkna exakta PCB-halter. Gränsvärdet i HVMFS gäller dock för PCB₆ och inte PCB₇.

Även summa PBDE (PBDE₆) har den lägst uppmätta halten (0,11 µg/kg vv) under 2019 (figur 3b) sedan mätningarna påbörjades 2010. Halten har en viss mellanårsvariation, men har varit något lägre de senaste åren, undantaget 2018, jämfört med toppnoteringarna 2013–2014, då den låg kring 0,7 µg/kg vv. Det är en kort tidsperiod, men trenden skulle eventuellt kunna tolkas som svagt nedåtgående. Samtliga år överskrider mätresultat gränsvärdet för biota (0,0085 µg/kg) med bred marginal. Kongenen BDE-209 har legat under rapporteringsgränsen samtliga år.

HBBCD har endast varit möjligt att få resultat över rapporteringsgränsen (LOQ) i fiskar från Drevviken under 2018, då halten var 0,03 µg/kg. Övriga år har halten legat under rapporteringsgränsen, som varierar beroende på provvolym. HBBCD-halter presenteras därför inte grafiskt, eftersom användning av halva rapporteringsvärdet medför att halter högre än den som uppmättes 2018 skulle presenteras, vilket blir missvisande. Halterna ligger långt under gränsvärdet för HBBCD (167 µg/kg).

Resultat för PFOS finns sedan 2010 i Drevviken (figur 3c). Tidigare analyser (2013, 2011 och 2010) är utförda på lever och är därför inte helt jämförbara med resultaten från 2015 och framåt. Omräkning av halter från lever till muskel är möjligt att göra genom att dela halten i levern med 18,8 (Faxneld m.fl. 2014). För PFOS verkar det precis som för PCB₇ och PBDE finnas en viss mellanårsvariation, men variationen följer inte varandra för de olika ämnena. PFOS hade 2019 den lägst uppmätta halten (18 µg/kg vv), men är endast 1–2 µg/kg lägre jämfört med 2016 och 2018. Gränsvärdet för PFOS (9,1 µg/kg) överskrids samtliga år. Högst halt, nästan 37 µg/kg, uppmättes under 2017.

Kvicksilver avviker något från de andra ämnena och har eventuellt en svagt uppåtgående trend i Drevviken (figur 3d). Den högsta halten sedan mätningarna påbörjades 2015 uppmättes i fiskar från 2019: 120 µg/kg. Även för kvicksilver noteras en mellanårsvariation. Samtliga år överskrider gränsvärdet för kvicksilver i biota (20 µg/kg vv).



Figur 3. Halter i fisk från Drevviken över tid av a) PCB₇, polyklorerade bifenyl; b) bromerade flamskyddsmedel PBDE₆, polybromerade difenyletrar; c) PFOS, perfluoroktansulfonat; samt d) kvicksilver. Vissa analyser saknas vilket kan ha en inverkan på summerade halter, saknas gör: BDE-28 för 2013-2014; PFOS 2012 och 2014. Årtal utan mätvärden är inte uppmätta nollhalter utan resultat saknas. Noterbart är också att under 2010, 2011 och 2013 mättes PFOS i lever och halterna har omvandlats för att bli jämförbara genom att dividera halterna med en faktor 18,8 (Faxneld m. fl. 2014).

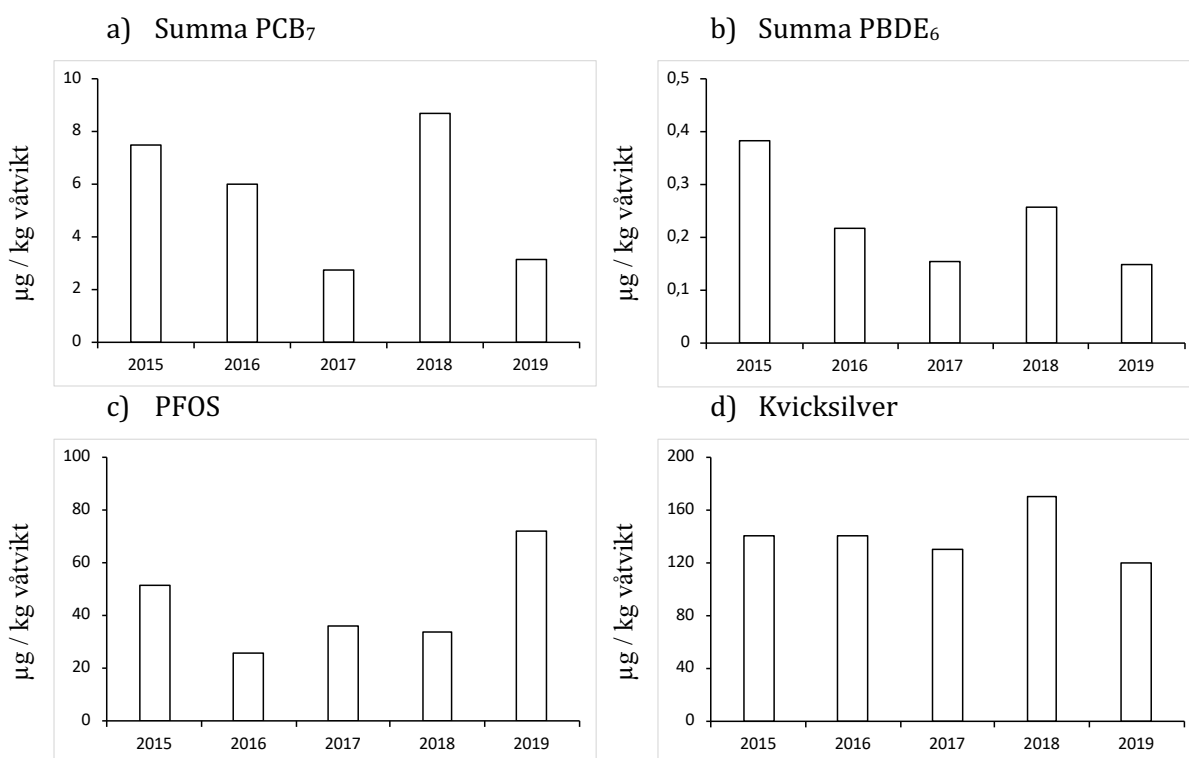
Tidsserier Magelungen

I Magelungen finns resultat från 2015 och framåt. Både PCB₇ (figur 4a) och summa PBDE₆ (figur 4b) har liknande mönster, med en eventuellt svagt nedåtgående halt. En viss mellanårsvariation ses, där halten var högre 2018 jämfört med de två föregående åren. För PCB₇ var halten den högst uppmätta 2018 (8,7 µg/kg vv) och näst lägst 2019 (3,2 µg/kg vv), medan PBDE₆-halten var den lägst uppmätta 2019. Skillnaden i både PCB₇- och PBDE-halt mellan 2017 och 2019 är väldigt liten. PCB-halten ligger troligtvis de flesta åren under gränsvärdet, medan PBDE-halten samtliga år överskrider gränsvärdet. BDE-209 har precis som i Drevviken inte kunnat detekteras i Magelungen vid någon av analyserna.

Precis som i Drevviken är det endast under 2018 som HBCD kunnat mätas över rapporteringsgränsen i Magelungen. Övriga år har halten legat under rapporteringsgränsen, som varierar beroende på provvolym. Dessa värden presenteras inte i grafen, eftersom presentationen blir missvisande. Samtliga år ligger HBCD långt under gränsvärdet.

PFOS (figur 4c) uppvisar ett annat mönster än PCB och PBDE, med den högst uppmätta halten 2019 (72 µg/kg vv). Halten är nästan tre gånger högre än den lägsta noteringen 2016, 26 µg/kg vv. Samtliga år överskrider gränsvärdet för PFOS med bred marginal.

Kvicksilver (figur 4d) har legat på en relativt stabil nivå 2015–2019, men en viss mellanårsvariation kan noteras. Ingen trend kan uttydas. Halten har varierat mellan 120 och 170 µg/kg vv, där den lägsta halten uppmättes 2019 och den högsta 2018. Samtliga år överskrider gränsvärdet kraftigt.



Figur 4. Halter i fisk från Magelungen över tid av a) PCB₇, polyklorerade bifenyl; b) bromerade flamskyddsmedel PBDE₆, polybromerade difenyletrar; c) PFOS, perfluoroktansulfonat; samt d) kvicksilver.

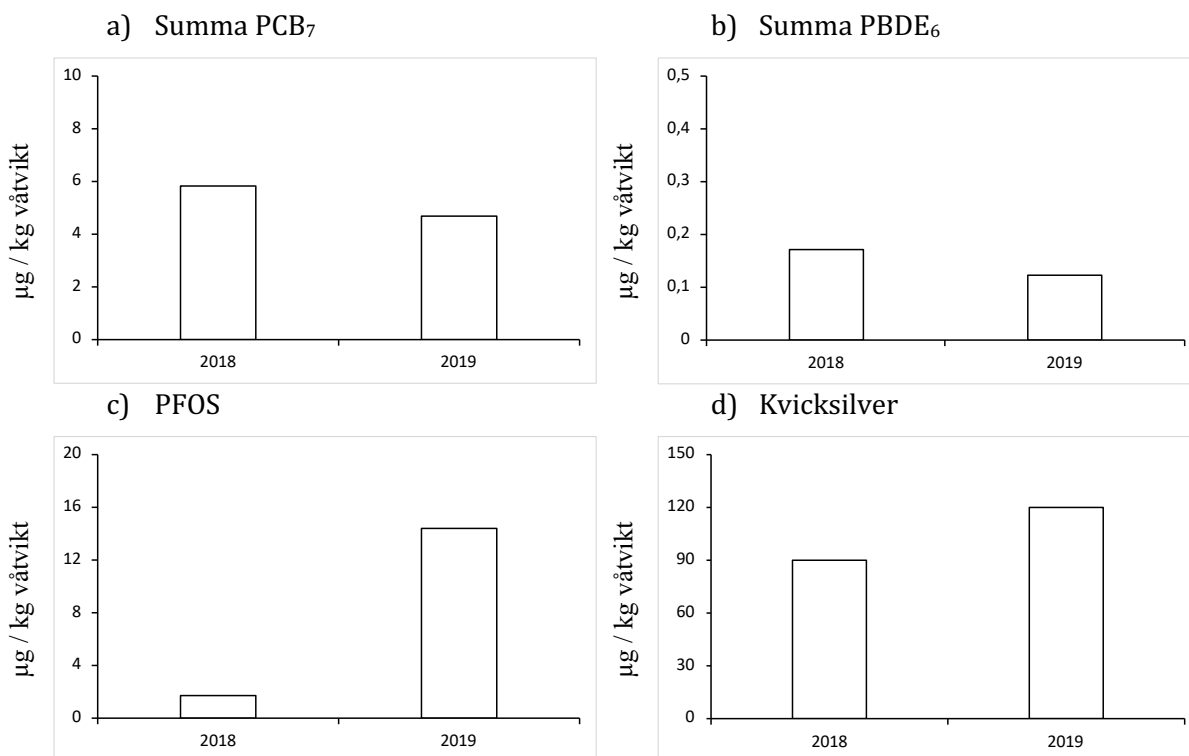
Tidsserier Flaten

För Flaten finns det endast mätvärden från 2018 och 2019. Både PCB₇- och PBDE-halten är lägre 2019 än 2018 (figur 5a respektive 5b). Flaten låg långt under gränsvärdet för PCB 2019, och troligen gäller det även 2018. För PBDE överskreds dock gränsvärdet kraftigt båda åren.

Precis som för Drevviken och Magelungen var HBCD 2018 mätbar över rapporteringsgränsen. 2019 var halten under rapporteringsgränsen, som varierar beroende på provvolym, och dessa värden presenteras därför inte i grafen. Halten 2018 var 0,009 µg/kg vv, långt under gränsvärdet, vilket halten även var 2019 då den låg under rapporteringsgränsen 0,010 µg/kg vv.

PFOS-halten var drygt åtta gånger högre 2019 än 2018 (figur 5c), då den endast var 1,7 µg/kg vv. Halten låg långt under gränsvärdet för PFOS 2018, men överskred det tydligt 2019.

Även kvicksilverhalten var högre 2019 än 2018, 120 respektive 90 µg/kg vv (figur 5d). Båda åren överskreds gränsvärdet avsevärt.



Figur 5. Halter i fisk från Flaten över tid av a) PCB, polyklorerade bifenyler; b) bromerade flamskyddsmedel PBDE₆, polybromerade difenyletrar; c) PFOS, perfluoroktansulfonat; samt d) kvicksilver.

4 Diskussion

Exakta lokaler där fiskarna är insamlade saknas för samtliga sjöar. Abborrar är relativt stationära fiskar och brukar förflytta sig inom ett område på 10 km (HaV 2020), vilket innebär att resultaten framför allt är giltiga för det område där fiskarna samlats in. För en större sjö med fler än en bassäng, till exempel Drevviken, är det därmed av stort intresse att veta exakt

insamlingslokal för att kunna avgöra om det finns lokala förhållanden som kan inverka på analysresultaten. Exakt insamlingsplats skulle göra det möjligt att exempelvis stämma av mot förorenade områden i efterbehandlingsportalen och andra lokala utsläppskällor. I de fall där resultaten sticker ut och halterna är höga hade detta varit väldigt relevant. Om representativa jämförelser ska kunna göras mellan olika år är det fördelaktigt om koordinatsatta provpunkter tas fram för samtliga sjöar för att fiskarna alltid ska samlas in från samma område, för att undvika att resultatet påverkas av abborrarnas relativt stationära livsstil. Detta kräver dock goda förutsättningar för att en tillräckligt stor abborrpopulation ska kunna utvecklas i sjöarna. Detta verkar inte vara fallet åtminstone i Drevviken, Magelungen och Flaten, då det vid vissa tidigare fisken endast varit möjligt att få upp tillräckligt antal abborrar genom att lägga nät på flera platser (Maria Pettersson, personlig kommunikation). Provfiske i Trehörningen-Sjödalen under juli 2020 visade på extrem dominans av vitfisk (Lindqvist 2020), vilket också kan medföra att flera fångstplatser måste användas.

Konditionsfaktorn för fiskarna som fångades in 2019 var god för samtliga sjöar. För Drevviken, där det finns tidsserier, har de infångade fiskarna vissa år varit betydligt större än de var 2019. Det hade därför varit önskvärt med tydligt standardiserad storlek på fiskarna som fångas in, för att storleksvariationer inte ska riskera att få en inverkan på resultaten (Naturvårdsverket 2014). Både ålder och storlek på fiskar har betydelse för hur mycket miljögifter de hinner ackumulera, då större och äldre fiskar generellt brukar innehålla högre halter av miljögifter. Äldre fiskar brukar även ha en högre inomårsvariation eftersom de vanligtvis förflyttar sig mer än yngre fiskar (Faxneld m.fl. 2019). Antalet insamlade fiskar är också av betydelse, eftersom ett större material ger ett mer representativt resultat. För Kvarnsjön-Gladö är detta ett problem, då endast en fisk ingick i analysen. Även Trehörningen hade ett litet provmaterial, med endast tre fiskar.

Resultaten från 2019 visar att det i flera sjöar finns problem med förhöjda halter av miljögifter och halten av miljögifter i fiskarna skiljer sig avsevärt mellan de olika sjöarna. Trehörningen avviker rejält i halt från övriga sjöar med avseende på framför allt PCB och PBDE, men även HBCD då det endast var i Trehörningen som HBCD överhuvudtaget kunde detekteras i halter över rapporteringsgränsen. Provmaterialet, som endast bestod av tre fiskar, kan eventuellt ha en inverkan på resultatet, eftersom avvikande halter får ett större genomslag. För att kunna få den höga halten krävs dock en källa till både PCB och PBDE. PCB har varit förbjudet i nya produkter sedan 1978 och all användning sedan 1995, men användes innan dess i fogmassor, kondensatorer, transformatorer och liknande. Dessa skulle kunna vara en källa till PCB och under senaste åren har det skett mycket rivningar i området Sjödalen vid Trehörningen, vilket skulle kunna vara en misstänkt källa till den höga halten i Trehörningen. Lagstiftningen kring PCB och rivningar är dock hård, och provtagning krävs på bland annat fogmassor i äldre byggnader. I mars 2007 infördes en förordning (2007:19) som ställde krav på att alla byggnader och anläggningar som uppfördes mellan 1956 och 1973 skulle inventeras på PCB i golv- och fogmassor. Om PCB upptäcktes skulle byggnaden saneras senast 30 juni 2014 eller 30 juni 2016 beroende på typ av fastighet. Troligen är det en annan källa som ligger bakom den höga PCB-halten. Undersökningar av sediment i Östersjön under 2000-talet har visat på höga PCB-koncentrationer vid vissa industrier, vid stora hamnar och vid städer (Naturvårdsverket 2013). Källan skulle därmed kunna vara sedimenten i Trehörningen. PCB har förutom i fogmassor och kondensatorer även använts t.ex. inom skäroljor och hydraulisk olja och som tillsats i pesticider, färg, självkopierande papper och plaster (Naturvårdsverket 2013). Runt Trehörningen finns det enligt EBH-portalen (Länsstyrelsen 2020) ett flertal industrier (grafiska, verkstad, plantskolor) och även deponier som eventuellt skulle kunna vara källor till PCB i sediment i Trehörningen. Från plaster och färger har PCB kunnat läcka

direkt ut i naturen, och förut lades även PCB-haltigt avfall och förbrukad PCB direkt på soptippar/deponier (Naturvårdsverket 2013).

PCB finns endast i låga halter i vatten eftersom PCB binder till partiklar och sedimenterar till botten. I ackumulationsbottnar fastläggs PCB i bottensedimenten på grund av den deposition som sker av sediment på botten. Sediment på transport- och erosionsbottnar kommer i olika omfattning att transporteras vidare. Om sedimenten på dessa bottnar innehåller PCB kommer detta bli tillgängligt för organismer. PCB-haltigt sediment kan även frigöras från en ackumulationsbotten om denna rörs upp, antingen av organismer eller av mänsklig påverkan. På grund av omrörning av sediment kan PCB-halten i sediment variera stort mellan år även på samma provtagningsplats och det kan vara svårt att spåra en exakt källa till PCB-halter i fisk. Studier på sik från Vänern och Vättern kunde inte påvisa något samband mellan sedimentens PCB-halt och PCB-halt i sik (Hållén och Karlsson 2018). Tidsserier för halterna PCB i abborrar från området finns inte för de två sjöarna, Tyresö-Flaten och Trehörningen, som påvisat förhöjda halter i förhållande till gränsvärdet. Tidserier finns att tillgå för Drevviken, Magelungen och Flaten. Dock finns endast mätningar från 2018 och 2019 för Flaten. Drevviken som har resultat från 2010 och Magelungen med resultat från 2015 och framåt visar båda på en stor variation mellan åren med en antydning till minskning av PCB-halterna i abborre över tid. Även om halterna av PCB till sjöarna har minskat som en följd av att PCB förbjudits i nya produkter så finns PCB ändå kvar i systemet.

Förbud infördes 2004 inom EU för användning av penta-BDE (en blandning där bl.a. BDE-47, BDE-99 och BDE-100 ingår) och okta-BDE (Karolinska Institutet 2020) och användningen av ämnena har därmed minskat drastiskt. I sillgrissleägg ökade halten av BDE-47 från 1970-talet och hade en topp på 1980-talet. Efter detta har halten minskat, främst fram till slutet av 1990-talet, men även efter detta har det skett en långsam minskning (Naturvårdsverket 2020d). I alla de tio undersökta sjöarna i Tyresåns avrinningsområde överskreds fortfarande gränsvärdet för PBDE₆ kraftigt, trots att förbud mot flertalet BDE-kongener infördes för ungefär 15 år sedan. Samtliga ytvattenförekomster i Sverige överskrider dock gränsvärdet (VISS 2020) och det är därmed inte unikt för sjöarna i Tyresån. Problemet ligger i att PBDE använts globalt under lång tid och har därmed kunnat spridas i omgivningen. Det sker därmed en storskalig långväga atmosfärisk deposition av PBDE. De haltsskillnader i fisk som noterats mellan sjöarna, med Trehörningen som avviker kraftigt, skulle kunna kopplas till samma källa som PCB, d.v.s. PBDE-haltigt sediment. Bromerade flamskyddsmedel har använts brett i samhället, vilket gör det svårt att peka ut lokala utsläppskällor. Utsläppen är oftast mer diffusa, förutom i t.ex. områden där textilindustrier och tillverkare av flamskyddsmedel återfinns. Trenden i figur 3b och 4b verkar svagt nedåtgående för PBDE i Drevviken och Magelungen, vilket överensstämmer med den långsamma haltminskning som även ses i sillgrissleägg. För Flaten är tidsperioden för kort för att någon slutsats ska kunna dras.

HBCE förekommer endast i låga halter i fiskarna, långt under det gränsvärde som är satt för biota. I de flesta fall är halten under rapporteringsgränsen, endast i Trehörningen kunde HBCE detekteras i halter över rapporteringsgränsen under 2019. De låga halterna visar att HBCE inte utgör något problem för sjöarna i Tyresån och det går inte att uttala sig om någon trend då ämnet oftast ligger under detektionsgräns.

Bland de undersökta sjöarna 2019 överskreds gränsvärdet för PFOS i fisk i fem av tio sjöar. I merparten av dessa fall ligger haltöverskridandena relativt nära gränsvärdet på 9,1 µg/kg vv, men i abborre från Magelungen överskreds gränsvärdet kraftigt. Vid Ågesta söder om Magelungen finns ett brandövningsområde som Räddningstjänsten i Stockholm har använt

och detta område har kontaminerats med PFOS från det släckskum som använts. Vatten med PFOS-halter på 500–1500 ng/l leds från området till både Örlången och Magelungen (Udén m.fl. 2020), vilket kan förklara de höga halter som uppmäts i framför allt Magelungen, som ligger nedströms Örlången. Båda dessa sjöar har således en lokal utsläppskälla som påverkar PFOS-halten. Lakvatten från deponin (återvinningsanläggningen) i Sofielund/Gladö kan dessutom bidra till att PFOS sprids till Örlången och Magelungen. PFOS-halter i abborrmuskel på i genomsnitt 54 µg/kg vv och 305 µg/kg vv har uppmäts i de två sjöarna Västra Ingsjön (vid Landvetter) respektive Halmsjön (vid Arlanda). Dessa sjöar har båda två tillförsel av PFOS-kontaminerat vatten från brandövningsplatser (Norström m.fl. 2015).

Utsläppen av PFOS är dock i många fall diffusa, då ämnet använts i många olika produkter och därmed finns spritt i miljön och kan tillföras via t.ex. spillvatten och dagvatten. Nedbrytningen är väldigt långsam och det finns även andra ämnen som kan brytas ned till PFOS, vilket gör att det tar lång tid för ämnet att försvinna från miljön. Halten av PFOS och PFAS uppvisar generellt en gradient, där mer tätbefolkade områden i södra Sverige har högre halter än gleset befolkade delar i norra Sverige (Faxneld m.fl. 2013). Detta skulle också till viss del kunna förklara skillnaderna som observeras mellan sjöarna i Tyresåns avrinningsområde, där de södra och sydöstra sjöarna har lägre PFOS-halter. Dessa sjöar ligger i områden med mindre påverkan från befolkningen. I sjöar runt Växjö har en studie nyligen också visat på förhöjda PFOS-halter i abborrar, troligen kopplat till befolkningstätheten (Waldetoft och Karlsson 2020). PFOS-halten kan uppvisa tydliga mellanårsvariationer såsom i Drevviken och Magelungen, vilket även har noterats i fisk från till exempel Vänern (Olsson och Andersson 2020) och från Halmsjön och Västra Ingsjön (Norström m.fl. 2015). Stora skillnader mellan enskilda individer har också observerats. I Halmsjön utanför Arlanda har PFOS-koncentrationen i abborrar uppmäts till 90–792 µg/kg vv och i Västra Ingsjön 17–205 µg/kg vv (Norström m.fl. 2015). I flera studier har det inte kunnat observeras något samband mellan ålder eller storlek och PFOS-halt i fiskar, utan endast koppling till fiskens fångstplats (se till exempel Norström m.fl. 2015; Zafeiraki m.fl. 2019). Förutom tillförsel från yttre källor såsom brandövningsplatser och dagvatten vid fångstplatsen kan även förorenade sediment utgöra en sekundär källa till att PFOS sprids i vattenförekomster, framför allt i de fall tillskottet från andra källor minskat (Norström m.fl. 2015). Vad variationerna i PFOS-koncentrationen mellan olika år beror på i Drevviken och Magelungen är okänt, men kan bero på skillnader i tillförsel från lokala källor på grund av konsumtion, nederbördsmonster eller tillförsel från sediment.

Kvicksilver visar en annorlunda haltfördelning jämfört med de organiska miljögifterna. Halten var generellt högre i södra/sydöstra delen av området, i de näringsfattiga och humösa sjöarna Bylsjön, Lycksjön och Nedre Rudansjön, där det finns mindre bebyggelse och befolkning. Kvicksilver kan dels komma från lokala källor, men användningen är begränsad i Sverige och framför allt i de sydöstra områdena finns troligtvis ingen lokal källa. Den största källan numer är atmosfärisk deposition på grund av global användning (Naturvårdsverket 2020a). Hur mycket kvicksilver som lakar ur omgivande mark och som är tillgängligt för organismer styrs bl.a. av vattenkemin och marktyp, vilket skulle kunna vara anledningen till att halterna är högre i Bylsjön och Lycksjön. Kvicksilver visar normalt en positiv korrelation med TOC-halt och även en ökande halt med lägre pH. Organismer i oligotrofa sjöar brukar också ha högre kvicksilverhalt än organismer på motsvarande trofisk nivå i mer näringsrika sjöar (Sundbom 2009). Samtliga sjöar i undersökningen överskrider kraftigt gränsvärdet för biota under 2019 och de sjöar som har mätvärden från flera år överskrider också gränsvärdet varje år. Detta är precis som för PBDE inget unikt, utan gäller för samtliga

ytvattenförekomster i hela Sverige, kopplat till atmosfärisk deposition (Åkerblom och Johansson 2008).

För att kunna göra representativa jämförelser av kvicksilverhalt mellan åren och mellan sjöarna hade det varit en fördel att normera halterna, t.ex. till 2-hg abborre. Normering gör det enklare att jämföra kvicksilverhalt både mellan olika år och olika sjöar, eftersom en normering minskar påverkan från storlek och ålder på halten. Normering görs dock vanligen på individprover och inte samlingsprover.

5 Slutsatser och rekommendationer

I denna undersökning har vi i korthet noterat att:

- Abborre i Tyresåns avrinningsområde visar på generellt låga halter av PCB:er under aktuella gränsvärden. Dock skiljer Tyresö-Flaten och framförallt Trehörningen ut sig med halter över gränsvärdet. Källan till PCB är inte fastställd men en källa kan idag vara sedimenten och det vore därför lämpligt att undersöka halterna i sedimenten i berörda sjöar.
- I alla tio undersökta sjöarna i Tyresåns avrinningsområde överskrids gränsvärdet för PDBe₆ kraftigt, precis som samtliga ytvattenförekomster i Sverige. Halterna för HBCD är dock långt under gränsvärdet i samtliga sjöar.
- Bland de undersökta sjöarna överskrids gränsvärdet för PFOS i fisk i fem av tio sjöar. I merparten av dessa fall ligger haltöverskridandena relativt nära gränsvärdet på 9,1 µg/kg vv, men i abborre från Magelungen överskrids gränsvärdet kraftigt (72 µg/kg vv).
- Samtliga sjöar i undersökningen överskrider kraftigt gränsvärdet för kvicksilver i biota 2019 och de sjöar som har mätvärden från flera år överskrider också gränsvärdet varje år. Halten var generellt högre i södra/sydöstra delen av avrinningsområdet, d.v.s. i Bylsjön, Lycksjön och Nedre Rudansjön.

Tidsserierna visar stor variation mellan åren, oavsett ämne. Det finns många osäkerhetsfaktorer vad gäller undersökning av miljögifter i fisk och exempelvis kan variation i fiskstorleken ha en inverkan på resultatet liksom olika lokala källor. I Flaten låg halten av PFOS i fisk långt under gränsvärdet 2018 men överskred värdet med bred marginal 2019. Av de undersökta miljögifterna påträffades samtliga i abborre från alla undersökta sjöar. Detta indikerar att ingen sjö är helt opåverkad, om än med stor variation mellan sjöarna ifråga om vissa ämnen, exempelvis PFOS och PCB. Det går ej att helt klart säga var ursprunget är till de höga halterna, men då flertalet av ämnen begränsats och/eller förbjudits är gamla synder i sedimenten en möjlig förklaring till att förhöjda halter av miljögifter består i sjöarnas djurliv och sedimenten bör undersökas. Vissa ämnen såsom kvicksilver och PBDE sprids fortfarande via atmosfären och påverkar därmed halterna i alla svenska sjöar, medan andra ämnen såsom PFOS förutom via atmosfärisk deposition även tillförs konstant via diffusa källor som dagvatten.

6 Referenser

- EBH-kartan. (2020). <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>.
- Faxneld S., Danielsson S., Nyberg E., Bignert A., Berger, U. (2013). Fluorerade miljögifter i fisk från svenska sjöar. I: Havs- och vattenmyndigheten, Sötvatten 2013 – Om miljötillståndet i Sveriges sjöar och vattendrag, s45-48.
- Faxneld S., Danielsson S., Nyberg E. (2014). Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, arctic charr, and pike from limnic and marine environments in Sweden. Delrapport till överenskommelse 213 1215 och 2213-13-016. Report nr 9:2014, Swedish Museum of Natural History, Stockholm Sweden.
- Faxneld S., Danielsson S., Ek C., Winkens Pütz K. (2019). The Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Freshwater Biota (until 2017 year's data). Report 4:2019 Swedish Museum of Natural History, Stockholm Sweden.
- HaV. (2020). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019. Rapport 2020:3, Havs- och vattenmyndigheten.
- HVMFS 2019:25. (2020). Havs och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Hållén, J., Karlsson, M. (2018). Dioxiner i sediment och fisk från Väner och Vättern. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport Nr B 2310.
- Karolinska Institutet. (2020). <https://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde>.
- Kemikalieinspektionen. (2020a). <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/bromerade-flamskyddsmedel#accept>.
- Kemikalieinspektionen. (2020b). <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas>.
- Lindqvist, U. (2020). Standardiserat provfiske i Trehörningen, juli 2020.
- Länsstyrelsen i Stockholms Län. (2010). Tyresån: åtgärdsprogram 2010-2015. Rapport 2010:14.
- Länsstyrelsen Stockholm. (2016). Näringstillstånd och status hos sjöarna i Tyresåns avrinningsområde. Fakta 2016:9
- Naturvårdsverket. (2014). Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag. Sötvatten, undersökningstyp Version 1:1, 2014-10-01.
- Naturvårdsverket. (2020a). [https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kvicksilver-Hg/\[2020-08-12\]](https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kvicksilver-Hg/[2020-08-12]).
- Naturvårdsverket. (2020b). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/PCB/>.
- Naturvårdsverket. (2020c). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Flamskyddsmedel/>.
- Naturvårdsverket. (2020d). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Flamskyddsmedel-i-sillgrissleagg/>.
- Nordlund, J., Larsson, A., Sahlin, J. (2020). Sammanställning och utvärdering av sedimentundersökningar i Stockholm 2015–2018. WSP Environmental Sverige
- Norström, K., Viktor, T., Palm Cousins, A., Rahmberg, M. (2015). Risks and Effects of the dispersion of PFAS on Aquatic, Terrestrial and Human populations in the vicinity of International Airports. Report Number B 2232, IVL Swedish Environmental Research Institute
- Olsson T., Andersson T. (2020). Metaller och miljögifter i abborre från Väner 2019, Åsunda och Torsö. Calluna AB.

- Sundbom M. (2009). Kalkningseffekter på biomassa och ekosystemstruktur i sjöar. Eds. Munthe J., Jöborn A. Utvärdering av IKEU 1990-2006, syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302.
- Tyresåns vattenvårdsförbund. (2020). <http://www.tyresan.se/show.asp?si=979&go=Bylsj%F6n>
- Udén, J., Hansson, C., Krantz, C. (2020). Utökad riskbedömning Ågesta brandövningsfält. Sweco.
- VISS. (2020). <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA27714985>.
- Waldetoft, H., Karlsson, M. (2020). Miljöfarliga ämnen i abborre och braxen från Växjösjöarna. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport U 6257.
- Zafeiraki, E., Gebbink W. A., Hoogenboom, R. L. A. P, Kotterman, M., Kwadijk, C., Dassenakis, E., van Leeuwen, S. P. J. (2019). Occurrence of perfluoroalkyl substances (PFASs) in a large number of wild and farmed aquatic animals collected in the Netherlands. Chemosphere 232: 415-423
- Åkerblom S., Johansson K. (2008). Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Rapport 2008:8, Institutionen för miljöanalys, SLU.





Bilaga 1

Observationer från dissekering och rådata från analyser

Bilaga 1 - Tabell 1, Trehörningen. Morfologiska data för de 3 individerna av abborre från Trehörningen.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-09-05	157	131	32	0,22	0,28	0	4	2015	0,83	Leverparasit
2019-09-05	148	127	30	0,21	0,2	0	3	2016	0,93	
2019-09-05	166	142	44	0,42	0,9	0	3	2016	0,96	

Bilaga 1 - Tabell 2, Nedre Rudasjön. Morfologiska data för de 7 individerna av abborre från Nedre Rudasjön.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-02	145	124	33	0,36	0,31	0	4	2015	1,08	
2019-08-02	174	150	51	0,54	0,58	0	3	2016	0,97	
2019-08-02	130	111	21	0,23	0,27	0	4	2015	0,96	Leverparasit
2019-08-02	149	126	35	0,33	0,28	0	6	2013	1,06	Leverparasit
2019-08-02	147	124	31	0,39	0,8	0	6	2013	0,98	Leverparasit
2019-08-02	155	131	32	0,25	0,23	0	3	2016	0,86	
2019-08-02	145	124	34	0,34	0,37	0	3	2016	1,12	

Bilaga 1 - Tabell 3, Lycksjön. Morfologiska data för de 10 individerna av abborre från Lycksjön.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-19	145	123	34	0,42	0,26	1	3	2016	1,12	
2019-08-19	160	136	44	0,51	0,61	0	3	2016	1,07	
2019-08-19	173	148	55	0,45	0,72	0	3	2016	1,06	
2019-08-19	160	140	39	0,34	0,48	0	3	2016	0,95	
2019-08-19	169	143	48	0,37	0,2	0	4	2015	0,99	
2019-08-19	180	153	57	0,52	0,32	0	5	2014	0,98	
2019-08-19	157	133	38	0,32	0,22	0	3	2016	0,98	
2019-08-19	187	161	71	0,49	0,93	0	5	2014	1,09	
2019-08-19	164	139	46	0,52	0,37	0	4	2015	1,04	Leverparasit
2019-08-19	160	138	40	0,36	0,19	0	4	2015	0,98	

Bilaga 1 - Tabell 4, Orlången. Morfologiska data för de 10 individerna av abborre från Orlången.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-07	147	124	37	0,52	0,3	0	4	2015	1,16	Leverparasit
2019-08-07	155	132	44	0,36	0,3	0	3	2016	1,18	Leverparasit
2019-08-07	166	143	48	0,56	0,33	0	3	2016	1,05	
2019-08-07	160	136	45	0,48	0,18	0	3	2016	1,10	
2019-08-07	161	136	46	0,43	0,25	0	3	2016	1,10	
2019-08-07	150	128	38	0,51	0,24	0	3	2016	1,13	
2019-08-07	151	127	37	0,34	0,27	0	3	2016	1,07	
2019-08-07	151	128	38	0,3	0,24	0	4	2015	1,10	
2019-08-07	163	138	47	0,42	0,27	0	4	2015	1,09	
2019-08-07	145	123	37	0,34	0,38	0	2	2017	1,21	

Bilaga 1 - Tabell 5, Magelungen. Morfologiska data för de 10 individerna av abborre från Magelungen.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-12	163	140	45	0,33	0,28	0	3	2016	1,04	
2019-08-12	167	142	53	0,57	0,32	0	4	2015	1,14	
2019-08-12	160	136	43	0,35	0,28	0	3	2016	1,05	
2019-08-12	152	129	37	0,29	0,1	1	5	2014	1,05	
2019-08-12	159	135	43	0,31	0,22	0	3	2016	1,07	
2019-08-12	162	136	41	0,5	0,1	1	5	2014	0,96	Leverparasit
2019-08-12	161	136	48	0,35	0,33	0	3	2016	1,15	
2019-08-12	180	151	57	0,39	0,98	0	4	2015	0,98	
2019-08-12	162	137	45	0,35	0,15	1	4	2015	1,06	
2019-08-12	166	140	47	0,33	0,33	0	4	2015	1,03	

Bilaga 1 - Tabell 6, Tyresö-Flaten. Morfologiska data för de 10 individerna av abborre från Tyresö-Flaten.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-22	171	147	50	0,5	0,32	0	6	2013	1,00	
2019-08-22	187	158	63	0,8	0,59	0	5	2014	0,96	Leverparasit
2019-08-22	169	147	51	0,48	0,22	0	3	2016	1,06	
2019-08-22	169	143	45	0,64	0,31	0	4	2015	0,93	Leverparasit
2019-08-22	158	135	41	0,47	0,15	0	2	2017	1,04	Leverparasit
2019-08-22	181	156	65	0,82	0,42	0	5	2014	1,10	Leverparasit
2019-08-22	158	135	46	0,7	0,3	0	3	2016	1,17	
2019-08-22	164	140	46	0,47	0,22	0	4	2015	1,04	
2019-08-22	160	138	38	0,29	0,31	0	4	2015	0,93	
2019-08-22	152	131	37	0,49	0,4	0	3	2016	1,05	

Bilaga 1 - Tabell 7, Kvarnsjön-Gladö. Morfologiska data för den enda individen av abborre från Kvarnsjön-Gladö.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-22	148	126	34	0,31	0,41	0	6	2013	1,05	

Bilaga 1 - Tabell 8, Drevviken. Morfologiska data för de 10 individerna av abborre från Drevviken.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-06	189	163	79	0,79	0,6	0	5	2014	1,17	Leverparasit
2019-08-06	161	138	53	0,67	0,28	0	4	2015	1,27	Leverparasit
2019-08-06	182	155	72	0,7	0,67	0	5	2014	1,19	
2019-08-06	166	143	52	0,57	0,34	0	3	2016	1,14	Leverparasit
2019-08-06	168	146	54	0,71	0,28	0	4	2015	1,14	Leverparasit
2019-08-06	187	159	72	0,88	0,77	0	4	2015	1,10	
2019-08-06	167	151	63	0,75	0,41	0	4	2015	1,35	Leverparasit
2019-08-06	171	146	61	0,84	0,2	1	5	2014	1,22	Leverparasit
2019-08-06	175	149	63	0,58	0,43	0	5	2014	1,18	Leverparasit
2019-08-06	151	127	35	0,32	0,19	0	3	2016	1,02	

Bilaga 1 - Tabell 9, Bylsjön. Morfologiska data för de 10 individerna av abborre från Bylsjön.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-08-19	171	143	57	0,42	0,93	0	8	2011	1,14	
2019-08-19	167	143	45	0,28	0,72	0	5	2014	0,97	Leverparasit
2019-08-19	166	142	47	0,35	0,66	0	4	2015	1,03	
2019-08-19	178	150	57	0,41	0,77	0	5	2014	1,01	
2019-08-19	154	130	43	0,26	0,75	0	9	2010	1,18	Leverparasit
2019-08-19	164	133	43	0,28	0,62	0	6	2013	0,97	Leverparasit
2019-08-19	173	148	51	0,44	0,99	0	6	2013	0,98	
2019-08-19	168	140	51	0,38	0,7	0	6	2013	1,08	Leverparasit
2019-08-19	160	136	40	0,27	0,55	0	5	2014	0,98	
2019-08-19	149	127	37	0,33	0,58	0	4	2015	1,12	Leverparasit

Bilaga 1 - Tabell 10, Flaten. Morfologiska data för de 10 individerna av abborre från Flaten.

Fångstdatum	Längd mm	Kroppslängd mm	Totalvikt g	Levervikt g	Gonadvikt g	Kön	Ålder	Födelseår	Fultonvärde	Anmärkning
2019-09-04	178	151	57	0,71	1,28	0	5	2014	1,01	Leverparasit
2019-09-04	186	160	64	0,64	0,49	0	5	2014	0,99	Leverparasit
2019-09-04	160	137	42	0,31	0,52	0	4	2015	1,03	
2019-09-04	160	137	38	0,23	0,34	0	4	2015	0,93	
2019-09-04	154	132	38	0,29	0,58	0	3	2016	1,04	
2019-09-04	160	136	44	0,77	0,3	0	4	2015	1,07	
2019-09-04	161	136	52	0,82	0,26	0	4	2015	1,25	
2019-09-04	160	137	43	0,78	0,46	0	4	2015	1,05	Leverparasit
2019-09-04	156	134	35	0,37	0,34	0	3	2016	0,92	Leverparasit
2019-09-04	155	133	38	0,44	0,3	0	4	2015	1,02	Leverparasit

Bilaga 1 - Tabell 11, rådata från analyser utförda av IVL. Rådata från analyser avseende PCB, PBDE samt HBCD. Ingående rådata presenteras i våtvikt (vv).

Lokal	PCB 28 (µg/kg vv)	PCB 52 (µg/kg vv)	PCB 101 (µg/kg vv)	PCB 118 (µg/kg vv)	PCB 153 (µg/kg vv)	PCB 138 (µg/kg vv)	PCB180 (µg/kg vv)	Summa PCB7 (µg/kg vv)	PBDE 28 (µg/kg vv)	PBDE 47 (µg/kg vv)	PBDE 100 (µg/kg vv)	PBDE 99 (µg/kg vv)	PBDE 85 (µg/kg vv)	PBDE 154 (µg/kg vv)	PBDE 153 (µg/kg vv)	BDE 209 (µg/kg vv)	Summa PBDE (µg/kg vv)	HBCD (µg/kg vv)
Drevviken	<0,015	0,053	0,34	0,29	1,2	1,1	0,43	3,4	<0,013	0,076	<0,013	0,038	<0,010	<0,020	<0,013	<0,1	0,11	<0,010
Magelugnen	0,036	0,20	0,40	0,16	1,3	0,60	0,49	3,2	<0,013	0,074	<0,013	0,036	<0,010	<0,020	0,014	<0,1	0,12	<0,010
Flaten	<0,015	0,055	0,43	0,39	1,9	1,5	0,83	5,1	<0,013	0,042	0,019	0,039	<0,010	<0,020	<0,013	<0,1	0,10	<0,010
Orlången	0,024	0,069	0,37	0,34	1,4	1,1	0,48	3,9	<0,013	0,12	0,085	0,140	0,043	0,034	0,025	<0,1	0,45	<0,010
Tyresö-Flaten	<0,015	0,073	0,79	0,76	3,7	2,9	1,4	9,7	<0,013	0,092	0,031	0,045	<0,010	0,016	0,014	<0,1	0,20	<0,010
Trehörningen-Sjödalen	0,068	0,41	5,5	4,6	18	14	5,5	48	<0,013	0,31	0,17	0,38	0,021	0,082	0,11	0,23	1,30	0,004
Kvarnsjön-Gladö	<0,030	0,052	0,38	0,69	2,4	1,6	0,81	5,9	<0,013	0,069	0,025	0,075	<0,010	<0,020	<0,013	<0,1	0,17	<0,019
Lycksjön	<0,015	0,11	0,44	0,40	1,7	1,4	0,69	4,8	<0,013	0,042	0,017	0,032	<0,010	<0,020	<0,013	<0,4	0,092	<0,010
Nedre Rudasjön	<0,015	0,029	0,28	0,29	1,2	0,93	0,38	3,1	<0,013	0,087	0,031	0,060	<0,010	<0,020	<0,013	<0,1	0,18	<0,010
Bylsjön	<0,015	<0,020	0,079	0,10	0,28	0,26	0,12	0,83	<0,013	0,024	<0,013	0,027	<0,010	<0,020	<0,013	<0,3	0,051	<0,010

Bilaga 1 - Tabell 12, rådata från analyser utförda av IVL. Rådata från analyser avseende PFAS, kvicksilver samt fetthalt. Ingående rådata presenteras i våtvikt (vv).

Lokal	Fetthalt muskel (%)	PFOS (µg/kg vv)	PFOA (µg/kg vv)	PFHxA (µg/kg vv)	PFHxS (µg/kg vv)	PFHpA (µg/kg vv)	PFNA (µg/kg vv)	PFDA (µg/kg vv)	PFDS (µg/kg vv)	PFBS (µg/kg vv)	PFUnDA (µg/kg vv)	PFOSA (µg/kg vv)	Kvicksilver (µg/kg vv)
Drevviken	0,42	18	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	0,93	0,41	<0,2	0,47	<0,1	120
Magelugnen	0,51	72	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	3,5	0,98	<0,2	0,88	<0,1	120
Flaten	0,43	14	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	2,5	0,38	<0,2	0,88	<0,1	120
Orlången	0,37	11	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	0,61	<0,3	<0,2	0,32	<0,1	40
Tyresö-Flaten	0,33	14	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	0,61	<0,3	<0,2	0,33	<0,1	100
Trehörningen-Sjödalen	0,29	3,6	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	1,1	1,2	<0,2	0,71	<0,1	ej analyserat
Kvarnsjön-Gladö	0,61	0,73	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,1	ej analyserat
Lycksjön	0,36	3,2	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	0,40	<0,3	<0,2	0,31	<0,1	240
Nedre Rudasjön	0,42	0,22	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,1	230
Bylsjön	0,47	< 0,1	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2	<0,1	310



Bilaga 2

Analysresultat från IVL

Miljöförvaltningen
Ref 6100 Maria Pettersson
c/o BGC STH 169
106 42 Stockholm

Rapportnummer AG2019-7405

Inkom 2019-10-24

Analysdatum 191101-191212

Uppdragets omfattning

Bestämning av PCB i fisk enligt IVL:s ackrediterade metod A19.
Bestämning av bromerade flamskyddsmedel (PBDE), hexabromocyklododekan (HBCD),
totalkviksilver (Hg_{Tot}), poly- och perfluorerade alkylsubstanter (PFAS) och lipidbestämning
i fiskmuskel.

Del 1. Mätområden och mätosäkerheter

Del 2. Analysmetodik

Del 3. Analysresultat

Akrediteringen avser endast analys, ej provtagning. Provtagningsplats och
provtagningsdatum anges endast genom kundens provkod. Mätresultaten
förutsätter att IVL:s provtagningsinstruktioner har följts och att korrekt och
fullständig information lämnats på provtagningsprotokollen. Mätresultatet gäller
endast för den provpunkt där provet tagits.

Göteborg 2019-12-16

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

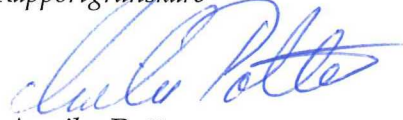
Rapport utfärdad av



Erika Rehngren

Metodansvarig

Rapportgranskare



Annika Potter

Tekniskt ansvarig

Utdrag från denna rapport får endast återges om IVL Svenska Miljöinstitutet AB tydligt anges som källa och data inte
förändras.

Del 1. Mätosäkerheter och mätområden

Metod A19	Provtyp	Detektions- gräns	Kvantifierings- gräns	Mätosäkerhet
PCB 28, ng/g vv	biota	0.015	0.040	40%
PCB 52, ng/g vv	biota	0.020	0.050	30%
PCB 101, ng/g vv	biota	0.010	0.040	30%
PCB 118, ng/g vv	biota	0.010	0.030	30%
PCB 153, ng/g vv	biota	0.010	0.030	30%
PCB 138, ng/g vv	biota	0.0050	0.030	30%
PCB 180, ng/g vv	biota	0.0050	0.030	30%

Mätosäkerheten omfattar endast analysen och är angiven med ca 95% konfidensintervall.

Beräknad provmängd 10 g.

	Provtyp	Detektions- gräns	Kvantifierings- gräns	Mätosäkerhet
BDE 28*, ng/g vv	biota	0.013	0.025	30%
BDE 47*, ng/g vv	biota	0.01	0.020	30%
BDE 100*, ng/g vv	biota	0.01	0.020	30%
BDE 99*, ng/g vv	biota	0.015	0.03	30%
BDE 85*, ng/g vv	biota	0.013	0.025	30%
BDE 153*, ng/g vv	biota	0.013	0.025	30%
BDE 154*, ng/g vv	biota	0.020	0.040	30%
BDE 209* ng/g vv	biota	0.1		30%
HBCD*, ng/g vv	biota	0.3		30%

Mätosäkerheten omfattar endast analysen och är angiven med ca 95% konfidensintervall.

Beräknad provmängd 10g.

*Ej ackrediterad analys

Metod	Mätosäkerhet %	Detektionsgräns	Kvantifieringsgräns
IVL A12 Bestämning av totalkviksilver i fasta material, CVAFS	15%	0.03 ng/g	0.1 ng/g

Mätosäkerheten omfattar endast analysen och är angiven med ca 95% konfidensintervall.

	LOD ng/g vv muskel	LOD ng/g vv lever	Mätosäkerhet
PFOS*	0.2	0.2	20%
PFOA*	0.2	0.2	20%
PFHxA*	0.2	0.1	20%
PFHxS*	0.02	0.02	20%
PFHpA*	0.1	0.2	20%
PFNA*	0.1	0.05	20%
PFDA*	0.1	0.1	20%
PFDS*	0.02	0.1	20%
PFBS*	0.05	0.05	20%
PFUnDA*	0.1	0.1	20%
PFOSA*	0.05	0.05	20%

**Ej ackrediterad analys*

Del 2. Metodbeskrivning

Bestämning av PCB, bromerade flamskyddsmedel och HBCD

10 gram fisk invägdes för bestämning av koncentrationen av PCB och bromerade flamskyddsmedel.

Internstandarder sattes till provet som därefter upprepade gånger extraherades med olika lösningsmedelsblandningar. Extraktionen genomfördes i ett ultraljudsbad. De sammanslagna extrakten tillsattes vatten och en organfas separerades. Provet behandlades därefter med svavelsyra varefter det fraktionerades på aluminiumoxidkolonn. Tre fraktioner uppsamlades, PCB och två PBDE-fraktioner, vilka indunstades och analyserades. Före analysen tillsattes en insprutningsstandard till de respektive fraktionerna.

Analysen utfördes på en gaskromatograf försedd med elektroninfångningsdetektor (ECD). Analyskolonnen var en 50 m lång kapillärkolonn med stationärfas CP-sil 8CB från Chrompack

De olika PCB komponenterna och bromerade flamskyddsmedlen kvantifierades med hjälp av internstandard och en certifierad standardblandning. Utbytet beräknades med hjälp av insprutningsstandarden. Som kvalitetskontroll analyserades även en referensblandning samt ett certifierat referensmaterial. Metoden är ackrediterad av SWEDAC enligt ISO/IEC 17025 för PCB7

BDE-209: Extraktet (F3) analyserades på GC-MS-NCI (negative chemical ionisation) med metan som reaktionsgas.

HBCD: Efter byte av lösningsmedel för extraktet (F3) till metanol analyserades på LC-HRMS (high resolution mass spectrometry) med en massupplösning av 5 ppm.

Lipidbestämning muskel

För att bestämma fettinnehållet i fiskmuskel vägdes ca 10g av matris upp i provrör. Matrisen homogeniserades i organiskt lösningsmedel och extraherades tre gånger för att få ut lipiderna. Organfaserna (med det extraherade fett) från extraktionerna fördes samman i en separertratt och tvättades med sur NaCl-lösning. Den tvättade organfasen samlades upp i förvägda provrör och dunstades in till torrhet. Fettet vägdes och när vikten inte skiljde sig vid tre mätningar beräknades fetthalten.

Analys av PFAS i fisk

Fisklever respektive fiskmuskel homogeniserades i ett provrör och extraheras med acetonitril i ultraljudsbad. Proven centrifugerades och lösningmedelsfasen överfördes till ett nytt provrör och indunstades till 1 ml för vidare upprening med aktivt kol i Eppendorfrör. Proven centrifugerades igen och lösningmedlet fördes över till ytterligare ett nytt Eppendorfrör. Vatten innehållande ammoniumacetat tillsattes och proven frystes in. Före analys centrifugerades proven och supernatanterna överfördes till vial. För kvantifiering användes ^{13}C -märkt PFOS och ^{13}C -märkt PFOA.

Proven analyserades med HPLC-MS/MS (MRM). Retentionstid och specifika joner för varje ämne används och jämförs med referensstandarder. Metodåtervinning beräknas för varje prov och metodblankprover analyseras parallellt med fiskproverna för att kontrollera eventuell kontaminering från bakgrunden.

Totalkviksilver i fasta prover, uppslutning och analysmetod

Fasta prover (sediment, jord, biota, förna)

Fasta prover uppsluts i en blandning av koncentrerad $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{SO}_4$ med återloppskokning. För att säkerställa fullständig oxidation till Hg(II) behandlas provet dessutom med BrCl , och späds sedan med SQ-vatten. Därefter reduceras kvicksilvret till Hg_0 med SnCl_2 och samlas upp på guldfälla genom purge-and- trap-metod med N_2 som bärgas, följt av dubbel guld-amalgamering och detektering med Cold Vapour Atomic Fluorescence Spectroscopy (CVAFS) Tekran model 2500mercury detector. Detektionsgränsen, LOD, för analysen är 0.03 ng g^{-1} .

Kvantifieringsgränsen, LOQ, för analysen är $0,1 \text{ ng g}^{-1}$.

Metoden är ackrediterad av SWEDAC enligt ISO/IEC 17025

Literature

Fitzgerald, W.F. and Gill, G.A. (1979) "Subnanogram determination of mercury by two-stage gold amalgamation and gas-phase detection applied to atmospheric analysis" Analytical Chemistry 51, 1714-1720.

Brosset C. (1987) "The behaviour of mercury in the physical environment" Water, Air and Soil Pollut. 34, 145-166

US-EPA Method 1631: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapour Fluorescence Spectrometry. EPA-821-R-99-005, May 1999.

Del 3. Analysresultat

Analysresultat för totalkviksilver, Hg_{Tot} i fiskmuskel

LIMSnummer	LABID	Lokal	Matris	Hg-tot ng/g vv
158709	7405-1	Riddarfjärden	Fiskmuskel	130
158710	7405-2	Lilla Värtan	Fiskmuskel	100
158711	7405-3	Djurgårdsbrunnsviken	Fiskmuskel	190
158712	7405-4	Drevvik	Fiskmuskel	120
158713	7405-5	Årstaffjärden (Årstaviken)	Fiskmuskel	99
158714	7405-6	Magelungen	Fiskmuskel	120
158715	7405-7	Ulvsundasjön	Fiskmuskel	100
158716	7405-8	Brunnsviken	Fiskmuskel	300
158717	7405-9	Långsjön	Fiskmuskel	42
158718	7405-10	Räcksta träsk	Fiskmuskel	16
158719	7405-11	Judarn	Fiskmuskel	37
158720	7405-12	Trekanten	Fiskmuskel	140
158721	7405-13	Flaten	Fiskmuskel	120
158722	7405-14	Råstasjön	Fiskmuskel	64
158723	7405-15	Sicklasjön	Fiskmuskel	80
158724	7405-16	Ältasjön	Fiskmuskel	28
158725	7405-17	Orlängen	Fiskmuskel	40
158726	7405-18	Tyresö-Flaten	Fiskmuskel	100
	7405-19	Trehörningen-Sjödalen		ej inkommet
	7405-20	Kvarnsjön-Gladö		ej inkommet
158727	7405-21	Lycksjön	Fiskmuskel	240
158728	7405-22	Nedre Rudasjön	Fiskmuskel	230
158729	7405-23	Bylsjön	Fiskmuskel	310

Resultaten anges med högst två värdesiffror

Analysresultat fetthalt muskel

Lokal	LABID GBG	LABID STH	Matris	*Fetthalt %
Riddarfjärden	7405-1	MR 9772	Fiskmuskel	0.83%
Lilla värtan	7405-2	MR 9765	Fiskmuskel	0.40%
Djurgårdsbrunnsviken	7405-3	MR 9778	Fiskmuskel	0.45%
Drevviken	7405-4	MR 9771	Fiskmuskel	0.42%
Årstafjärden (årstaviken)	7405-5	MR 9770	Fiskmuskel	0.43%
Magelugnen	7405-6	MR 9780	Fiskmuskel	0.51%
Ulvsundasjön	7405-7	MR 9777	Fiskmuskel	0.45%
Brunnsviken	7405-8	MR 9784	Fiskmuskel	0.46%
Långsjön	7405-9	MR 9775	Fiskmuskel	0.36%
Räcksta träsk	7405-10	MR 9783	Fiskmuskel	0.48%
Judarn	7405-11	MR 9786	Fiskmuskel	0.39%
Trekanten	7405-12	MR 9776	Fiskmuskel	0.41%
Flaten	7405-13	MR 9768	Fiskmuskel	0.43%
Råstasjön	7405-14	MR 9773	Fiskmuskel	0.26%
Sicklasjön	7405-15	MR 9774	Fiskmuskel	0.34%
Ältasjön	7405-16	MR 9787	Fiskmuskel	0.38%
Orlängen	7405-17	MR 9779	Fiskmuskel	0.37%
Tyresö-Flaten	7405-18	MR 9767	Fiskmuskel	0.33%
Trehörningen-Sjödalen	7405-19	MR 9766	Fiskmuskel	0.29%
Kvarnsjön-Gladö	7405-20	MR 9781	Fiskmuskel	0.61%
Lycksjön	7405-21	MR 9785	Fiskmuskel	0.36%
Nedre Rudasjön	7405-22	MR 9782	Fiskmuskel	0.42%
Bylsjön	7405-23	MR 9769	Fiskmuskel	0.47%

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat BDE och HBCD i fiskmuskel

Lokal Prov ID Matris	Riddarfjärden 7405-1 fiskmuskel	Lilla värtan 7405-2 fiskmuskel	Djurgårdsbrunnsviken 7405-3 fiskmuskel	Drevviken 7405-4 fiskmuskel	Årstafjärden (årstaviken) 7405-5 fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PBDE 28	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013
PBDE 47	0.18	0.11	0.074	0.076	0.23
PBDE 100	0.044	<0.013	<0.013	<0.013	0.059
PBDE 99	0.15	0.021	0.027	0.038	0.20
PBDE 85	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
PBDE 154	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
PBDE 153	0.026	0.045	<0.013	<0.013	0.038
BDE 209	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Summa analyserade BDE	0.40	0.18	0.10	0.11	0.53
Summa HBCD	<0.010	<0.010	0.010	<0.010	<0.010

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat BDE och HBCD i fiskmuskel

Lokal Prov ID Matris	Magelugnen 7405-6 fiskmuskel	Ulvsundasjön 7405-7 fiskmuskel	Brunnsviken 7405-8 fiskmuskel	Långsjön 7405-9 fiskmuskel	Råcksta träsk 7405-10 fiskmuskel	Judarn 7405-11 fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PBDE 28	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013
PBDE 47	0.074	0.15	0.16	0.085	0.048	<0.010
PBDE 100	<0.013	0.058	0.022	0.023	0.014	<0.013
PBDE 99	0.036	0.15	0.048	0.062	0.052	<0.015
PBDE 85	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.017	0.018
PBDE 154	<0.020	<0.020	0.021	<0.020	<0.020	<0.020
PBDE 153	0.014	0.035	0.032	<0.013	<0.013	<0.013
BDE 209	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Summa analyserade BDE	0.12	0.40	0.28	0.17	0.13	0.018
Summa HBCD	<0.010	<0.010	<0.010	0.015	<0.010	<0.010

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat BDE och HBCD i fiskmuskel

Lokal Prov ID Matris	Trekanten 7405-12 fiskmuskel	Flaten 7405-13 fiskmuskel	Råstasjön 7405-14 fiskmuskel	Sicklasjön 7405-15 fiskmuskel	Ältasjön 7405-16 fiskmuskel	Orlängen 7405-17 fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PBDE 28	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013
PBDE 47	0.069	0.042	0.037	0.067	0.038	0.12
PBDE 100	0.022	0.019	<0.013	0.030	0.018	0.085
PBDE 99	0.030	0.039	0.024	0.044	0.031	0.140
PBDE 85	0.027	<0.010	<0.010	<0.010	0.047	0.043
PBDE 154	<0.020	<0.020	<0.020	0.021	<0.020	0.034
PBDE 153	<0.013	<0.013	<0.013	0.015	<0.013	0.025
BDE 209	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Summa analyserade BDE	0.15	0.10	0.061	0.18	0.13	0.45
Summa HBCD	0.016	<0.010	0.035	<0.010	<0.010	<0.010

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat BDE och HBCD i fiskmuskel

Lokal Prov ID Matris	Tyresö-Flaten 7405-18 fiskmuskel	Trehörningen- Sjödalen 7405-19 fiskmuskel	Kvarnsjön-Gladö 7405-20 fiskmuskel	Lycksjön 7405-21 fiskmuskel	Nedre Rudasjön 7405-22 fiskmuskel	Bylsjön 7405-23 fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PBDE 28	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013
PBDE 47	0.092	0.31	0.069	0.042	0.087	0.024
PBDE 100	0.031	0.17	0.025	0.017	0.031	<0.013
PBDE 99	0.045	0.38	0.075	0.032	0.060	0.027
PBDE 85	<0.010	0.021	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
PBDE 154	0.016	0.082	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
PBDE 153	0.014	0.11	<0.013	<0.013	<0.013	<0.013
BDE 209	<0.1	0.23	<0.1	<0.4	<0.1	<0.3
Summa analyserade BDE	0.20	1.3	0.17	0.092	0.18	0.051
Summa HBCD	<0.010	<0.0093	<0.019	<0.010	<0.010	<0.010

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat PFAS i fiskmuskel

Lokal	Riddarfjärden	Lilla värtan	Djurgårdsbrunnsviken	Drevviken	Årstafjärden (årstaviken)	Magelugnen
LABID GBG	7405-1	7405-2	7405-3	7405-4	7405-5	7405-6
LABID STH	MR 9772	MR 9765	MR 9778	MR 9771	MR 9770	MR 9780
Matris	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PFOS*	11	5.7	3.3	18	12	72
PFOA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHxA*	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
PFHxS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHpA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFNA*	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3
PFDA*	0.96	0.44	0.35	0.93	0.61	3.5
PFDS*	< 0.3	< 0.3	< 0.3	0.41	< 0.3	0.98
PFBS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFUnDA*	0.59	0.30	0.22	0.47	0.48	0.88
PFOSA*	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat PFAS i fiskmuskel

Lokal	Ulvsundasjön	Brunnsviken	Långsjön	Råcksta träsk	Judarn	Trekanten
LABID GBG	7405-7	7405-8	7405-9	7405-10	7405-11	7405-12
LABID STH	MR 9777	MR 9784	MR 9775	MR 9783	MR 9786	MR 9776
Matris	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PFOS*	16	7.0	9.2	8.5	1.9	5.1
PFOA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHxA*	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
PFHxS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHpA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFNA*	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3
PFDA*	0.78	0.48	0.85	1.2	0.25	1.2
PFDS*	< 0.3	< 0.3	< 0.3	1.7	< 0.3	0.54
PFBS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFUnDA*	0.45	0.34	0.39	1.3	< 0.2	0.73
PFOSA*	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.37	< 0.1	< 0.1

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat PFAS i fiskmuskel

Lokal	Flaten	Råstasjön	Sicklasjön	Ältasjön	Orlängen	Tyresö-Flaten
LABID GBG	7405-13	7405-14	7405-15	7405-16	7405-17	7405-18
LABID STH	MR 9768	MR 9773	MR 9774	MR 9787	MR 9779	MR 9767
Matris	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PFOS*	14	24	22	2.4	11	14
PFOA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHxA*	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
PFHxS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHpA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFNA*	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3
PFDA*	2.5	2.5	2.2	0.49	0.61	0.61
PFDS*	0.38	0.40	0.54	< 0.3	< 0.3	< 0.3
PFBS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFUnDA*	0.88	0.79	0.88	0.20	0.32	0.33
PFOSA*	< 0.1	0.11	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat PFAS i fiskmuskel

Lokal	Trehörningen-Sjödalen	Kvarnsjön-Gladö	Lycksjön	Nedre Rudasjön	Bylsjön
LABID GBG	7405-19	7405-20	7405-21	7405-22	7405-23
LABID STH	MR 9766	MR 9781	MR 9785	MR 9782	MR 9769
Matris	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel	Fiskmuskel
	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PFOS*	3.6	0.73	3.2	0.22	< 0.1
PFOA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHxA*	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
PFHxS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFHpA*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFNA*	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3
PFDA*	1.1	< 0.2	0.40	< 0.2	< 0.2
PFDS*	1.2	< 0.3	< 0.3	< 0.3	< 0.3
PFBS*	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
PFUnDA*	0.71	< 0.2	0.31	< 0.2	< 0.2
PFOSA*	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1

*Ej ackrediterad analys

Analysresultat PCB7 i fiskmuskel

Lokal Prov ID Matris	Riddarfjärden 7405-1 fiskmuskel	Lilla värtan 7405-2 fiskmuskel	Djurgårdsbrunnsviken 7405-3 fiskmuskel	Drevviken 7405-4 fiskmuskel	Årstafjärden (årstaviken) 7405-5 fiskmuskel	Magelugnen 7405-6 fiskmuskel
<i>Enhet</i>	<i>ng/g vv</i>	<i>ng/g vv</i>	<i>ng/g vv</i>	<i>ng/g vv</i>	<i>ng/g vv</i>	<i>ng/g vv</i>
PCB 28	0.22	0.30	0.10	<0.015	0.53	0.036
PCB 52	0.60	0.82	0.80	0.053	1.4	0.20
PCB 101	2.3	3.3	2.5	0.34	4.7	0.40
PCB 118	2.2	2.5	1.1	0.29	3.8	0.16
PCB 153	4.9	5.7	4.2	1.2	9.4	1.3
PCB 138	4.7	5.0	2.3	1.1	8.7	0.60
PCB180	1.5	1.8	1.4	0.43	3.3	0.49
Summa PCB7	16	19	12	3.4	32	3.2

Kursivt värde under LOQ

Analysresultat PCB7 i fiskmuskel

Lokal	Ulvsundasjön	Brunnsviken	Långsjön	Råcksta träsk	Judarn	Trekanten
Prov ID	7405-7	7405-8	7405-9	7405-10	7405-11	7405-12
Matris	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel
Enhet	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PCB 28	0.62	0.31	0.052	0.035	0.027	0.040
PCB 52	1.5	2.0	0.25	0.099	0.029	0.22
PCB 101	4.8	8.9	1.2	0.29	0.15	0.91
PCB 118	4.4	7.0	0.87	0.22	0.16	0.91
PCB 153	7.4	15	2.5	0.55	0.42	2.4
PCB 138	7.4	14	2.1	0.53	0.40	2.1
PCB180	2.1	4.9	0.85	0.23	0.16	0.87
Summa PCB7	28	52	7.8	2.0	1.3	7.4

Kursivt värde under LOQ

Analysresultat PCB7 i fiskmuskel

Lokal	Flaten	Råstasjön	Sicklasjön	Ältasjön	Orlången	Tyresö-Flaten
Prov ID	7405-13	7405-14	7405-15	7405-16**	7405-17	7405-18
Matris	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel
Enhet	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PCB 28	<0.015	0.018	0.33	<0.015	0.024	<0.015
PCB 52	0.055	0.050	0.82	0.13	0.069	0.073
PCB 101	0.43	0.32	2.9	0.71	0.37	0.79
PCB 118	0.39	0.35	2.8	0.48	0.34	0.76
PCB 153	1.9	1.0	5.8	2.0	1.4	3.7
PCB 138	1.5	0.78	5.4	1.7	1.1	2.9
PCB180	0.83	0.31	1.7	0.72	0.48	1.4
Summa PCB7	5.1	2.9	20	5.8	3.9	9.7

**Lågt utbyte, förhöjd mätosäkerhet.

Kommer att arbetas upp på nytt

Kursivt värde under LOQ

Analysresultat PCB7 i fiskmuskel

Lokal	Trehörningen-Sjödalen	Kvarnsjön-Gladö	Lycksjön	Nedre Rudasjön	Bylsjön
Prov ID	7405-19	7405-20***	7405-21	7405-22	7405-23
Matris	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel	fiskmuskel
Enhet	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PCB 28	0.068	<0.030	<0.015	<0.015	<0.015
PCB 52	0.41	0.052	0.11	0.029	<0.020
PCB 101	5.5	0.38	0.44	0.28	0.079
PCB 118	4.6	0.69	0.40	0.29	0.10
PCB 153	18	2.4	1.7	1.2	0.28
PCB 138	14	1.6	1.4	0.93	0.26
PCB180	5.5	0.81	0.69	0.38	0.12
Summa PCB7	48	5.9	4.8	3.1	0.83

*** Lågt utbyte, förhöjd mätosäkerhet, material saknas kan inte arbetas upp igen

Kursivt värde under LOQ



Bilaga 3

Lipidnormaliserade halter

Bilaga 3 - Tabell 1, PCB. Lipidnormaliserad halter (5% fettvikt, angivet med två decimaler) som använts för bedömningar i rapporten. Samtliga halter visas i µg/kg.

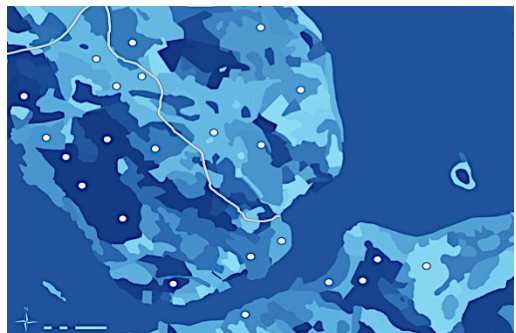
	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 153	PCB 138	PCB 180	PCB ₆
Drevviken	0,09	0,63	4,07	14,52	12,69	5,08	37,07
Magelugnen	0,35	1,96	3,94	12,68	5,93	4,81	29,67
Flaten	0,09	0,64	5,02	22,32	16,98	9,66	54,70
Orlängen	0,32	0,94	5,10	19,55	15,72	6,55	48,18
Tyresö-Flaten	0,11	1,10	11,92	55,43	44,17	21,07	133,80
Trehörningen-Sjödalen	1,18	7,03	95,60	309,12	247,43	94,49	754,85
Kvarnsjön-Gladö	0,12	0,43	3,14	19,97	12,81	6,68	43,16
Lycksjön	0,10	1,52	6,01	23,48	19,62	9,54	60,28
Nedre Rudasjön	0,09	0,34	3,35	14,04	10,99	4,46	33,28
Bylsjön	0,08	0,11	0,85	3,00	2,75	1,28	8,06

Bilaga 3 - Tabell 2, PDBE. Lipidnormaliserad halter (5% fettvikt, angivet med två decimaler) som använts för bedömningar i rapporten. Samtliga halter visas i µg/kg.

	PDBE 28	PDBE 47	PDBE 100	PDBE 99	PDBE 154	PDBE 153	PDBE ₆
Drevviken	0,08	0,91	0,08	0,45	0,12	0,08	1,71
Magelugnen	0,06	0,73	0,06	0,36	0,10	0,14	1,45
Flaten	0,08	0,49	0,22	0,45	0,12	0,08	1,43
Orlängen	0,09	1,62	1,16	1,96	0,47	0,35	5,65
Tyresö-Flaten	0,10	1,39	0,46	0,68	0,24	0,22	3,09
Trehörningen-Sjödalen	0,11	5,28	2,96	6,59	1,42	1,83	18,20
Kvarnsjön-Gladö	0,05	0,57	0,20	0,61	0,08	0,05	1,57
Lycksjön	0,09	0,58	0,24	0,44	0,14	0,09	1,58
Nedre Rudasjön	0,08	1,03	0,36	0,71	0,12	0,08	2,38
Bylsjön	0,07	0,25	0,07	0,29	0,11	0,07	0,86

Bilaga 3 - Tabell 2, HBCD. Lipidnormaliserad halter (5% fettvikt, angivet med två decimaler) som använts för bedömningar i rapporten. Samtliga halter visas i µg/kg.

	HBCD
Drevviken	0,06
Magelugnen	0,05
Flaten	0,06
Orlången	0,07
Tyresö-Flaten	0,08
Trehörningen-Sjödalen	0,08
Kvarnsjön-Gladö	0,08
Lycksjön	0,07
Nedre Rudasjön	0,06
Bylsjön	0,05



Hemsida: www.calluna.se • E-post: info@calluna.se • Telefon växel: 013-12 25 75

Huvudkontor: Calluna AB, Linköpings slott, 582 28 Linköping