

PCB i nedre Oxundaåsystemet

För Sigtuna kommun

Magnus Karlsson

Författare: Magnus Karlsson
På uppdrag av: Sigtuna kommun
Rapportnummer: U 4925

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2014
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90
www.ivl.se

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

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
1 Inledning.....	4
2 Genomförande	4
3 Resultat	7
3.1 Sediment.....	7
3.2 Fisk	8
4 Sammanfattande diskussion.....	10
5 Referenser	14
Bilaga 1 - Primärdata från sedimentundersökning	15
Position, djup och klassificering av sediment.....	15
Foton av sedimentprov	15
Kemiska analyser av PCB innehåll i sediment.....	18
Bilaga 2 – Primärdata från fiskundersökning	19
Morfologiska mått.....	19
Samlingsprov av abborre.....	19
Individprover.....	19
Kemiska analyser	20

Sammanfattning

I syfte att klarlägga eventuell nedströms spridning av konstaterad PCB-förekomst i Oxundasjön samt söka klarlägga orsaken bakom kontamineringen har kompletterande insamling och analys av sediment och fisk från Oxundaåsystemet genomförts under maj-juni 2014.

Resultaten visar att även Rosersbergsviken, där Oxundaån mynnar, tillförts PCB i sådan omfattning att halter i fisk och sediment är tydligt förhöjda, dock avsevärt lägre än vad som tidigare uppmätts i Oxundasjön. I Rosersbergsviken avtar PCB-halterna i sediment med ökande avstånd från Oxundaåns mynning men även i den utanförliggande Mälarfjärden Skarven uppmättes förhöjda halter. Halterna i fisk från Rosersbergsviken var 3-4 gånger lägre jämfört mot Oxundasjön, vilket likväl innebär de näst högsta uppmätta halterna i Stockholms län vid en jämförelse mot ett pågående regionalt forskningsprogram och att halterna i större individer av gädda, gös och abborre överskrider EU:s gränsvärde för saluföring (125 ng/g vv). Havs- och Vattenmyndigheten har lämnat ett remissförslag där ovan nämnda gränsvärde också föreslås fungera som norm för klassificering av ekologisk status.

En fråga som ofta ställts från närboende som nyttjar området för fritidsfiske är, kan man äta fisken? Sigtuna kommun har därför kontaktat Livsmedelsverket som är ansvarig myndighet för livsmedelssäkerhetsfrågor och fått svaret att man bör avråda från att äta fisk från Oxundasjön. Det saknas förvisso internationellt accepterade mått på tolerabelt dagligt intag (TDI) för de PCB-kongener som är aktuella men då halterna är så pass höga bör man ändå avråda. För fisk fångad i Rosersbergsviken och längre ut i Skarven är det rimligt att anta att Livsmedelsverket generella kostråd för intag av fisk med höga halter av klororganiska ämnen gäller, vilket innebär att: män och kvinnor i icke-barnafödande ålder rekommenderas att inte äta fisk från området mer än en gång i veckan medan övriga befolkningsgrupper, d.v.s. barn och kvinnor i barnafödande ålder inte bör äta fisk från området mer än två till tre gånger per år. En annan relevant fråga som ligger utanför ramen för denna studie att besvara är givetvis huruvida toppredatorer som huvudsakligen livnär sig på fisk från området t.ex. mink, utter, havsörn och fiskgjuse eventuellt påverkas av den rådande situationen.

Det går inte utifrån genomförda provtagningar dra några långtgående slutsatser om vad som är orsaken till PCB-kontamineringen i Oxundasjön. Resultaten pekar emellertid på att det är mer troligt att föroreningarna tillförts via Väsbyån snarare än det andra större tillflödet från Verkaån. Mönstret av PCB-kongener tyder på att det är en teknisk blandning benämnd Aroclor 1242 som huvudsakligen tillförts vattensystemet. Denna blandning var en vanlig tillsats i elektriska installationer på 1950- och 1960-talet. Det går heller inte att utesluta att det skett dumpning av militärt eller civilt skrot innehållande PCB-haltiga oljor i sjön. En kartering av sjöns botten har genomförts med sidtittande sonar och ett antal ekon som bedömts vara intressanta att identifiera har positionerats. Vid karteringen konstaterades även en hög frekvens av formationer i den södra delen av sjön som klassificerades som muddertippningar.

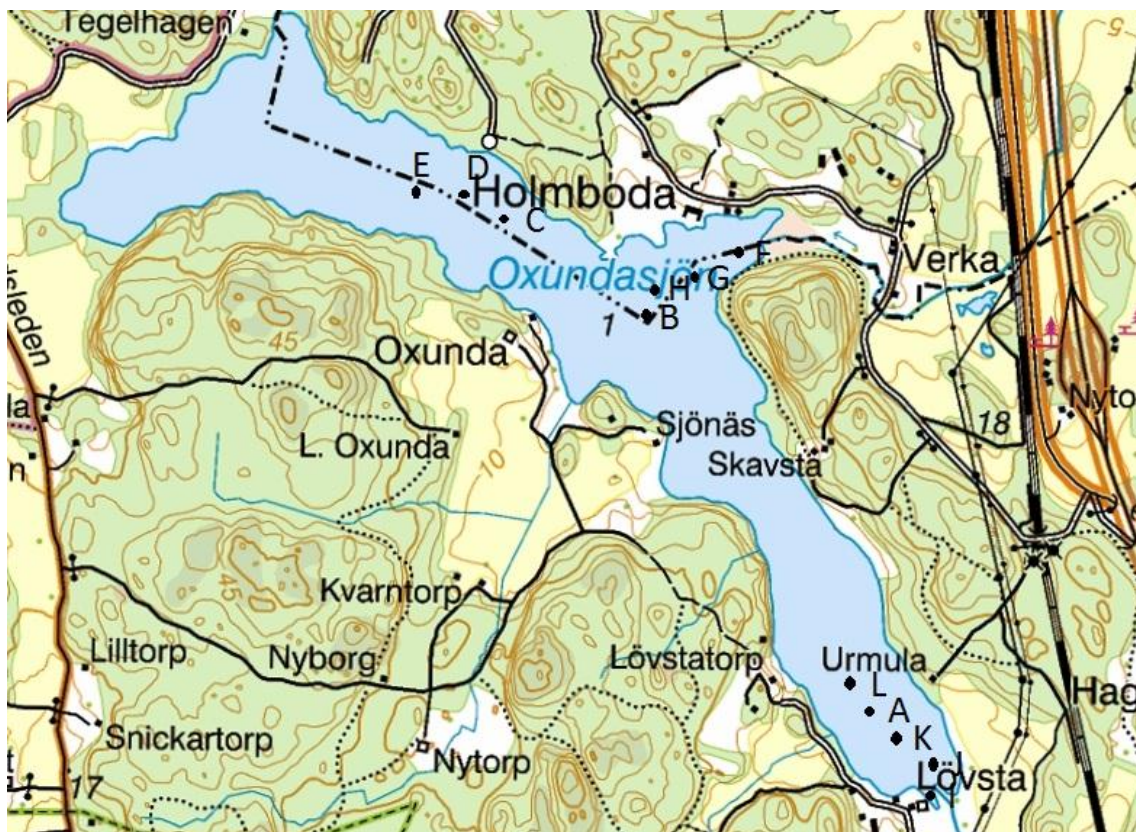
I rapporten lämnas slutligen även förslag på fortsatta undersökningar i syfte att klarlägga eventuellt framtida åtgärdsbehov.

1 Inledning

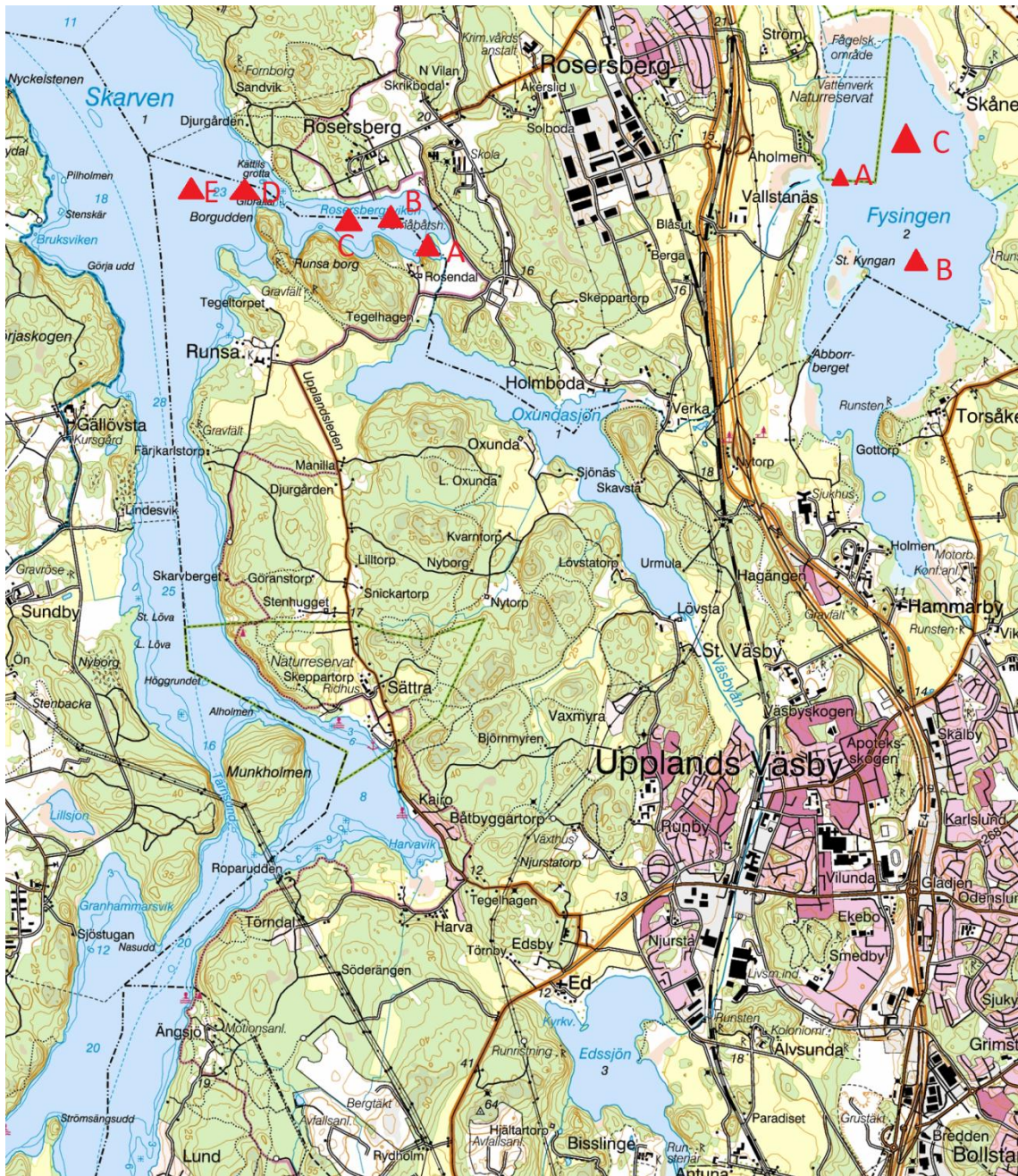
I syfte att söka klarlägga vad som är källan till de kraftigt förhöjda halter av PCB som konstaterats förekomma i sediment och fisk från Oxundasjön (Karlsson et al., 2014) samt belysa om det skett en spridning av PCB till nedströms liggande Rosersbergsviken och vidare ut i Mälaren har en kompletterande insamling av fisk och sediment genomförts i Fysingen, Oxundasjön och Rosersbergsviken.

2 Genomförande

Ytsediment (0-5 cm) insamlades med Ponarhämtare i Oxundasjön (**Fig. 1**) i två transekter från Verkaåns mynning (station Ox F-H) respektive Väsbyåns mynning (station Ox I-L). Ytsediment insamlades även från uppströms liggande sjön Fysingen (station Fys A-C, **Fig. 2**) samt nedströms liggande Rosersbergsviken ut mot mälarfjärden Skarven (station Ros A-E, **Fig. 2**)



Figur 1 Sedimentprovtagningsstationer i Oxundasjön (A-L). A-E har provtagits vid tidigare undersökningar (Karlsson et al., 2014)



Figur 2 Sedimentprovtagningsstationer i Fysingen (A-C) och i Rosersbergsviken (A-E).

Fisk från Rosersbergsviken insamlades dels genom spöfiske utfört av sportfiskare under ledning av Einar Olsson, viltvårdare i Sigtuna kommun samt genom nätfiske i mitten av maj 2014. Från spöfisket erhöles tre gäddor (vikt mellan 0,6 och 3,8 kg), två gösar (vikt mellan 2,1 och 4,9 kg, **Fig. 3**) samt en asp (vikt 3,8 kg). Nätfisket var inriktat på abborre i storleken 15-20 cm men renderade även en del bifångst såsom vitfisk, större abborre, sik och en gös (**Fig. 4**).



Figur 3. Gösa på knappt 5 kg och ca 15 år gammal fångad utanför Rosersbergsviken 16 maj 2014 förbereds för preparering.



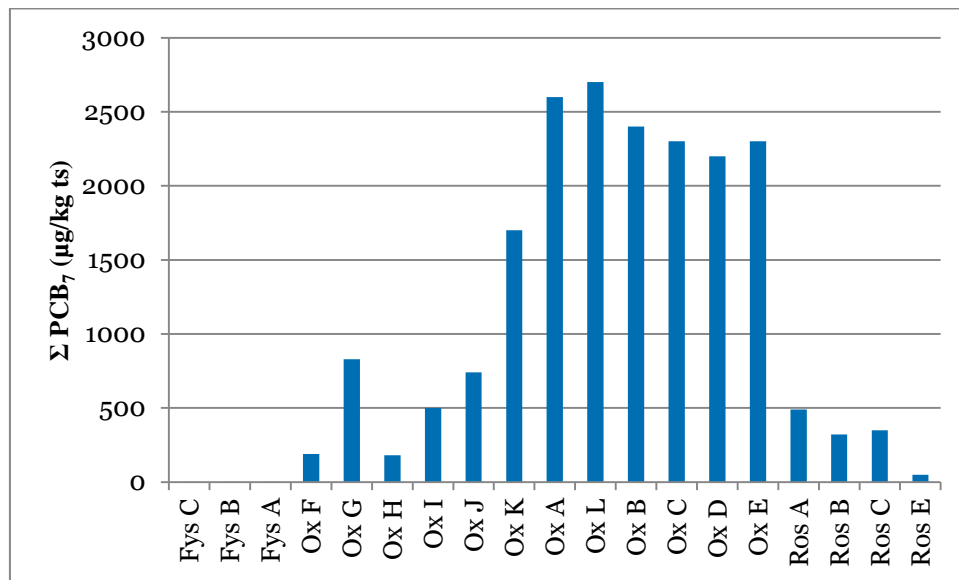
Figur 4. Samlad fångst efter nätfiske i inre delen av Rosersbergsviken med två nät lagda över natt 19-20 maj 2014. Fångsten utgjordes av abborre, mört, braxen, björkna, gärs, sik och gös.

Den insamlade fisken mättes, preparerades och analyserades kemiskt med samma metodik som i pågående regionala fiskstudie (Karlsson, 2013) där den första observationen om förhöjda PCB-halter gjordes hösten 2013. I tillägg till den ordinarie analysen av de sju så kallade indikatorkongenerna av PCB har även en översiktlig bedömning gjorts av den totala fördelningen mellan samtliga förekommande PCB-kongener (209 stycken) i syfte att härleda om det går att urskilja en specifik teknisk blandning som PCB-kontamineringen har sitt ursprung i.

3 Resultat

3.1 Sediment

I **Figur 5** redovisa uppmätta halter av PCB (summa PCB₇) i sediment inklusive tidigare analyserade prover (Karlsson et al., 2014) i en transekt från Fysingen via Oxundasjön-Rosersbergsviken och ut mot Mälarfjärden Skarven.



Figur 5. Summahalter av PCB₇ i ytsediment (0-5 cm) i en transekt genom Oxundaåsystemet från Fysingen till Rosersbergsviken. För provtagningsstationernas läge se **Figur 1** och **2**.

Halterna av PCB i Fysingens sediment var låga (runt 1 µg/kg ts). I Oxundasjön var PCB-halterna höga och förhållandevis lika fördelade i sjöns centrala delar. Det gick inte att urskilja några gradienter med ökande halter in mot mynningarna av tillflödena Verkaån (Ox F-H) och Väsbyån (Ox I-K). Dock antog PCB-halterna sitt maximala värde (2 700 µg/kg ts) relativt nära Väsbyåns utlopp. I Rosersbergsviken sker en successiv avklingning med sjunkande halter med ökande avstånd från Oxundaåns (Marängsåns) mynning. Även i Rosersbergsviken och i Skarven (Ros E) var dock PCB-halterna tydligt förhöjda jämfört mot bakgrundsområden. Primärdata redovisas i **Bilaga 1**. På stationer med höga PCB-halter Oxundasjön har bedömningen gjorts att kongenmönstret i stora drag överensstämmer med den tekniska blandningen Aroclor 1242, vilken dominerade marknaden för PCB-haltiga oljor i elektriska installationer på 1950- och 1960 talet.

3.2 Fisk

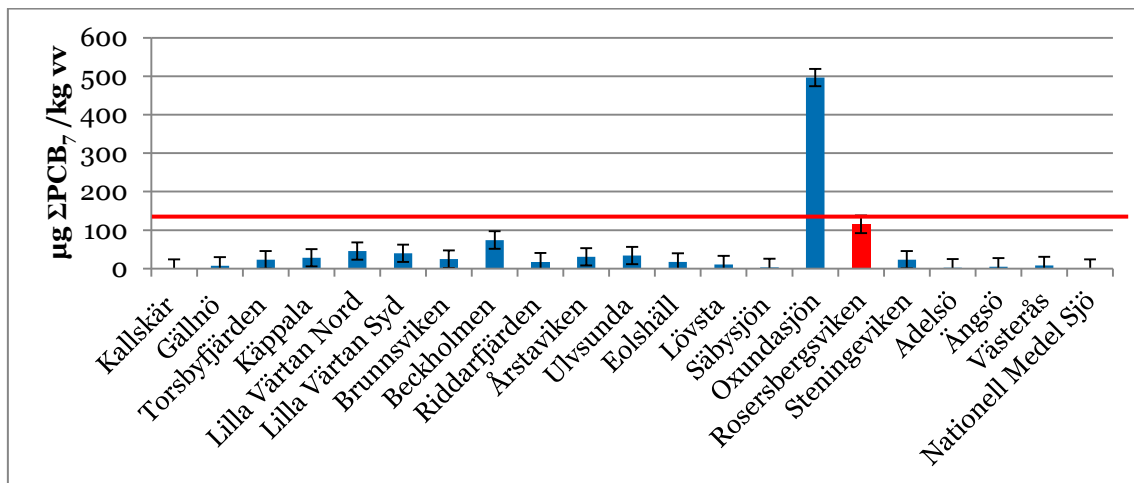
Uppmätta halter av PCB, PFOS och kvicksilver (Hg) i prov från enskilda fiskar och samlingsprov från Rosersbergsviken redovisas i **Tabell 1**.

Tabell 1. Uppmätta halter av PCB (summa PCB₇), PFOS och Hg i fisk från Rosersbergsviken fångad i maj 2014.

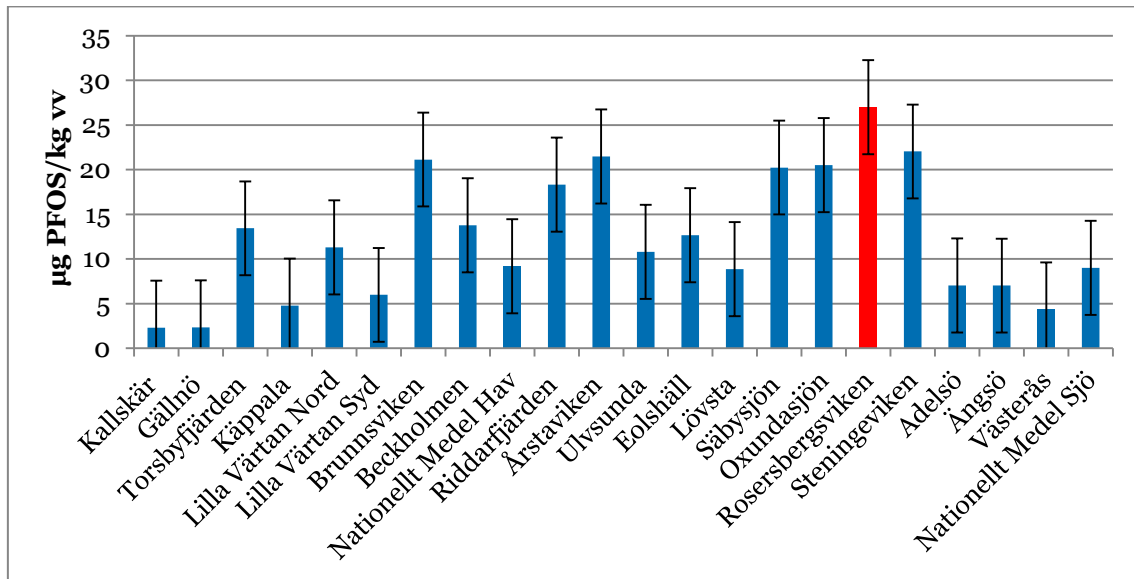
Beteckning	Vikt (g)	Ålder (år)	ΣPCB ₇ (ng/g vv)	PFOS (ng/g vv)	Hg (mg/kg vv)
Abborre saml. 1	60*	3,7	76	24	0,13
Abborre saml. 2	51*	3,4	140	30	0,13
Abborre saml. 3	48*	3,4	130	27	0,13
Abborre 1	640	13	260	12	0,33
Gädda 1	630	5	410	3,2	0,21
Gädda 2	1 200	7	350	6,7	0,19
Gädda 3	3 800	10	530	3,9	0,21
Gös 1	4 900	≥ 15	340	25	0,65
Gös 2	2 100	12	110	12	0,57
Gös 3	2 400	8	30	14	0,24
Asp 1	3 800	≥ 10	360	49	0,72

* Medelvikt av sammanlagt 7 individer

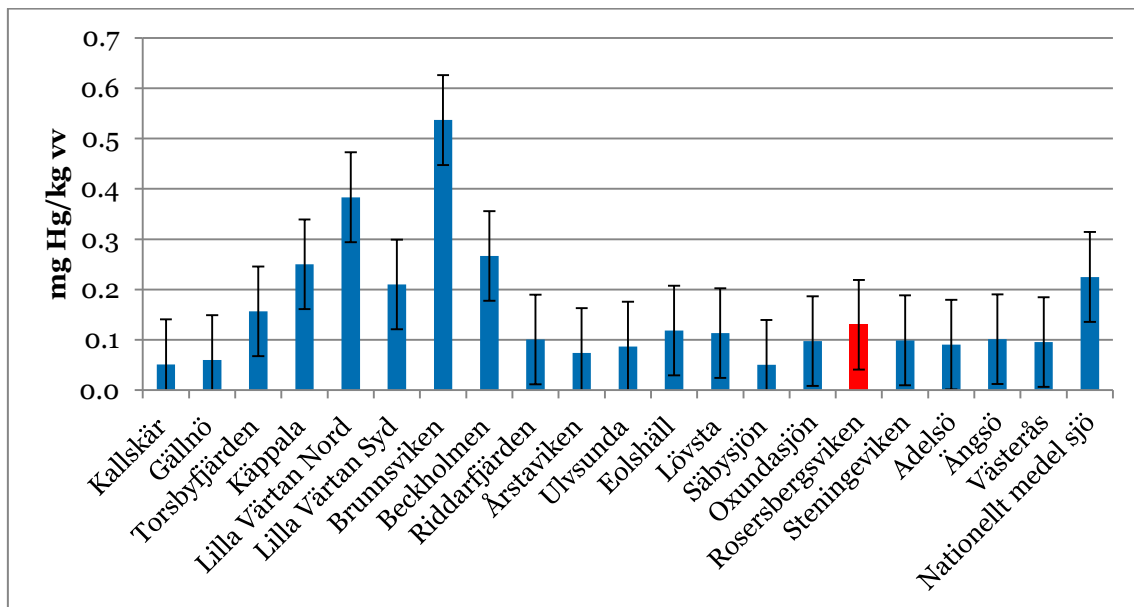
I **Figur 6-8** jämförs uppmätta halter av PCB, PFOS och Hg i samlingsproven från mindre abborre (15-20 cm) med motsvarande halter från det pågående regionala forskningsprojektet (Karlsson, 2013).



Figur 6. Uppmätta PCB-halter i abborre från Rosersbergsviken jämförda mot nyligen undersökta lokaler i Stockholms skärgård och Mälaren. EU:s gränsvärde för saluföring 125 ng/ tillika HaVs föreslagna norm för ekologisk status rödmarkerat. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.

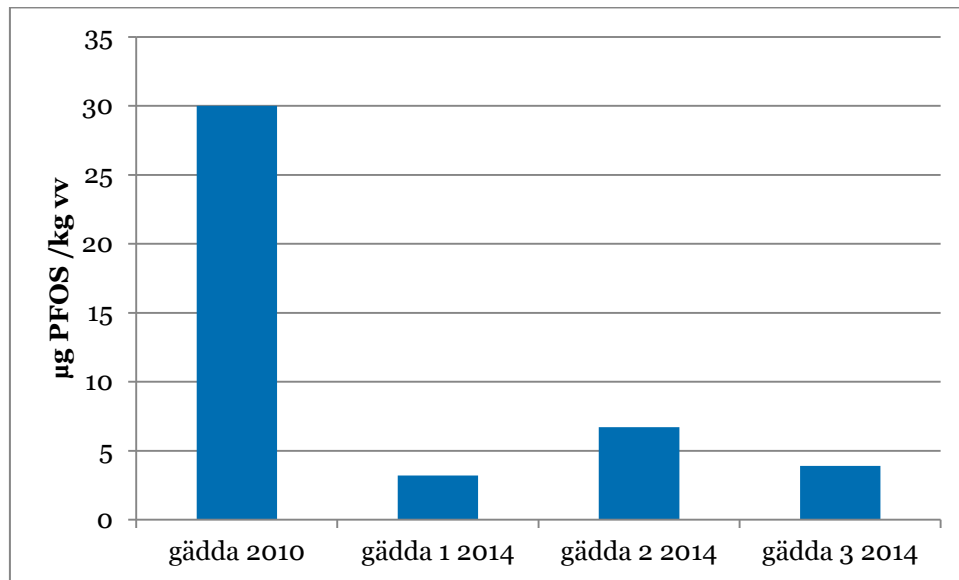


Figur 7. Uppmätta PFOS-halter i abborre från Rosersbergsviken jämförda mot nyligen undersökta lokaler i Stockholms skärgård och Mälaren. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.



Figur 8. Uppmätta Hg-halter i abborre från Rosersbergsviken jämförda mot nyligen undersökta lokaler i Stockholms skärgård och Mälaren. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.

I **Figur 9** jämförs uppmätta PFOS halter i en gädda från Rosersbergsviken fångad 2010 (en individ med totalvikt 7,8 kg, Tomas Viktor, opubl. data) med gäddorna från 2014.



Figur 9. PFOS-halter i gädda från Rosersbergsviken fångade 2010 respektive 2014.

4 Sammanfattande diskussion

Det kan konstateras att problematiken med PCB-kontamineringen av Oxundasjön även berör nedströms liggande Rosersbergsviken och vidare ut mot Mälarfjärden Skarven. I både fisk och sediment var halterna av PCB i Rosersbergsviken tydligt förhöjda i jämförelse med andra lokaler i regionen och mot nationella bakgrundsområden. Dock är halterna i Rosersbergsviken avsevärt lägre jämfört med Oxundasjön, vilket speglar den utspädning som sker när materialtransporten från Oxundaån blandas in med Mälärvattnet.

Av den fisk som undersökts i Rosersbergsviken (**Tab. 1**) så var PCB-halterna högst i gädda (max 530 µg/kg vv), vilket sannolikt hänger samman med dess stationära levnadssätt. Även i gös och asp som i jämförelse med gädda är betydligt mera rörliga och ofta söker föda pelagiskt så var PCB-halterna relativt höga (gös maximalt 340 µg/kg vv, i en fem-kilos individ, asp 360 µg/kg vv i en fyra-kilos individ) medan uppmätta halter i abborre var lägre (260 µg/kg vv i halv-kilos respektive 115 µg/kg vv i medeltal för triplikaten av 15-20 cm långa individer). Jämfört med Oxundasjön så var PCB-halterna i abborre från Rosersbergsviken 3-4 gånger lägre, vilket med marginal dock innebär den näst högsta uppmätta halten i Stockholms län (**Fig. 6**) och att halterna i större individer överskrider EUs gränsvärde för saluföring (125 ng/g vv).

Detta värde har även föreslagits av Havs och vattenmyndigheten (HVMFS 2014:xx) som ett framtida normvärde för ekologisk statusklassificering.

Det kongenmönster för PCB som framträder i sediment och fisk tyder på att källan till kontamineringen utgörs av en teknisk blandning benämnd Araclor 1242 (**Bil. 1; Bil 2**). Blandningen dominerade PCB-marknaden på 1950- och 60-talet. Även i minkar som fångats i trakten (Persson et al., 2013) har ett liknande kongenmönster identifierats med hög andel av lågklorerade PCB:er. Detta avviker från den gängse bilden av kongensammansättningen i minkar från andra delar av Sverige där en större andel utgjorts av högklorerade PCB:er. Att andelen lågklorerade PCB:er var hög i såväl ytsediment såväl som fisk utgör också en indikation på att det är PCB som nyligen tillförts systemet som är källan snarare än ett historiskt utsläpp som legat länge i sedimenten, då andelen högklorerade PCB-kongener brukar dominera i äldre sediment

En relevant fråga är givetvis om de höga halter av PCB som uppmäts i fisk har lett eller riskerar att leda till hälsoproblem för toppredatorer som i hög grad livnär sig på fisk från området exempelvis mink och havsörn. Halterna i mink från Oxundatrakten var bland de högst uppmätta i jämförelse med andra lokaler i Sverige (Persson et al., 2013).

En annan fråga är huruvida man bör avråda folk att äta fisk från området. Detta är en svår fråga att på rak arm svara på eftersom fisk generellt är nyttig mat och de flesta kostexperter är överens om att vi bör öka vårt intag av fisk. Samtidigt finns det potentiellt negativa effekter identifierade som kan kopplas till gruppen klororganiska ämnen där PCB ingår. Det finns inga direkta riktlinjer om vad som är ett tolerabelt intag av specifikt PCB. Däremot finns det kostråd för intag av fisk som innehåller höga halter av dioxiner, furaner och vissa typer av så kallade plana dioxin-liknande PCB:er. Sigtuna kommun har därför kontaktat Livsmedelsverket och fått rådet att man bör avråda från konsumtion av fisk från Oxundasjön. För fisk från Rosersbergsviken där PCB-halterna var betydligt lägre men likväl tydligt förhöjda kan det vara rimligt att anta att SLVs generella kostråd för fisk med höga halter av klororganiska ämnen gäller, vilket innebär att: män och kvinnor i icke-barnafödande ålder rekommenderas att inte äta fisk från området mer än en gång i veckan medan övriga befolkningsgrupper, d.v.s. barn och kvinnor i barnafödande ålder inte bör äta fisk från området mer än två-till tre gånger per år.

När det gäller PFOS så var de uppmätta halterna i abborre på samma nivå som i andra belastade områden i Stockholmsregionen (**Fig. 7**). I jämförelse med uppmätta halter i en gädda från 2010 så synes emellertid PFOS-halterna ha minskat över tid (**Fig. 9**). Detsamma gäller Hg-halterna som inte kan anses förhöjda i jämförelse med fisk av samma storlek från andra lokaler i regionen (**Fig. 8**). Det bör dock noteras att detta likväl innebär att Hg-halter i större individer av abborre och gös (**Tab. 1**) hamnar i nivå med gällande EU-gränsvärde för försäljning på 0,5 mg/kg vv. Även för kvicksilver finns kostråd, vilka är snarlika med vad som sagts ovan om klororganiska ämnen.

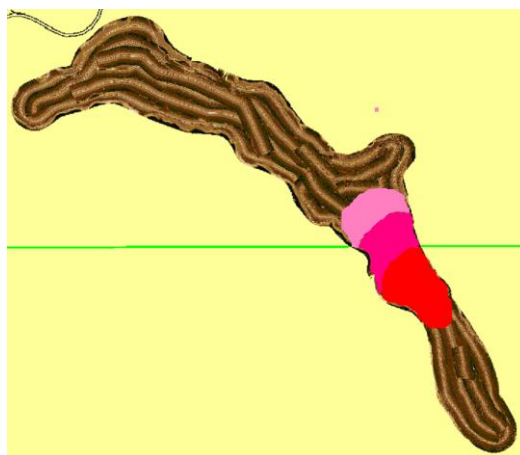
Det går utifrån den nu genomförda undersökningen inte att dra några långtgående slutsatser om vad som är källan till aktuella PCB-kontamineringen. Emellertid kan man förmoda att det är mindre sannolikt att PCB-förekomsten emanerar från Verkaån och uppströms belägna Fysingen eftersom PCB-halterna var mycket låga i Fysingens sediment (**Fig. 5**). Det gick heller inte att utläsa någon gradient med ökande halter mot

Verkaåns mynning i Oxundasjön (**Fig. 5**). Detta talar även mot hypotesen att det är flygtrafiken till och från Arlanda som bidragit till PCB-kontamineringen eftersom inflygning även sker över Fysingen. Någon historisk utvärdering om flygstråken tidigare i högre grad gick över Oxundasjön jämfört med Fysingen har emellertid inte utförts.

Det är heller inte troligt att den tidigare verksamheten vid civilförsvarets anläggningar i Rosersberg bidragit till den rådande situationen. Den huvudsakliga avrinningen från övningsområdet sker mot Rosersbergsviken och här var PCB-halterna överlag lägre jämfört med Oxundasjön. När det gäller PFOS så är det emellertid mer troligt att historisk användning av brandskum i övningsområdet bidragit till rådande halter i Rosersbergsviken. PFOS-halterna i abborre från Rosersbergsviken var högre (inom den statistiska felmarginalen) jämfört exempelvis med Steningeviken (Märstaåns mynning) och Oxundasjön (**Fig. 7**).

Det går inte att utesluta att Väsbyån och historiska verksamheter i centralorten är den huvudsakliga källan till PCB-kontamineringen. Även om det inte förelåg en tydlig gradient med ökande halter mot Väsbyåns mynning så uppmättes höga PCB-halter på ackumulationsbottnar relativt nära åmynningen (**Fig. 5**). Upplands Väsby kommun har för att ta fram ytterligare faktaunderlag initierat undersökningar i Väsbyån och uppströms belägna Edssjön (Karlsson, in prep.).

Det går heller inte att utesluta att det skett en dumpning av militärt eller civilt skrot innehållande PCB-haltiga oljor i någon del av sjön. Sjöbotten i Oxundasjön har karterats med sidtittande sonar och vid utvärdering av det digitalt erhållna kartunderlaget har det positionerats ett antal intressanta sonarekon, vars geometri tyder på att de är av mänskligt ursprung (Jonsson, 2014). Identifiering med dykare kan göras när siktförhållandena är goda, vilket normalt innebär sen höst eller tidig vår. Vid den genomförda karteringen konstaterades även det fanns en stor mängd av förhöjningar av botten som klassificerades som av tippningar av muddermassor. Ansamlingen av förhöjningar var störst i den södra delen av sjön (**Fig. 10**).



Figur 10. *Utbredning av objekt som klassificerats som muddertippningsplatser i Oxundasjön. Rödskalet indikerar tätare förekomst av tippplatser i söder och avtagande mot norr. Från Jonsson (2014).*

Att det förekommit muddringar och tippningar av muddermassor gör att man heller inte kan utesluta att den PCB-kontaminering vi nu ser har sitt ursprung i historisk tillförsel som under lång tid legat begravd i sedimenten men som i samband med muddring kommit i dagen. Att Oxundasjön historiskt varit belastat av utsläpp som tillförts via Väsbyån är väl belagt (Broberg, 1973).

Vid de ny genomförda undersökningarna har det framkommit att det föreligger ett allmänt intresse från fritidsfiskare (Einar Olsson, pers. komm.) att man också bör undersöka om det förekommer förhöjda PCB-halter i signalkräfta från Oxundaån. Det har tidigare gjorts utsättningar av kräfta och det förekommer ett visst husbehovsfiske. I ett pilotprojekt gällande nya verktyg för miljöövervakning (Lindestrom et al., 2009) undersöktes innehållet av miljöstörande ämnen i flod- och signalkräfter från olika platser i Stockholmstrakten. Den övergripande bilden var att föroreningshalterna generellt var låga i muskelkött från kräftor men däremot högre i det för kräftdjur karakteristiska organet hepatopancreas (en kombination av lever och bukspottkörtel). En orsak till de relativt låga halterna i muskelkött från kräfta är att fetthalten är låg. Ingen av de av Lindestrom et al. (2009) undersökta lokalerna kan dock förmodas ha haft en PCB-kontaminering av samma magnitud som i Oxundasjön.

Vid fortsatta studier av föroreningssituation bör man även överväga att insamla sedimentkärnor från ackumulationsbottnar i syfte att beskriva den historiska tidsutvecklingen och söka utröna om PCB-halterna i systemet ökar eller minskar över tid. Det är även relevant att utifrån sedimentprovtagning söka klarlägga om det finns en gradient med ökande halter av PCB in mot det sannolika muddertippningsområdet. Om så vore fallet indikerar det att en spridning av PCB skett från detta område till övriga delar av sjön. En annan undersökning som skulle kunna ge ett svar huruvida det i dagsläget sker en intransport av PCB till Oxundasjön eller om det vi ser idag i fisk och sediment är en konsekvens av historisk tillförsel vore att sätta ut så kallade passiva provtagare under cirka en månads tid i de tillrinnande vattendragen (Verkaån och Väsbyån) samt i utflödet genom Marängsåån.

5 Referenser

Broberg, Anders 1973 Fördelningen av tungmetaller i Oxundasjön Scripta Limnologica Upsaliensia, Uppsala universitet

Jonsson, P., 2014. Sonarkartering av objekt på Oxundasjöns botten. JP Sedimentkonsult rapport 2014:4.

Karlsson, M., 2013. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen Lägesrapport hösten 2013. IVL-PM, december 2013.

Karlsson, M., Sjöholm, L. & Viktor, T., 2014. Metaller och stabila organiska ämnen i Oxundaåsystemet. IVL-rapport U4769.

Lindeström, L., Tröjbom, M. & Aune, M., 2009. Miljögifter i kräftor – ett nytt instrument för miljöövervakning? Stockholms stad, ISSN: 1653-9168, 30 sid.

Persson, S., Rotander, A., van Bavel, B., Brunström B., Bäcklin, B-M. & Magnusson, U. 2013. Influence of age, season, body condition and geographical area on concentrations of chlorinated and brominated contaminants in wild mink (*Neovison vison*) in Sweden. Chemosphere 90: 1664–1671.

Bilaga 1 - Primärdata från sedimentundersökning

Position, djup och klassificering av sediment

	d (ft)	d (m)	Pos. (rikets nät)		Anmärkning
			x	y	
Fys A	7	2	6607589	1619290	tunt oxiderad lergyttja
Fys B	13.8	4	6606962	1619757	tunt oxiderad lergyttja
Fys C	5.9	2	6608044	1619798	tunt oxiderad lergyttja med inslag av grovdetritus
Ox F	5.3	2	6605612	1617243	tunt oxiderad lergyttja med inslag av grovdetritus och makrofyter
Ox G	8.4	3	6605550	1617109	tunt oxiderad lergyttja
Ox H	10.8	3	6605445	1616970	tunt oxiderad lergyttja, musselskal
Ox I	4.1	1	6603713	1617919	oxiderad lergyttja med grovdetritus och makrofyter
Ox J	3	1	6603834	1617882	tunt oxiderad lergyttja med grovdetritus och makrofyter
Ox K	6.7	2	6603960	1617761	oxiderad lergyttja
Ox L	9.2	3	6604165	1617651	oxiderad lergyttja
Ros A	8.8	3	6607013	1615644	oxiderad lergyttja
Ros B	9.8	3	6607216	1615393	oxiderad lergyttja
Ros C	10.6	3	6607274	1614983	oxiderad lergyttja skal av stormussla anodonta
Ros D	33.8	10	6607554	1614051	enbart musselskal, inget prov
Ros E	65.8	20	6607633	1613743	tunt oxiderad ävja ovan reducerad gyttjelera

Foton av sedimentprov



Fys A



Fys B



Fys C



Ox F



Ox G



Ox H



Ox I



Ox J



Ox K



Ox L



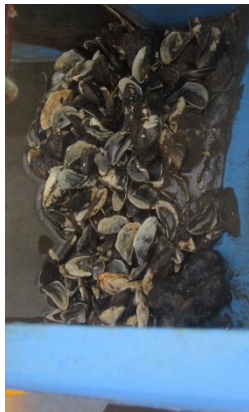
Ros A



Ros B



Ros C



Ros D



Ros E

Kemiska analyser av PCB innehåll i sediment

	Fys A ng/g TS	Fys B ng/g TS	Fys C ng/g TS	Ox F ng/g TS	Ox G ng/g TS	Ox H ng/g TS	Ox I ng/g TS	Ox J ng/g TS	Ox K ng/g TS	Ox L ng/g TS	Ros A ng/g TS	Ros B ng/g TS	Ros C ng/g TS	Ros E ng/g TS
PCB 28	<0.64	<0.70	<0.46	56	270	55	130	210	450	940	160	97	110	14
PCB 52	<0.80	<0.88	<0.58	63	280	60	190	290	820	1000	160	97	100	14
PCB 101	0.49	<0.53	<0.35	24	100	22	62	75	130	270	59	42	45	6.2
PCB 118	<0.48	<0.53	<0.35	21	77	18	54	62	97	220	52	38	41	6.2
PCB 153	<0.48	0.60	0.41	10	36	9.2	24	33	53	110	24	17	18	3.5
PCB 138	0.76	0.55	0.36	10	37	10	28	37	62	120	23	18	19	3.6
PCB180	<0.48	<0.53	<0.35	6.0	24	6.5	16	31	46	87	13	10	11	1.9
Summa PCB7	1.3	1.2	0.76	190	830	180	500	740	1700	2700	490	320	350	49
TS%	10%	11%	15%	19%	16%	38%	20%	28%	23%	12%	17%	13%	13%	13%
GR %	83%	86%	87%	86%	85%	96%	86%	90%	91%	86%	86%	86%	84%	87%
Mönster	1-1-1*	1-1-1*	1-1-1*	1242**	1242**	1242**	1242**	1242**	1242**	1242**	1242**	1242**	1242**	1242**

*Svårtolkat
mönster

** Alla 1242 mönster är inte rena då de
innehåller en del högklorade PCB:er

Bilaga 2 – Primärdata från fiskundersökning

Morfologiska mått

Samlingsprov av abborre

Preparerad	Fångstdatum	Fisk Nr	Kön	Längd (cm)	Vikt (g)	Ålder (år)	Levervikt (g)	Gonadvikt (g)	Tom (somatisk vikt g)	Muskelprov (g)	CF	LSI	GSI	Kommentar
21-maj	2014-05-20	1	F	18.3	67.11		0.72	0.41	62.23	7.1	1.10	1.15	0.65	
21-maj	2014-05-20	2	F	19.5	78.2		0.99	0.54	72.7	7	1.05	1.35	0.74	
21-maj	2014-05-20	3	F	17.5	59.3		0.8	0.57	53.8	6.2	1.11	1.47	1.05	
21-maj	2014-05-20	4	F	16.3	48.8		0.8	0.3	44.6	6.4	1.13	1.78	0.67	
21-maj	2014-05-20	5	F	17	46.8		0.53	0.3	43.8	7.5	0.95	1.20	0.68	
21-maj	2014-05-20	6	F	18	64.1		0.8	0.5	59.8	8.83	1.10	1.33	0.83	
21-maj	2014-05-20	7	F	17	50.7		0.6	0.35	47.2	7.8	1.03	1.26	0.74	
MV A				17.66	59.29	3.7	0.75	0.42	54.88		1.07	1.36	0.76	
StandDev				0.98	10.57		0.14	0.10	9.89		0.06	0.20	0.13	
Konflint				0.72	7.83		0.10	0.08	7.32		0.04	0.15	0.09	
22-maj	2014-05-20	8	F	18	51.3		0.7	1	46.8	7.4	0.88	1.46	2.09	
22-maj	2014-05-20	9	F	19	65.3		0.5	0.5	60.8	6.31	0.95	0.82	0.82	
22-maj	2014-05-20	10	F	17	49.5		0.6	0.4	45.3	6	1.01	1.31	0.88	
22-maj	2014-05-20	11	F	18	51.3		0.64	0.86	46.82	4.08	0.88	1.34	1.80	Blek lever
22-maj	2014-05-20	12	F	16.5	44.3		0.47	0.4	40.5	5.41	0.99	1.15	0.98	Dynt
22-maj	2014-05-20	13	F	17	48.9		0.52	0.44	44.9	6	1.00	1.15	0.97	
22-maj	2014-05-20	14	F	16.5	45.2		0.57	0.39	40.9	4.96	1.01	1.38	0.94	
MV B				17.43	50.83	3.4	0.57	0.57	46.57		0.96	1.23	1.21	
StandDev				0.86	6.43		0.08	0.23	6.28		0.05	0.20	0.48	
Konflint				0.64	4.77		0.06	0.17	4.65		0.04	0.15	0.35	
26-maj	2014-05-20	15	F	18	53.8		0.67	0.86	49.2	7.75	0.92	1.34	1.72	Dynt
26-maj	2014-05-20	16	F	17	54.9		0.56	0.41	50.2	8.82	1.12	1.11	0.81	
26-maj	2014-05-20	17	F	16	43.98		0.4	0.47	40.5	5.91	1.07	0.98	1.15	Liten lever
26-maj	2014-05-20	18	F	16	46.36		0.62	0.42	42.16	6.41	1.13	1.46	0.99	Mörk lever
26-maj	2014-05-20	19	F	16.5	44.9		0.45	0.56	41.07	4.72	1.00	1.08	1.35	Fin lever
26-maj	2014-05-20	20	F	15	35.16		0.46	2.29	30.7	5.46	1.04	1.39	6.94	Dynt, ej lekt
26-maj	2014-05-20	21	F	18	58.83		0.53	0.47	54.06	4.72	1.01	0.97	0.86	Blek lever
MV C				16.64	48.28	3.4	0.53	0.78	43.98	6.26	1.04	1.19	1.97	
StandDev				1.03	7.48		0.09	0.63	7.25	1.43	0.07	0.19	2.05	
Konflint				0.76	5.54		0.07	0.47	5.37	1.06	0.05	0.14	1.52	
MV ABC				17.24	52.80	3.5	0.62	0.59	48.48	6.42	1.02	1.26	1.32	
StandDev				1.05	9.58		0.14	0.42	9.21	1.28	0.07	0.21	1.31	
Konflint				0.45	4.10		0.06	0.18	3.94	0.55	0.03	0.09	0.56	

Individprover

	Preparerad	Fångstdatum	Fisk Nr	Kön	Längd (cm)	Vikt (g)	Ålder (år)	Levervikt (g)	Gonadvikt (g)	Tom (somatisk vikt g)	CF	LSI	GSI	Kommentar
Abborre	2014-05-20	2014-05-20	A 1	F	37.5	638.6	13	11.09	9.94	581.1	1.21	1.88	1.68	Uttekt
Gädda	2014-05-20	2014-05-16	G 1	M	47	633.6	5	12	9.85	586.91	0.61	2.01	1.65	Eroderad stjärtfena + sår 50% urlekt
Gös	2014-05-26	2014-05-16	Gös 1	M	72	4865	≥ 15	63.15	31.6	4529	1.30	1.38	0.69	
Gädda	2014-05-27	2014-05-18	G 2	M	58	1196.4	7	14.29	8	1115.9	0.61	1.27	0.71	Lite infekterad stjärtfena, Fin lever
Sik	2014-05-27	2014-05-20	S 1	M	25.5	111.13		1.65	1.6	100.75	0.67	1.61	1.56	
Gös	2014-05-28	2014-05-16	Gös 2	M	67.5	2111.62	12	23.24	26.4	1945.8	0.69	1.18	1.34	Sår på kinden
Gös	2014-05-28	2014-05-20	Gös 3	M	64	2396.3	8	37.86	22.84	2233.7	0.91	1.68	1.01	
Asp	2014-05-28	2014-05-18	Asp 1	?	71	3830	≥ 10	31.44	75.77	3478.8	1.07	0.88	2.13	
Gädda	2014-05-28	2014-05-18	G 3	F	98	3768	10	51.6	190.1	3237	0.40	1.51	5.55	

Kemiska analyser

KundID	Abb saml 1	Abb saml 2	Abb saml 3	ASP	ABB 1	Gös 1	Gös 2	Gös 3	Gädda 1	Gädda 2	Gädda 3
LabID	5802-15	5802-16	5802-17	5802-18	5802-19	5802-20	5802-21	5802-22	5802-23	5802-24	5802-25
	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt	ng/g våtvikt
PCB 28	7.0	21	19	35	27	16	8.0	1.3	43	19	29
PCB 52	19	45	39	97	70	62	26	5.1	110	72	110
PCB 101	14	22	20	67	50	74	21	6.0	80	77	120
PCB 118	12	17	17	55	42	62	17	5.2	70	71	105
PCB 153	10	14	14	45	31	57	16	5.7	51	55	81
PCB 138	8.9	12	11	36	24	46	13	4.7	34	34	46
PCB180	4.0	5.9	6.4	19	14	27	7.6	2.3	23	26	37
Summa PCB7	76	140	130	360	260	340	110	30	410	350	530
Mönster	1-1-1	1-1-1	1-1-1	1242	1242	1242	1-1-1	1-1-1	1242	1242	1242

Prov	IVL-kod	PFOS	PFOA	PFHxS	PFHxA	enhet
Gädda 1 Rosersberg 1,369 g	MR 3165	3,21	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Gädda 2 Rosersberg 1,182 g	MR 3166	6,70	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Gädda 3 Rosersberg 1,366 g	MR 3167	3,92	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Gös 1 Rosersberg 1,874 g	MR 3168	25,6	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Gös 2 Rosersberg 1,681 g	MR 3169	12,2	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Gös 3 Rosersberg 1,551 g	MR 3170	13,7	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Asp Rosersberg 1,574 g	MR 3171	48,7	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Abborre 1 Rosersberg 1,885 g	MR 3172	11,6	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Abborre saml 1 Rosersberg 1,8809 g	MR 3173	24,4	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Abborre saml 2 Rosersberg 1,1366 g	MR 3174	29,9	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
Abborre saml 3 Rosersberg 1,317 g	MR 3175	27,4	<	< 0,2	< 0,15	ng/g f.v.
	LOD	0,3	0,15	0,2	0,15	ng/g f.v.

IVL-rapport U 4925 PCB i nedre Oxundaåsystemet

Provbeteckning	Hgtot mg/kg	Mätosäkerhet mg/kg	Anmärkningar	Analysdatum
Abborre samlingsprov 1, nr 1	0,13	0,01		2014-08-20
Abborre samlingsprov 2, nr 2	0,13	0,01		2014-08-20
Abborre samlingsprov 3, nr 3	0,13	0,01		2014-08-20
ASP nr 4	0,72	0,04		2014-08-20
Abborre 1, nr 5	0,33	0,02		2014-08-20
Gös 1 nr 6	0,65	0,03		2014-08-20
Gös 2, nr 7	0,57	0,03		2014-08-20
Gös 3, nr 8	0,22	0,01		2014-08-20
Gädda 1 nr 9	0,21	0,01		2014-08-20
Gädda 2, nr 10	0,19	0,01		2014-08-20
Gädda 3, nr 11	0,21	0,01	dubbeluppslutningar 0,20 och 0,22mg/kg rapporterar beräknat medelvärde	2014-08-20

Osäkerheten är angiven enligt 95% konfidensintervall

Kvantifieringsgräns 0,0001 mg/kg,



IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90
www.ivl.se