



Nr U 5846
Augusti 2017

PCB-undersökningar i Oxundasjön 2016

På uppdrag av Upplands Väsby kommun

Joakim Hållén, Magnus Karlsson & Katarina Hansson



Författare: Joakim Hållén, Magnus Karlsson & Katarina Hansson

På uppdrag av: Upplands Väsby kommun

Rapportnummer U 5846

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2017

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

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // www.ivl.se

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

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
1 Inledning.....	6
2 Vatten	6
2.1 PCB	6
2.2 Kadmium	10
3 Luft & deposition	11
3.1 Luft	11
3.2 Deposition	13
4 Sediment.....	15
4.1 Halter & mängder.....	15
4.2 Datering av sediment	19
4.3 Kadmium	27
5 Signalkräfta	29
6 Massbalansmodell.....	31
7 Slutsatser	35
8 Referenser	36
Bilaga 1 – Analys- och provtagningsmetodik.....	38
Luft	38
Deposition	38
Sediment.....	38
<i>Preparering</i>	38
<i>Mängdberäkning</i>	39
Bilaga 2 – Positioner och vattendjup vid sedimentprovtagningstationer	40
Bilaga 3 – Metallprofiler i Oxundasjön (Broberg, 1973).....	41



Sammanfattning

På uppdrag av Upplands Väsby kommun har IVL Svenska Miljöinstitutet under 2016 och 2017 genomfört undersökningar för att få större kunskap om PCB-kontamineringen av Oxundasjön, norr om Upplands Väsby tätort. Undersökningarna har gjorts i ytvatten, luft och deposition, sediment samt signalkräfter. Avtagandet av de mängder och halter av PCB som idag finns i Oxundasjön har predikterats 25 år framåt med en massbalansmodell för PCB.

Löpande provtagning i ytvatten vid sex tillfällen under 2016 och 2017 i Oxundasjöns in- och utflöden, visade i enlighet med tidigare undersökningar att ett påslag av PCB sker till Väsbyån. Halterna av ΣPCB_7 nedströms i ån är högre (2,0 ng/l) jämfört med uppströms (0,26 ng/l). Vidare är halterna högre i Oxundasjön (9,5 ng/l) och Oxundaån (10,3 ng/l), jämfört med halterna nedströms i Väsbyån, vilket tydligt indikerar att en tillförsel sker till vattenmassan under genomströmningen i sjön.

Medelhalten ΣPCB_7 i luft vid Oxundasjön räknat på tre mättillfällen var 39 pg/m³ och varierade mellan 19-72 pg/m³. De uppmätta halterna i luft var högre vid Oxundasjön jämfört med halter vid bakgrundsstationen Aspvreten på ostkusten, som ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet. Högst halter uppmättes på sommaren, troligen till följd av en större avgång av PCB från mark och vatten under de varmare sommarmånaderna. Kongensammansättningen i luft dominerades av de lågklorerade PCB28 och 52.

Sedimentprovtagningen visade, likt tidigare undersökningar, att PCB-halterna i sjöns ytsediment är relativt homogena och varierar mellan 2-3 mg ΣPCB_7 /kg ts. Halterna är högre djupare ner i sedimentet och som högst inom delområde 10, d.v.s. sjöns södra ände, med halter på upp till 280 mg ΣPCB_7 /kg ts. Baserat på uppmätta halter i sediment uppskattas den totala mängden PCB_{tot} i Oxundasjöns sediment vara $5\,500 \pm 2\,500$ kg.

Utifrån datering av sedimentkärnor baserat på torrsubstansdeposition, uppmätta metallprofiler och utsläppshistorik av metaller från Väsbyverken har PCB-förekomsten i Oxundasjöns sediment kunnat dateras. Tillförseln av PCB till Oxundasjön bedöms ha startat under början av 1960-talet och kulminerat runt 1980.

Halten ΣPCB_7 i signalkräfta från Oxundasjön uppmättes till 58 ng/g vv (stjärtmuskel), vilket är högre än det nationella medelvärdet (0,9 ng/g vv). I de små mängderna som kräfter normalt konsumeras bedöms det dock inte föreligga någon hälsofara för mänsklig konsumtion med dessa halter.

Massbalansmodellering av mängder och flöden av PCB i Oxundasjön visade att de största massflödena av PCB idag sker genom avgång från vatten till luft, diffusion från sediment till vatten samt genom begraving och biologisk nedbrytning. Resultaten visar att Oxundasjön fungerar som en sekundär spridningskälla av PCB till omgivande luft och nedströms liggande vatten. Den ekologiska halveringstiden för PCB i Oxundasjöns sediment uppskattades med hjälp av modellen vara 12 ± 4 kg ΣPCB_7 /år. Genom ett statistiskt samband mellan PCB i sediment och fisk, uppskattas halterna i abborre (15-20 cm) vara 180 ± 60 ng ΣPCB_7 /g vv om 25 år. Detta innebär att PCB-halterna i fisk med stor sannolikhet kommer överstiga dagens saluföringsgränsvärden och miljökvalitetsnorm för PCB efter 25 år, om inga saneringsåtgärder genomförs.

1 Inledning

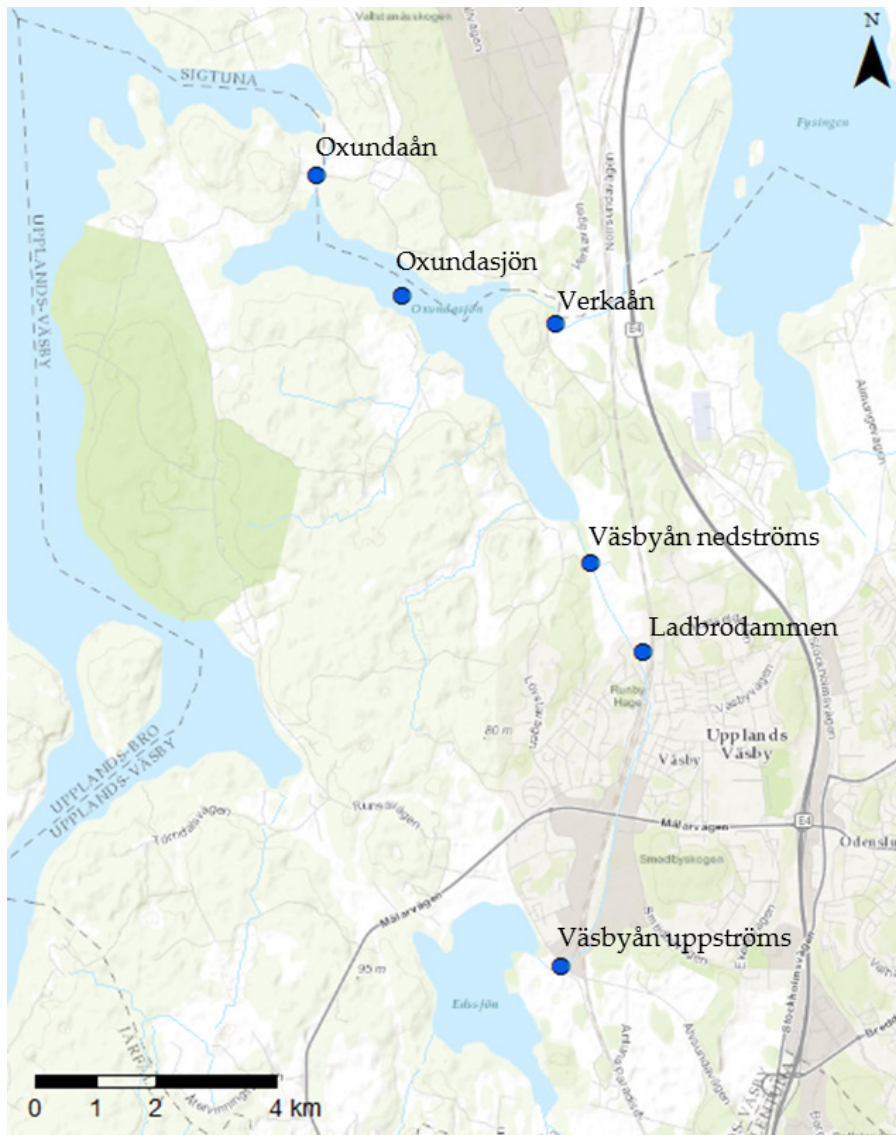
Som ett led i pågående utredningar gällande PCB-kontamineringen av Oxundasjön norr om Upplands Väsby tätort har kompletterande mätningar genomförts under 2016 och våren 2017 i ytvatten, luft och deposition, sediment samt signalkräfter. Undersökningarna har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Upplands Väsby kommun. Vattenprovtagning har gjorts löpande vid Oxundasjöns in- och utflöden vid sex tillfällen under 2016 och har fortlöpt med samma frekvens under 2017. Luftprovtagning genomfördes vid tre månadsvisa mätkampanjer under 2016. Sedimentprovtagning genomfördes vid två tillfällen i syfte att få en bättre uppfattning om kontamineringsgraden i sjösedimenten, kunna avgränsa föroreningen på djupet samt att kunna datera sedimenten utifrån metallprofiler och Oxundasjöns belastningshistorik. PCB-analys av muskelprover från signalkräfta från Oxundasjön, Oxundaån, Fysingen och Flottvik har genomförts. Vidare har förändringen av mängder och halter av PCB i Oxundasjön 25 år framåt undersökts med en massbalansmodell för PCB, som tidigare tagits fram i ett examensarbete våren 2016. Genom ett statistiskt samband mellan sediment och fisk (abborre), kunde förändringen av halter i sediment kopplas till hur lång tid det kommer ta innan PCB-halterna i fisk kommer att understiga dagens saluföringsgränsvärden och miljökvalitetsnorm för PCB.

2 Vatten

Under 2016 genomfördes löpande provtagning av PCB i vatten på sex mätstationer som beskrivs nedan. Efter önskemål av Länsstyrelsen har även koncentrationer av kadmium undersökts i vatten från samma mätstationer.

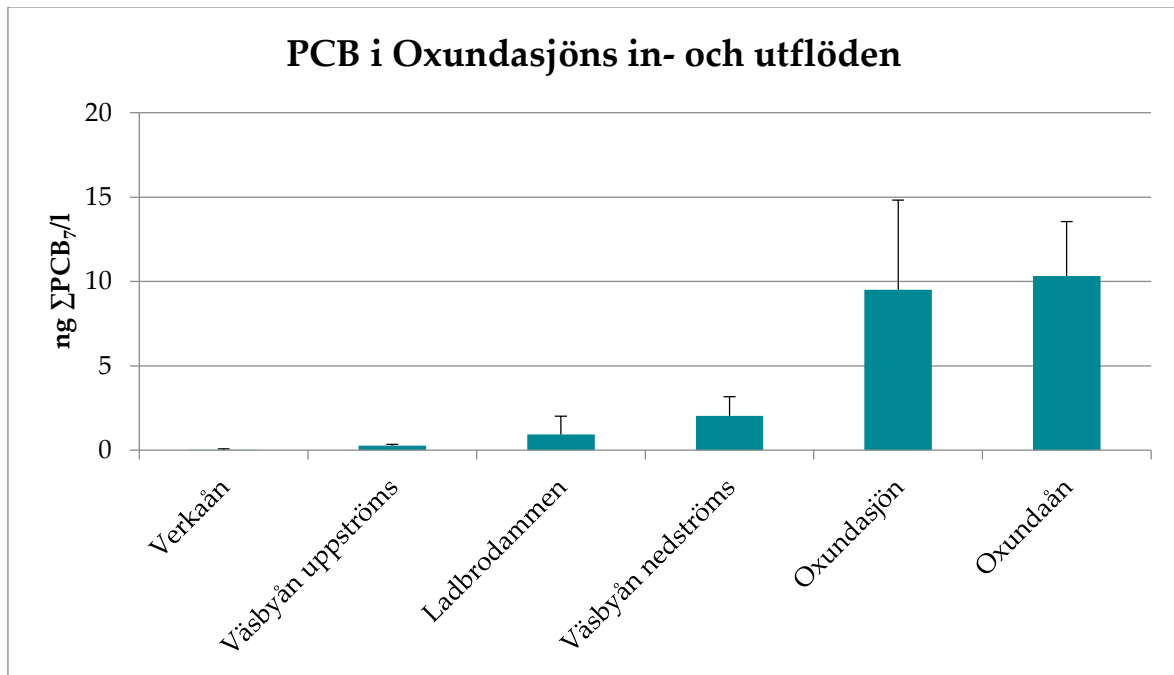
2.1 PCB

Vattenprover insamlades från sex mätstationer, utmärkta i Figur 1. Proverna hämtades vid sex tillfällen under 2016 med start i mitten på februari och därefter löpande med två månaders intervall. Vid varje tillfälle insamlades 5 liter vatten i glasflaskor (2x2,5 liter). Vid första mättillfället (februari) insamlades dock endast 2 liter, vilket kan ha föranlett svårigheter att detektera PCB i dessa prover till följd av för liten vattenvolym. På grund av detta presenteras inte resultaten av februarimätningen 2016 i denna rapport, utan ersätts av den första mätningen 2017, som gjordes i februari med samma provvolym som övriga prover. De insamlade vattenproverna analyserades ofiltrerade av IVLs laboratorium i Göteborg med avseende på de sju indikatorkongenerna för PCB (PCB 28, 52, 101, 118, 153, 138 och 180).



Figur 1 Provpunkter för löpande vattenprovtagning av PCB i Oxundasjöns in- och utflöden.

I Figur 2 presenteras uppmätta medelkoncentrationer i Oxundasjön och dess in- och utflöden. Staplarna representerar medelvärde med standardavvikelse med 95% konfidensintervall. Av resultaten framgår, i enighet med tidigare provtagningar, att ett påslag av PCB sker till Väsbyån. Koncentrationerna nedströms i Väsbyån var ca 10 gånger högre jämfört med uppströms. I Ladbrodammen är koncentrationerna i samma storlek som uppströms i Väsbyån, vilket indikerar att ingen betydande tillförsel av PCB sker från Ladbrodammen via exempelvis dagvatten som leds till dammen. Koncentrationerna i Verkaån är genomgående låga och knappt detekterbara i analyserna. Halterna är 5-6 gånger högre i Oxundasjön och Oxundaån jämfört med halterna nedströms i Väsbyån, vilket indikerar ett utflöde av PCB från bottensedimenten till vattenmassan under genomströmningen i Oxundasjön.



Figur 2 Medelvärde från ett års mätningar av PCB i Oxundasjön samt dess in- och utflöden med konventionell vattenprovtagning. Staplarna representerar medelvärdets standardavvikelse med 95% konfidensintervall.

Utifrån uppmätta halter och medelvattenföring (MQ) i Oxundasjöns in- och utflöden, har årsvisa massflöden av PCB beräknats (Tabell 1). Flödesdata för Ladbrodammen hämtades från Dagvattenguiden¹ och modellerade medelflöden i Väsbyån hämtades från SMHIs vattenwebb². Omvandlat till total mängd PCB (PCB_{tot}), tillförs årligen ca 280 g PCB_{tot} till Oxundasjön från Väsbyån, medan mängden som tillförs Rosersbergsviken via Oxundasjöns utlopp (Oxundaån) är i storleksordningen 10 gånger större, 2 700 g.

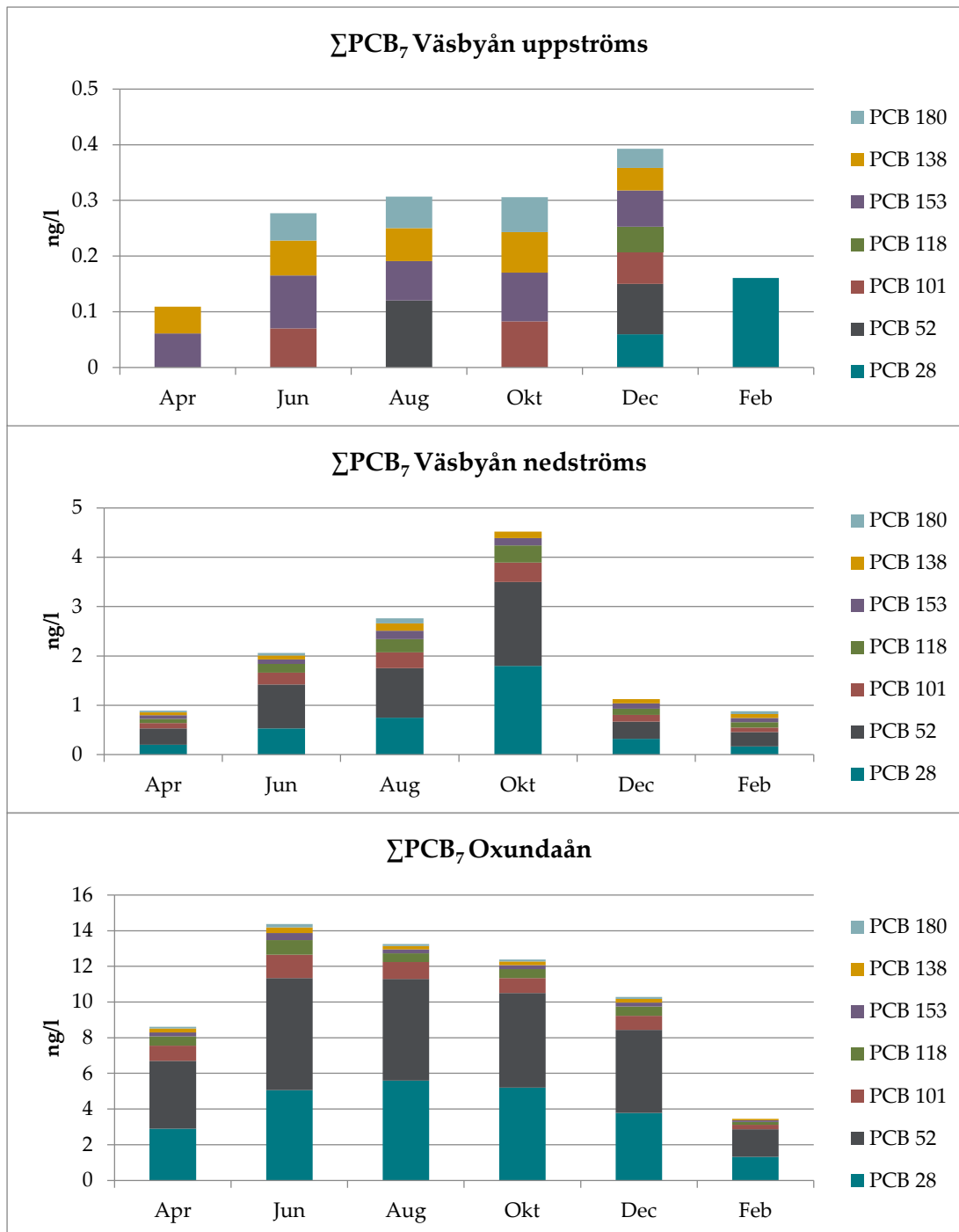
Tabell 1 Årsvisa massflöden av PCB i Oxundasjöns in- och utflöden.

Provpunkt	MQ (l/s)	ΣPCB ₇ (ng/l)	Massflöde ΣPCB ₇ (g/år)	Massflöde PCB _{tot} (g/år)
Verkaån	700	0,028	0,63	3,1
Väsbyån uppströms	840	0,26	6,9	34
Ladbrodammen	12,5	0,94	0,37	1,9
Väsbyån nedströms	880	2,0	56,5	280
Oxundaån	1660	10,3	540	2700

Som framgår av Figur 3 ändrar sig kongensammansättningen av ΣPCB₇ från en högklorerad sammansättning uppströms i Väsbyån, till en mer lågklorerad sammansättning som domineras av PCB 28 och 52 nedströms i Väsbyån och Oxundaån. Detta i enlighet med tidigare vattenundersökningar (Karlsson & Johansson, 2015; Karlsson m.fl., 2016; Hållén & Karlsson, 2017).

¹ <http://dagvattenguiden.se/nos-dagvatten/ladbrodammen-upplands-vasby/>

² <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>



Figur 3 Kongensammansättning av ΣPCB₇ i Väsbjån (uppströms och nedströms) samt Oxundaån. Mätningarna gjordes löpande i tvåmånaders intervall april-dec 2016 och feb 2017.

2.2 Kadmium

Kadmium (Cd) och suspenderade ämnen mättes i vatten vid sex mättillfällen under 2016 (Tabell 2). Proverna samlades in vid samma tillfälle som den löpande PCB-provtagningen i vatten. Analyserna genomfördes av Eurofins Environment i Lidköping. Bakgrunden var att Länsstyrelsen i Stockholms län i samband med statusbedömningar inom vattenförvaltningsarbetet uppmärksammat att Cd-halterna i Oxundasjöns sediment är tydligt förhöjda och att man därför ville utröna ifall det sker en pågående intransport av Cd till Oxundasjön. Suspenderade ämnen analyserades som en hjälpvariabel för att studera eventuellt samband mellan partikel- och PCB-halter.

Tabell 2 Suspenderade ämnen och totalkoncentrationer av kadmium i Oxundasjöns in-och utflöden. Medelvärde av 6 mätningar under 2016. ±-intervall representerar medelvärdets standardavvikelse. Kadmium var vid samtliga mättillfällen under detektionsgränsen (< 0,10 µg/l).

	Suspenderade ämnen (mg/l)	Kadmium Cd (µg/l)
Verkaån	7,2±4,5	< 0,10
Väsbyån uppströms	5,1±2,3	< 0,10
Ladbrodammen	7,0±1,0	< 0,10
Väsbyån nedströms	4,6±1,5	< 0,10
Oxundasjön*	25	< 0,10
Oxundaån	3,0±1,5	< 0,10

*endast baserad på en mätning i februari 2016

Koncentrationerna av kadmium som uppmättes i vatten under 2016 var låga (<0,10 µg/l), vilket tyder på att det inte sker något betydande läckage av kadmium från sjön. Halterna klassas som låga- mycket låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (NV, 1999a).

3 Luft & deposition

Luft- och depositions-mätningar av ΣPCB_7 vid Oxundasjön genomfördes vid tre mättillfällen under 2016. Varje mättillfälle varade i fyra veckor. Provtagningsplatsen är markerad i Figur 4. För fullständig analys- och provtagningsmetodik för hänvisas till Bilaga 1.



Figur 4 Plats för luft- och depositionsprovtagning av PCB vid Oxundasjön.

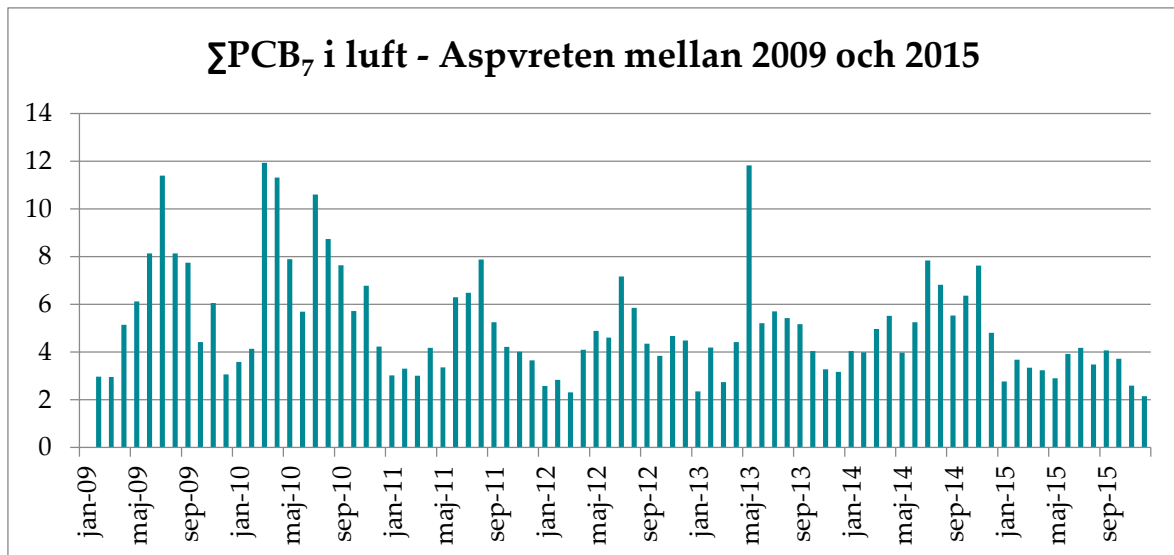
3.1 Luft

Resultaten från provtagningen redovisas i Tabell 3. Koncentrationen ΣPCB_7 i luft var högst under sommaren, vilket också överensstämmer med mätningar genomförda inom nationell miljöövervakning (Sjöberg m.fl., 2016). PCB-koncentrationen i luft ökar vanligen på sommaren i samband med högre lufttemperaturer, främst beroende på en ökad avdunstning från mark och vatten.

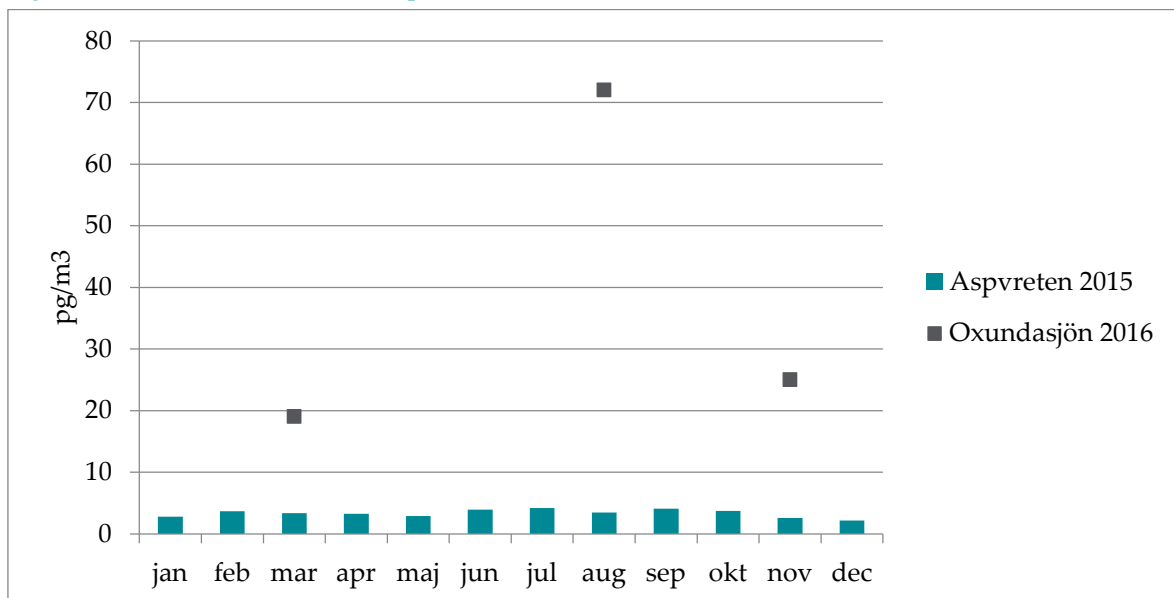
Tabell 3 ΣPCB_7 i luft vid tre mättillfällen 2016.

ΣPCB_7	Mars/ april	Aug/ sept	Nov/ dec
Luft (pg/m ³)	19	72	25

Medelkoncentrationen ΣPCB_7 räknat på de tre mättillfällena var 39 pg/m^3 och varierade mellan $19\text{--}72 \text{ pg/m}^3$. De uppmätta koncentrationerna i luft var högre vid Oxundasjön jämfört med halter vid bakgrundsstationen Aspvreten (östra Svealand), som ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet. Årsmedelkoncentrationen av ΣPCB_7 vid Aspvreten varierade 2009-2015 mellan $3,7\text{--}7,4 \text{ pg/m}^3$ (Figur 5). Som framgår av halterna vid Aspvreten är halterna som högst under sommarhalvåret och lägre under vintern. Resultat från 2016 års övervakning finns ännu inte tillgängliga. I Figur 6 jämförs Oxundasjön med koncentrationerna som uppmäts under 2015 i Aspvreten, där det tydligt framgår att koncentrationerna är högre vid Oxundasjön.



Figur 5 Variation av ΣPCB_7 i luft i Aspvreten mellan 2009 och 2015.

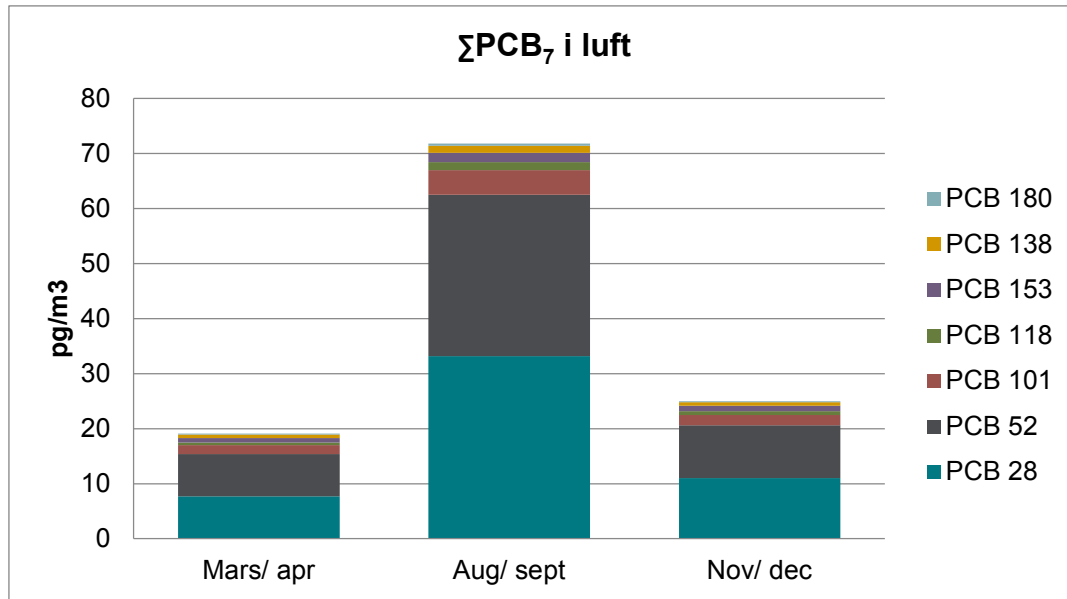


Figur 6 Uppmätta koncentrationer vid Oxundasjön jämförda mot halter i Aspvreten 2015.

Förekomsten av PCB i luft mättes under 1999-2000 vid flera lokaler i Örserumsviken, söder om Västervik, där det tidigare förekommit utsläpp av PCB direkt till viken från det sedan 1980 nedlagda Westerviks pappersbruk (Palm m.fl., 2001). Undersökningen genomfördes innan hela området skulle saneras från bl.a. PCB. De lägsta halterna förekom på vintern och de högsta på sommaren. De högsta halterna ($100\text{--}1000 \text{ pg } \Sigma\text{PCB}_7/\text{m}^3$) uppmättes vid sedimentationsbassängen

som under långa verksamhetsperioder användes för sedimentering av partiklar i utgående avloppsvatten från pappersbruket. I det intilliggande utfyllnadsområdet i viken varierade halterna mellan ca 15-45 pg $\Sigma\text{PCB}_7/\text{m}^3$ och på deponiområdet där sanerat, synligt fiber från viken togs bort och deponerades efter avvattning, uppmättes halter på ca 100-530 pg $\Sigma\text{PCB}_7/\text{m}^3$.

Fördelningen av PCB-kongener (Figur 7) vid Oxundasjön, visar att lågklorerade PCBer (28 och 52) dominerar vid alla tre mättillfällen (ca 80 % av totala andelen). I bakgrundsluft brukar andelen PCB28 och 52 generellt vara lägre, vilket indikerar att PCB-förekomsten i sjön har en lokal påverkan på kongensammansättningen i luften.



Figur 7 ΣPCB_7 och kongenfördelning av PCB i luft vid tre mättillfällen 2016.

3.2 Deposition

Dygnsdepositionen vid Oxundasjön varierade mellan 0,54 och 1,0 ng $\Sigma\text{PCB}_7/\text{m}^2$ dygn (medeldeposition 0,78 ng $\Sigma\text{PCB}_7/\text{m}^2$ dygn) med större deposition under sommaren. Under sommaren förekommer högre halter av PCB i luften vilket kan bidra till en större deposition. Då det endast finns två månadsmätningar genomförda är det dock svårt att utifrån dessa dra några generella slutsatser.

Tabell 4 ΣPCB_7 i deposition vid tre mättillfällen 2016.

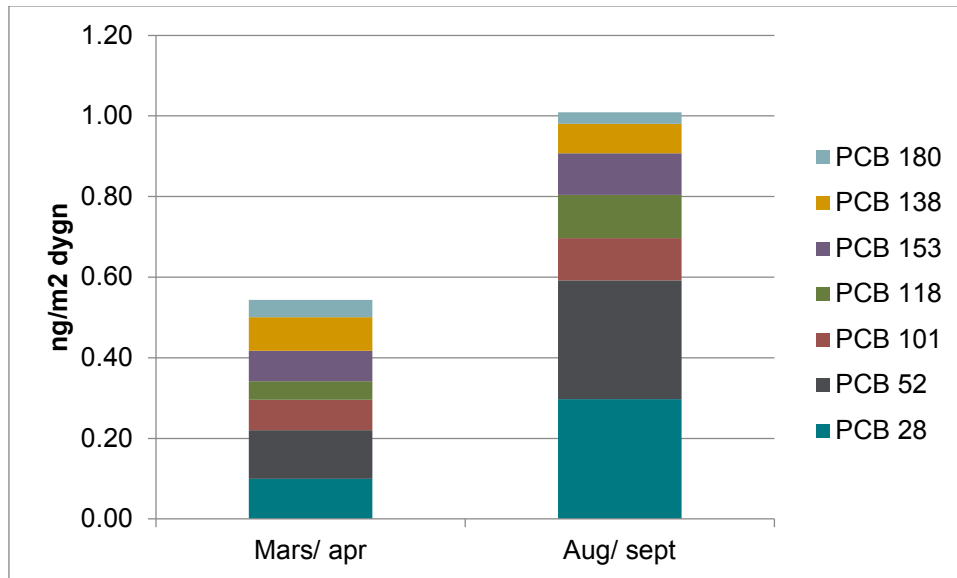
ΣPCB_7	Mars/ april	Aug/ sept	Nov/ dec
Deposition (ng/ m ² dygn)	0,54	1,0	-*

*Resultat kunde ej lämnas pga. av störningar i provet. Störningen utgjordes sannolikt av spritpenna på filtren som följde med uppabetning

Jämfört med mätningar inom miljöövervakningen (Sjöberg m.fl., 2016) var nedfallet av ΣPCB_7 vid Oxundasjön högre än vid Aspvreten. Under 2009-2015 varierade depositionen mellan 0,15 - 0,21 ng $\Sigma\text{PCB}_7/\text{m}^2$ dygn vid Aspvreten (resultaten från 2016 är ännu inte tillgängliga). Resultatet av mätningarna genomförda i Örserumsviken, 1999-2000 visade att depositionen av ΣPCB_7 varierade

mellan 0,32 – 1,3 ng/m² dygn, vilket är i samma storleksordning som vid Oxundasjön (Palm m.fl., 2001).

PCB-profilen och fördelningen mellan de enskilda PCB-kongenerna skiljer sig åt mellan luft och depositionsproverna. En högre andel högklorerade, mindre volatila PCBer finns i depositionen, se Figur 8. Detta är mest tydligt för mätningarna från mars/april.



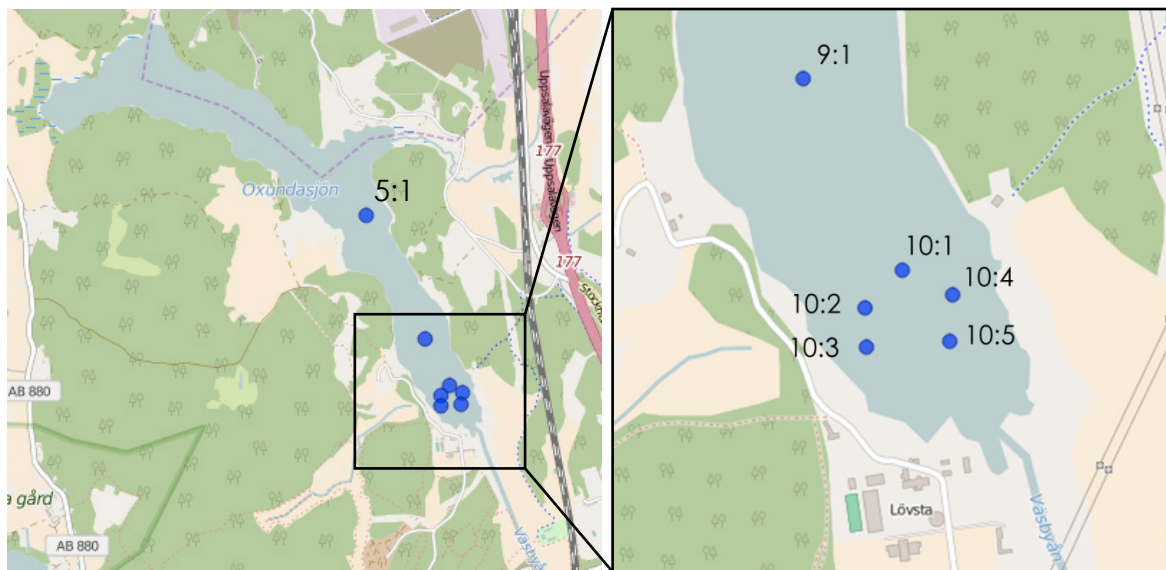
Figur 8 Kongenfördelning av PCB i deposition vid två mättillfällen 2016. Resultat för november redovisas inte p.g.a. störningar i matrisen.

4 Sediment

Sedimentprovtagning genomfördes vid två tillfällen under 2016 och 2017. Syftet var att få en bättre överblick över PCB-förekomsten inom delområde 10 (södra änden av Oxundasjön), samt att med längre sedimentkärnor avgränsa PCB-förekomsten i sjön på djupet. Preparering och analyserade parametrar redovisas i Bilaga 1 – sediment.

Tio sedimentkärnor, 25-40 cm långa, inhämtades från båt den 10 maj 2016 med en kajakhämtare på sju olika positioner, Figur 9. Provtagningspunkterna positionerades med GPS och vattendjupet mättes med ett handekolod (Bilaga 2). Fem av positionerna låg inom det område som tidigare definierats som delområde 10, där de högsta PCB-halterna uppmätts i Oxundasjöns sediment (Karlsson et al., 2015). Utöver detta togs även kärnor från delområde 5 och 9 längre norrut från Väsbyåns mynning. På samtliga stationer analyserades ΣPCB_7 och i Ox 5:1, 9:1 samt 10:1, analyserades även tungmetaller (se Bilaga 1 - sediment).

Den 9 mars 2017 togs tre kompletterande kärnor från Ox 9:1, 10:4 och 10:5. Syftet var att nå en nedre gräns för PCB-kontamineringen i sedimenten inom delområde 10, samt att erhålla metallprofiler ned till ett djup i sedimenten som motsvarar förindustriell tid. För att nå tillräckligt djupt i sedimentet användes den nyutvecklade Jonsson-hämtaren, som gjorde att drygt 60 cm långa sedimentkärnor kunde tas. För detaljerad provtagningsmetodik hänvisas till Jonsson (2017).



Figur 9 Sedimentstationer i Oxundasjön.

4.1 Halter & mängder

Resultaten från sedimentanalyserna visade, i likhet med tidigare undersökningar, att PCB-halterna i Oxundasjöns ytsediment är relativt homogena och varierade mellan 1,3 och 5,1 $\text{mg}\Sigma\text{PCB}_7/\text{kg Ts}$ (Tabell 5). I flertalet av de analyserade sedimentkärnorna sker en distinkt ökning av halterna vid ca 15-20 cm sedimentdjup. De högsta halterna uppmättes inom det område som tidigare definierats som delområde 10 (Karlsson m.fl., 2015), i den södra delen av Oxundasjön närmast Väsbyåns

myrning. Halterna i kärna Ox 10:3 var betydligt lägre jämfört med övriga kärnor från delområde 10, vilket kan vara en indikation på att provet representerar sediment från en ET-botten (erosions- och transportbotten), där halterna generellt sett är lägre. Dessutom finns dokumentation på att minst en muddring ska ha genomförts vid ungefär detta område år 1968 (Tomas Bogren, pers. komm.). PCB-rika sediment kan således ha förts bort från den delen av botten och vara anledningen till de låga halterna.

Tabell 5 Uppmätta PCB-halter i sju sedimentkärnor hämtade från Oxundasjön i maj 2016.

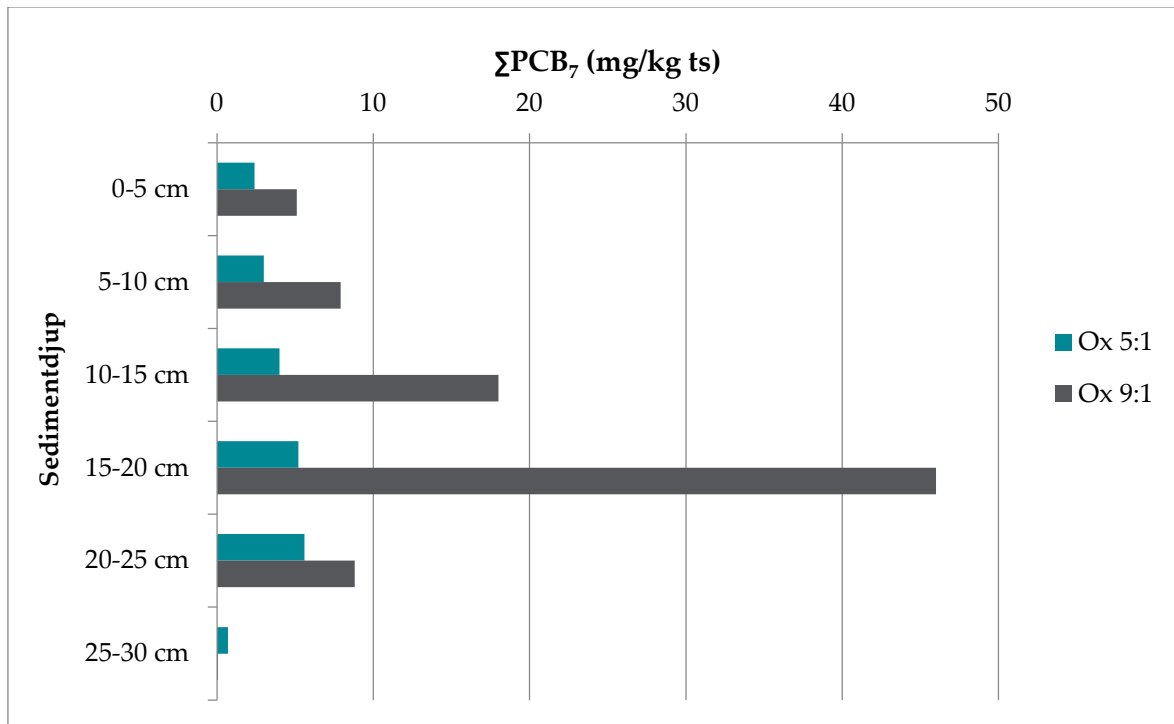
Σ PCB ₇ (mg/kg Ts)	Ox 5:1	Ox 9:1	Ox 10:1	Ox 10:2	Ox 10:3	Ox 10:4	Ox 10:5
0-5 cm	2,4	5,1	2,4	3,4	3,3	2	1,3
5-10 cm	3	7,9	4,3	23	5,3	2,6	1,5
10-15 cm	4	18	11	38	1,3	3,5	13
15-20 cm	5,2	46	42	22	0,16	71	140
20-25 cm	5,6	8,8	37	0,92	0,0084	280	230
25-30 cm	0,69	0,067	8,7	0,14	< 0,0070	220	230
30-35 cm			0,13*	0,063	< 0,0070	68	270
35-40 cm							110

I de tre djupa kärnorna som togs i mars 2017 kunde samma mönster med relativt homogena halter i ytsedimentet urskiljas (Tabell 6). Bakgrundshalter uppnåddes på 20 cm i kärna 9:1, 30 cm i kärna 10:4 samt 45 cm i kärna 10:5. Detta indikerar att sedimentationshastigheten är större i den södra delen av sjön, närmast Väsbyåns mynning, och blir mindre norrut i sjön. Halterna kan jämföras med Naturvårdsverkets tillståndsklassning för PCB i sediment i svenska kustvatten, där gränsen för "Mycket hög halt" är 0,015 mg Σ PCB₇/kg Ts (NV, 1999b).

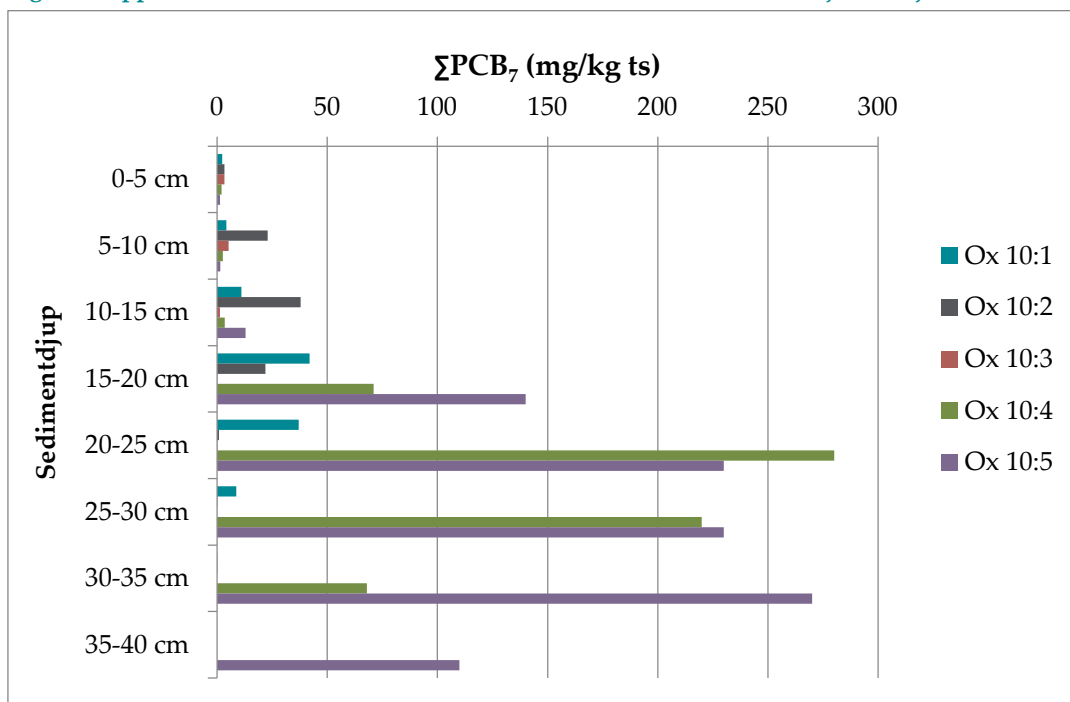
Tabell 6 Uppmätta PCB-halter i tre sedimentkärnor hämtade från Oxundasjön i mars 2017.

Σ PCB ₇ (mg/kg Ts)	Ox 9:1 djup	Ox 10:4 djup	Ox 10:5 djup
0-5 cm	3,2	2,1	0,92
5-10 cm	4,8	4,4	1,2
10-15 cm	28	160	1,0
15-20 cm	7,1	190	20
20-25 cm	0,02	150	210
25-30 cm	< 0,007	65	230
30-35 cm	< 0,007	0,64	180
35-40 cm	< 0,007	< 0,0070	74
40-45 cm	< 0,007	0,027	10
45-50 cm	< 0,007	0,019	0,18
50-55 cm	< 0,007	0,019	0,028
55-60 cm	< 0,007	0,014	0,022
60-65 cm	< 0,007	0,02	0,18

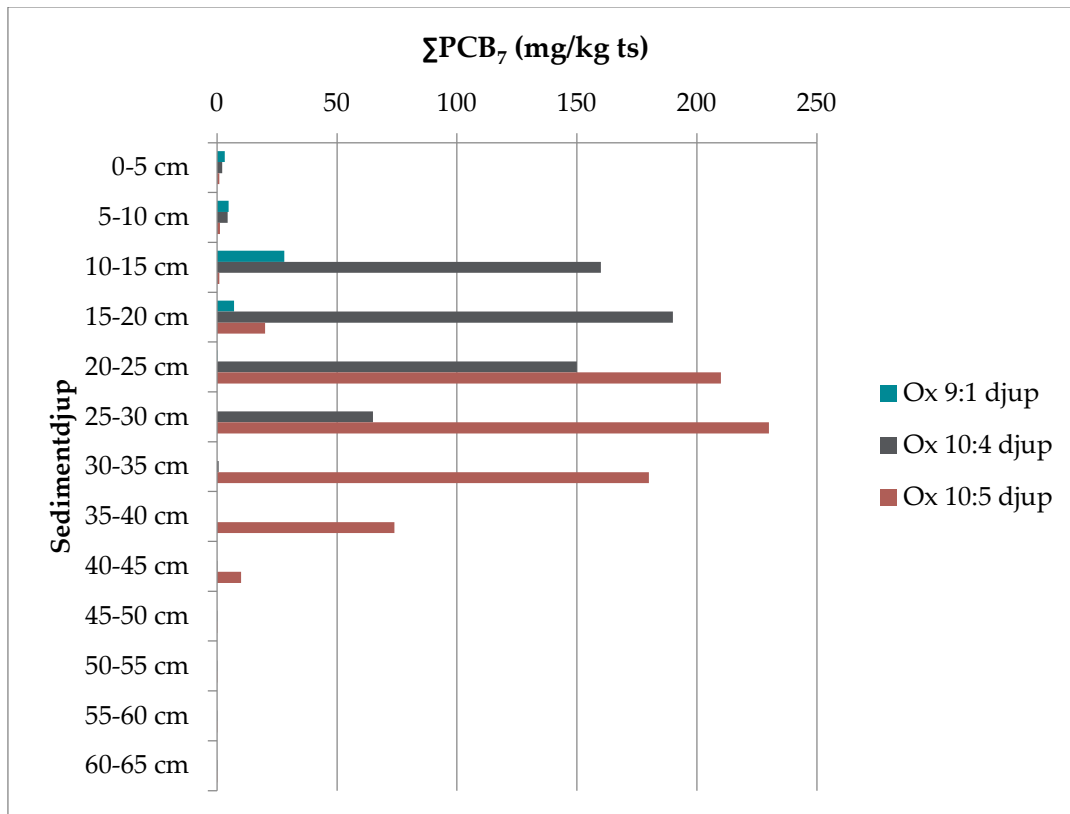
I Figur 10-12 presenteras de uppmätta PCB-halterna i sedimentkärnorna.



Figur 10 Uppmätta PCB-halter i kärna Ox 5:1 och 9:1, hämtad från Oxundasjön i maj 2016.



Figur 11 Uppmätta PCB-halter i kärna Ox 10:1-10:5, hämtad från Oxundasjön i maj 2016.



Figur 12 Uppmätta PCB-halter i djupa kärnor från Ox 9:1, 10:4 och 10:5, hämtad i mars 2017.

Baserat på ovan presenterade PCB-halter i sediment samt tidigare uppmätta halter (Karlsson m.fl. 2015), gjordes en uppskattning av den totala mängden PCB som finns upplagrat i Oxundasjöns sediment. Detta gjordes enligt samma metodik som i Karlsson m.fl. (2015) och beskrivs i Bilaga 1 - sediment. Uppskattade mängder i respektive delområde och djupintervall presenteras i Tabell 7.

Tabell 7 Uppskattade mängder ΣPCB₇ i Oxundasjön. Sjöns ackumulationsbottenareal har delats upp i 10 olika delområden och en mängduppskattning gjordes för varje 5-centimetersintervall inom respektive delområde.

ΣPCB ₇ (kg)	Ox 1	Ox 2	Ox 3	Ox 4	Ox 5	Ox 6	Ox 7	Ox 8	Ox 9	Ox 10
0-5 cm	1,1	1,3	1,5	1,9	1,7	2,4	1,5	2,9	4,6	2,8
5-10 cm	1,4	2,3	2,7	2,9	2,9	5,1	2,3	5,0	10	11
10-15 cm	2,5	3,5	4,7	5,6	4,5	2,3	3,9	16	26	78
15-20 cm	3,4	5,8	6,0	11	6,2	0,8	7,9	8,6	27	164
20-25 cm	5,9	7,3	9,1	19	5,7	0,1	19	3,4	5,3	247
25-30 cm					1,2			0,5	0,1	121
30-35 cm									0,01	89
35-40 cm									0,01	104
40-45 cm									0,01	6,6
45-50 cm									0,01	0,1
Summa:	14	20	24	40	22	11	35	37	74	824

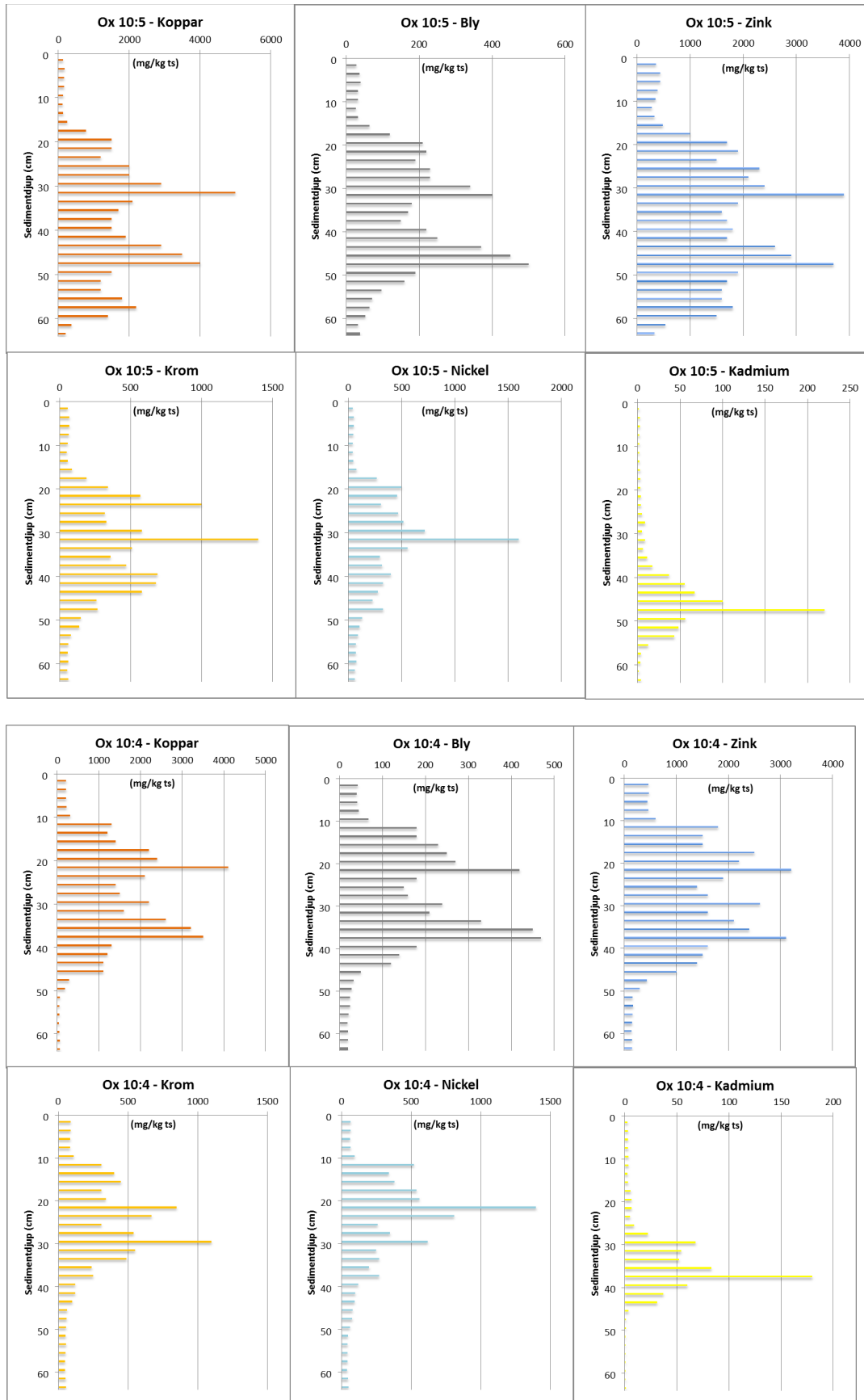
Summeras de uppskattade mängderna i respektive delområde resulterar detta i en sammanlagd mängd på 1 100 kg ΣPCB_7 . Ett vanligt antagande är att ΣPCB_7 utgör 20% av den totala mängden PCB i ett prov (PCB_{tot}), vilket således resulterar i en total mängduppskattning på 5 500 kg PCB_{tot} . Värt att notera är att 4 120 kg, ca 75%, av denna mängd finns inom delområde 10.

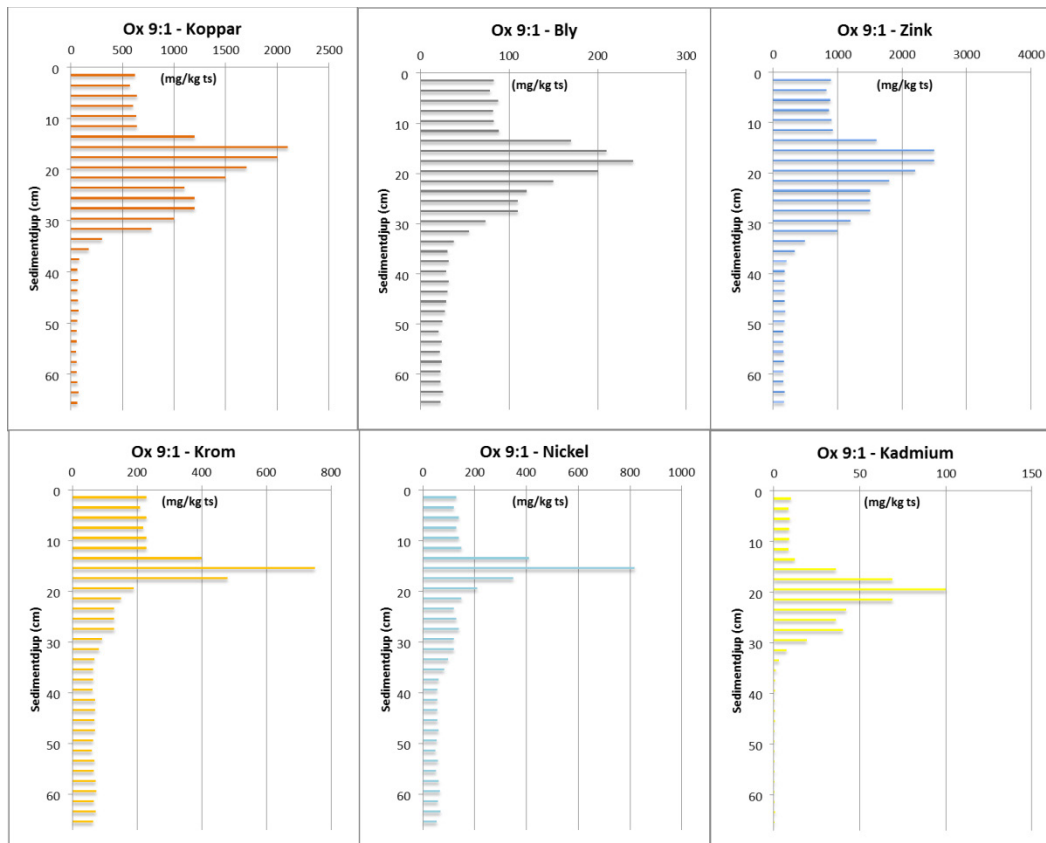
Det ska tilläggas att ovanstående mängduppskattning är behäftad med en viss felmarginal, och för att belysa detta har ett CV-värde (variationskoefficient = standardavvikelse/medelvärde) beräknats utifrån variationen av halterna i samtliga insamlade kärnor från det mest förorenade delområdet, Ox 10. CV-värdet blev då 0,6, det vill säga 60% osäkerhet baserat på variationen av halterna. 60% osäkerhet på 4 120 kg resulterar således i ett intervall på $\pm 2 500$ kg för mängduppskattningen i delområde 10. Eftersom mängderna är så pass mycket mindre i övriga sjön, antogs denna felmarginal kunna appliceras även på den totala mängduppskattningen, vilket resulterar i $5 500 \pm 2 500$ kg PCB_{tot} .

4.2 Datering av sediment

Baserat på uppmätta metallhaltsprofiler och känd utsläppshistorik har sedimentkärnorna från Ox 9:1, Ox 10:4 och Ox 10:5 kunnat dateras genom beräkning av ackumulerad torrsubstansdeposition. För fullständig beskrivning av metodik och resultat från denna datering, hänvisas till Jonsson (2017).

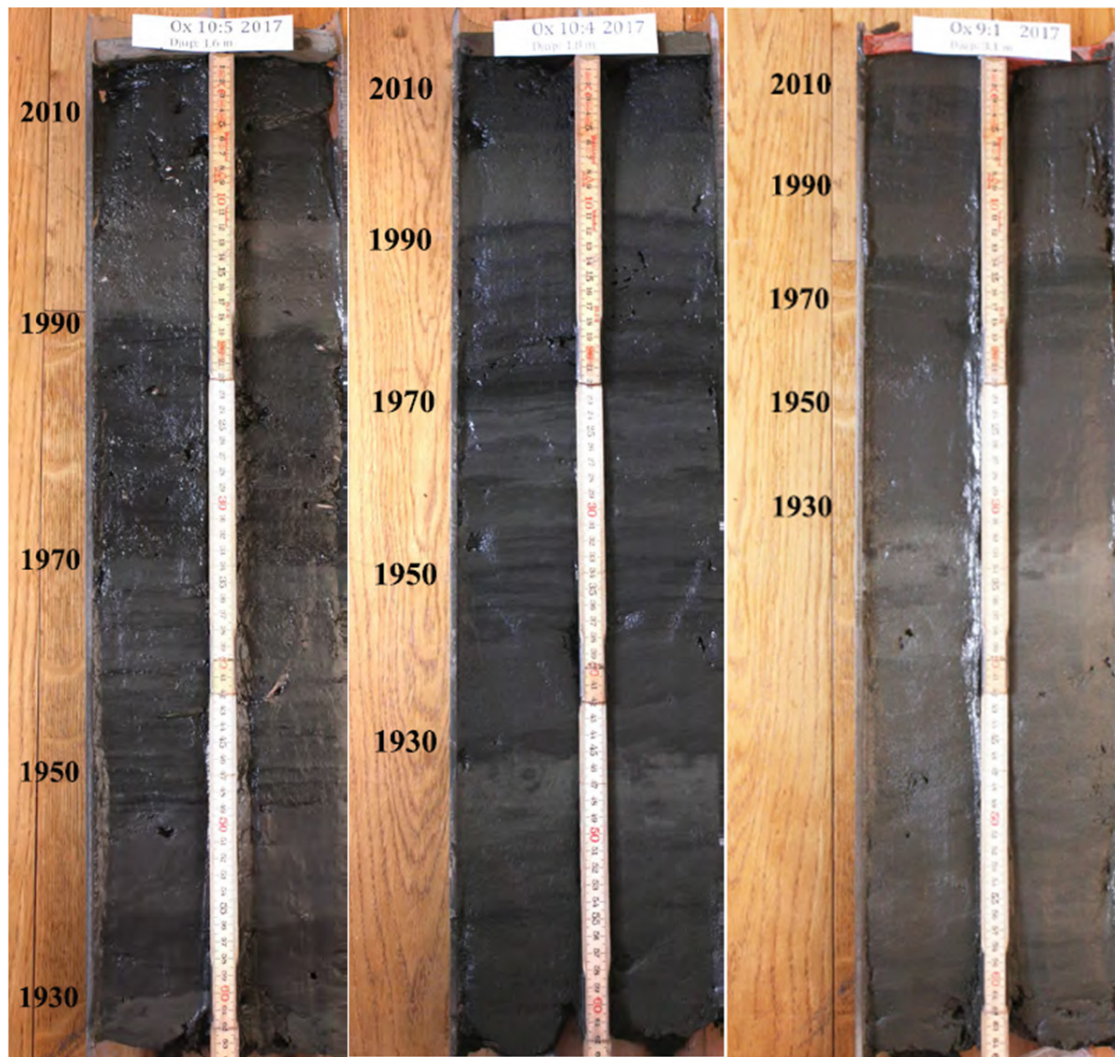
Mycket tydliga haltfördelningar av metaller erhöles i de provtagna kärnorna (Figur 13). Framför allt har koppar, bly och zink karaktäristiska haltprofiler i kärnorna Ox 10:5 och Ox 10:4. Halterna stiger snabbt från måttligt höga halter vid ca 60 cm i Ox 10:5 och från ca 45 cm i Ox 10:4. Mönstret uppvisar två distinkta toppar och utifrån historiebeteckningen skulle uppgången av metallhalter motsvara början av 1930-talet då metallutsläpp från Väsbyverken troligt började bli av betydelse (Niklas Johansson, pers. komm.). I mitten av 1970-talet infördes förbättrad rening och processinterna åtgärder för att minska utsläppen, vilket bör återspeglas genom minskade halter i sedimentet. Vad gäller kadmium är uppgången i halt något senare än för koppar, bly och zink och utgörs endast av en topp som sedan planar ut där de andra metallhalterna fortsätter vara höga. Det är svårt att avgöra vad detta beror på, men det skulle exempelvis kunna vara en konsekvens av att en förbättrad zinkråvara började användas på Väsbyverken. Zinkmalm är ofta i varierande utsträckning förorenat av kadmium. Även nickel och krom har något avvikande profiler jämfört med koppar, bly och zink men matchar dock dessa tämligen bra vid den senare toppen (vid 32 cm i Ox 10:5 och 22 cm i Ox 10:4). I Ox 9:1 syns inte det karaktäristiska mönstret med flera toppar som i den sydligaste änden av sjön (Ox 10). I Ox 9:1 är tidsskalan sannolikt mer diffus än i den södra delen, som uppvisar en hög sedimentackumulation och därför säkrare kan dateras.





Figur 13 Halter av koppar, bly, zink, krom, nickel och kadmium i kärnorna Ox 10:5, Ox 10:4 och Ox 9:1.

I Figur 14 har tidsaxlar lagts in för de olika kärnorna med antagandet att sedimentackumuleringen varit konstant sedan 1930. Sedimentackumuleringen kunde fastställas utifrån densiteten, som beräknades utifrån känd vattenhalt och glödförlust i varje nivå. Denna typ av beräkning är behäftad med ett fel som genereras av att man förutsätter konstant årlig sedimentackumulering. Sedimentackumuleringen varierar alltid en del från år till år, främst beroende på klimatologiska mellanårsvariationer. I det långa loppet är medelvärdet för ackumuleringen i en naturlig sjö eller skärgårdsfjärd dock förhållandevis konstant. När det gäller Oxundasjön kan dock sedimentackumuleringen ha förändrats i samband med förändringar i tillrinningsområdet. Troligtvis var även sedimentationen av organiskt material större innan avloppsvattnet leddes om till Käppala reningsverk vid årsskiftet 1969/70 (Tomas Bogren, pers. komm.). Med dessa reservationer är det sålunda möjligt att konstruera en tidsskala. Enskilda år kan inte anges men felet i den relativa tidsskalan för kärnan från Ox 9:1 bör uppskattningsvis inte vara större än ± 5 år (Jonsson, 2017). I kärnorna Ox 10:5 och Ox 10:4 kan vissa karaktäristiska lednivåer urskiljas vid 1990, 1970 och 1930. Inga lika tydliga nivåer återfinns i Ox 9:1 vilket sannolikt beror på att snabba sedimentationsförändringar slår igenom nära Väsbyåns mynning, medan den längre bort belägna Ox 9:1 representerar ett mer utjämnat sedimentationsmönster. För detta talar även utseendet på metallfördelningskurvorna i Figur 13.



Figur 14 Daterade sedimentkärnor från Oxundasjön.

Beräknad årlig sedimentackumulation ($\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$) samt årlig sedimenttillväxt ($\text{mm}/\text{år}$) presenteras i Tabell 8. Den högsta ackumulationen ($2\,319\ \text{g}/\text{m}^2/\text{år}$) noterades i Ox 10:5, som ligger närmast tillflödet från Väsbyån. Ackumulationen avtar sedan med avståndet från åmynningen och är lägst, $706\ \text{g}/\text{m}^2/\text{år}$, vid den djupaste och nordligaste stationen Ox 9:1.

Tabell 8 Årlig sedimentackumulation och sedimenttillväxt i de tre undersökta sedimentkärnorna från södra Oxundasjön.

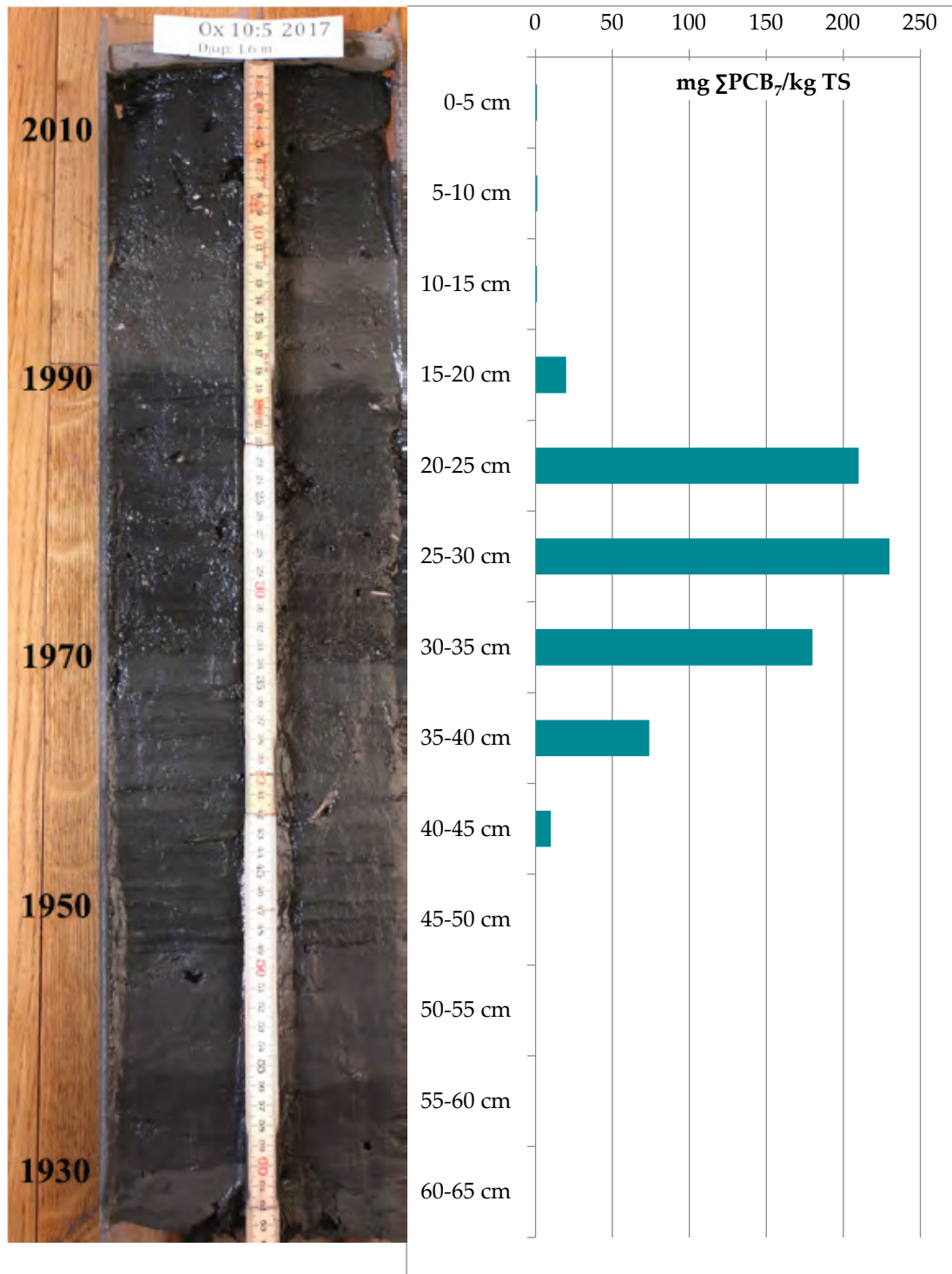
	Sedimentackumulation	Sedimenttillväxt
	$\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$	$\text{mm}/\text{år}$
Ox 9:1	706	3,4
Ox 10:4	1568	5,2
Ox 10:5	2319	6,8

I Figur 15-17 jämförs de daterade sedimentkärnorna mot den uppmätta fördelningen av ΣPCB_7 i respektive kärna. Enligt denna datering ökar ΣPCB_7 -halterna i samtliga kärnor påtagligt under 1960-talet och når sin topp någon gång i slutet av 1970-talet/ början av 1980-talet för att sedan avta påtagligt.

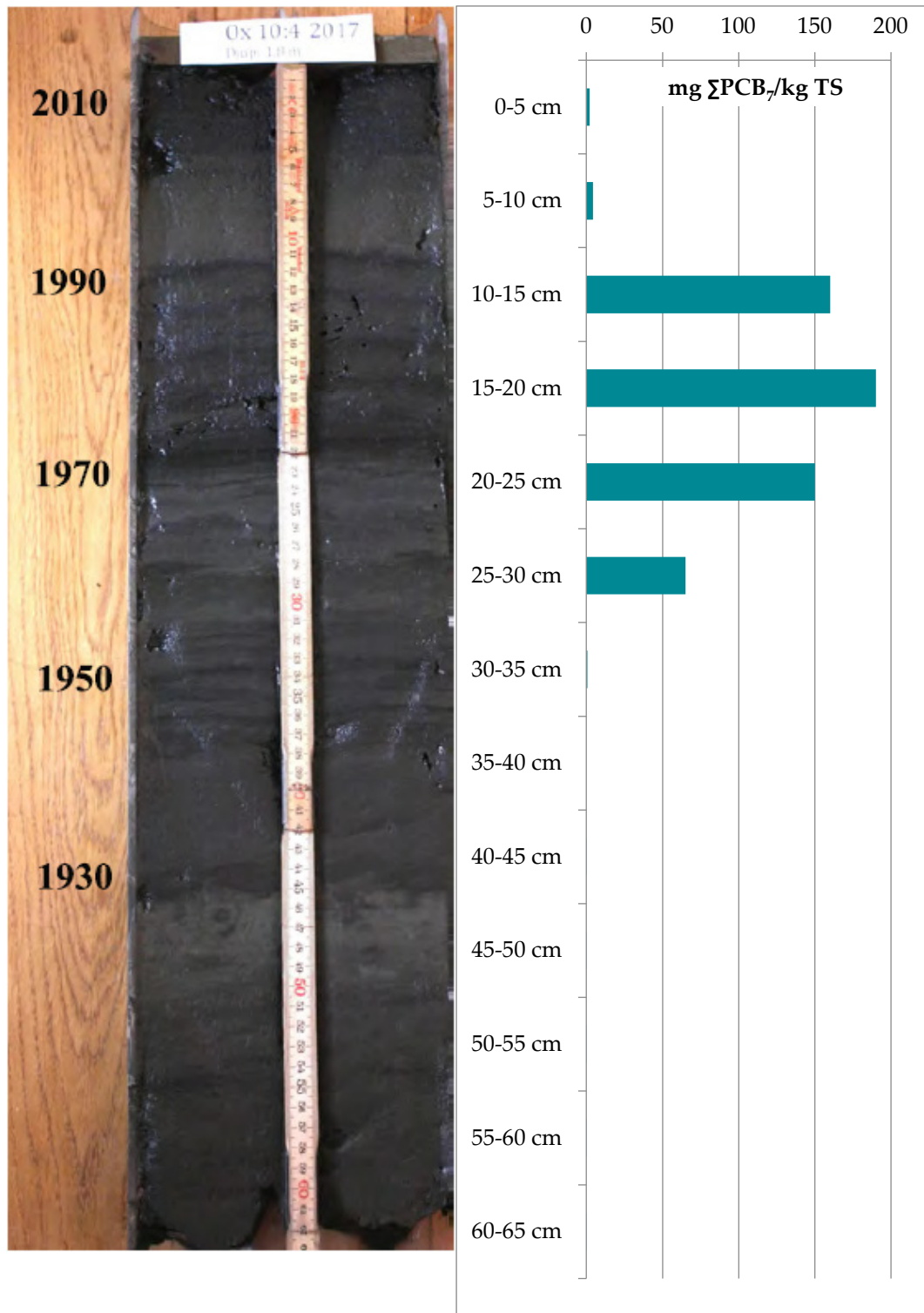
Metallprofilerna som redovisas i Figur 13 har även jämförts med sedimentkärnor från ungefär samma område i Oxundasjön, som togs sommaren 1972 (Broberg, 1973). Där uppmättes haltprofiler av zink, koppar, nickel, bly, järn och mangan ner till 2 meters sedimentdjup (se Bilaga 2). I dessa profiler framgår *en* distinkt topp, några centimeter ner i sedimentet. I de haltprofiler som presenteras i föreliggande rapport, framgår istället *två* distinkta toppar för dessa metaller. Vad som förefaller intressant är att om man studerar de daterade kärnorna (Figur 14), ligger 1970 då Broberg tog sina prover, någonstans mellan dessa två toppar. Det finns alltså en möjlighet att dessa sedimentkärnor togs just under perioden med lägre metallhalter i sedimentet, varpå endast en av topparna noterades i analyserna.

Utifrån en historisk inventering av Väsbyverken (Jansson & Persson, 2017), har några historiska händelser kunnat kopplas till dateringen. År 1946 finns uppgifter om att en omfattande brand utbröt efter att en smältugn i pressgjuteriet hade tänts för uppvärmning när den var täckt av trälucka, under nattetid. Vid branden förstördes all inredning, många maskiner och hela takkonstruktionen över de antända rummen. En möjlighet är att detta resulterade i ett betydande utsläpp av tungmetaller till recipienten, som speglas i den nedre toppen i metallprofilerna. En annan, kanske mer trolig, orsak till denna topp är att produktionen i industrin hade kommit igång ordentligt i slutet av 1940-talet och början av 1950-talet. En annan händelse som finns dokumenterad i Jansson & Persson (2017), är att processvatten med höga halter av framför allt koppar, krom och nickel noterades i Väsbyverken år 1980. Om man studerar profilerna för krom och nickel, framför allt i kärnan från Ox 10:5, syns en tydlig topp av dessa metaller runt 24 cm, vilket stämmer väl med året 1980 i dateringen i Figur 15.

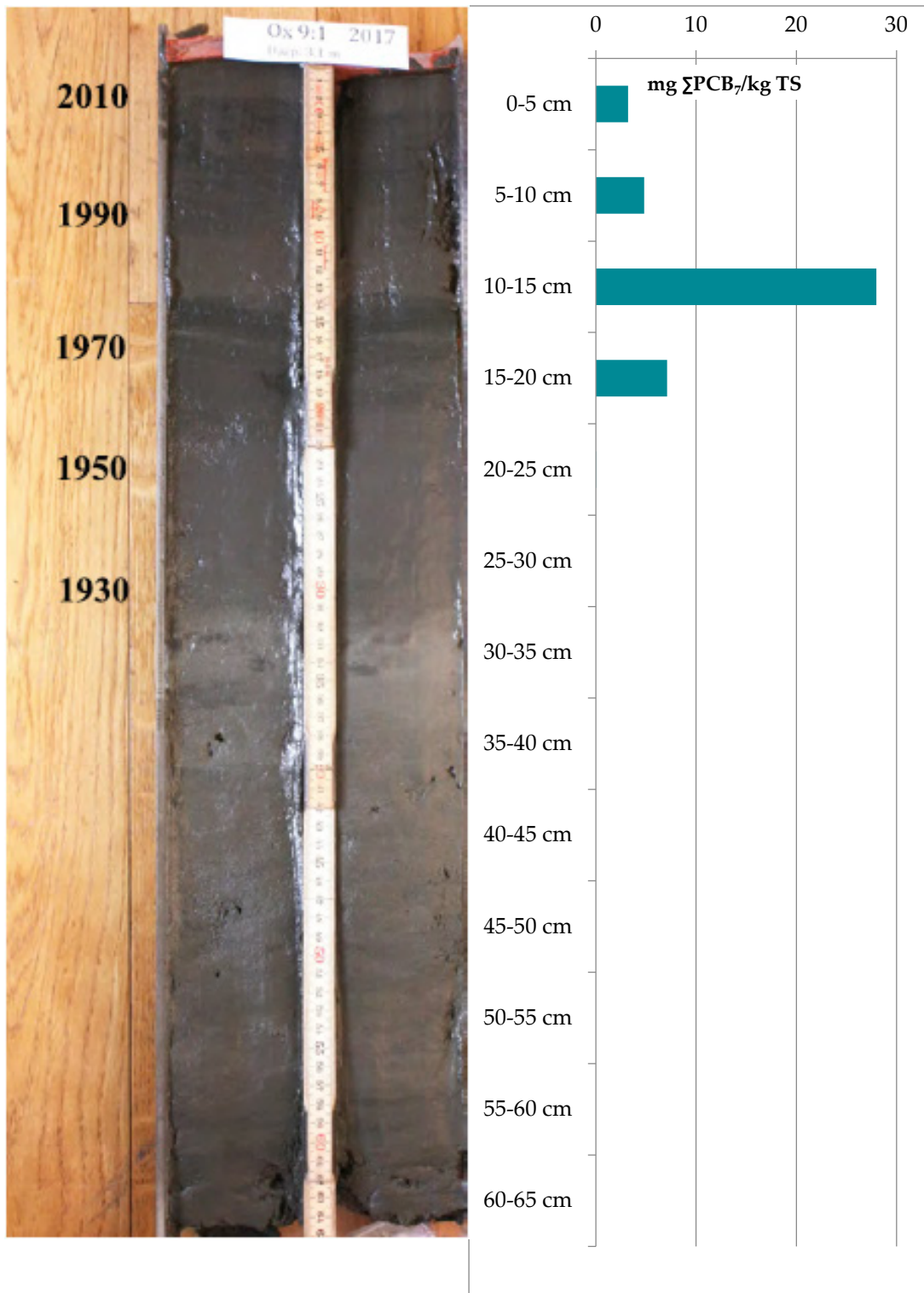
Sammantaget bedöms tillförseln av PCB till Oxundasjön från Väsbyån ha startat under början av 1960-talet och kulminerat runt 1980. En möjlig felkälla är att dateringen baseras på att metallhalterna började öka kraftigt på 1930-talet. Detta skulle kunna fastställas med ytterligare källor för att stärka säkerheten i dateringen. Verksamheten låg nere mellan 1921 och 1928 ((Tomas Bogren, pers. komm.), vilket talar för att metallökningen inte skedde innan 1930. Den nedre gränsen för när metallhalterna började öka i sedimenten är dock 1903, när verksamheten vid Väsbyverken startade. Baserar man istället dateringen på att metallhalterna kraftigt ökade vid detta årtal, förskjuts dateringen några år bakåt i tiden. Med denna beräkningsgrund startade PCB-tillförseln runt 1955 och kulminerade mot slutet av 1970-talet.



Figur 15 Kärna Ox 10:5 daterad utifrån beräknad ackumulerad torrsubstansdeposition, jämfört med uppmätt PCB-profil i samma kärna.



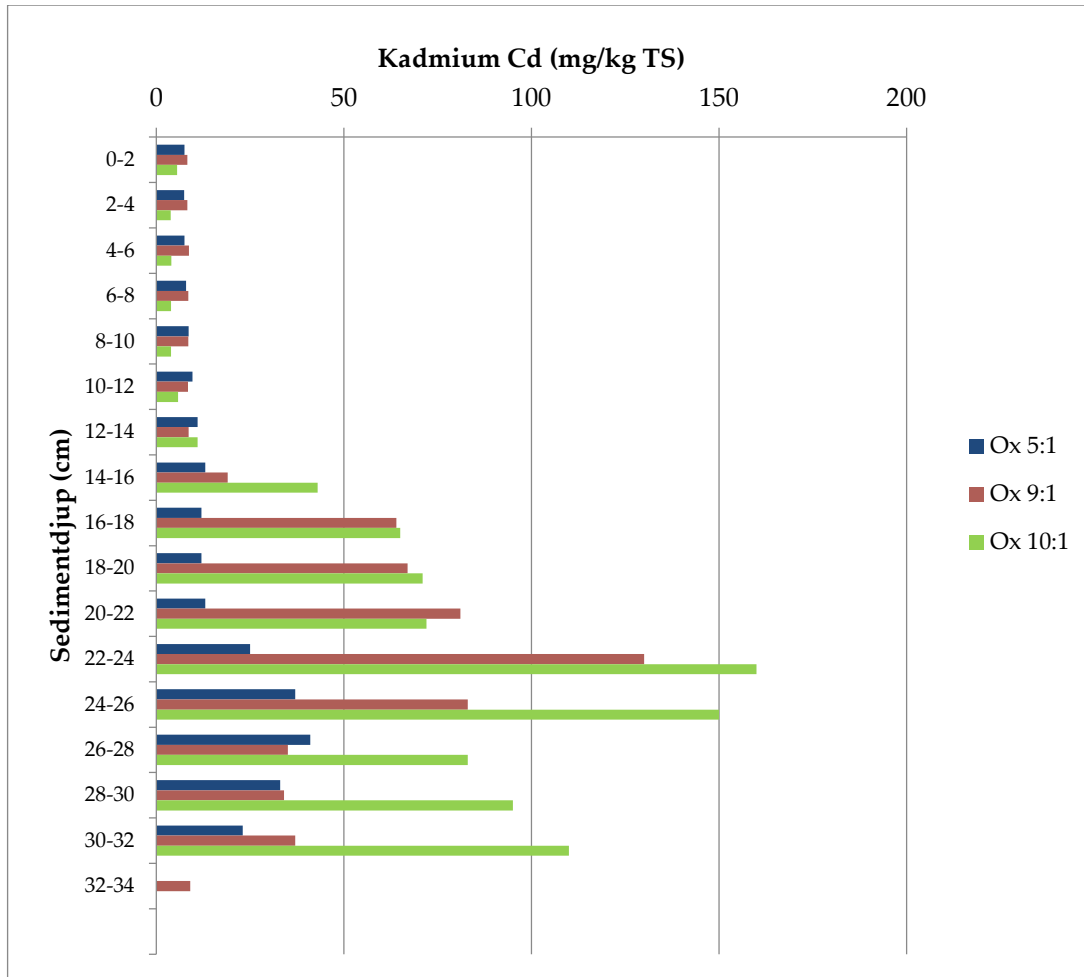
Figur 16 Kärna Ox 10:4 daterad utifrån beräknad ackumulerad torrsubstansdeposition, jämfört med uppmätt PCB-profil i samma kärna.



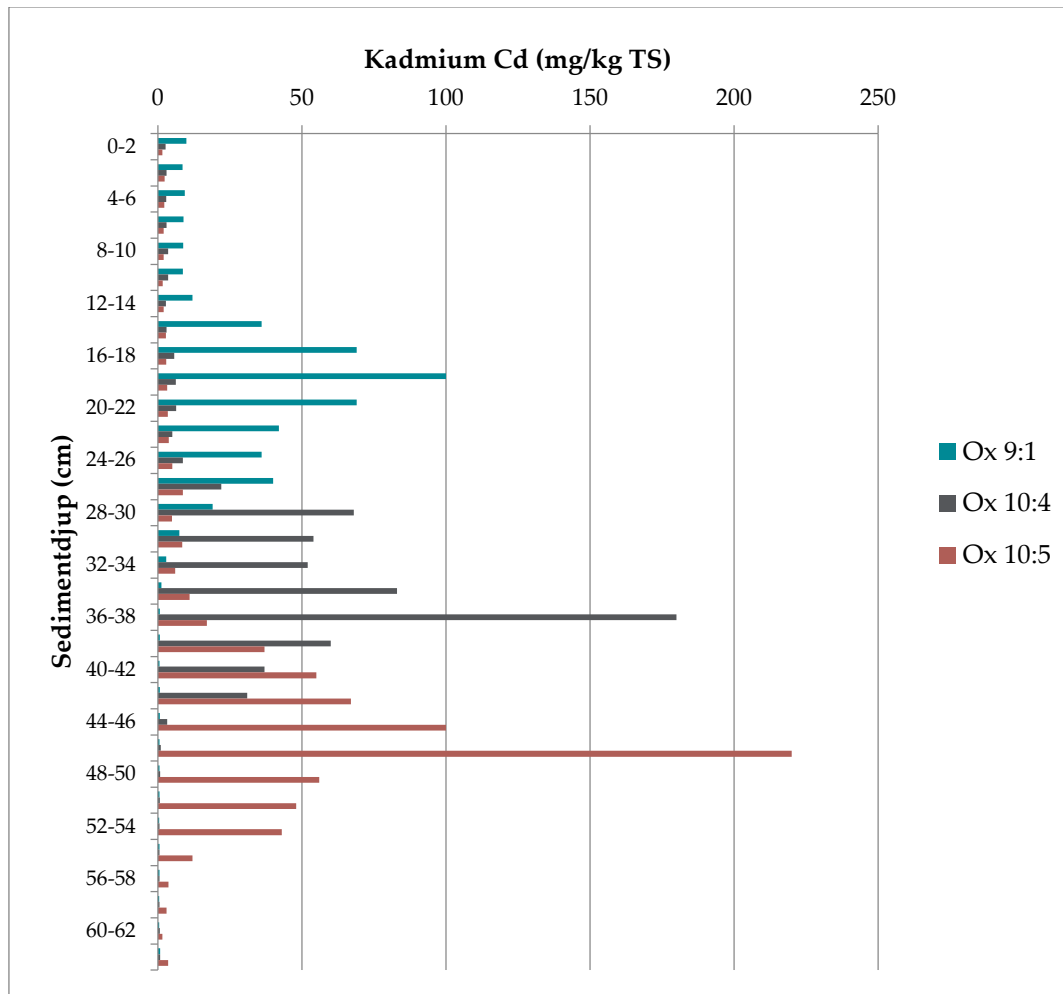
Figur 17 Kärna Ox 9:1 daterad utifrån beräknad ackumulerad torrsubstansdeposition, jämfört med uppmätt PCB-profil i samma kärna.

4.3 Kadmium

I Figur 18 och 19 redovisas uppmätta kadmiumhalter i sediment från olika positioner i Oxundasjön. Kadmium i Oxundasjöns sediment redovisas och utvärderas separat i rapporten efter önskemål från Länsstyrelsen.



Figur 18 Uppmätta kadmiumhalter i tre sedimentkärnor från Oxundasjön, 0-34 cm.



Figur 19 Uppmätta kadmiumhalter i tre sedimentkärnor från Oxundasjön, 0-64 cm.

Ur profilerna kan urskiljas att kadmiumhalterna i sedimentet har varit betydligt högre historiskt sett jämfört med vad de är idag. De högsta halterna framgår i tydliga toppar på 160-220 mg/kg ts mellan 22-48 cm sedimentdjup i kärnorna från delområde 9 och 10. Detta kan jämföras mot halterna i ytsediment, d.v.s. nyligen avsatt sediment som representerar dagens förhållanden i sjön, som ligger på ca 3-8 mg/kg ts. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (NV, 1999a), klassas halterna i ytsediment som måttligt höga-höga halter.

5 Signalkräfta

Signalkräfter samlades in från Oxundasjön och Fysingen september 2016 samt från Flottvik och Oxundaån i februari 2017. Analyser gjordes på IVLs laboratorium avseende ΣPCB_7 i stjärtmuskel. Tidigare analys av ett samlingsprov från Skarven i höjd med Kairobadet (nedströms Oxundasjön) visade höga halter i förhållande till bakgrundshalter i signalkräfta (Karlsson, 2016). Till följd av detta undersöktes halterna i kräfta från Oxundasjön och Oxundaåns nedre rinnsträcka (Marängsås). Som framgår av Tabell 9 var halterna ca 16 gånger högre i signalkräfta från Oxundasjön jämfört med Fysingen. Halterna är sedan lägre i Oxundaån jämfört med Oxundasjön.

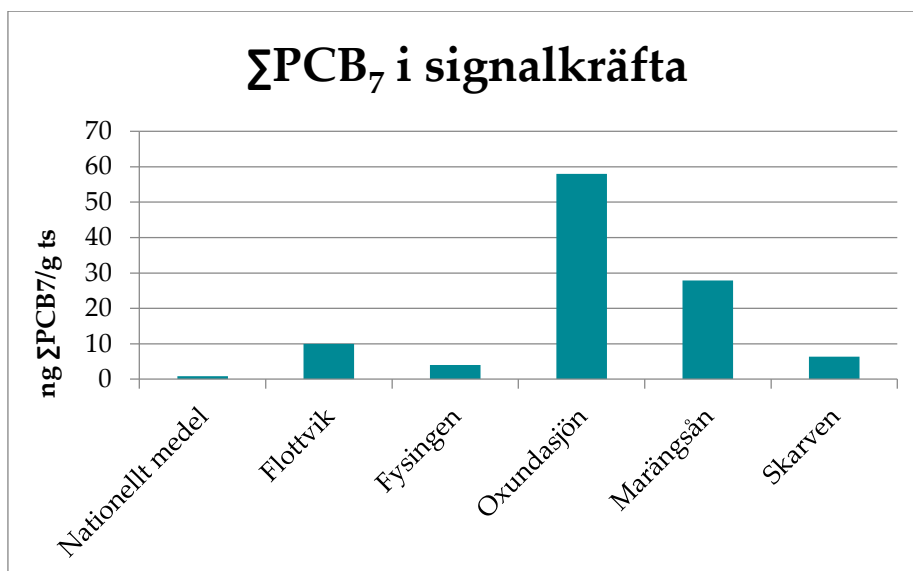
Tabell 9 Uppmätta PCB-halter i kräfta från Fysingen och Oxundasjön.

	Flottvik	Fysingen	Oxundasjön	Oxundaån A	Oxundaån B
Fetthalt	0,54%	0,50%	1%	0,37%	0,40%
PCB 28	1,6	0,33	13	6,8	4,8
PCB 52	0,10	<0,05	1,3	0,75	0,59
PCB 101	0,55	0,17	4,2	2,1	1,7
PCB 118	4,6	2,2	22	13	12
PCB 153	2,1	0,78	10	4,1	4,2
PCB 138	0,49	0,16	3,2	1,1	1,0
PCB180	0,76	0,35	3,8	1,6	1,7
ΣPCB_7 (ng/g vv)	10	4,0	58	29	26

Jämfört med halter i signalkräfta från andra platser i Sverige syns tydligt att halterna är högre i kräfta från Oxundasjön (Tabell 10 och Figur 20). Även halterna i Fysingen och Flottvik var något högre jämfört med andra lokaler, vilket är svårare att förklara. Det är dock värt att påpeka att halterna i kräfta fortfarande är i storleksordningen 10 gånger lägre än halterna som uppmätts i fisk (abborre, gädda och gös) från Oxundasjön. I de små mängder som kräftor normalt konsumeras bedöms ingen anledning att avråda från konsumtion av kräftor från Oxundasjön och Oxundaån föreligga.

Tabell 10 PCB i kräftmuskel från olika lokaler i Sverige (kursiva, Lindeström et al., 2008), jämförda mot halter i Oxundaåns avrinnings- och mynningsområde och en referenslokal i norra Vättern (feta) insamlade 2015-2017.

Sjö	Σ PCB ₇ (ng/g vv)
<i>Varpan</i>	0,35
<i>Träsksjön</i>	0,75
<i>Trekanten</i>	0,73
<i>Långsjön</i>	0,52
<i>Magelungen</i>	0,99
<i>Mälaren (Lövestaffjärden)</i>	1,0
<i>Drevviken</i>	0,98
<i>Ältasjön</i>	0,23
<i>Flaten</i>	0,56
<i>Sicklasjön</i>	1,1
<i>Munksjön</i>	2,8
<i>Mellersta Vättern</i>	0,44
<i>Södra Vättern</i>	0,67
Fysingen	4,0
Oxundasjön	58
Marängsåsån	28
Skarven, Mälaren	6,4
Flottvik, Mälaren	10
Norra Vättern	0,72



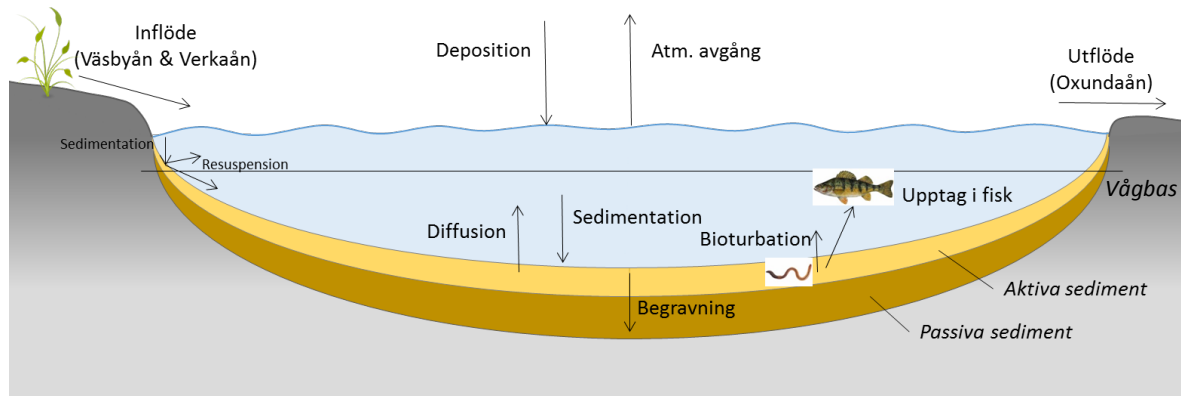
Figur 20 Halter i signalkräfta i Oxundaområdet jämfört mot ett nationellt medelvärde (Lindeström et al., 2008)

6 Massbalansmodell

Baserat på en semiempirisk massbalansmodell för PCB som tidigare tagits fram i ett examensarbete våren 2016 (Hällén, 2016), simulerades hur mängder och massflöden av PCB kommer att utvecklas i Oxundasjön 25 år framåt i tiden. Modellen baserades på månadsvisa massflöden av ΣPCB_7 .

Den konceptuella modellen i Figur 21 visar hur flöden och dynamik för PCB har definierats i modellen. Oxundasjön delades in i tre matriser: vatten, ackumulationsbottnar (A-bottnar) och erosions- och transportbottnar (ET-bottnar). På bottnar ovanför vågbasen, ET-bottnar, sker per definition ingen permanent deposition av partiklar till följd av vind- och vågaktivitet (Håkanson & Jansson, 1983). På A-bottnar, under vågbasen, antas däremot sedimentera partiklar ackumuleras med tiden. A-bottnarna delades i sin tur i en aktiv och en passiv del. PCB i aktiva sediment antogs kunna frigöras till vattenfasen via processer som diffusion och bioturbation (omblandning av sedimenten av bottenlevande djur), medan PCB i de passiva sedimenten antogs vara permanent begravda i sedimenten. Gränsen mellan aktiva och passiva sediment antogs vid 10 cm sedimentdjup, vilket baseras på ett vanligt antagande att omblandning av sedimentmassorna genom bioturbation upphör eller kraftigt begränsas på sedimentdjup större än 10 cm (Håkanson & Jansson, 1983).

Flödesdynamiken av PCB i Oxundasjön antog karakteriseras av processerna atmosfärisk deposition och avgång, sedimentation, resuspension, diffusion (inkl. bioturbation), biologisk nedbrytning/ omvandling, begravning från aktiva sediment samt in- och utflöde (Figur 21). Liknande dynamik har tillämpas i ett flertal studier där bland annat massflöden av fosfor och dioxiner modellerats (Håkanson & Peters, 1995; Håkanson & Eklund, 2007; Karlsson m.fl., 2010). För fullständig beskrivning av modellens uppbyggnad och hur de olika processerna definieras, hänvisas till Hällén (2016).



Figur 21 Konceptuell modell för massflöde av PCB i Oxundasjön.

Några justeringar och förbättringar gjordes i modellen, framför allt fanns ett bättre empiriskt underlag att basera modellen på:

- Korrigerad luft- och depositions halt enligt mätningar vid Oxundasjön 2016
- Inflöde från Väsbyån och Verkaån baserat på uppmätta halter 2016/17
- Förbättrad mängduppskattning i sediment, baserat på kärnor som togs 2016/17
- Platsspecifik sedimentdeposition baserad på resultat från Jonsson (2017)
- En temperaturberoende kalibreringsfaktor har lagts in för att styra diffusionen från sediment till vatten för att matcha uppmätta halter i Oxundasjöns utlopp (Oxundaån)

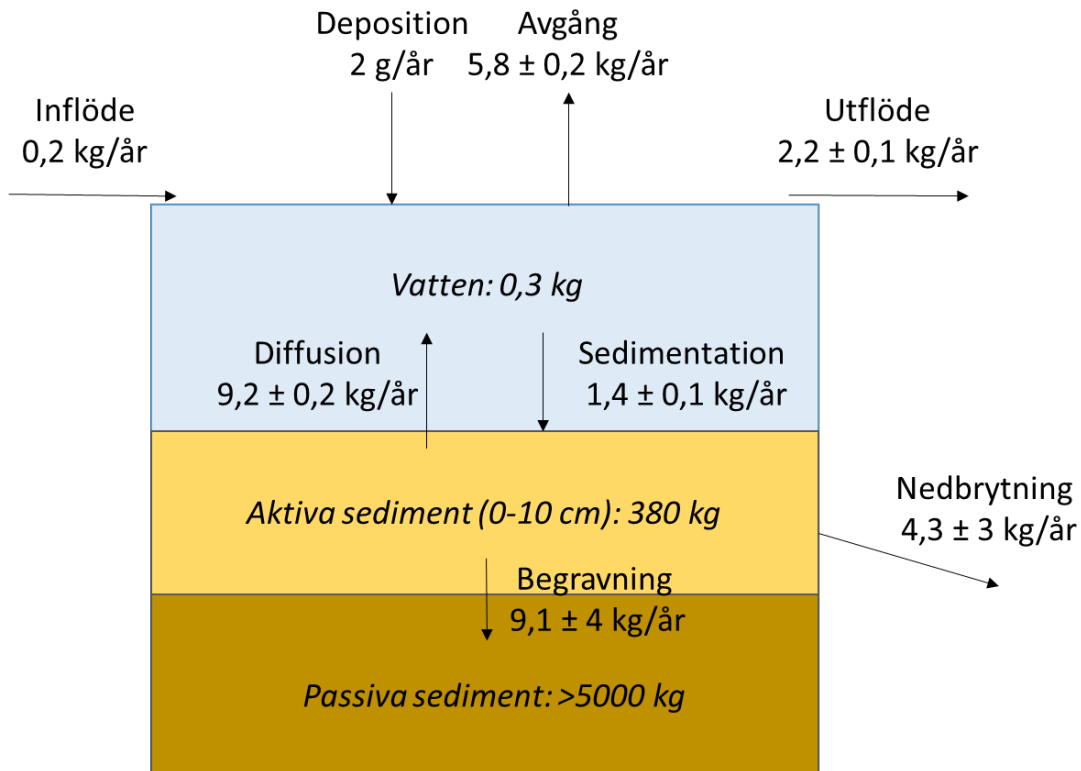
- En faktor som kompenserar för mindre atmosfärisk avgång från vatten under månaderna januari, februari och mars, till följd av isbildning har lagts in.
- Modellen har kalibrerats mot uppmätta vattenhalter i Oxundaån 2016/17
- Modellerad ekologisk halveringstid i sediment har jämförts med beräknade halveringstider i sedimentkärnorna som daterats i Jonsson (2017)

De största osäkerheterna i modellen antog utgöras av processerna nedbrytning (halveringstid för PCB) och begravnin (nettodeposition av partiklar), framför allt för modellens prediktiva förmåga över tid. Därför ansattes tre fall för att testa modellens robusthet: ett "normalfall" som baserades på de värden som antogs vara mest rimliga, ett "värsta fall" som baserades på långsam nedbrytning och begravnin samt ett "bästa fall" med snabb nedbrytning och begravnin. De tre fallen presenteras i Tabell 11.

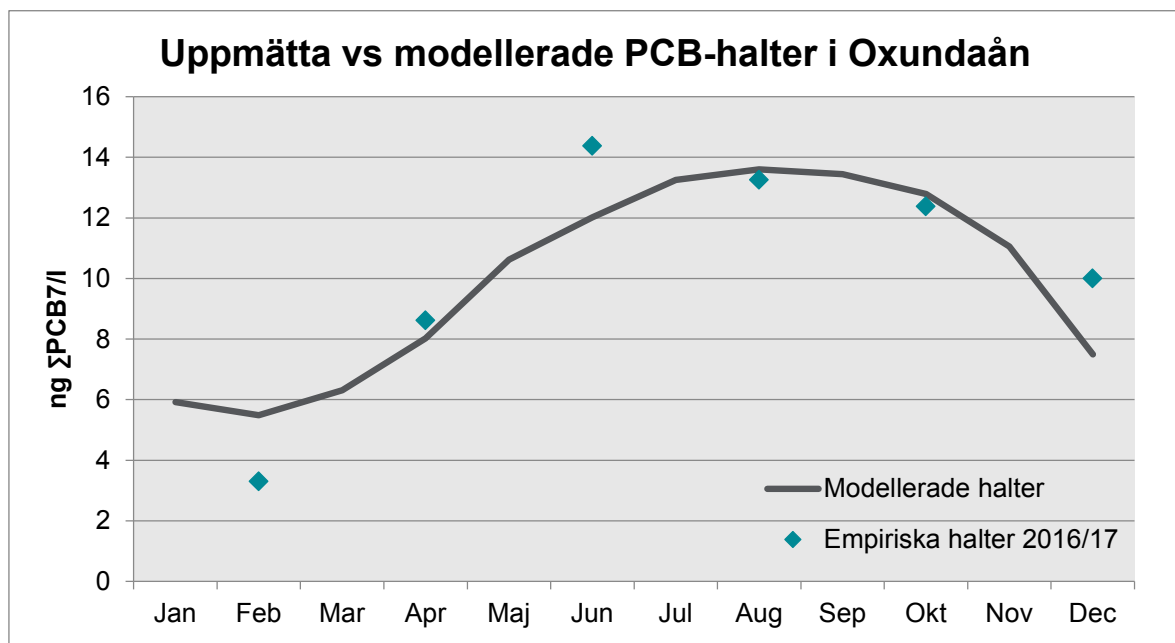
Tabell 11 Tre olika fall kördes i modellen för att testa hur det påverkade modellresultaten: fall 1 = "normalfallet", fall 2 = "värsta fallet" med långsam nedbrytning och begravnin samt fall 3 = "bästa fallet" med snabb nedbrytning och begravnin.

	Halveringstid för ΣPCB_7 i sediment	Nettodeposition av partiklar
Fall 1	≈ 60 år	500 g/m ² år
Fall 2	≈ 90 år	250 g/m ² år
Fall 3	≈ 30 år	750 g/m ² år

I Figur 22 presenteras resultat från modellens två första simuleringsår, vilket speglar den nuvarande massbalansen för PCB i Oxundasjön. Mängder och flöden i figuren presenteras som PCB_{tot} (baserat på antagandet att $\Sigma\text{PCB}_7 \approx 20\% \text{ PCB}_{\text{tot}}$). De största massflödena sker genom processerna diffusion, begravnin, nedbrytning och atmosfärisk avgång. Drygt 2 kg PCB_{tot} tillförs årligen Rosersbergsviken nedströms via Oxundaån. Att 10 gånger så mycket PCB_{tot} rinner ut från Oxundasjön jämfört med inflödet från Väsbyån, samt att ca 6 kg årligen avgår till atmosfären, visar tydligt att Oxundasjön idag fungerar som en sekundär spridningskälla av PCB till omgivningen. Modellen kalibrerades mot uppmätta vattenhalter i Oxundaån och en förhållandevis god överensstämmelse uppnåddes, se Figur 23.



Figur 22 Modellerade årliga massflöden av PCB_{tot} till och från vatten och aktiva sediment i Oxundasjön. Baseras på att Σ PCB7 representerar 20% av PCB_{tot}. Mängder och massflöden i figuren presenteras som medelvärden från de två första åren av simuleringsperioden.



Figur 23 Modellerade halter mot empiriska halter i vatten visar att modell genererar rimliga PCB-halter i utflödet från Oxundasjön (Oxundaån).

I Tabell 12 presenteras hur den initiala mängden ΣPCB_7 i Oxundasjön aktiva sediment minskade över tid vid de tre olika fallen. Minskningen av PCB i sedimenten redovisas här med begreppet "ekologisk halveringstid", som speglar *hela minskningen* av PCB med hänsyn till alla processer som presenteras i den konceptuella modellen i Figur 21. Ekologisk halveringstid skiljer sig alltså från de halveringstider som ansattes i modellen för att representera biologisk nedbrytning av PCB. Resultatet blev en ekologisk halveringstid för ΣPCB_7 i sedimenten på $\approx 12 \pm 4$ år, vilket innebär att 18 ± 9 kg ΣPCB_7 kvarstår i Oxundasjöns aktiva sediment efter 25 år.

Tabell 12 Visar hur den initiala mängden ΣPCB_7 i Oxundasjön aktiva sediment minskade över simuleringsperioden (25 år) vid de tre olika fallen.

	Start (kg ΣPCB_7)	Efter 25 år (kg ΣPCB_7)	Ekologisk halveringstid (år)
Fall 1	76	18	12
Fall 2	76	27	17
Fall 3	76	9,4	8

I modellen kopplades halter i sediment till halter i abborre i miljörapporteringsstorlek (15-20 cm) enligt ett log-linjärt samband mellan PCB i sediment och abborre som beskrivs i Hållén (2016). Resultatet blev en ekologisk halveringstid för ΣPCB_7 i abborre på $\approx 17 \pm 5$ år, vilket innebär att halterna i abborre efter 25 år skulle vara 180 ± 60 ng ΣPCB_7 / g vv (Tabell 13). Detta kan jämföras med EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk, tillika svensk miljö kvalitetsnorm, på 125 ng ΣPCB_6 /g vv ($\Sigma\text{PCB}_6 \approx \Sigma\text{PCB}_7$).

Tabell 13 Visar hur initial PCB-halt i abborre från Oxundasjön minskade över simuleringsperioden (25 år) vid de tre olika fallen.

	Start (ng ΣPCB_7 /g vv)	Efter 25 år (ng ΣPCB_7 /g vv)	Ekologisk halveringstid (år)
Fall 1	500	180	17
Fall 2	500	240	24
Fall 3	500	120	12

Utifrån dateringen av de tre sedimentkärnorna Ox 9:1, 10:4 och 10:5 uppskattades ekologisk halveringstid från peak-halt till dagens halter i yt sediment i respektive kärna (Tabell 14). Den ekologiska halveringstiden i kärnorna från delområde 10, närmast Väsbyåns mynning, är betydligt lägre än vid delområde 9, som ligger längre norrut i sjön. Detta beror på en större sedimentationstillväxt i delområde 10 och att PCB snabbare begravs och omsätts där. Man kan tänka sig att en halveringstid representativ för sjön är något större än den i Ox 9:1, och alltså matchar de halveringstider som erhöles ur modellen (Tabell 12) förhållandevis väl.

Tabell 14 Ekologiska halveringstider för de tre daterade kärnorna Ox 9:1, Ox 10:4 och Ox 10:5.

	Peak (mg ΣPCB_7 /kg ts)	Yt sediment (mg ΣPCB_7 /kg ts)	Tid från peak till idag (år)	Ekologisk halveringstid (år)
Ox 9:1	28	3,2	35	11
Ox 10:4	190	2	35	5
Ox 10:5	230	0,92	40	5

7 Slutsatser

- Löpande provtagning i vatten visar i enlighet med tidigare undersökningar att en tillförsel av PCB till Väsbyån sker från Upplands Väsby tätort. Koncentrationerna nedströms Upplands Väsby tätort är ca 10 gånger högre jämfört med uppströms.
- PCB-koncentrationerna i vatten som uppmätts i Ladbrodammen är av samma storlek som koncentrationerna uppströms i Väsbyån, vilket indikerar att dagvatten som tillförs dammen inte är en betydande källa för tillförsel av PCB.
- PCB-koncentrationerna i vatten är 5-6 gånger högre i Oxundasjön och Oxundaån jämfört med koncentrationerna i Väsbyåns mynning. Detta indikerar att det sker ett utflöde av PCB från sjöns sediment som transporteras vidare ut i Rosersbergsviken och att den intransport som i dagsläget sker till Oxundasjön via Väsbyån är marginell i sammanhanget.
- PCB-halterna i luft är förhöjda i närheten av Oxundasjön jämfört med en referenslokal i Aspvreten, östra Svealand. De högsta halterna uppmättes under sommaren. De genomförda luftmätningarna tyder på att det sker ett nettoutflöde av PCB till omgivande luftmassa som kan uppskattas till storleksordningen 5 kg/år.
- Sedimentprovtagningen visade likt tidigare undersökningar att PCB-halterna i sjöns ytsediment är relativt homogena och typiskt ligger runt 2-3 mg ΣPCB_7 /kg ts. Halterna är betydligt högre djupare ner i sedimentet och som högst inom delområde 10, med halter på upp till 280 mg ΣPCB_7 /kg ts. Under 45 cm sedimentdjup uppmättes bakgrundshalter.
- Baserat på uppmätta halter i sediment uppskattas den totala mängden PCB i Oxundasjöns sediment vara $5,5 \pm 2,5$ ton PCB_{tot} .
- Utifrån datering av sedimentkärnor baserat på torrsubstansdeposition och utsläppshistorik från Väsbyverken, bedöms tillförseln av PCB till Oxundasjön från Väsbyån ha startat under början av 1960-talet och kulminerat runt 1980.
- Halten ΣPCB_7 i signalkräfta från Oxundasjön uppmättes till 58 ng/g vv (stjärtmuskel), högre än det nationella medelvärdet (0,9 ng/g vv). Halterna är emellertid väsentligt lägre än i fisk av konsumtionsstorlek, varför några särskilda råd avseende mänsklig konsumtion av kräftor i dagsläget inte är motiverade.
- Med hjälp av massbalansmodellering har en bild över dagens mängder och massflöden av PCB i Oxundasjön skapats. De största massflödena av PCB sker idag genom atmosfärisk avgång från vatten till luft, diffusion från sediment till vatten samt genom begravnings- och biologisk nedbrytning av PCB. Resultaten visar tydligt att Oxundasjön idag fungerar som en sekundär spridningskälla av PCB till omgivande luft och nedströms liggande vatten.
- Med hjälp av massbalansmodellen uppskattades den ekologiska halveringstiden för ΣPCB_7 i Oxundasjöns sediment vara 12 ± 4 kg/år. Genom ett statistiskt samband mellan PCB i sediment och fisk, uppskattas halterna i abborre (15-20 cm) vara 180 ± 60 ng ΣPCB_7 /g vv om 25 år. Detta innebär att PCB-halterna i fisk med stor sannolikhet kommer överstiga dagens miljö kvalitetsnorm och gränsvärde för saluföring om 25 år om inga åtgärder för PCB-förekomsten i sjön genomförs.

8 Referenser

Broberg, A. (1973). Fördelningen av tungmetaller i Oxundasjön. Scripta Limnologica Upsaliensia 9:340. 46 sid.

Håkanson, L. & Jansson, M. (1983). Principles of lake sedimentology. Springer, Berlin. ISBN 978-3-540-12645-4.

Håkanson, L. & Eklund, J. M. (2007). "A dynamic mass balance model for phosphorus fluxes and concentrations in coastal areas." Ecological Research, 22(2), pp 296–320.

Håkanson, L. & Peters, R. H. (1995). Predictive limnology: methods for predictive modelling. SPB Acad. Publ. Amsterdam. ISBN 90-5103-104-1.

Hällén, J. (2016). PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken – prediktiv modellering av återhämtningsscenarier. Examensarbete inom miljö- och vattenteknik. Institutionen för ekologi och genetik, limnologi. Uppsala universitet.

Hällén, J. & Karlsson, M. (2017). Undersökningar av PCB och klorerade VOC i Väsbyån och Messingenområdets dag- och dricksvatten. IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport U5779.

Jansson, K. & Persson, J. (2017). Kvarteret Messingen, Upplands Väsby – PM Underlag till ansvarsutredning.

Jonsson, P. (2017). Sedimentprovtagning och historikbedömning Oxundasjön. JP Sedimentkonsult. Rapport 2017:2.

Karlsson, M. & Johansson, N. (2015). Passiv provtagning av PCB-halter i Väsbyån. IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport U5481.

Karlsson, M., Johansson, N., Malmaeus M. (2015). Aktiv och passiv provtagning i Väsbyån. IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport U5481.

Karlsson, M., Palm Cousins, A. & Malmaeus, M. (2015). PCB i Oxundasjön - mängder och flöden. IVL Svenska Miljöinstitutet. (U 5556).

Karlsson, O. M., Malmaeus, J. M., Josefsson, S., Wiberg, K. & Håkanson, L. (2010). "Application of a mass-balance model to predict PCDD/F turnover in a Baltic coastal estuary." Estuarine, Coastal and Shelf Science, 88(2), pp 209–218.

Lindström, L., Tröjbom, M. & Aune, M. (2008). Miljögifter i kräftor – ett nytt instrument för miljöövervakning? Miljöförvaltningen Stockholm. ISSN: 1653-9168.

NV (1999a). Sjöar och vattendrag: bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN:91-620-4913-5.

NV (1999b). Kust och hav: bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN:91-620-4917-8.

Palm, A., Wängberg, I. & Brorström-Lundén, E. (2001). Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken - Utvärdering av mätresultat. IVL Svenska Miljöinstitutet. B1433.



Sjöberg K., Brorström-Lundén E., Danielsson H., Fredricsson M., Hansson K., Pihl Karlsson G., Potter A., Wängberg I., Kreuger J., Nanos T., Paulsson E., Areskoug H., Alpfjord H., Andersson C. och Josefsson W. (2016): Nationell luftövervakning - Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. 2015. IVL rapport C224.

Bilaga 1 – Analys- och provtagningsmetodik

Luft

För luftprovtagningen användes en lågvolymsprovtagare, LVS, försedd med glasfiberfilter för uppsamling av PCB i partikelfas och två glaskolonner med en adsorbent av polyuretanskum, PUF, för uppsamling av PCB i gasfas. Provtagningsstiden var en vecka och veckoproverna slogs samman till ett månadsprov på laboratoriet.

De organiska komponenterna löstes från provmatrisen (filter och adsorbent) genom soxhletextraktion med aceton under 24 timmar. För bestämning av PCB upparbetades acetonekstraktet genom vätske/vätske extraktion. Därefter utfördes en selektiv upprensning av proverna, vilken är inriktad på att separera olika ämnesgrupper. Vid analysen används gaskromatografi med elektroninfångningsdetektor, GC-ECD.

Renheten av pluggar och filter undersöktes med hjälp av fältblanker. Eventuell kontaminering av proven vid upparbetning och analys kontrolleras genom att laboratorieblanker används. Förluster under upparbetning korrigeras med hjälp av interna standarder. Halterna av de olika komponenterna kvantifieras genom att utnyttja certifierade standarder. Den analytiska variationen bestäms genom upprepade analys av standarder samt dubbelprover.

Deposition

Nedfallet, eller depositionen, av PCB provtogs med en passiv provtagare (bulkprovtagare), där både torr- och våtdeposition uppsamlas. Provtagaren består av en 1 m² teflonbelagd yta med 10 cm höga kanter och svagt lutande mot centrum där en behållare för en adsorbent av polyuretanskum är monterad. Det stoft som deponerats på ytan torkas av med etanolfuktade glasfiberfilter.

Depositionsproven består således av både partikelbundna ämnen som deponerats på provtagningsytan och av de föreningar som adsorberats på PUF-pluggarna. Depositionsproven samlades upp i veckoprover, vilka därefter slogs samman till ett månadsprov.

Sediment

Preparering

Kärnorna som analyserades med avseende på ΣPCB_7 preparerades i fält genom att kärnorna skivades upp i intervall om 5 cm varpå respektive intervall homogeniserades. Ett prov uttogs från varje intervall och överfördes till glasburkar. Övriga sedimentkärnor analyserades med avseende på tungmetallerna som redovisas i Tabell 15. Dessa preparerades inte direkt i fält utan sparades i frysrum och preparerades vid ett senare tillfälle på IVLs laboratorium. Kärnorna skivades då i intervall om 2 cm och fördelades i plastburkar. Sedimentanalyserna av både PCB och tungmetaller genomfördes av Eurofins AB.

Tabell 15 Analyserade tungmetaller i sediment.

Parameter	Enhet
Torrsubstans	%
Glödförlust	% Ts
Arsenik, As	mg/kg Ts
Barium, Ba	mg/kg Ts
Bly, Pb	mg/kg Ts
Kadmium, Cd	mg/kg Ts
Kobolt, Co	mg/kg Ts
Koppar, Cu	mg/kg Ts
Krom, Cr	mg/kg Ts
Nickel, Ni	mg/kg Ts
Vanadin, V	mg/kg Ts
Zink, Zn	mg/kg Ts

Mängdberäkning

Den uppskattade mängden baserades på uppmätta halter av ΣPCB_7 i varje femcentimetersskikt. Beräkningen gjordes utifrån skiktets densitet, ρ , som beräknades utifrån sedimentets vattenhalt, W , samt organiska halt, IG° , enligt ekvation 1 (Håkanson & Jansson, 1983).

$$\rho = \frac{100 * \rho_m}{100 + (\rho_m - 1) * (W + IG^\circ)} \quad (\text{Ekvation 1})$$

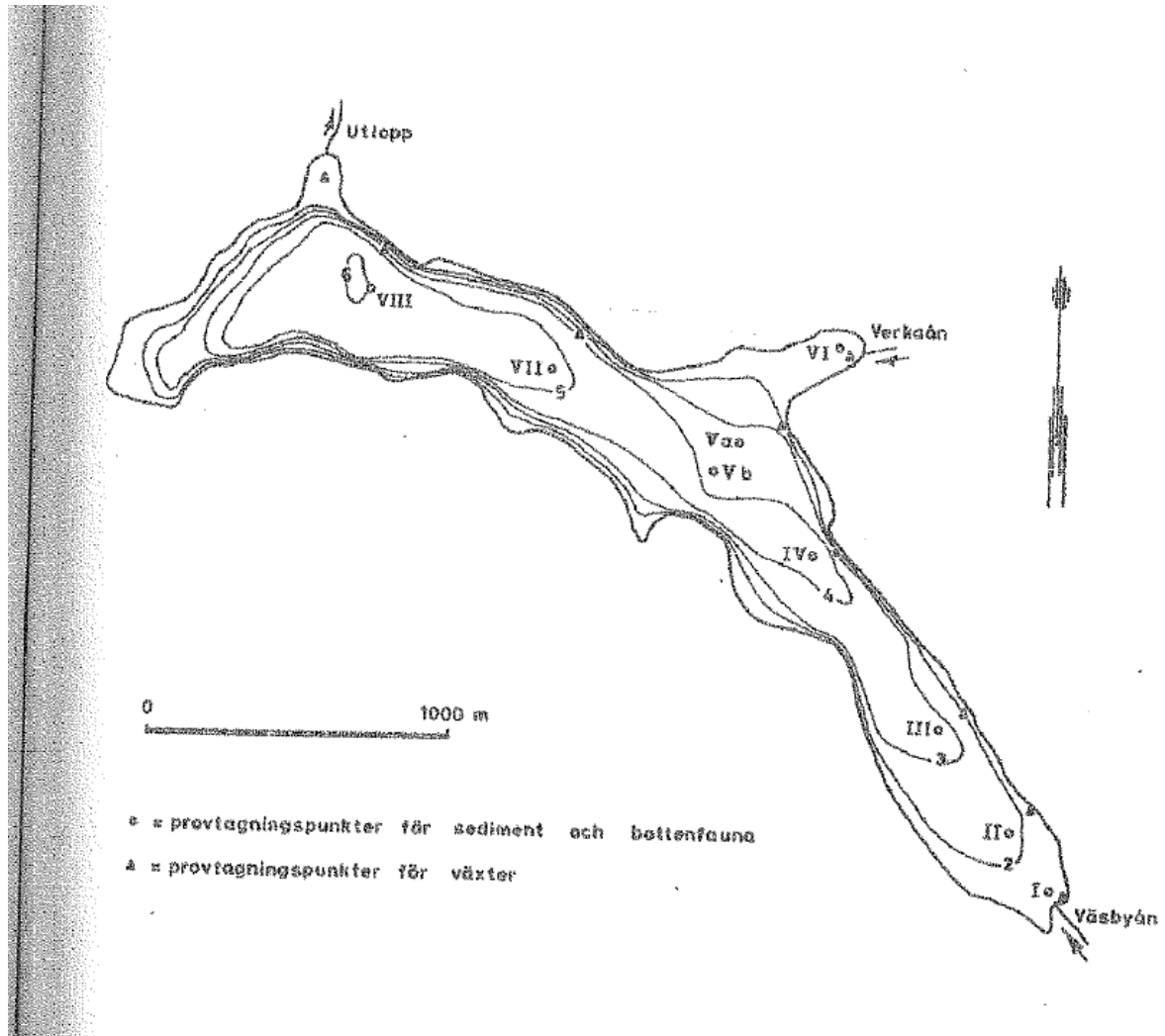
ρ_m är densiteten för mineral och antas vara 2,6 g/cm³. Vidare beräknades mängd ΣPCB_7 per kvadratmeter genom att multiplicera koncentrationen med mängden torrsubstans (100-W), q samt skiktjockleken (0,05 m). Utifrån den arealspecifika mängden beräknades sedan den totala mängden ΣPCB_7 upplagrad i sjön genom att ansätta att varje delområde (1 till 10) representerar 10 % av Oxundasjöns ackumulationsbottenareal, d.v.s. bottnar med kontinuerlig deposition av finmaterial, som tidigare uppskattats vara 1,36 km (Jonsson, 2015). Genomsnittshalter inom varje delområde och djupintervall om 5 cm beräknades utifrån redovisade halter i föreliggande rapport samt de halter för respektive delområde som presenteras i Karlsson m.fl. 2015.

Bilaga 2 – Positioner och vattendjup vid sedimentprovtagningsstationer

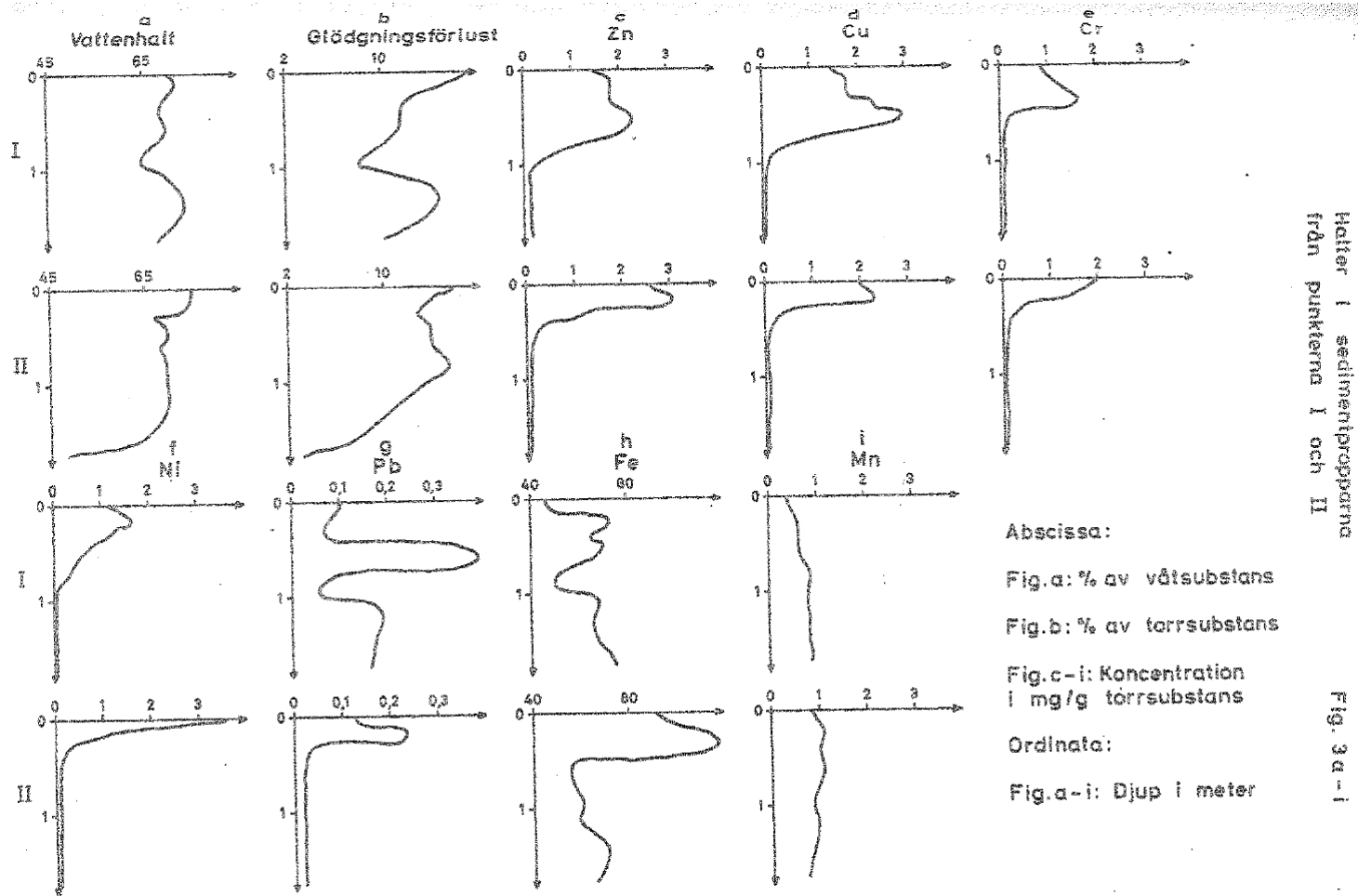
Tabell 16 Positioner och vattendjup vid sedimentprovtagningsstationer

Station	djup (ft)	djup (m)	x	y
Ox 10:1	7.4	2.3	6604010	1617752
Ox 10:2	6.9	2.1	6603945	1617692
Ox 10:3	5.6	1.7	6603879	1617695
Ox 10:4	5.3	1.6	6603970	1617838
Ox 10:5	4.8	1.5	6603893	1617836
Ox 9:1	9.8	3.0	6604323	1617575
Ox 5:1	13.2	4.0	6605132	1617151

Bilaga 3 – Metallprofiler i Oxundasjön (Broberg, 1973)



Figur 24 Sedimentprovtagningsstationer i Oxundasjön (Broberg, 1973).



Figur 25 Metallhaltsprofiler i sedimentkärna I och II från Oxundasjöns södra ände, hämtade sommaren 1972 (Broberg, 1973).

