



UPPSALA
UNIVERSITET

W 16025

Examensarbete 30 hp
Augusti 2016

PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken

Prediktiv modellering av återhämtnings-
scenarier

Joakim Hållén

REFERAT

PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken – prediktiv modellering av återhämtningsscenarier

Joakim Hållén

I samband med en regional kartläggning av miljöstörande ämnen i fisk hösten 2013 uppdagades förhöjda halter av polyklorerade bifenyl (PCB) i abborre från Oxundasjön, norr om Upplands Väsby i Stockholms län. Uppföljande studier har visat att mängden PCB som finns upplagrat i sjön är unik i sitt slag i Sverige, samt att föroreningarna även omfattar nedströms belägna Rosersbergsviken. Halterna i fisk överskrider befintliga gränsvärden för PCB och man avråder i dagsläget från konsumtion av fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken. Syftet med detta arbete har varit att med statistiska analyser och massbalansmodellering studera systemets nuvarande tillstånd, samt hur det kan komma att utvecklas i framtiden vid olika antagna miljöförhållanden och åtgärder för att reducera förekomsten av biotillgängligt PCB.

Med linjär regression visades ett statistiskt signifikant samband mellan PCB-halter i sediment och abborre från 21 lokaler i Stockholms- och Mälarenregionen, inklusive Oxundasjön och Rosersbergsviken. Med den multivariata analysmetoden principalkomponentanalys (PCA), åskådliggjordes hur miljögiftshalter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken markant skilde sig mot miljögiftshalter i fisk från andra lokaler. Skillnaden avsåg framför allt storlek och sammansättning av PCB-halter.

Massbalansmodellering av mängder och massflöden av PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken gjordes i simuleringsprogrammet STELLA®. Modelleringen visade att systemet Oxundasjön-Rosersbergsviken i nuläget fungerar som sekundär spridningskälla av PCB till dess omgivning. Återhämtningen av PCB-halter går långsamt i systemet och det kommer ta mer än 25 år för halterna i fisk att sjunka till dagens gränsvärde, tillika svensk miljö kvalitetsnorm, för PCB. Med modellen utvärderades tre saneringsåtgärder i Oxundasjön: muddring, täckning och behandling med aktivt kol. Samtliga åtgärder ledde till en väsentlig förbättring av PCB-situationen i Oxundasjön, samtidigt som de även hade en positiv inverkan på återhämtningsförloppet i nedströms belägna Rosersbergsviken. När hänsyn i modellen togs för framtida klimatförändringar, det vill säga högre temperaturer och större vattenflöden, ledde detta till ett marginellt snabbare återhämtningsförlopp av PCB i systemet.

Nyckelord: PCB, akvatiskt ekosystem, förorenade sediment, fisk, muddring, täckning, aktivt kol, PCA, massbalansmodell, SIMCA, STELLA.

Institutionen för ekologi och genetik, limnologi, Uppsala universitet, Norbyvägen 18D, SE-752 36 Uppsala, ISSN 1401-5765.

ABSTRACT

PCBs in the Lake System Oxundasjön-Rosersbergsviken – Predictive Mass-balance Modelling for Different Recovery Scenarios

Joakim Hållén

A regional survey of environmentally harmful substances in fish in autumn 2013 revealed elevated levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) in perch from Lake Oxundasjön, north of Upplands Väsby in Stockholm County. Follow-up studies have shown that the quantity of PCBs contained in the lake is unique of its kind in Sweden, and that the area of influence also includes downstream Rosersbergsviken, a bay of Lake Mälaren. The elevated concentrations in fish exceed today's market limits and environmental quality standards for PCBs, as of this, responsible authorities discourage from consumption of fish from Lake Oxundasjön and Rosersbergsviken. The aim has been to use statistical analyses and mass-balance modelling to study the current state of the lake system and how it may evolve in the future under different circumstances.

There is a statistically significant correlation between PCB levels in sediment and perch from 21 different sites in the Stockholm-Mälaren region, including Lake Oxundasjön and Rosersbergsviken, this was demonstrated with a linear regression model. With the multivariate analysis method principal component analysis (PCA), it was illustrated how the contaminant levels in fish from Lake Oxundasjön and Rosersbergsviken differed on contaminant levels in fish from other sites. The difference mainly concerned the size and composition of PCBs.

Mass-balance modelling of quantities and flows of PCBs in Lake Oxundasjön and Rosersbergsviken was made in the simulation program STELLA®. The modelling indicated that the system currently serves as a secondary distribution source of PCBs to the environment. The recovery of PCB levels is slow in the system, it will take more than 25 years for concentrations in fish to reach today's market limits and environmental quality standards for PCBs. The model was used to evaluate three different treatment methods for Lake Oxundasjön: dredging, capping and activated carbon treatment. Simulations of these treatments led to a substantial improvement of the PCB situation in Lake Oxundasjön. Moreover, they also had a positive impact on the recovery process in the downstream Rosersbergsviken. Future climate changes, with warmer temperatures and higher run off, led to a slightly faster recovery progress of PCBs in the system.

Keywords: PCBs, aquatic ecosystem, polluted sediments, fish, dredging, capping, activated carbon treatment, PCA, mass-balance modelling, SIMCA, STELLA.

Department of Ecology and Genetics, Limnology, Uppsala University, Norbyvägen 18D, SE-752 36 Uppsala, ISSN 1401-5765.

FÖRORD

Detta examensarbete har motsvarat 30 hp och markerar slutet av fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Arbetet har utförts på IVL Svenska Miljöinstitutet, där Magnus Karlsson varit handledare. Gesa Weyhenmeyer, professor vid Institutionen för ekologi och genetik, limnologi, Uppsala universitet, har varit ämnesgranskare. Anna Sjöblom, universitetslektor vid Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet, har varit examinator.

Det här har utan tvekan varit den mest lärorika perioden under min tid på universitet och jag har många att tacka för detta. Framför allt vill jag tacka min engagerade handledare Magnus Karlsson, som gjorde detta arbete möjligt och som alltid funnits till hands under arbetets gång. Stort tack till Gesa Weyhenmeyer för ovärderlig hjälp med rapportskrivandet och strukturen på arbetet. Jag vill också rikta ett stort tack till Niklas Johansson och Magnus Rahmberg, Melica Biologkonsult respektive IVL Svenska Miljöinstitutet, för er hjälp i arbetet med PCA. Tack Anna Palm Cousins och Tomas Viktor, IVL Svenska Miljöinstitutet, för er hjälp med fugacitetsberäkningar och tips om PCBs egenskaper och uppträdande i miljön. Tack även till Marianne Fex och Per Jonsson, Sollentuna kommun respektive JP Sedimentkonsult, för hjälp med insamling av data till de olika analyserna. Slutligen vill jag även tacka familj, vänner och alla medarbetare på IVL, som stöttat och intresserat sig för mitt arbete under våren.

Uppsala, augusti 2016

Joakim Hållén

Copyright © Joakim Hållén och Institutionen för ekologi och genetik, limnologi, Uppsala universitet. UPTEC W 16025, ISSN 1401-5765. Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2016.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken – prediktiv modellering av återhämtningsscenarier

Joakim Hållén

En större kartläggning av miljöstörande ämnen i abborre från Stockholmsregionen gjordes under hösten 2013. Ett av de mest uppseendeväckande resultaten från studien var en hög halt av polyklorerade bifenylter (PCB) i abborre från Oxundasjön, norr om Upplands Väsby i Stockholms län. Uppföljande undersökningar konstaterade att en stor mängd PCB fanns upplagrat i Oxundasjön, framför allt i sjöns bottensediment. De visade även att relativt stora mängder PCB fanns i nedströms belägna Rosersbergsviken. De höga PCB-halterna innebär att fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken överstiger befintliga gränsvärden för PCB. Till följd av detta avråder Sigtuna och Upplands Väsby kommuner i samråd med Livsmedelsverket från konsumtion av fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken.

PCB är ett samlingsnamn för 209 klororganiska ämnen som introducerades i industriell skala under slutet av 1920-talet. Deras långlivade, värmetåliga och isolerande egenskaper gav dem ett stort användningsområde inom industrin. De användes bland annat i hydrauloljor och elektrisk utrustning som kondensatorer och transformatorer. Andra vanliga användningsområden var som komponent i plaster, färger, fogmassor, självkopierande papper samt för värmeöverföring i värmeväxlare. Under 1960-talet blev det dock känt att PCB hade en skadlig inverkan i miljön. Användningen har sedan dess fasats ut och har idag praktiskt taget upphört.

Sedan upptäckten av de höga PCB-halterna i Oxundasjön har ett antal studier gjorts i syfte att identifiera den ursprungliga utsläppskällan till föroreningarna. Källan är dock ännu inte klarlagd, men mycket tyder på att den finns någonstans i Upplands Väsby tätort och att PCB spridits från tätorten till Oxundasjön via Väsbyån. Uppskattningsvis har utsläppen lett till att det finns över 2000 kg PCB upplagrat i Oxundasjön. Siffran är 4-5 gånger högre jämfört med två tidigare kända fall i Sverige, Järnsjön och Örserumsviken. Mängderna PCB i både Järnsjön och Örserumsviken föranledde omfattande och uppmärksammas saneringar genom muddring.

Syftet med detta examensarbete har varit att med hjälp av statistiska analyser undersöka om det finns ett samband mellan PCB-halter i bottensediment och fisk. Det undersöktes även hur miljögifter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken eventuellt skiljde sig mot miljögifter i fisk från andra lokaler i sjösystemets närområde. En modell togs fram i syfte att beskriva hur mängder och massflöden av PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken utvecklades över tiden. Med modellen studerades också hur väl systemet återhämtade sig efter tre olika saneringsåtgärder samt hur framtida klimatförändringar påverkade återhämtningsförloppet.

De statistiska analyserna som gjordes visade att det finns ett starkt samband mellan PCB-halter i sediment och fisk, detta baserat på abborre från 21 olika lokaler i Stockholms-Mälarenregionen, inklusive Oxundasjön och Rosersbergsviken. De visade även att storlek och sammansättning av miljögifter, framför allt PCB, i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken markant skiljer sig från miljögifter i fisk från övriga Stockholms- och Mälarenregionen.

Modellresultaten visade att Oxundasjön och Rosersbergsviken i nuläget fungerar som en sekundär spridningskälla av PCB till omgivande system. Detta innebär i praktiken att PCB kontinuerligt läcker från Oxundasjön och Rosersbergsviken, både från sediment till vatten och från vatten till luft. Noterbart är också resultaten tyder på att PCB ständigt tillförs Mälaren genom vattenutbytet med Rosersbergsviken, Mälaren som ju inte bara hushåller en stor bredd av vattenlevande djur och fiskar, utan som också är dricksvattentäkt för mer än två miljoner människor. Resultaten tyder också på att återhämtningen av PCB går långsamt i systemet: efter 25 år kommer fortfarande halterna i fisk från Oxundasjön överstiga dagens gränsvärde och miljö kvalitetsnorm.

Utvärdering av tre olika saneringsåtgärder i Oxundasjön visade att samtliga gav en betydlig förbättring i Oxundasjön, samt att de även gav en positiv inverkan på återhämtningsförloppet i nedströms belägna Rosersbergsviken. Av de undersökta saneringsmetoderna gav muddring det bästa resultatet. Framtida klimatförändringar, det vill säga varmare temperaturer och större vattenflöden, ledde till något snabbare återhämtning av PCB i systemet.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	I
ABSTRACT	II
FÖRORD	III
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	IV
1 INLEDNING	1
1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	2
1.2 AVGRÄNSNINGAR	2
2 TEORI	3
2.1 POLYKLORERADE BIFENYLER	3
2.1.1 Egenskaper	3
2.1.2 Toxicitet och skadeverkan på djur och människor	4
2.1.3 Gränsvärden och rekommendationer	5
2.1.4 Bildning och utsläppshistorik	5
2.1.5 Förekomst och omsättning i akvatiska ekosystem	6
2.1.6 Trender i akvatiska ekosystem	7
2.2 ÅTGÄRDER OCH SANERINGSMETODER	7
2.2.1 Muddring	7
2.2.2 Täckning	8
2.2.3 Aktivt kol	8
3 MATERIAL OCH METOD	9
3.1 OMRÅDESBESKRIVNING	9
3.1.1 PCB-situationen i Oxundasjön och Rosersbergsviken	10
3.2 DATAMATERIAL	12
3.3 STATISTISKA ANALYSER	13
3.3.1 Linjär regression	13
3.3.2 Principalkomponentanalys	14
3.4 MASSBALANSMODELL	15
3.4.1 Konceptuell modell	15
3.4.2 Flödesdynamik	16
3.4.2.1 In- och utflöden	16
3.4.2.2 Atmosfäriskt utbyte	17
3.4.2.3 Diffusion	18
3.4.2.4 Sedimentation	19
3.4.2.5 Resuspension	20
3.4.2.6 Begravning	20
3.4.2.7 Nedbrytning	20
3.4.3 Implementering i STELLA	21
3.4.4 Scenarier	22
3.4.4.1 Scenario 1: Muddring	22
3.4.4.2 Scenario 2: Täckning/ aktivt kol	22
3.4.4.3 Scenario 3: Förändrat klimat	23
3.4.5 Modellkänslighet	23
4 RESULTAT	24
4.1 SAMBAND MELLAN PCB I SEDIMENT OCH FISK	24
4.2 ANALYS AV MILJÖGIFTSHALTER I FISK	25
4.2.1 Alla fiskarter	25
4.2.2 Endast abborre	27
4.3 MASSBALANSMODELL	28

4.3.1	Modellerade PCB-flöden och halter i Oxundasjön och Rosersbergsviken.	28
4.3.2	Scenario 1: Muddring	32
4.3.3	Scenario 2: Täckning/ aktivt kol	34
4.3.4	Scenario 3: Förändrat klimat.....	37
4.3.5	Modellkänslighet.....	38
5	DISKUSSION.....	40
5.1	SAMBAND MELLAN PCB I SEDIMENT OCH FISK.....	40
5.2	ANALYS AV MILJÖGIFTSHALTER I FISK.....	40
5.3	MASSBALANSMODELL	42
5.3.1	Modellkänslighet och förbättringspotential	44
6	SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	46
7	REFERENSER	48
	APPENDIX A.....	53
	APPENDIX B	54
	APPENDIX C	56

1 INLEDNING

Hösten 2013 gjordes en kartläggning av miljöstörande ämnen i fisk från skärgården och sjöar i Stockholmsregionen (Karlsson & Viktor, 2014a). I studien undersöktes halter av metaller, långlivade organiska föreningar och läkemedelsrester i abborre. Ett av de mest uppseendeväckande resultaten från studien var en hög halt av PCB, polyklorerade bifenyler, i abborre från Oxundasjön norr om Upplands Väsby. Uppföljande undersökningar konstaterade förhöjda PCB-halter i fisk, sediment och vatten i Oxundasjön. De visade även förhöjda halter i nedströms belägna Rosersbergsviken (Karlsson, 2014a; Karlsson m.fl., 2014a). Halterna i fisk från både Oxundasjön och Rosersbergsviken överstiger befintliga gränsvärden för PCB. Till följd av detta har Sigtuna och Upplands Väsby kommuner i samråd med Livsmedelsverket gått ut med ett avrådande från konsumtion av fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken.

PCB är ett samlingsnamn för 209 klororganiska ämnen som introducerades i slutet av 1920-talet. Kemikaliernas långlivade, värmetåligen och isolerande egenskaper gjorde dem högt åtråvärda inom industrin. De användes bland annat i hydrauloljor samt i elektrisk utrustning som kondensatorer och transformatorer. Andra vanliga användningsområden var som komponent i plaster, färger, fogmassor, självkopierande papper samt för värmeöverföring i värmeväxlare (Bernes, 1998). Under 1970-talet blev det dock känt att dessa kemikalier hade en skadlig inverkan i miljön och användningen av PCB har sedan dess fasats ut.

Det är ännu inte klarlagt vad som förorsakat de höga PCB-halterna i Oxundasjön och Rosersbergsviken. Dock visar mätningar på förhöjda PCB-halter i Väsbyån (Karlsson, 2014b; Karlsson & Johansson, 2015), som rinner genom Upplands Väsby tätort och mynnar i Oxundasjön. Halterna i ån ligger på bakgrunds nivåer uppströms centrala Upplands Väsby, men är förhöjda nedströms, vilket pekar på att åtminstone en av utsläppskällorna kan kopplas till verksamheter inne i tätorten. Därför görs för tillfället markutredningar på ett antal platser i Upplands Väsby tätort där PCB-hantering industri och statens järnvägar varit verksamma. PCB-sammansättningen i Oxundasjön tyder på att det är en teknisk PCB-blandning benämnd Aroclor 1242 som huvudsakligen tillförts vattensystemet (Karlsson, 2014a). Aroclor 1242 tillverkades av amerikanska Monsanto Company och dominerade bland annat marknaden för PCB-haltiga oljor i elektrisk materiel under 50- och 60-talet.

PCB-halter som uppmätts i fisk från Oxundasjön är i paritet med ett tidigare uppmärksammat fall: småländska Järnsjön som belastades av PCB-utsläpp från Nyboholms pappersbruk under 70- och 80-talet. Totalt bedömdes sjön innehålla 400 kg PCB, vilket föranledde ett av Sveriges första och mest uppmärksammade saneringsprojekt (NV, 1999a). I jämförelse uppskattas mängden PCB i Oxundasjön vara drygt 2000 kg och är därmed unik i sitt slag i Sverige (Karlsson m.fl., 2015).

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta examensarbete var att med hjälp av massbalansmodellering utvärdera mängder och massflöden av PCB i systemet Oxundasjön-Rosersbergsviken. Massbalansmodelleringen skulle belysa hur PCB-förhållanden i de två vattensystemen utvecklades i framtiden vid olika scenarier: två åtgärdsscenarier samt ett klimatscenario.

Utöver massbalansmodelleringen utfördes statistiska analyser i syfte att studera ett eventuellt samband mellan PCB-halter i sediment och fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken. Analys utfördes även för att studera hur ett antal miljögiftshalter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken eventuellt skiljde sig mot miljögiftshalter i fisk från andra lokaler.

Utifrån syftet formulerades följande frågeställningar:

- Existerar ett statistiskt samband mellan PCB-halt i sediment och PCB-halt i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken?
- Skiljer sig miljögiftshalter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken mot miljögiftshalter i fisk från andra lokaler?
- Hur ser omsättningstiden av PCB ut i Oxundasjöns och Rosersbergsvikens vatten, sediment och fisk?
- Hur påverkas återhämtningsförloppet av PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken efter olika åtgärder?
- Hur påverkas återhämtningsförloppet av ett förändrat klimat?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Studien avgränsades geografiskt till systemet Oxundasjön-Rosersbergsviken då detta visat sig vara det huvudsakliga influensområdet gällande PCB, även om påverkansområdet också sträcker sig längre ut i Mälaren. Studiens statistiska analyser har baserats på befintlig empirisk data mellan åren 2007 och 2016. Massbalansmodelleringen baserades på data mellan åren 2013 och 2015. I de fall där empirisk data saknades för drivning av modellen användes typiska värden från liknande limniska system och generell kunskap om PCBs uppträdande och förekomstformer i miljön. Modellen användes för att utvärdera effekten i systemet av tre saneringsåtgärder i Oxundasjön, däremot lades ingen värdering vid vilken av de tre åtgärderna som var mest lämplig att utföra.

2 TEORI

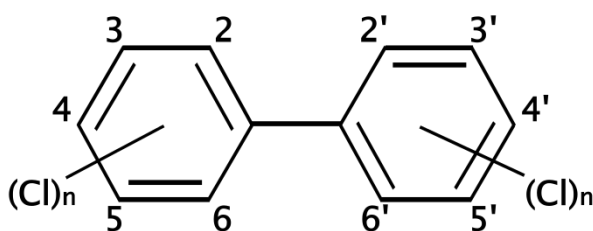
2.1 POLYKLORERADE BIFENYLER

Polyklorerade bifenyler, allmänt känd som PCB, introducerades i industriell skala under slutet av 1920-talet. PCBs fysikalisk-kemiska egenskaper gör dem långlivade, värmetåliga, fettlösliga och isolerande (Bernes, 1998). Fram till början på 1970-talet användes PCB flitigt i hydrauloljor samt i elektrisk utrustning som kondensatorer och transformatorer. Andra vanliga användningsområden var som komponent i plaster, färger, fogmassor, självkopierande papper samt för värmeöverföring i värmeväxlare (Bernes, 1998; Sundqvist & Wiberg, 2013).

Under 1960-talet uppmärksammades att PCB hade en skadlig inverkan på organismer, där framför allt den marina faunan hade drabbats värst (Jensen m.fl., 1969). Följden blev att användningen av PCB i Sverige förbjöds i öppna system, som färger, fogmassor och plaster år 1972. Förbud mot användning av PCB i slutna system, som kondensatorer och transformatorer, kom år 1978. Sedan dröjde det till 1995 innan ett totalförbud mot bruk av all PCB-innehållande apparatur kom. Liknande förbud har inrättats i större delen av världen och användningen av PCB är idag ytterst begränsad. PCB är en av 12 persistenta organiska föroreningar (Persistent Organic Pollutants, POPs), som tidigt listades av Stockholmskonventionen som skadliga både för människa och för miljö.

2.1.1 Egenskaper

Grundstrukturen hos PCB består av en bifenyilmolekyl, där väteatomerna helt eller delvis ersatts med kloratomer. Genom klorering av bifenyilmolekylen med en till tio kloratomer kan 209 varianter, eller kongener, av PCB byggas upp. Åtminstone 130 av dessa kongener har påvisats i PCB-innehållande produkter (Boalt m.fl., 2013), varav 103 i påtaglig mängd (Lindmark, 1993). Kongenernas egenskaper avgörs av antalet kloratomer samt av vilken position dessa kloratomer har på bifenyilmolekylen. Kloratomerna kan vara bundna till orto (2, 2', 6 och 6')-, meta (3, 3', 5 och 5')- eller parapositioner (4 och 4') på bifenyilmolekylen (figur 1).



Figur 1 PCB-molekylens struktur. Upp till 10 kloratomer kan bindas till orto (2, 2', 6 och 6')-, meta (3, 3', 5 och 5')- eller parapositioner (4 och 4') på bifenyilmolekylen.

Både fettlöslighet och persistens är generellt hög hos PCB, men varierar med kongeners kloreringsgrad samt positionering av dess kloratomer. Generellt gäller att ju högre kloreringsgrad hos kongenen, desto mer fettlös och svårnedbrytbar är den (Bernes, 1998). Nedbrytningen, eller dekloreringen, varierar också med andra faktorer, som temperatur, syreförhållanden och var PCB återfinns i miljön (Sinkkonen & Paasivirta, 2000; Mackay, 2001). Den vetenskapliga litteraturen som behandlar nedbrytning av

PCB i akvatiska ekosystem är dock bristfällig, speciellt för nordiska förhållanden (Sinkkonen & Paasivirta, 2000; Aronson m.fl., 2006).

Vid miljöövervakning och vetenskapliga studier av PCB mäts oftast sju kongener, de så kallade indikatorkongenerna. Indikatorkongenerna, fortsatt benämnt ΣPCB_7 , har visats vara relativt enkla att detektera och mäta samtidigt som de normalt representerar en stor del av den totala mängden PCB i ett prov, cirka 10-20% (Boalt m.fl., 2013). De kongener som ingår i ΣPCB_7 är: PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 och PCB180. Även ΣPCB_6 är vanligt inom miljöövervakning, där kongenen PCB 118 utesluts från ΣPCB_7 , då den är av plan struktur och således har andra egenskaper gentemot de andra kongenerna.

12 PCB-kongener, med maximalt en kloratom i ortopositionen på bifenyilmolekylen (non- och mono-orto PCB), benämns dioxinlika-PCB (dl-PCB) (tabell 1). Att max en kloratom upptar ortopositionen ger dl-PCB-kongenerna en platt och dioxinlik struktur. Dioxiner, eller polyklorerade dibensodioxiner och dibensofuraner (PCDD/F), är sett till sammansättning och egenskaper relativt lik PCB. Dioxiner är dock generellt mer toxiska än PCB. Teoretiskt finns 210 dioxinkongener och kongenernas persistens, fettlöslighet och toxicitet varierar mellan dessa (Sternier, 2010). Dioxiner bildas bland annat vid förbränning och som restprodukt i olika industriella processer. Historiskt bildades stora mängder dioxiner i massabruk med klorblekning, men till följd av ändrade blekerimetoder har detta upphört (Malmaeus & Norrström, 2007).

Tabell 1 Sammanställning av ΣPCB_7 samt 12 dioxinlika PCB

	Kongen	Typ
ΣPCB_6	PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180	Icke-dioxinlik
ΣPCB_7	PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	Icke-dioxinlik (PCB 118 undantaget)
Non-orto PCB	PCB 77, 81, 126, 169	Dioxinlik
Mono-orto PCB	PCB 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189	Dioxinlik

2.1.2 Toxicitet och skadeverkan på djur och människor

Positionering och antal kloratomer är avgörande för PCBs toxicitet, som mellan olika kongener kan variera från låg till extremt hög (Bernes, 1998). De mest toxiska kongenerna tillskrivs dl-PCB, till följd av deras förmåga att binda till Ah-receptorn (aryl hydrocarbon) hos organismer. När receptorn blir uppbunden initieras en kedjereaktion som kan leda till att livsviktiga processer induceras eller hämmas (Sternier, 2010).

I början av 1930-talet uppdagades ett antal negativa effekter i samband med produktionen av PCB. Människor som arbetade i PCB-produktionen kunde utveckla kloracne, en kraftig blåsbildning i huden (Bernes, 1998). Vidare har dioxiner och dl-

PCB visats påverka människors immunförsvar, vålla hudförändringar och fosterskador, vara cancerogent samt störa omsättningen av vitamin A (Bernes, 1998).

Försök på djur har visat att kroniska skador uppstått till följd av exponering av PCB och andra klorerade organiska ämnen (WHO, 1976). Till exempel fick råttor som exponerades av PCB-produkten Aroclor 1254 symptom som förstörd lever och förminskad mjälte (Vos & Koeman, 1970). Kaniner exponerade av Aroclor 1242 utvecklade skadad och förstörd lever (Koller & Zinkl, 1973).

Intensiv miljöövervakning har förts, inte minst i Sverige, i syfte att kartlägga spridningen och konsekvenserna av PCB i den marina biotan. Under 60-talet noterade man att sälstammen i Östersjön decimerats kraftigt, och man misstänker att det bland annat var PCB som låg bakom detta. Sälarnas reproduktion var noterbart nedsatt och de visade även symptom som skador på hud, tarm, njure, skelett och tänder (Jensen m.fl., 1969). I fisk har man kunnat notera reproduktionsstörningar, förtvinade skelett, leverstörningar samt balanseringsproblem till följd av PCB-exponering (WHO, 1976). Observationer tyder på att PCB, tillsammans med DDT, orsakar förtunning av äggskal och decimerade kullar hos havsörn (Bignert & Helander, 2015).

2.1.3 Gränsvärden och rekommendationer

Sverige har inga nationella gränsvärden för varken PCB eller dl-PCB, man är dock styrda av de värden som EU fastslagit. Gränsvärdet för saluföring av havsfångad fisk har EU fastslagit till 75 ng ΣPCB_6 / g vv (våtvikt/ färskvikt) muskel och 125 ng ΣPCB_6 / g vv muskel för sötvattenfångad fisk (EU, 2011). Det senare värdet, 125 ng ΣPCB_6 / g vv muskel, är även svensk miljökvalitetsnorm för ”god status” av inlandsytvatten (HVMFS 2013:19). Naturvårdsverket har utifrån en statistisk tillståndsklassning infört ett klassificeringssystem för ΣPCB_7 i sediment (tabell 2; NV, 1999b).

Tabell 2 Naturvårdsverkets klassificeringssystem för ΣPCB_7 i sediment (tabellen är modifierad från NV, 1999b)

	Klass 1: Ingen halt	Klass 2: Låg halt	Klass 3: Medelhög halt	Klass 4: Hög halt	Klass 5: Mycket hög halt
ΣPCB_7 (ng/g ts)	0	0–1,3	1,3–4,0	4,0–15	>15

2.1.4 Bildning och utsläppshistorik

År 1970, när den globala produktionen av PCB var som störst, producerades 33 000 ton industriellt PCB världen över (WHO, 1976). PCB-blandningar tillverkades under namn som Aroclor, Phenochlor, Clophen, Kanechlor, Fenchlor och Sovol. Den största producenten var Monsanto Company (USA), som tillverkade den tekniska blandningen Aroclor. Aroclor kännetecknas av en fyrsiffrig produktkod där de två första siffrorna, 12, indikerar en PCB-produkt. De två sista siffrorna står för produktens klorhalt i viktsprocent. Till exempel är Aroclor 1260 en PCB-blandning bestående av 60% klor.

PCB i miljön kan komma från ett flertal möjliga utsläppskällor: båtfärger, plaster och oljor samt slutna system, som kondensatorer och transformatorer. Spridning från landdeponier bedöms vara relativt begränsade, vilket beror på att PCB tenderar att starkt adsorberas till organiskt material och partiklar i marken snarare än att lösa sig i markvattnet (WHO, 1976). Kraftig nederbörd eller dylikt kan dock göra att markpartiklar och organiskt material lösgörs och lämnar marken.

Viss atmosfärisk spridning av PCB har också skett, historiskt framför allt genom förbränning. Idag är det mer troligt att sekundära källor, som avdunstning från mark och deponier är de största källorna till spridningen av PCB till atmosfären. I Sverige är den genomsnittliga spridningen till atmosfären i storleksordningen 0,4-1,1 kg/år (Wiberg m.fl., 2009).

Fram till 70-talet användes PCB som komponent i fogmassor. Därför kunde svenska byggnader från 50- till 70-talet innehålla stora mängder PCB (Sundqvist & Wiberg, 2013). Bernes (1998) uppskattade på 90-talet att flera hundra ton PCB kunde finnas inbyggt i svenska byggnader. Idag lär den siffran vara betydligt lägre då fastigheter med PCB-innehållande fogmassor enligt SFS 2007:19 skulle vara sanerade senast 2013.

I de fall där stora mängder PCB läckt ut i miljön har det framför allt handlat om omfattande läckage eller systematisk, industriell hantering av PCB (WHO, 1976). Ett sådant fall är Emån och Järnsjön i Småland, recipient till Nyboholms pappersbruk i Kvillsfors. Under 1980-talet uppmättes förhöjda PCB-halter i vattendragen och källan identifierades till det returpapper (i form av PCB-innehållande självkopierande papper) som användes som råvara i bruket under 70- och 80-talet.

2.1.5 Förekomst och omsättning i akvatiska ekosystem

De fysikalisk-kemiska egenskaperna hos PCB är avgörande för var och i vilka mängder de återfinns i akvatiska ekosystem. PCB tenderar som tidigare nämnts till att adsorbera till partiklar, organiskt material och organismer och återfinns därför i låga koncentrationer i vatten (Josefsson m.fl., 2011). När partiklar, organiskt material och döda organismer sedan sedimenterar ackumuleras de i bottensedimenten. Den största fraktionen PCB återfinns således i sedimenten i akvatiska system, bundet till partiklar och organiskt material. Omrörning av sedimenten, till följd av vind- och vågaktivitet, kan dock frigöra sedimenterat PCB genom att partiklar resuspenderas till vattenmassan. PCB kan också frigöras från sedimenten genom molekylär diffusion, en följd av molekylers slumpmässiga rörelser och deras strävan att jämna ut koncentrationsgradienter mellan olika matriser (till exempel sediment-vatten). I syresatta bottnar gör bioturbation av bottenlevande biota att ytsedimenten ständigt omblandas. Dock blir syreförhållandena så pass ansträngda på större sedimentdjup, att bioturbation upphör eller kraftigt begränsas. Ett vanligt antagande är att föroreningar på större sedimentdjup än 10 cm är icke-biotillgängliga och därmed permanent begrävda (Håkanson & Peters, 1995). Djupare, syrefria bottnar håller dock ingen bottenlevande

biota över huvud taget och sedimenterat finmaterial deponeras ostört i säsongspräglade lager, så kallade laminerade sediment.

PCB tas upp av organismer i akvatiska system på olika sätt, till exempel direkt från vattenmassan genom fiskars gälandning. Det största upptaget av PCB sker dock via födan. En viss utsöndring kan ske genom molekylär diffusion, men om utsöndringen är mindre än intaget av en förorening under en organisms livstid, sker så kallad bioackumulation av ämnet i organismen. I varje steg uppåt i näringskedjan sker en uppkoncentrering av föroreningsnivåerna: biomagnifikation. Biomagnifikation gör att toppredatorer som till exempel gädda, mink och havsörn är speciellt utsatta för persistenta miljögifter som PCB. PCB ackumuleras framför allt i organismers fettvävnad samt i blod- och fettrika organ.

2.1.6 Trender i akvatiska ekosystem

Östersjön är ett av världens mest välstuderade vattenområde med avseende på miljögifter. PCB har observerats i Östersjön kontinuerligt sedan de identifierats i biologiska prover på 60-talet (Jensen m.fl., 1969). Jensens upptäckt blev startskottet för miljöövervakning av PCB över hela världen. Det goda dataunderlag för PCB som finns från Östersjön gör detta till ett lämpligt system att analysera utvecklingstrender i. Uppskattningsvis har $\sum\text{PCB}_7$ -halterna i fisk och musslor från den svenska Östersjökusten minskat med 5-10% per år sedan slutet på 70-talet (Bignert m.fl., 2008). En avtagande trend för PCB har också observerats i sill/ strömming och blåmussla från hela Östersjön med undantag för kongenerna PCB118 och PCB153 (Boalt m.fl., 2013). PCB-halter i Östersjösediment visade, till skillnad mot halterna i biota, en uppgång under 70- och 80-talet (Wiberg m.fl., 2009). Sannolikt till följd av den kraftiga utbredningen av laminerade sediment som uppkom i Östersjön under den tiden. Efter 80-talet har dock generellt avtagande trender för PCB i sediment observerats (Wiberg m.fl., 2009).

2.2 ÅTGÄRDER OCH SANERINGSMETODER

PCB-förorenade sediment kan åtgärdas på ett antal olika sätt. I Sverige är muddring den mest konventionella saneringsmetoden, men det finns även andra saneringsmetoder som är mindre konventionella. Vilken metod som är mest lämplig skiljer från fall till fall och avgörs av ett flertal faktorer, som ekonomiska kostnader, miljöpåverkan, effektivitet, föroreningsgrad med mera.

2.2.1 Muddring

Muddring innebär att kontaminerade sediment avlägsnas permanent. Detta kan göras antingen hydrauliskt (sugmuddring) eller mekaniskt (genom att gräva upp sedimentet). Hydraulisk muddring medför mindre risk för resuspension och lämpar sig därför väl i känsliga system (NRC, 2001). De upptagna muddermassorna avvattnas normalt på plats för att minska volymen och för att underlätta efterföljande behandling/ deponering. Deponering av muddermassor i närheten av upptagslokalen är att föredra för att minimera kostsamma transporter. Förutom deponering kan muddermassorna behandlas termiskt, kemiskt, biologiskt eller genom vitrifiering (Lindmark, 1993).

Som tidigare nämnt var saneringen av Järnsjön ett av de största och mest uppmärksammade saneringsprojekten i Sverige (Bernes, 1998). Den uppskattade mängden på 400 kg PCB i sjöns sediment avlägsnades mellan åren 1993 och 1994 genom sugmuddring av 147 000 m³ muddermassor. Muddermassorna avvattades på plats och deponerades sedan i närheten av sjön. Deponin täcktes med ett tätande skikt av finkorniga sedimentmassor samt ett överliggande jordlager (Bernes, 1998).

Ett annat uppmärksammat fall är Örserumsviken, en havsvik i mellersta Östersjön utanför Västervik, där utsläpp från Westerviks pappersbruk orsakade höga halter PCB, PAH och kvicksilver i recipienten (Palm Cousins m.fl., 2007). Bruket hade likt Nyboholms bruk använt PCB-haltigt returpapper i processen. Mängden PCB som fanns i vikens sediment uppskattades till 525 kg (Palm m.fl., 2001). En omfattande muddring av viken resulterade i att 166 000 m³ sediment togs upp med ett sugmudderverk. Muddermassorna avvattades innan de slussades till en deponi i närheten av viken.

2.2.2 Täckning

En annan beprövad saneringsmetod är att täcka över förorenade sedimentmassor med ett lager av rent eller artificiellt sediment istället för att suga eller gräva bort det. Syftet med åtgärden är att göra de förorenade sedimenten icke-biotillgängliga. Transportprocesser som diffusion och advektion går extremt långsamt i icke-biotillgängliga sediment, varvid hydrofoba ämnen som PCB tenderar att hållas kvar (NRC, 2001). Silt, siltig lera, siltig sand eller sand av varierande kornstorlek används normalt som täckningsmaterial (NV, 2003). Täckningsmaterialet kan till exempel vara muddermassor från kanaler och hamnbassänger, om de anses vara av tillräcklig kvalitet. Innan täckning övervägs måste bland annat erosionsläget kartläggas noggrant för att inte riskera att de förorenade massorna med tiden åter blir blottade mot vattenmassan (NV, 2003).

2.2.3 Aktivt kol

Behandling med aktivt kol är ännu en relativt okonventionell saneringsmetod, men försök visar tydligt på det aktiva kolets adsorptionsförmåga av PCB (Mercier m.fl., 2013; Patmont m.fl., 2015). Aktivt kol har även visats vara tillväxt-främjande för mikroorganismer (Mercier m.fl., 2013). Behandling av förorenade sediment med aktivt kol görs in situ, det vill säga på plats, vilket minskar både kostnader och miljöpåverkan (Patmont m.fl., 2015).

Aktivt kol kan appliceras till förorenade sediment på olika sätt, där mekanisk inblandning är en av de vanligaste metoderna (Mercier m.fl., 2013). Aktivt kol kan även kombineras med täckning, där ett lager med aktivt kol tillsätts mellan de förorenade sedimenten och täckningsmaterialet (McDonough m.fl., 2007). Enligt Patmont m.fl., (2015) kan porvattenkoncentration och biotillgänglighet av klororganiska ämnen, som PCB, reduceras med 70-99% vid in situ-behandling med aktivt kol.

3 MATERIAL OCH METOD

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Två sjösystem studerades, Oxundasjön och nedströms belägna Rosersbergsviken. Systemen befinner sig nordväst om Upplands Väsby tätort på gränsen mellan Upplands Väsby och Sigtuna kommuner. Avrinningsområdet för Rosersbergsviken och Oxundasjön är cirka 290 km², varav 280 km² tillhör Oxundasjöns avrinningsområde. Avrinningsområdet omfattar helt eller delvis kommunerna Vallentuna, Täby, Sollentuna, Upplands Väsby, Sigtuna och Järfälla. Två större åar mynnar i Oxundasjön: dels Väsbyån, som rinner från Edssjön genom Upplands Väsby tätort och dels Verkaån, som rinner från sjön Fysingen. Därutöver tillkommer flöden från mindre vattendrag. Från Oxundasjöns utlopp rinner vatten via Marängså till Rosersbergsviken. Rosersbergsviken är sedan via ett sund förbunden med Mälarfjärden Skarven (figur 2).



Figur 2 Oxundasjön och Rosersbergsviken nordväst om Upplands Väsby tätort. De två största inflödena till Oxundasjön är Verkaån och Väsbyån. Mellan Oxundasjön och Rosersbergsviken rinner Marängså. Rosersbergsviken är via ett sund förbunden med Mälarfjärden Skarven. Streckad linje representerar kommungränser. GSD-Översiktsskarta, © Lantmäteriet.

Avrinningsområdet till Oxundasjön präglas av jordbruksmark (cirka 23%) samt urbana och semiurbana ytor (cirka 24%). Oxundasjöns tillflöde från Verkaån bidrar med närsalter från de jordbruksområden som avvattnas där. Väsbyån rinner genom Upplands Väsby tätort och för således med sig dagvatten med därtill associerade föroreningar. Historiskt belastades Oxundasjön via Väsbyån av både kommunalt- och industriellt avloppsvatten från tätorten. Utsläppen av näringsämnen och diverse tungmetaller från avloppen ledde till eutrofiering och förhöjda tungmetallhalter i Oxundasjön (Hillerdal, 1972; Broberg 1973). Efter 1970 började dock avloppsvattnet avledas till Käppala reningsverk, vilket väsentligt minskade sjöns belastning av närsalter och tungmetaller.

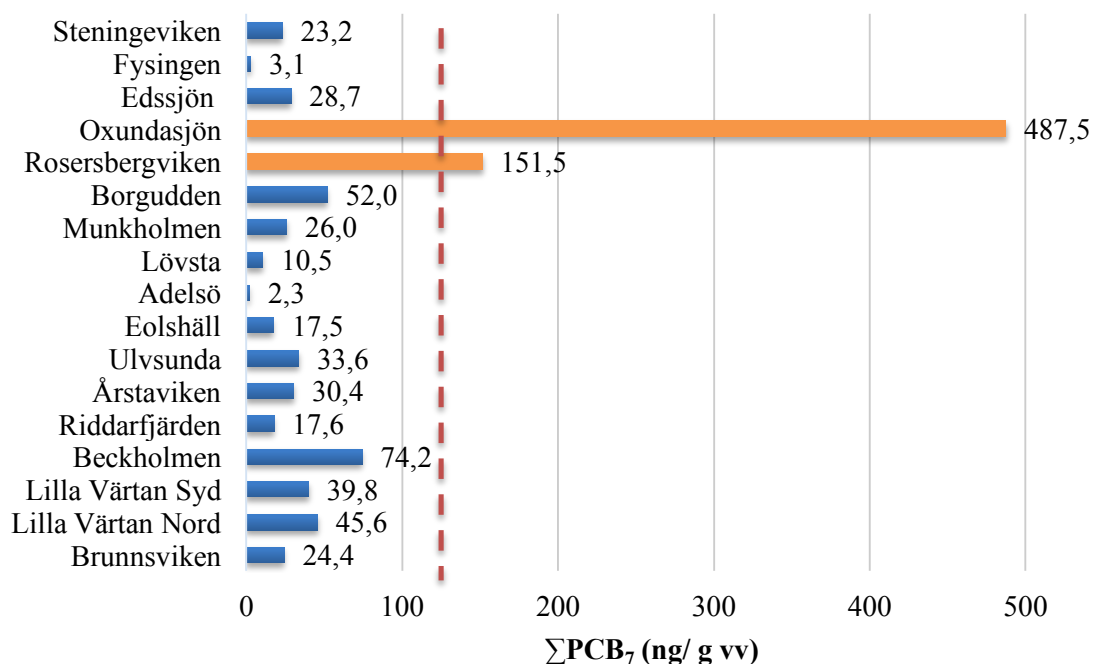
Oxundasjöns vattenyta är 1,5 km², medeldjupet är 3,6 m och maxdjupet är 8,7 m (Jonsson, 2014). Area, medel- och maxdjup för Rosersbergsviken beräknades genom digitalisering av höjdkurvor i karteringsprogrammet ArcGIS (tabell 3).

Tabell 3 Area, volym, medel- och maxdjup i Oxundasjön och Rosersbergsviken

Lokal	Area (km ²)	Volym (10 ⁶ m ³)	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)
Oxundasjön	1,5	5,4	3,6	8,7
Rosersbergsviken	0,6	1,4	2,2	3,2

3.1.1 PCB-situationen i Oxundasjön och Rosersbergsviken

Höga PCB-halter i abborre från Oxundasjön uppdagades i samband med en regional studie där miljögiftshalter i fisk analyserades (Karlsson & Viktor, 2014a). Vidare kartläggning av situationen konstaterade att föroreningarna även omfattar nedströms belägna Rosersbergsviken och en bit vidare ner i Mälaren (Karlsson, 2014a, 2016). PCB-halterna i abborre från Oxundasjön och Rosersbergsviken är kraftigt förhöjda jämfört med abborre från andra lokaler i Stockholmsregionen (figur 3). Halterna i båda lokalerna överstiger EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk, tillika svensk miljökvalitetsnorm på 125 ng Σ PCB₆/g vv muskel. Abborre fångad nedströms i Mälaren (Borgudden, Munkholmen och Lövsta), visar avklingande Σ PCB₇-halter med ökat avstånd från Oxundasjön och Rosersbergsviken.



Figur 3 Σ PCB₇-halter i abborre i storleken 15-20 cm från olika lokaler i en transekt kring Oxundasjön och Rosersbergsviken. Halterna kan jämföras med EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk, tillika svensk miljö kvalitetsnorm, på 125 ng Σ PCB₆/g vv muskel (streckad linje). Data från Karlsson (2014b, 2016); Karlsson & Viktor (2014a); IVL (2016).

Källan- eller källorna till de förhöjda PCB-halterna i Oxundasjön och Rosersbergsviken är ännu inte identifierade. Förhöjda PCB-koncentrationer har dock observerats i Väsbyån, som mynnar i Oxundasjön. Koncentrationerna är på bakgrunds nivå uppströms Upplands Väsby men blir kraftigt förhöjda i nivå med de centrala delarna av tätorten, vilket indikerar att en aktiv PCB-källa kan finnas i tätorten (Karlsson, 2014b; Karlsson & Johansson, 2015). Markutredningar görs därför för tillfället där PCB-hantering industri och statens järnvägar varit verksamma. En annan teoretisk utsläppskälla är dumpning av PCB-innehållande material. Ett par anomalier, som misstänktes vara muddertippningar, identifierades med sonarkartering av Oxundasjöns botten (Jonsson, 2014). Sedimentprovtagning på dessa platser visade dock inga förhöjda halter jämfört med resten av sjön (Karlsson, 2014c). Analyser av sedimentkärnor visar för övrigt att PCB-kontamineringen omfattar i princip hela sjöns ackumulationsbottenareal (Karlsson, 2014c; Karlsson m.fl., 2015).

PCB-sammansättningen i Oxundasjön och Rosersbergsviken domineras av lågklorerade kongener, vilket tyder på att det är en teknisk PCB-blandning benämnd Aroclor 1242 som huvudsakligen tillförts vattensystemet (Karlsson, 2014a). Aroclor 1242 tillverkades av amerikanska Monsanto Company och dominerade bland annat marknaden för PCB-haltiga oljor i elektrisk materiel under 50- och 60-talet. Baserat på uppmätta sedimenthalter uppskattas över 2000 kg PCB finnas upplagrat i Oxundasjön (Karlsson m.fl., 2015). Denna mängd är i Sverige unik i sitt slag och kan ställas i jämförelse med fallen Järnsjön (400 kg) och Örserumsviken (525 kg) (NV, 1999a; Palm Cousins m.fl., 2007).

3.2 DATAMATERIAL

Data samlades in i två syften: dels för att undersöka samband mellan PCB-halt i sediment och fisk och dels för att undersöka hur miljögiftshalter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken eventuellt skiljde sig mot halter i fisk från andra lokaler. Dataunderlagen baserades framför allt på studier av IVL Svenska miljöinstitutet, Stockholms länsstyrelse samt Naturvårdsverket.

Baserat på tillgängligt dataunderlag gjordes sambandsanalysen mellan ΣPCB_7 -halter i ytsediment, 0-5 cm, och fiskarten abborre, *Perca fluviatilis*, i storleksintervallet 15-20 cm. I de fall där två eller fler mätvärden fanns tillgängligt från samma lokal, beräknades ett medelvärde av dessa. Data begränsades till Stockholms- och Mälarenregionen, inklusive Oxundasjön och Rosersbergsviken. Sediment- och abborrdata insamlades från Allmyr & Österås (2014); Cato and Apler (2011); Fex (2012); Glynn (2014); Jonsson m.fl. (2015); Karlsson (2016, 2014a, 2014b); Karlsson m.fl. (2015, 2014b); Karlsson & Viktor (2014); Sundqvist & Wiberg (2013); IVL (2016). Det fullständiga datasetet presenteras i Appendix A.

Ett mer omfattande dataset insamlades i syfte att undersöka hur miljögiftshalter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken eventuellt skiljde sig mot halter i fisk från andra lokaler. Likt sambandsanalysen begränsades det geografiska området till Stockholms- och Mälarenregionen. I detta dataset inkluderades även observationer från fiskarterna gädda, gös och asp, även om majoriteten av datasetet bestod av observationer från abborre. Utöver ΣPCB_7 inkluderades andra organiska föroreningar (PFOS, PAH, HCB, HCH, Klordan och DDT) samt tungmetaller (Hg, Cu, As och Zn). Även morfologiska faktorer (ålder, längd, total vikt och levervikt) inkluderades. Sammanlagt innehöll datasetet information från 100 observationer i fisk från 34 olika fångstlokaler. För att underlätta analysen grupperades observationerna baserat på geografisk position och karaktär: uppströms Oxundasjön (U), Oxundasjön (O), Rosersbergsviken (R), Mälaren (M), Stockholms skärgård (S) eller insjö (I). För att vidare skilja observationer inom respektive grupp numrerades också varje enskild observation (tabell 4). Data insamlades från Fex (2012); Allmyr & Österås (2014); Glynn (2014); Karlsson (2014a; b, 2015, 2016); Karlsson & Viktor (2014a; b); IVL (2016). En mer utförlig beskrivning av datasetet presenteras i Appendix B.

Tabell 4 Lokal, art, grupp och numrering av analyserade observationer i fisk från Stockholmsregionen och Oxundasjöns avrinningsområde. Gruppering och numrering baserades på observationernas rumsliga positioner

Lokal	Art	Grupp	Numrering
Fysingen	Abborre	Uppströms Oxundasjön	U1-U7
Edsjön	Abborre	Uppströms Oxundasjön	U8-U10
Norrsviken	Abborre	Uppströms Oxundasjön	U11
Oxundasjön	Abborre, gädda	Oxundasjön	O1-O7
Rosersbergsviken	Abborre, gädda, gös, asp	Rosersbergsviken	R1-R11
Kallskär	Abborre	Sthlm skärgård	S1-S3

Gällnö	Abborre	Sthlm skärgård	S4-S6
Torsbyfjärden	Abborre	Sthlm skärgård	S7-9
Käppala	Abborre	Sthlm skärgård	S10-12
Brunnsviken	Abborre	Sthlm skärgård	S13-S15, S23
Lilla Värtan Nord	Abborre	Sthlm skärgård	S16-S18
Lilla Värtan Syd	Abborre	Sthlm skärgård	S19-S21
Edsviken	Abborre	Sthlm skärgård	S22
Beckholmen	Abborre	Mälaren	M1-M3
Riddarfjärden	Abborre	Mälaren	M4-M6
Årstaviken	Abborre	Mälaren	M7-M9
Ulvsunda	Abborre	Mälaren	M10-M12
Eolshäll	Abborre	Mälaren	M13-M15
Lövsta	Abborre	Mälaren	M16-M18
Steningeviken	Abborre	Mälaren	M19-M21
Adelsö	Abborre	Mälaren	M22-M24
Ängsö	Abborre	Mälaren	M25-M27
Västerås	Abborre	Mälaren	M28-M30
Borgudden	Abborre, gädda	Mälaren	M31-M33
Skarvberget	Gädda	Mälaren	M34
Munkholmen	Abborre	Mälaren	M35
Årstaviken	Abborre	Mälaren	M36
Djurgårds- brunnsviken	Abborre	Mälaren	M37
Säbysjön	Abborre	Insjö	I1-I3
Väsjön	Abborre	Insjö	I4
Tärnan	Abborre	Insjö	I5-I6
Stora Envättern	Abborre	Insjö	I7-I8
Älgsjön	Abborre	Insjö	I9-I10
Drevviken	Abborre	Insjö	I11

3.3 STATISTISKA ANALYSER

3.3.1 Linjär regression

För att studera sambandet mellan ΣPCB_7 -halter i sediment och abborre användes en linjär regressionsmodell enligt ekvation (1),

$$\log(\Sigma\text{PCB}_{7_{\text{abborre}}}) = l + K * \log(\Sigma\text{PCB}_{7_{\text{sediment}}}) \quad (1)$$

där l gavs av regressionslinjens intercept och där linjens lutning, K , skattades med minstakvadratmetoden. Datasetet log-transformerades för att få det mer normalfördelat, detta till följd av de höga PCB-halterna i Oxundasjön och Rosersbergsviken i jämförelse med övriga lokaler.

För att vidare bedöma regressionens korrelation och signifikans studerades korrigerat R^2 - och p-värde, som erhöles med hjälp av dataanalystillägget i Excel. Korrigerat R^2 -värde ges i Excel enligt ekvation (2),

$$R_{korr}^2 = 1 - (1 - R^2) * \left(\frac{n-1}{n-k-1}\right) \quad (2)$$

där n är antalet mätvärden och k är antalet oberoende variabler. R^2 ges i sin tur av ekvation (3),

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(y_i - f_i)^2}{\sum(y_i - y_{medel})^2} \quad (3)$$

där y_i är mätvärden för beroende variabel, f_i är det predikterade värdet från regressionslinjen och y_{medel} är medelvärdet av de beroende variablerna. Det korrigerade R^2 -värdet anger hur stor del av variationen i den beroende variabeln som kan förklaras av variationen i den oberoende variabeln. Detta förutsätter att sambandet mellan beroende och oberoende variabel är linjärt. R^2 -värdet erhålls i intervallet 0-1, där $R^2 = 1$ motsvarar en exakt överensstämmande regression.

För att bedöma regressionens signifikans studerades erhållet p-värde. Med ett konfidensintervall på 95% måste p-värdet vara mindre än 0,05 för ett statistiskt signifikant samband. Ett p-värde mindre än 0,05 kan tolkas som att färre än 5% av fallen beror av slumpen och resten av fallen är korrelerade.

För att en linjär regressionsmodell ska vara användbar krävs att regressionens residualer är jämnt fördelade över dess x-axel (Helsel & Hirsch, 2002). Detta är en indikator på att mätvärdena är normalfördelade. Residualdiagram för regressionen togs fram med hjälp av dataanalystillägget i Excel.

3.3.2 Principalkomponentanalys

Ett syfte med arbetet var att studera hur miljögiftshalter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken eventuellt skiljde sig mot miljögiftshalter i fisk från andra lokaler. Eftersom det insamlade dataunderlaget var mångdimensionellt och således svåröverskådligt, 100 observationer baserat på 17 variabler, användes den multivariata analysmetoden principalkomponentanalys, PCA.

I PCA används linjär algebra för att reducera antalet dimensioner i ett dataset för att på så sätt göra det mer överskådligt. I princip skapas ett nytt koordinatsystem baserat på variansen i datasetet. Baserna i det nya koordinatsystemet kallas för principalkomponenter. Den första principalkomponenten, PC1, dras genom den mångdimensionella rymd som datasetet spänner upp på ett sätt som gör att den beskriver så stor del som möjlig av variansen i datasetet. Därefter dras nästa principalkomponent, PC2, ortogonalt mot PC1 på ett sätt som gör att den beskriver maximalt av resterande varians i datasetet. För att sedan beskriva mer av variansen kan ytterligare principalkomponenter spännas upp ortogonalt mot de redan existerande vektorerna. Rent hypotetiskt kan således lika många principalkomponenter skapas som det finns variabler i datasetet. Detta är dock i praktiken meningslöst då själva syftet med PCA är

att minska antalet dimensioner i datasetet för att göra det mer överskådligt (Joliffe, 2002).

Resultat ur PCA fås i vektorpar i form av scores och loadings. Scores erhålls genom att varje datapunkt i setet projiceras ner på principalkomponenterna och får ett värde, eller score, på varje principalkomponent. Dessa scores kan sedan plottas i till exempel ett 2-dimensionellt koordinatsystem baserat på PC1 och PC2. Genom att analysera scores kan man se förhållandet mellan olika observationer. Observationer med likartade scores kan antas vara mer korrelerade jämfört med observationer vars scores markant skiljer sig (Joliffe, 2002). Vidare beskriver loadings förhållandet mellan olika variabler. Variabler vars loadings är nära varandra tenderar att samvariera mer i datasetet än variabler vars loadings är långt ifrån varandra. På så sätt kan orsaken till likheter och olikheter mellan observationer analyseras. Det är därför av största vikt att studera både scores och loadings när PCA används. Rent matematiskt kan förfarandet beskrivas med ekvation (4).

$$X = TP' + E \quad (4)$$

Ursprungsdata finns i matrisen X , där matriserna T ($t_1, t_2, \dots, t_n$) och P ($p_1, p_2, \dots, p_n$) sorterar variabler i kolumner och observationer i rader och representerar scores respektive loadings. Vektorn P transponeras och n representerar rangen hos matrisen X . Data som inte beskrivs av T eller P lagras i residualmatrisen E . Algebran bakom en PCA är avancerad och görs därför normalt i ett datorprogram. I detta arbete användes analysprogrammet SIMCA, version 14.1.

3.4 MASSBALANSMODELL

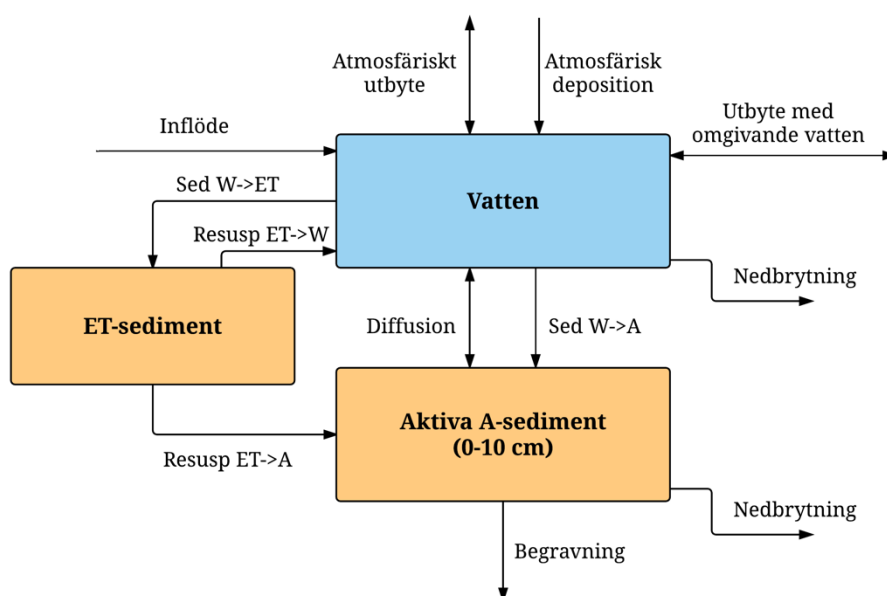
En massbalansmodell skapades i syfte att simulera utvecklingsförloppet i framtiden med avseende på PCB i olika matriser i Oxundasjön och Rosersbergsviken. Modellen baserades på månadsvisa massflöden av ΣPCB_7 .

3.4.1 Konceptuell modell

För att karakterisera flöden och dynamik av PCB ansattes initialt en konceptuell modell. Systemen Oxundasjön och Rosersbergs delades där in i tre matriser vardera: vatten, ackumulationsbotten (A-botten) och erosions- och transportbotten (ET-botten). På botten ovanför vågbasen, ET-botten, sker per definition ingen permanent deposition av partiklar till följd av vind- och vågaktivitet (Håkanson & Jansson, 1983). På A-botten, under vågbasen, antas däremot sedimenterande partiklar ackumuleras med tiden. A-botten delades i sin tur i en aktiv och en passiv del. PCB i aktiva sediment antogs kunna frigöras till vattenfasen via diffusion medan PCB i de passiva sedimenten antogs vara permanent begrävda i sedimenten. Gränsen mellan aktiva och passiva sediment antogs vid 10 cm sedimentdjup. Detta baseras på ett vanligt antagande att omblandning av sedimentmassorna genom bioturbation av bottenlevande biota upphör eller kraftigt begränsas på sedimentdjup större än 10 cm (Håkanson & Jansson, 1983).

Flödesdynamiken av PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken antogs karakteriseras av processerna atmosfärisk deposition och avgång, sedimentation, resuspension, diffusion, biologisk nedbrytning, begravnin g från aktiva sediment samt utbyte med omgivande vatten (figur 4). Liknande dynamik har tillämpas i ett flertal studier där bland annat massflöden av fosfor och dioxiner i Östersjöfjärdar modellerats (Håkanson & Peters, 1995; Håkanson & Eklund, 2007; Karlsson m.fl., 2010). Med några modifieringar antogs dynamiken för Östersjöfjärdarna även gälla för insjöar och insjövikar.

För att uppskatta halter i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken, användes ett samband mellan PCB i ytsediment (aktiva A-sediment) och abborre (ekvation 1).



Figur 4 Konceptuell modell av ett sjösystem. Samma processer antogs ske i både Oxundasjön och Rosersbergsviken, med skillnaden att Oxundasjön har sitt utflöde i Marängsåån medan Rosersbergsviken har ett kontinuerligt vattenutbyte med Mälaren.

3.4.2 Flödesdynamik

3.4.2.1 In- och utflöden

Inflödet av PCB till Oxundasjön baserades på uppmätta PCB-koncentrationer samt vattenflöden i Väsbyån, Verkaån och övriga tillflöden (tabell 5).

Tabell 5 Beräknade massflöden av $\sum\text{PCB}_7$ baserat på medelvattenflöden (MQ) samt uppmätta koncentrationer i Oxundasjöns inflöden. Data från Karlsson m.fl. (2015) och SMHI (2016a)

	MQ (m ³ /s)	Koncentration (ng $\sum\text{PCB}_7$ /l)	Massflöde (g $\sum\text{PCB}_7$ /månad)
Väsbyån	0,90	0,69	1,6
Verkaån	0,70	0,087	0,16
Övr. tillflöden	0,07	0,087	0,016

Flödet av $\sum \text{PCB}_7$ från Oxundasjön till Rosersbergsviken via Marängsån, $F_{Ox, Ro}$ (g/månad), beskrevs av ekvation (5),

$$F_{Ox, Ro} = C_{Ox} * (Q_{Vä} + Q_{Ve} + Q_t) \quad (5)$$

där C_{Ox} är koncentrationen av PCB i Oxundasjön (g/m^3), $Q_{Vä}$, Q_{Ve} och Q_t är vattenflöden ($\text{m}^3/\text{månad}$) i Väsbyån, Verkaån samt övrig tillrinning. Ett antagande gjordes alltså att $Q_{in} = Q_{ut}$. Vidare beskrevs utbytet av PCB mellan Rosersbergsviken och Mälaren, $F_{Ro, Mä}$ samt $F_{Mä, Ro}$ (g/månad), av ekvation (6) och (7),

$$F_{Ro, Mä} = \frac{M_{Ro}}{T_{Ro}} \quad (6)$$

$$F_{Mä, Ro} = \frac{C_{Mä} * V_{Ro}}{T_{Ro}} \quad (7)$$

där M_{Ro} (g) är den totala massan $\sum \text{PCB}_7$ som finns i Rosersbergsvikens vattenmatris, $C_{Mä}$ (g/m^3) är koncentrationen av PCB i Mälaren, V_{Ro} (m^3) är vattenvolymen i Rosersbergsviken. T_{Ro} (månad) är omsättningstiden för vattnet i Rosersbergsviken och ges enligt Håkanson m.fl. (2004) av ekvation (8),

$$\ln(T_{Ro}) = -4,33(\sqrt{Ex}) + 3,49 \quad (8)$$

där Ex (-) är exponering mot omgivande vatten (i det här fallet Mälaren) och ges av $100 * A_t / \text{Area}_v$. Area_v är vattenytans area och A_t är sektionsarean mot omgivande vatten. Gränsen mellan Mälaren och Rosersbergsviken antogs där sektionsarean mellan de två vattenmassorna var som minst.

3.4.2.2 Atmosfäriskt utbyte

Det atmosfäriska utbytet av PCB mellan vatten och luft i de båda undersökta lokalerna beräknades med tvåfilmsmodellen (Liss & Slater, 1974), där koncentrationer byttes ut mot fugaciteter enligt förfarandet i Mackay (2001). Detta angreppssätt har använts i ett antal tidigare arbeten (Palm m.fl., 2001; Ejhed m.fl., 2013; Karlsson m.fl., 2015).

Transporten av $\sum \text{PCB}_7$ mellan vatten och luft, antas med denna approach bero på ämnets transporthastighet i gränsskiktet till respektive matris. Gränsskiktet definieras som två tunna filmer i kontakt med varandra, en på vattensidan och en på luftsidan, därav namnet tvåfilmsmodellen. Transporten i vardera filmen bestäms av ämnets diffusion i respektive fas. Ämnets fugacitet, f_i (Pa), beräknades enligt ekvation (9),

$$f_i = \frac{C_i}{Z_i} \quad (9)$$

där C_p (mol/m^3) är ämnets koncentration i fasen i och Z_i (mol/Pa/m^3) är ämnets fugacitetskapacitet i fas i . Z_i i vatten och luft ges av ekvation (10) respektive (11),

$$Z_A = \frac{1}{R * T} \quad (10)$$

$$Z_W = \frac{1}{H_T} \quad (11)$$

där R är den allmänna gaskonstanten och T är lufttemperaturen i Kelvin. Temperaturdata för luft och vatten hämtades från SMHI (2016a; b), som baserades på månadsmedelvärden mellan åren 2004 och 2014. H_T (Pa m³/mol) är Henrys lags konstant som temperaturkorrigerats enligt ekvation (12),

$$H_T = K_{AW,T} * R * T_{exp} \quad (12)$$

där T_{exp} är den faktiska temperaturen i Kelvin. Temperaturkorrigerad fördelningskonstant, $K_{AW,T}$, ges av ekvation (13),

$$K_{AW,T} = K_{AW,ref} * e^{\frac{\Delta_{AW}H}{R}(\frac{1}{T_{ref}} - \frac{1}{T_{exp}})} \quad (13)$$

där $K_{AW,ref}$ och T_{ref} är fördelningskonstant respektive temperatur i Kelvin vid referenstemperaturen 25°C. $\Delta_{AW}H$ (J/mol) är entalpiförändringen vid fasövergången från vatten till luft.

Vidare gavs det totala flödet av ämnet mellan vatten och luft, N (mol/h), av ekvation (14),

$$N = D_{vol}(f_W - f_A) \quad (14)$$

där transportkoefficienten, D_{vol} (mol/Pa/h), gavs av ekvation (15),

$$D_{vol} = \frac{1}{k_{AWW} * A * Z_W} + \frac{1}{k_{AWA} * A * Z_A} \quad (15)$$

där A är vattenytans area, och k -värdena (m/h) är masstransportkoefficienter. Vidare omvandlades N (mol/h) till F_{atm} (g/månad) med molmassan för ΣPCB_7 och en faktor enhetsomvandling.

Förutom det atmosfäriska utbytet antogs även en kontinuerlig deposition av ΣPCB_7 ske. Denna baserades på mätningar från provstationen Aspvreten under 2013, där en deposition av ΣPCB_7 på 0,18 ng/m²dag registrerats (IVL, 2016). Detta motsvarar en årlig deposition på 0,1 och 0,04 g över Oxundasjön respektive Rosersbergsviken.

3.4.2.3 Diffusion

För att beskriva utbytet mellan aktiva A-sediment och vattenmatrisen i de båda lokalerna användes samma approach som för utbytet mellan luft och vatten, tvåfilmsmodellen. Detta gjordes enligt förfarandet i Ejhed m.fl. (2013).

På samma sätt som för utbytet mellan vatten och luft gavs fugaciteten för vatten, f_w , och sediment, f_{sed} , av ekvation (9). Fugacitetskapaciteten för vatten, Z_w , gavs av ekvation (11). Vidare gavs fugacitetskapaciteten för sediment, Z_{sed} , av ekvation (16),

$$Z_{sed} = 0,85 * Z_w + 0,15 * Z_p \quad (16)$$

där fugaciteten för partiklar, Z_p , gavs av ekvation (17),

$$Z_p = K_p * Z_w * d_p \quad (17)$$

där K_p (L/kg) ges av $K_p = 0,05 * K_{OC}$. K_{OC} är en fördelningskonstant för organiskt kol, som kan förklaras med hjälp av förhållandet: $K_{OC} = 0,41 * K_{OW}$ (Mackay, 2001), där K_{OW} är fördelningskonstant mellan oktanol och vatten. d_p (kg/m³) är partiklarnas densitet.

Det totala flödet av $\sum PCB_7$, F_{diff} (g/månad), gavs av ekvation (18),

$$F_{diff} = D_{DW} * (f_s - f_w) \quad (18)$$

där D_{DW} gavs av ekvation (19):

$$D_{DW} = \frac{1}{\frac{1}{k_{DW} A_W Z_w} + \frac{Y_D}{B_{MW} A_W Z_w}} \quad (19)$$

där k_{DW} (m/h) är en masstransportkoefficient, A_W är vattenytans area, Y_D (m) är diffusionssträckan och B_{MW} (m²/h) är diffusiviteten i vatten.

3.4.2.4 Sedimentation

Sedimentationen av $\sum PCB_7$ från vattenmatrisen till A-sediment uppskattades enligt förfarandet i Karlsson m.fl. (2010). Den totala sedimentationen, F_{sed} (g/månad), gavs av ekvation (20),

$$F_{sed} = M_{vatten} * \left(\frac{v}{D_m} \right) * PF * A \quad (20)$$

där M_{vatten} (g) är mängden PCB i vattenmatrisen, v (m/månad) är sedimentationshastigheten, D_m (m) är medeldjupet och A är andelen A-bottnar. Den partikulära fraktionen av $\sum PCB_7$ i vattenmatrisen, PF , baserades på observationer i Kallrigafjärden (Josefsson m.fl., 2011). Andelen A-bottnar kan uppskattas med hjälp av lokalens morfologiska karaktär enligt ekvation (21; Håkanson m.fl., 2004),

$$A = \left(\frac{D_{max} - D_{TA}}{D_{max} + D_{TA}^{(3-Vd)^{1,5}}} \right)^{0,5/Vd} \quad (21)$$

där D_{TA} (m) är det kritiska djupet som ges av ekvation (22), Vd är en formfaktor enligt: $Vd = 3 * (D_m / D_{max})$. D_m (m) och D_{max} (m) är medel- respektive maxdjup.

$$D_{TA} = \frac{45,7 * \sqrt{Area}}{21,4 + \sqrt{Area}} \quad (22)$$

Sedimentation på ET-bottnar beräknades också av ekvation (20), med modifieringen att andelen A-bottnar, A , byttes ut mot andelen ET-bottnar ($1-A$).

3.4.2.5 Resuspension

Till följd av vind- och vågaktivitet fastläggs per definition inte partiklar som sedimenterat på ET-bottnar permanent (Håkanson & Jansson, 1983). Istället resuspenderar de sedimenterade partiklarna återigen upp till antingen vattenfasen eller direkt till A-botten. Resuspension av $\sum PCB_7$ från ET-bottnar till vattenfas, $F_{resusp,ETW}$ antogs ske enligt ekvation (23; Karlsson m.fl., 2010),

$$F_{resusp,ETW} = M_{ET} R_{res} (1 - \frac{D_m}{D_{max}}) \quad (23)$$

där M_{ET} (g) är massa $\sum PCB_7$ på ET-botten och R_{res} (1/månad) är en resuspensionshastighet, som beror på ET-bottens omsättningstid. Vidare gavs resuspenderat $\sum PCB_7$ från ET-botten direkt till A-botten av ekvation (24),

$$F_{resusp,ETA} = M_{ET} R_{res} (\frac{D_m}{D_{max}}) \quad (24)$$

3.4.2.6 Begravning

Begravning av $\sum PCB_7$ från aktiva sediment till passiva sediment, F_{begr} (g/månad), antogs ske enligt ekvation (25),

$$F_{begr} = Dep_{net} * C_{Begr} * A * 10^{-3}/12 \quad (25)$$

där Dep_{net} (g/m²år) är nettodepositionen av partiklar, C_{Begr} (mg/g ts) är halt $\sum PCB_7$ i språngskiktet mellan aktiva och passiva sediment (vid 10 cm sedimentdjup), A (m²) är arean ackumulationsbottnar och $10^{-3}/12$ är en enhetsomvandlingsfaktor. Nettodepositionen av partiklar antogs vara tre gånger lägre i Oxundasjön och två gånger lägre i Rosersbergsviken jämfört med nettodepositionen i de mer våg- och vindexponerade Östersjöfjärdar (1150 g/m²år) som modellerades i Karlsson m.fl. (2014b). C_{Begr} baserades på uppmätta PCB-halter i sedimentkärnor från Oxundasjön och Rosersbergsviken samt ett antagande om 0,5 cm sedimenttillväxt per år, som är typiskt för näringsrika sjöar (Håkanson & Peters, 1995). Med hänsyn till kompaktion antogs således halterna $\sum PCB_7$ i dagens ytsediment motsvara C_{Begr} efter 25 år.

3.4.2.7 Nedbrytning

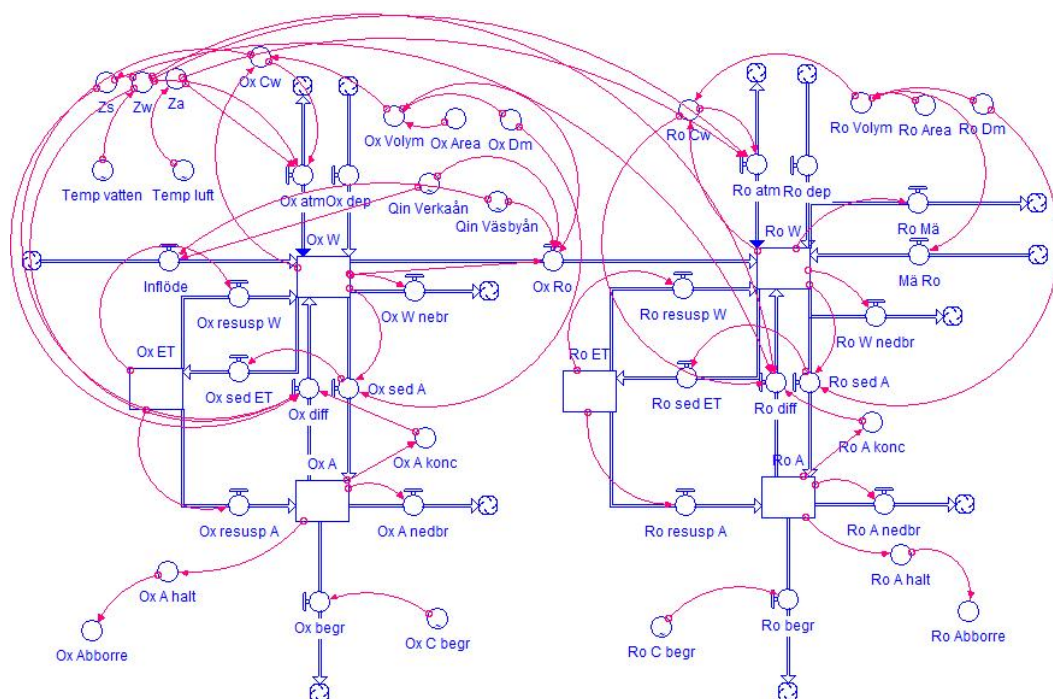
Enligt Mackay (2001) kan halveringstiden ($t_{1/2}$) för PCB_{tot} i vatten antas vara 76 månader och i sediment 700 månader. I detta arbete antogs samma halveringstid gälla för $\sum PCB_7$. Halveringstiderna översattes vidare till nedbrytningshastigheter genom ekvation (26),

$$r_{nedbr} = \frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \quad (26)$$

Vidare gavs den totala nedbrytningen av $\sum PCB_7$, F_{nedbr} (g/månad), i respektive matris, av den totala massan $\sum PCB_7$ i matrisen multiplicerat med nedbrytningshastigheten, r_{nedbr} .

3.4.3 Implementering i STELLA

Flödesdynamiken i föregående avsnitt användes för att bygga upp en massbalansmodell i simuleringsprogrammet STELLA, version 10.0 (figur 5). De rektangulära boxarna representerade matriserna vatten, ET-sediment och aktiva A-sediment i de två lokalerna. In- och utflöden ur varje box beskrevs av pilarna till och från respektive box. Cirklarna representerade parametrar och variabler i modellen. Cirklar med ett ”~” varierade över simuleringsperioden (temperatur, vattenflöden och C_{Begr}). Flöden in och ut från varje box beräknades i STELLA iterativt i tidssteg som användaren själv bestämde. I detta arbete valdes beräkningarna att göras på månadsbasis, med 20 beräkningar per månad ($DT = 0,05$). Simuleringsperioden sattes till 10 eller 25 år. Startvärden i varje matris, det vill säga vatten, A- och ET-sediment, baserades på uppmätta $\sum PCB_7$ -halter i varje matris (Karlsson, 2014a; Karlsson m.fl., 2015). Samtliga parametervärden som användes i modellen presenteras i Appendix C.



Figur 5 Massbalansmodell för $\sum PCB_7$ i simuleringsprogrammet STELLA baserad på flödesdynamiken som beskrivs i avsnitt 3.4.2. Vänstra halvan representerar Oxundasjön och högra halvan representerar Rosersbergsviken. Boxar motsvarar matriserna vatten, ET-sediment och aktiva A-sediment i de två systemen. Massflöden av $\sum PCB_7$ mellan olika matriser representeras av pilarna till och från respektive box. Cirklar representerar parametrar och variabler i modellen.

3.4.4 Scenarier

Två åtgärdsscenarier (muddring och täckning/ behandling med aktivt kol) och ett klimatscenario undersöktes med massbalansmodellen. Initialt gjordes även simuleringar för att studera utvecklingsförloppet av PCB-halter i Oxundasjön och Rosersbergsviken om inget ingrepp görs i systemet. Detta gav även utgångsresultat att jämföra effekten av olika åtgärder med.

Förhöjda PCB-koncentrationer har uppmätts i Väsbyån, som mynnar i Oxundasjön (Karlsson, 2014b; Karlsson & Johansson, 2015). För att studera vilken inverkan dessa koncentrationer hade på systemet över tid, gjordes simuleringar där två olika koncentrationer i ån ansattes. Dels ansattes den nuvarande koncentrationen, 0,69 ng Σ PCB₇/l, och dels en bakgrundskoncentration på 0,087 ng Σ PCB₇/l, som motsvarar den nuvarande koncentrationen i det andra stora inflödet till sjön, Verkaån. Detta motiverades av att källan till de höga koncentrationerna i Väsbyån sannolikt kommer att identifieras och åtgärdas i framtiden.

3.4.4.1 Scenario 1: Muddring

För att simulera en muddring av Oxundasjön ansattes olika reducerade startmängder i Oxundasjöns A-sediment. Muddring antogs leda till 99% reduktion av mängden PCB i Oxundasjöns sediment. Hänsyn togs till att vid en eventuell muddring kommer de nuvarande passivt begrävda sedimentmassorna blandas med de nuvarande aktiva sedimentmassorna. Efter muddringen antogs således ett nytt aktivt sedimentlager ha bildats, där startmängden PCB ansattes till 99% av den nuvarande *totala* mängden PCB i sedimenten. En simulering gjordes också för 98% reduktion.

Mätningar har visat att cirka 50% av den totala mängden PCB i Oxundasjön finns i ett område som endast motsvarar 10% av sjöns area, delområde 10 i sjöns södra ände (Karlsson m.fl., 2015). I syfte att ta bort så mycket PCB som möjligt med minsta ingrepp var alltså muddring av detta område ett intressant alternativ att undersöka. Den största mängden PCB i detta område fanns dock i den passiva och icke-biotillgängliga delen av sedimentet, det vill säga djupare än 10 cm. Muddring av området skulle alltså leda till en minskning av cirka 50% av den totala mängden PCB i sjöns sediment, men endast minska mängden i sjöns aktiva sediment (0-10 cm) med cirka 14%.

3.4.4.2 Scenario 2: Täckning/ aktivt kol

Åtgärdsmetoderna täckning och spridning av aktivt kol antogs ge samma effekt i systemet, då båda ”stänger in” de förorenade sedimentmassorna. Därför skapades ett gemensamt scenario för dessa två åtgärder. För att simulera effekten av åtgärderna ansattes en 75% reducerad diffusion från sedimenten, det vill säga ett mindre läckage av PCB upp till vattenfasen. I övrigt antogs systemet bete sig på samma sätt.

Enligt Patmont m.fl. (2015), har försök med aktivt kol lett till 70-99% reducerad biotillgänglighet av bland annat klororganiska miljögifter, som PCB. För att se hur en ytterligare minskat diffusionsflöde påverkade återhämtningen testades även två fall med 80 och 90% reducerad diffusion från Oxundasjöns aktiva sediment.

3.4.4.3 Scenario 3: Förändrat klimat

För att testa hur återhämtningsförloppet i Oxundasjön och Rosersbergsviken påverkades av ett förändrat klimat, gjordes simuleringar där både temperatur och vattenflöden ökades. Framtida klimatförändringar antogs leda till en temperaturökning på 2°C. Vattenflödena ökades med 25% i scenariot, vilket baserades på modellerade framtida vattenflöden i Sverige (SMHI, 2016c).

3.4.5 Modellkänslighet

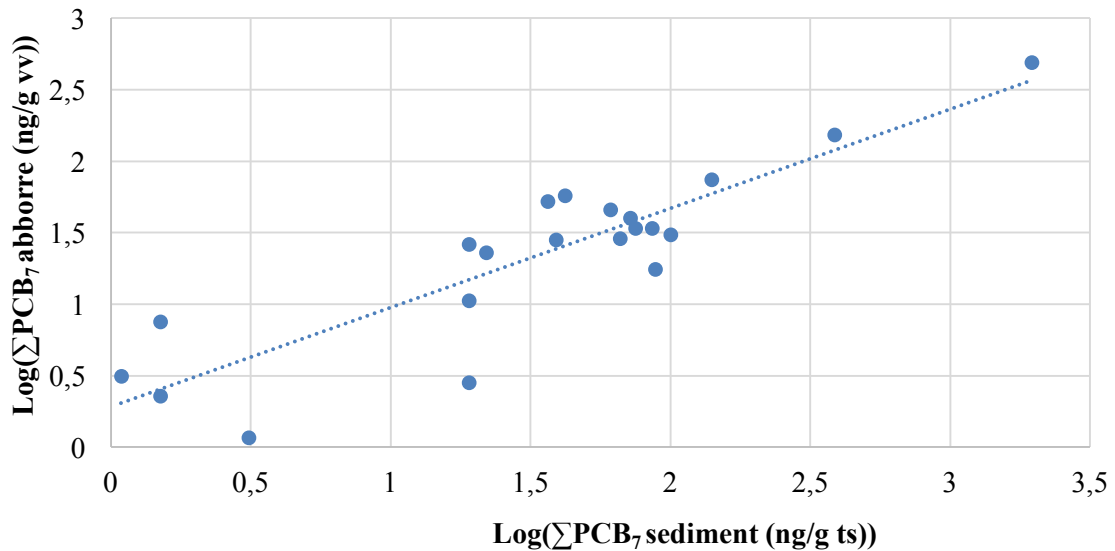
Robustheten hos modellen testades i två steg, dels genom känslighetsanalys och dels genom osäkerhetsanalys med Monte Carlo-simulering enligt förfarandet i Håkanson (1998). Känslighetsanalysen gjordes i syfte att identifiera hur olika variabler påverkade modellen. Detta genom att multiplicera varje undersökt variabel med en slumpfördelad faktor som svarade mot variabelns osäkerhet. Den slumpfördelade faktorn beskrevs av ett CV-värde (CV = variationskoefficient; ges av fördelningens standardavvikelse, SA, genom dess medelvärde). Ett större CV-värde svarade mot en större osäkerhet i respektive variabel. Vidare studerades i känslighetsanalysen hur den slumpade variationen i respektive variabel påverkade simuleringresultatet hos en målvariabel. 100 simuleringar gjordes för varje undersökt variabel över en simuleringsperiod på 10 år. Som målvariabel valdes abborre i Rosersbergsviken.

När variablerna med störst inverkan på målvariabeln identifierats, gjordes för dessa en osäkerhetsanalys i två steg. I det första steget studerades hur den kumulativa osäkerheten i variablerna påverkade resultatet för målvariabeln. Osäkerhetsanalysen blev på så sätt en slags känslighetsanalys för alla undersökta variabler samtidigt. I det andra steget i osäkerhetsanalysen plockades en och en av variablerna bort, för att på så sätt studera inverkan av varje enskild variabel. Likt känslighetsanalysen gjordes 100 simuleringar över en simuleringsperiod på 10 år. Samma CV-värden användes för variablerna i osäkerhetsanalysen som i känslighetsanalysen.

4 RESULTAT

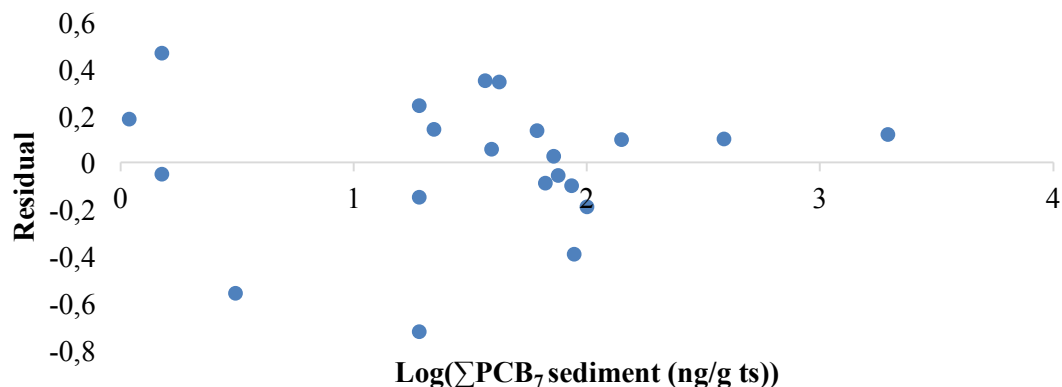
4.1 SAMBAND MELLAN PCB I SEDIMENT OCH FISK

Linjär regression enligt ekvation (1), mellan $\sum\text{PCB}_7$ -halter i sediment och fisk (abborre) från 21 olika lokaler, inklusive Oxundasjön och Rosersbergsviken, visade ett signifikant samband (figur 6).



Figur 6 Linjär regression mellan $\sum\text{PCB}_7$ -halter i sediment och fisk (abborre) från 21 lokaler i en transekt kring Stockholm, inklusive Oxundasjön och Rosersbergsviken. Regressionen gav ett log-linjärt samband enligt: $\log(\sum\text{PCB}_{7, \text{ abborre}}) = 0,6943 * \log(\sum\text{PCB}_{7, \text{ sed}}) + 0,2816$. Regressionen gav ett korregerat R^2 -värde på 0,77 (enligt ekvation 2) samt ett p-värde på $9,9 * 10^{-8}$. Korrelationen gäller för abborre i storleken 15-20 cm.

Residualerna fördelades någorlunda jämnt längs x-axeln (figur 7), vilket är ett kriterium för att linjär regression skall kunna tillämpas.



Figur 7 Residualdiagram för regressionen i figur 6. Residualerna är någorlunda jämnt fördelade längs x-axeln.

4.2 ANALYS AV MILJÖGIFTSHALTER I FISK

PCA visade att fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken skiljde sig från fisk från övriga studerade lokaler. Detta avsåg framför allt storlek och sammansättning av PCB-halter i fisken. PCA för hela datasetet gav i princip samma resultat som PCA där endast observationer från abborre inkluderades.

Loading- och scoreplottar presenteras för PC1 och 2 (figur 8-11). PC3 och 4 förklarade så pass lite av variansen i respektive dataset att inga slutsatser kunde dras från dessa (tabell 6). Resultaten tolkades i två steg: genom att först studera erhållen loadingplot och sedan studera tillhörande scoreplot. Från loadingplotten identifierades inverkan av olika variabler, ju längre avstånd från origo i respektive principalkomponent desto större del av den totala variansen i datasetet förklarades av variabeln i den komponenten. Ju närmare varandra variablerna ligger i loadingplotten, desto större tendens har de att samvariera i datasetet. I steg två analyserades tillhörande scoreplot, där de olika observationernas förhållande till varandra kunde urskiljas. Observationer som karaktäriseras av specifika variabler förhåller sig i scoreplotten på likartat sätt som dessa variabler gör i tillhörande loadingplot.

Tabell 6 Andel av variansen, R^2 , i de analyserade dataseten som förklaras av respektive principalkomponent (PC)

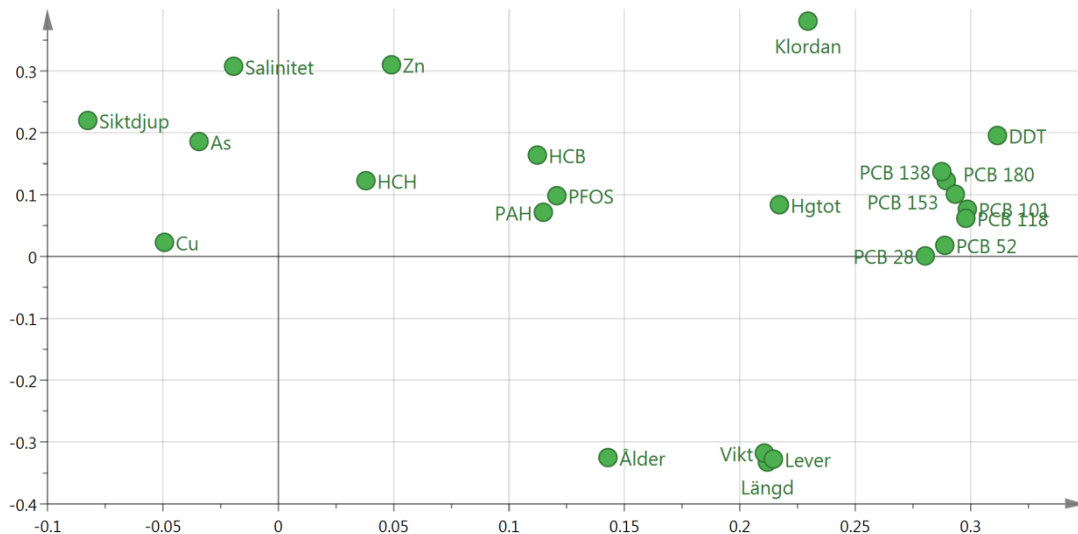
Dataset	R^2 PC1	R^2 PC2	R^2 PC3	R^2 PC4	Residual
Alla arter	0,48	0,14	0,10	0,060	0,22
Endast abborre	0,41	0,21	0,088	0,061	0,24

4.2.1 Alla fiskarter

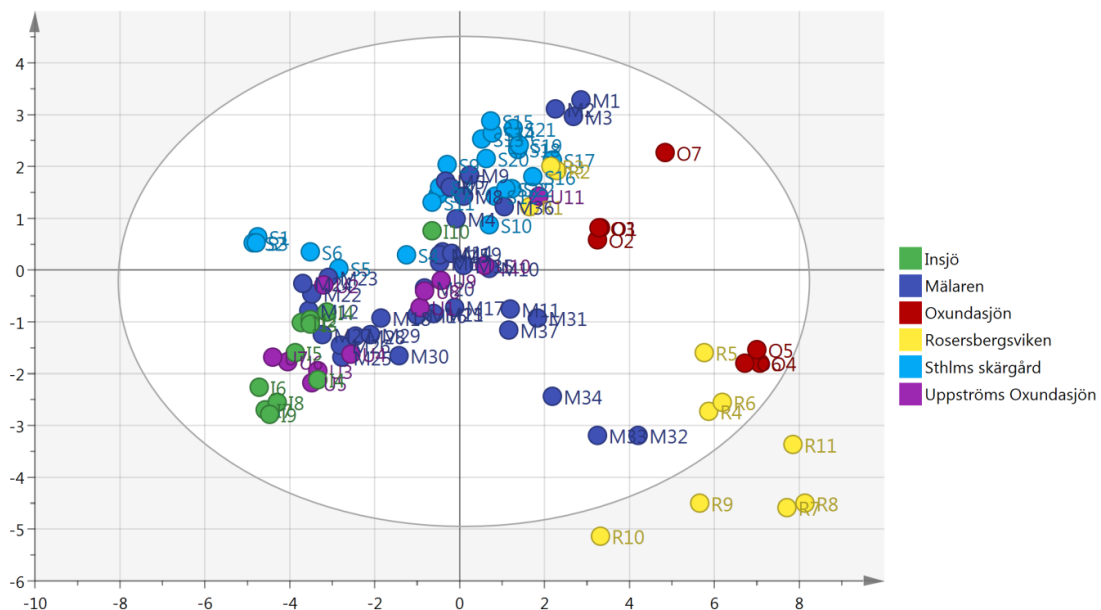
PCA för datasetet med abborre, gädda, gös och asp visade att de sju PCB-kongenerna, DDT, Klordan och Hg_{tot} hade stor inverkan i loadingplotten, framför allt i PC1 (figur 8). ΣPCB_7 hade sannolikt stor inverkan tack vare de höga halterna av dessa i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken. Noterbart att PCB-kongenerna, DDT och Hg_{tot} samlas i ett kluster, vilket kan vara en indikation på samvarians mellan dessa variabler. De morfologiska variablerna ålder, längd, vikt och levervikt hade också stor inverkan i loadingplotten, både i PC1 och 2. Även dessa samlades i ett kluster, vilket kan förklaras av att en äldre fisk också normalt sett är längre och tyngre än en yngre fisk. Variabler som Cu, As och HCH, nära origo i loadingplotten, hade liten inverkan i analysen.

Studerat tillhörande scoreplot (figur 9), syns tydligt att observationerna från Oxundasjön och Rosersbergsviken avviker från övriga observationer. Majoriteten av fisken från Oxundasjön och Rosersbergsviken är långt åt höger i scoreplotten, troligtvis till följd av de höga PCB-halterna i dessa. Abborre och gädda från Oxundasjön skiljer sig åt och skapar två kluster: det övre klustret hör till observationer från abborre (O1, O2, O3 och O7) och det nedre klustret hör till observationer från gädda (O4, O5 och O6). Sannolikt de större morfologiska faktorerna hos gäddan jämfört abborren som orsakar denna gruppering. Större fisk från Rosersbergsviken (R4-R11; en stor abborre,

gädda, gös och asp) visade samma tendenser som gäddorna från Oxundasjön i scoreplotten. Noterbart är att Mälarfisk nedströms Rosersbergsviken (M31, M32, M33 och M34; abborre och gädda), också visar liknande tendenser.



Figur 8 Loadingplot för datasetet där alla fiskarter inkluderades. Horisontell axel representerar PC1 och vertikal axel PC2. Punkterna representerar inverkan av observerade variabler i respektive komponent. Variabler nära varandra i plotten tenderar att samvariera mer i datasetet jämfört med variabler längre ifrån varandra i plotten. Ju längre avstånd från origo, desto större del av variansen i datasetet förklaras av variabeln.



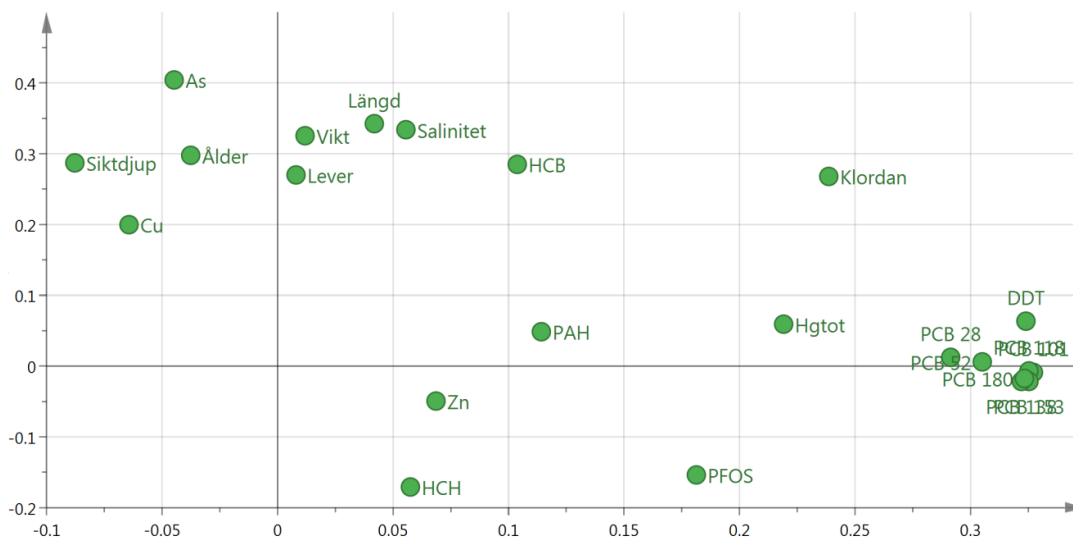
Figur 9 Scoreplot för datasetet där alla fiskarter inkluderades. Horisontell axel representerar PC1 och vertikal axel PC2, ellips motsvarar 95% konfidensintervall. Observationerna är grupperade och numrerade baserat på fångstplats. Observationer nära varandra i plotten tenderar att samvariera mer än observationer med längre avstånd från varandra i plotten.

4.2.2 Endast abborre

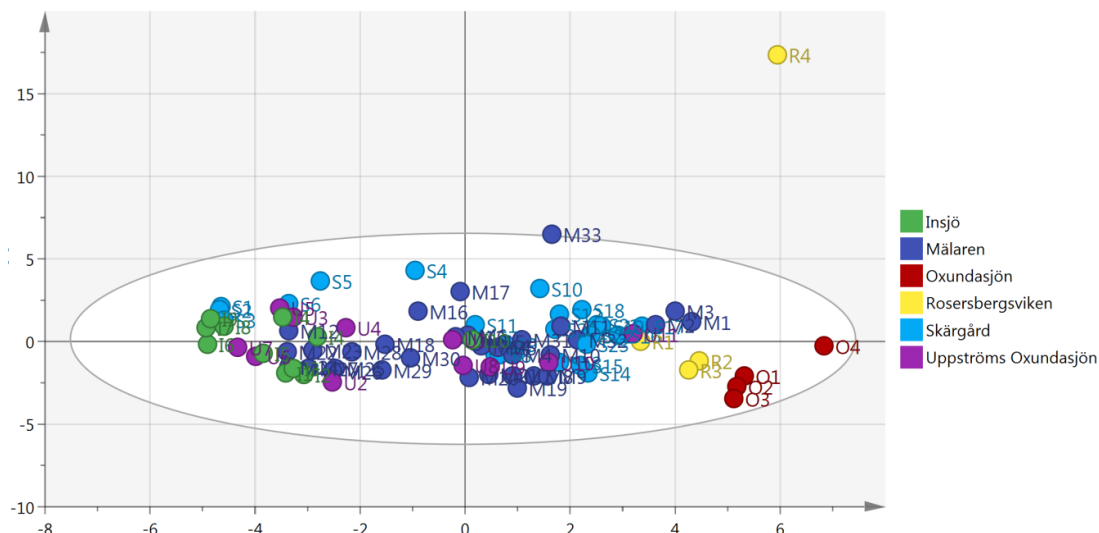
Likt loadingplotten för alla fiskarter hade PCB-kongenerna, DDT och Hg_{tot} också stor inverkan i PC1 i detta fall då endast observationer från abborre användes (figur 10). Dock blev grupperingen av PCB-kongenerna och DDT mer utpräglad, vilket stärker indikationen på samvarians mellan PCB och DDT i observationerna. De morfologiska variablerna hade liknande inverkan i PC2, dock på motsatt sida origo. Cu, As och HCH återigen nära origo och förklarade således lite av samvariansen i observationerna.

Tillhörande scoreplot (figur 11), visade också att fisk (endast abborre i detta fall) från Oxundasjön och Rosersbergsviken skiljde sig från övriga observationer. Detta var återigen en trolig följd av de höga PCB-halterna i dessa observationer. En av observationerna från Rosersbergsviken (R4) skiljde sig dock från resterande observationer och hamnade långt utanför konfidensintervallet. Detta förklaras av att R4 var den överlägset största och äldsta abborren i datasetet. Trots att abborren hamnade långt utanför konfidensintervallet hade den marginell påverkan på förklaringsgraden och valdes därför att ändå inkluderas i analysen.

Utöver detta bildades två kluster i scoreplotten: ett med observationer från insjöar och ett med observationer från Stockholms skärgård. Låga halter av klororganiska ämnen, som PCB, DDT, PFOS och Klordan skulle kunna vara en förklaring till grupperingen av insjöabborre. En trolig förklaring till grupperingen av skärgårdsabborre är saliniteten, som är noll i övriga grupper (då dessa är från sötvattenlokaler).



Figur 10 Loadingplot för datasetet där endast abborre inkluderades. Horisontell axel representerar PC1 och vertikal axel PC2. Punkterna representerar inverkan av observerade variabler i respektive komponent. Variabler nära varandra i plotten tenderar att samvariera mer i datasetet jämfört med variabler längre ifrån varandra i plotten. Ju längre avstånd från origo, desto större del av variansen i datasetet förklaras av variabeln.

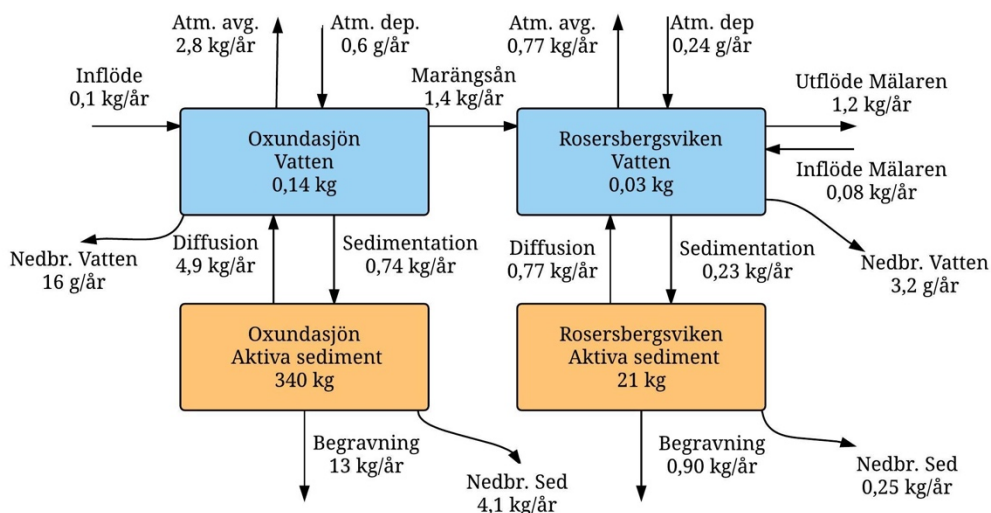


Figur 11 Scoreplot för datasetet där endast abborre inkluderades. Horisontell axel representerar PC1 och vertikal axel PC2, ellips motsvarar 95% konfidensintervall. Observationerna är grupperade och nummerade baserat på fångstplats. Observationer nära varandra i plotten tenderar att samvariera mer än observationer med längre avstånd från varandra i plotten.

4.3 MASSBALANSMODELL

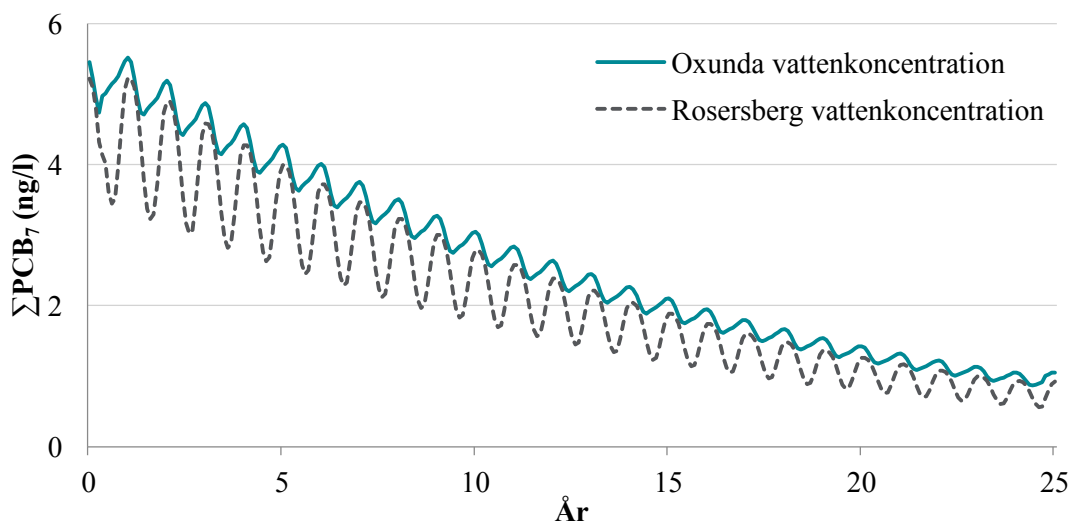
4.3.1 Modellerade PCB-flöden och halter i Oxundasjön och Rosersbergsviken

Massbalansmodellering gav att de största massflödena av PCB i Oxundasjön och Rosersbergsviken sker genom processerna atmosfärisk avgång, diffusion, sedimentation, begravnin samt utflöde från respektive lokal (figur 12). Notera att figur (12) visar massflöden av PCB_{tot} , som baseras på att $\sum PCB_7$ motsvarar 20% av PCB_{tot} . Nedbrytningen i vattenmassan tycks vara försumbar (16 respektive 3,2 g $PCB_{tot}/\text{år}$). Dock är nedbrytningen i sedimenten av större betydelse för massbalansen (4,1 respektive 0,25 kg $PCB_{tot}/\text{år}$). Noterbart är att den atmosfäriska avgången från Oxundasjön och Rosersbergsviken (2,8 respektive 0,77 kg $PCB_{tot}/\text{år}$) är betydligt mycket större än nettodepositionen (0,6 respektive 0,24 g $PCB_{tot}/\text{år}$). På samma sätt är diffusionen upp ur sedimenten (4,9 respektive 0,77 kg $PCB_{tot}/\text{år}$) större än det som sedimenterar ner till sedimenten (0,74 respektive 0,23 kg $PCB_{tot}/\text{år}$). En stor del av det PCB som tillförs Rosersbergsviken följer med utflödet till Mälaren (1,2 kg $PCB_{tot}/\text{år}$).

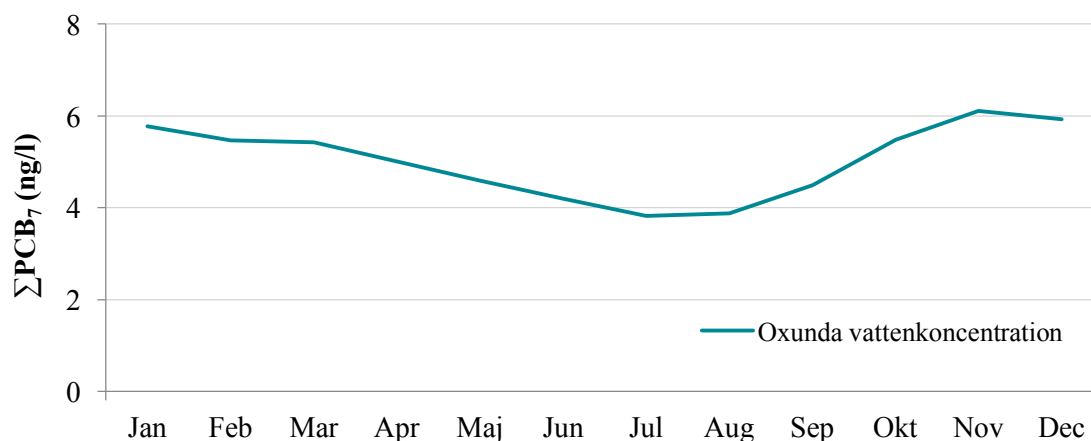


Figur 12 Modellerade massflöden av PCB_{tot} till och från vatten och aktiva sediment i Oxundasjön och Rosersbergsviken. Baseras på att $\sum\text{PCB}_7$ representerar 20% av PCB_{tot}. Mängder och massflöden i figuren presenteras som medelvärden från de två första åren av simuleringsperioden.

Vattenkoncentrationerna $\sum\text{PCB}_7$ var relativt likartade i Oxundasjön och Rosersbergsviken, men något lägre i Rosersbergsviken. Den avtagande trenden i de båda lokalerna var också likartade: 81% reduktion i Oxundasjön samt 61% reduktion i Rosersbergsviken efter 25 år (figur 13). Vattenkoncentrationerna visade en tydlig säsongvariation, med lägst halter under sommarmånaderna och högst halter under vintermånaderna (figur 14).

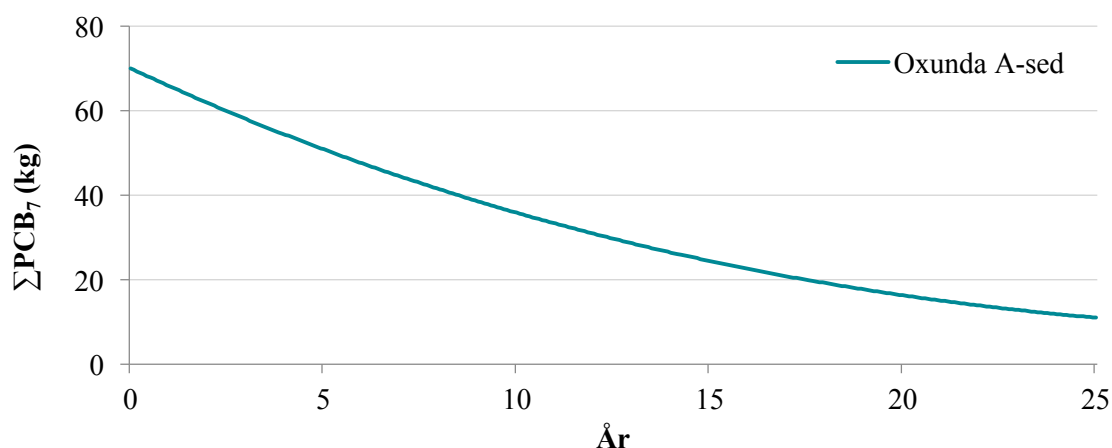


Figur 13 Modellerad koncentration av $\sum\text{PCB}_7$ (ng/l) i vatten i Oxundasjön (hel linje) och i Rosersbergsviken (streckad linje) under 25 år. Vattenkoncentrationerna presenteras som löpande 9-månaders medelvärde.

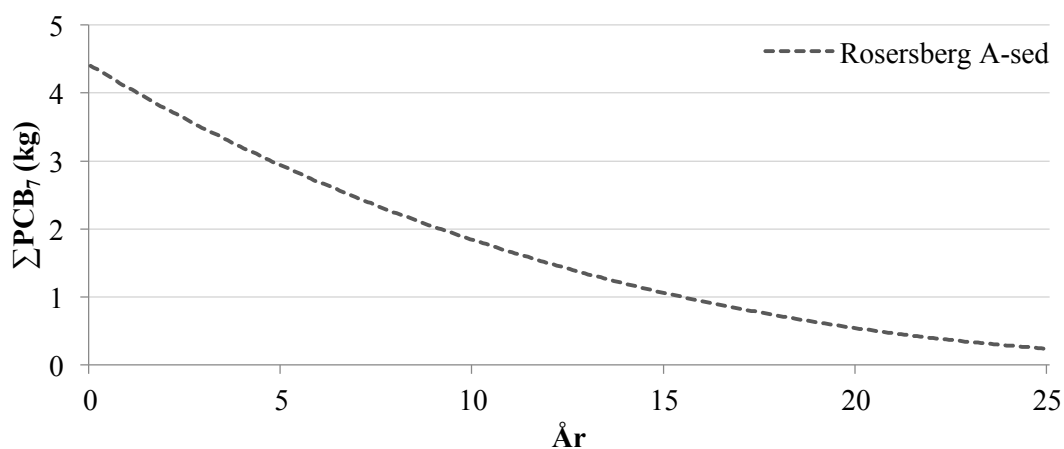


Figur 14 Modellerad koncentration ΣPCB_7 (ng/l) i vatten i Oxundasjön under 1 år.

Den totala massan ΣPCB_7 i Oxundasjöns aktiva A-sediment minskade från 70 kg till 10 kg under 25 år (figur 15). ΣPCB_7 i Rosersbergsvikens aktiva A-sediment minskade från 4,4 kg till 0,2 efter 25 år (figur 16). Minskningen av ΣPCB_7 i Oxundasjöns och Rosersbergsvikens aktiva A-sediment motsvarar halveringstider på cirka 9 respektive 6 år.

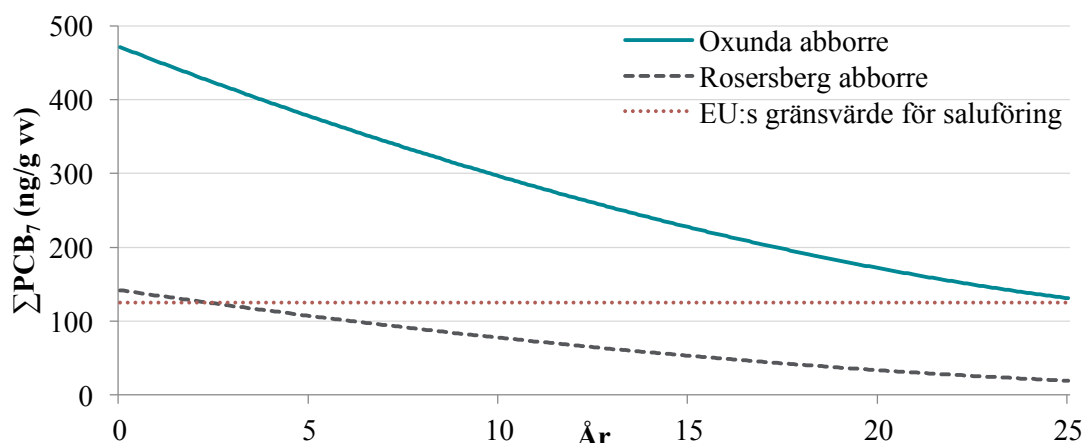


Figur 15 Modellerad mängd ΣPCB_7 (kg) i Oxundasjöns aktiva A-sediment under 25 år.



Figur 16 Modellerad mängd ΣPCB_7 (kg) i Rosersbergsvikens aktiva A-sediment under 25 år.

Då halten ΣPCB_7 i abborre antogs vara direkt korrelerad till halterna i de aktiva sedimenten i de två lokalerna blev den avtagande trenden likartad (figur 17). ΣPCB_7 -halten i abborre från Rosersbergsviken sjunker under EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk efter cirka 2,5 år, medan abborre från Oxundasjön behöver längre tid än 25 år för att nå dessa halter.



Figur 17 Modellerade halter av ΣPCB_7 (ng/g vv) i abborrmuskel från Oxundasjön (hel linje) och Rosersbergsviken (streckad linje) under 25 år. Halterna kan jämföras med EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk, tillika svensk miljö kvalitetsnorm, på 125 ng ΣPCB_6 /g vv muskel (prickad linje). På grund av de relativt låga halterna PCB118, antogs gränsvärdet för ΣPCB_6 kunna likställas med ΣPCB_7 .

Ett minskat inflöde av ΣPCB_7 till Oxundasjön visade sig ha marginell påverkan på modellresultaten för alla undersökta matriser i både Oxundasjön och Rosersbergsviken (tabell 7, 8). Största skillnaden efter 25 år visade koncentrationen i Rosersbergsvikens vattenmatris, som efter 25 år minskade från 1,4 ng/l med nuvarande inflöde till 1,2 ng/l med åtgärdat inflöde.

Tabell 7 Två olika inflöden av ΣPCB_7 till Oxundasjön baserat på olika koncentrationer i Väsbyån undersöktes: dels nuvarande (0,69 ng/l) och dels åtgärdat koncentration (0,087 ng/l). Detta gav en marginell skillnad i modellresultaten för Oxundasjöns vatten, sediment och abborre efter 25 år. Som jämförelse presenteras även de initiala halterna i Oxundasjön vid simuleringsperiodens början

Oxundasjön	Vatten (ng/l)	A-sed (ng/g ts)	Abborre (ng/g vv)
Initialt	5,6	2800	470
25 år, nuvarande inflöde	1,2	440	130
25 år, åtgärdat inflöde	1,1	440	130

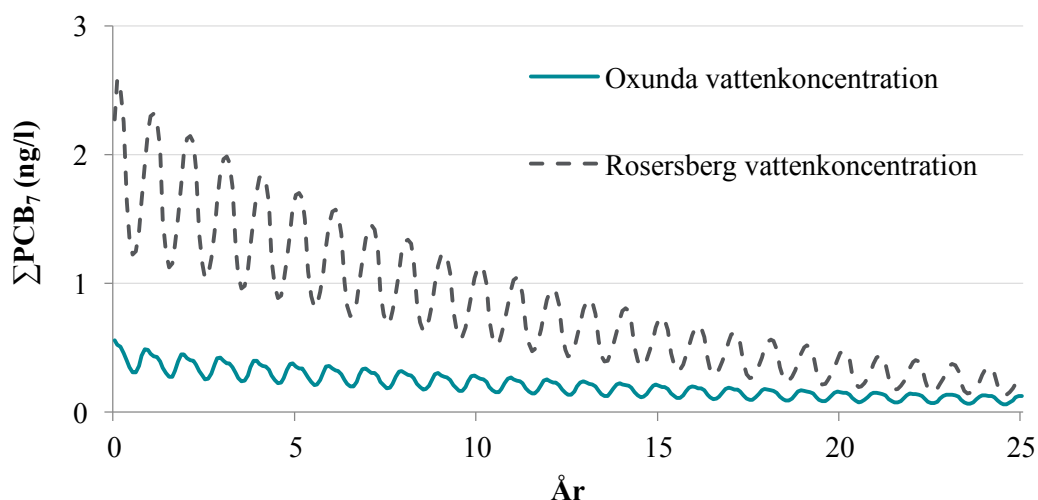
Tabell 8 Två olika inflöden av ΣPCB_7 till Oxundasjön baserat på olika koncentrationer i Väsbyån undersöktes: dels nuvarande (0,69 ng/l) och dels åtgärdad koncentration (0,087 ng/l). Detta gav en marginell skillnad i modellresultaten för Rosersbergsvikens vatten, sediment och abborre efter 25 år. Som jämförelse presenteras även de initiala halterna i Rosersbergsviken vid simuleringsperiodens början

Rosersbergsviken	Vatten (ng/l)	A-sed (ng/g ts)	Abborre (ng/g vv)
Initialt	3,8	490	140
25 år, nuvarande inflöde	1,4	28	19
25 år, åtgärdat inflöde	1,2	27	19

4.3.2 Scenario 1: Muddring

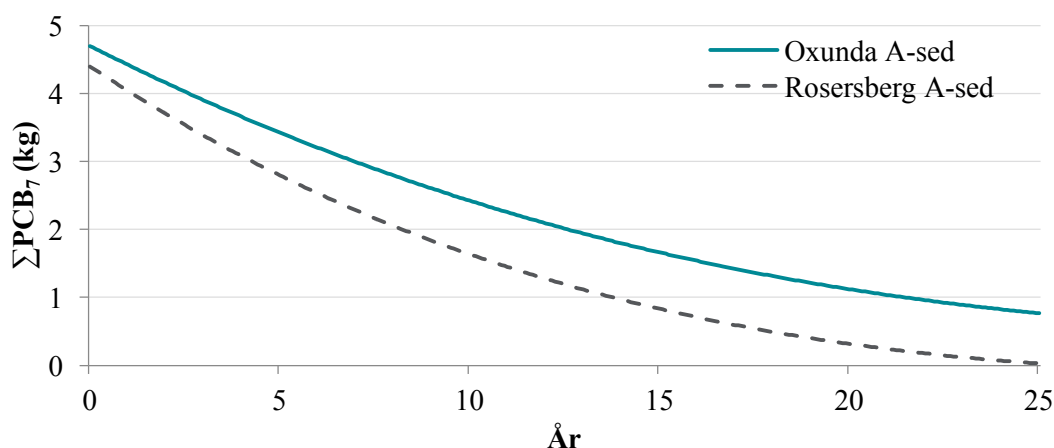
I muddringsscenariot antogs att 99% av mängden ΣPCB_7 i Oxundasjöns sediment togs bort. Modelleringen gav att en sådan åtgärd ger snabbare återhämtning i samtliga matriser i både Oxundasjön och Rosersbergsviken.

En väsentlig förbättring kan ses i både Oxundasjöns och Rosersbergsvikens vattenmatriser efter muddring (figur 18). Vattenkoncentrationen i Oxundasjön ställer snabbt in sig på en relativt konstant nivå, cirka 0,2 ng ΣPCB_7 /l. Avklingningen i Rosersbergsviken sker något långsammare och planar ut efter cirka 20 år på en nivå i samma storleksordning som den i Oxundasjön.



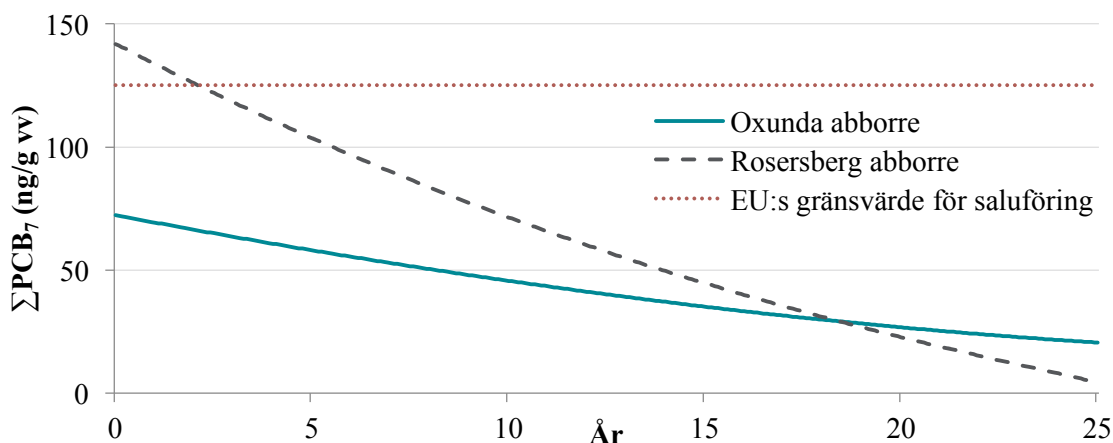
Figur 18 Vattenkoncentration av ΣPCB_7 (ng/l) i Oxundasjön (hel linje) och Rosersbergsviken (streckad linje) under 25 år efter muddring av Oxundasjön.

Efter muddring av 99%, blir den uppskattade, initiala mängden ΣPCB_7 i Oxundasjöns aktiva A-sediment 4,7 kg. Denna mängd minskade till cirka 0,8 kg efter 25 år (figur 19). En snabbare återhämtning av Rosersbergsvikens aktiva A-sediment sker jämfört med om ingen åtgärd utförs: cirka 10 gånger mindre mängd ΣPCB_7 efter 25 år. Halveringstiden i Rosersbergsvikens aktiva A-sediment efter muddring av Oxundasjön blev 3,5 år, jämfört med 6 år vid ingen åtgärd.



Figur 19 Modellerad mängd ΣPCB_7 (kg) i aktiva A-sediment i Oxundasjön (hel linje) och Rosersbergsviken (streckad linje) under 25 år efter muddring av Oxundasjön.

Halterna i abborre från Oxundasjön blir väsentligt bättre efter muddringen (figur 20), även om det förmodligen skulle ta ett tag innan jämvikten ställer in sig med det nya sedimentet. Halten ΣPCB_7 i abborre från Oxundasjön och Rosersbergsviken blir cirka 25 respektive 4 ng/g vv efter 25 år.



Figur 20 Modellerade halter av ΣPCB_7 (ng/g vv) i abbotmuskel från Oxundasjön (hel linje) och Rosersbergsviken (streckad linje) under 25 år efter muddring. Halterna kan jämföras med EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk, tillika svensk miljö kvalitetsnorm, på 125 ng ΣPCB_6 /g vv muskel (prickad linje). På grund av de relativt låga halterna PCB_{118} , antogs gränsvärdet för ΣPCB_6 kunna likställas med ΣPCB_7 .

Jämförelse mellan olika muddringsmängder i Oxundasjön, visade en relativt stor skillnad i återhämtning efter 25 år, framför allt i Oxundasjöns matriser (tabell 9). Även återhämtningsförloppet i Rosersbergsviken påverkades (tabell 10). Muddring av delområde 10 i Oxundasjön (14% bortförel av den totala mängden ΣPCB_7 i de aktiva A-sedimenten) gav en liten effekt på återhämtningsförloppet i både Oxundasjön och Rosersbergsviken.

Tabell 9 Koncentrationer och halter efter 25 år i Oxundasjöns vatten, aktiva A-sediment och abborre vid olika muddringsscenarier. Muddring av delområde 10 i Oxundasjön motsvarar en minskning av 14% av den totala mängden ΣPCB_7 i Oxundasjöns aktiva A-sediment

Muddring	Ox vatten (ng/l)	Ox A-sed (ng/g ts)	Ox abborre (ng/g vv)
Ingen åtgärd	1,1	440	130
Delomr. 10	0,93	380	118
98%	0,48	183	71
99%	0,24	81	41

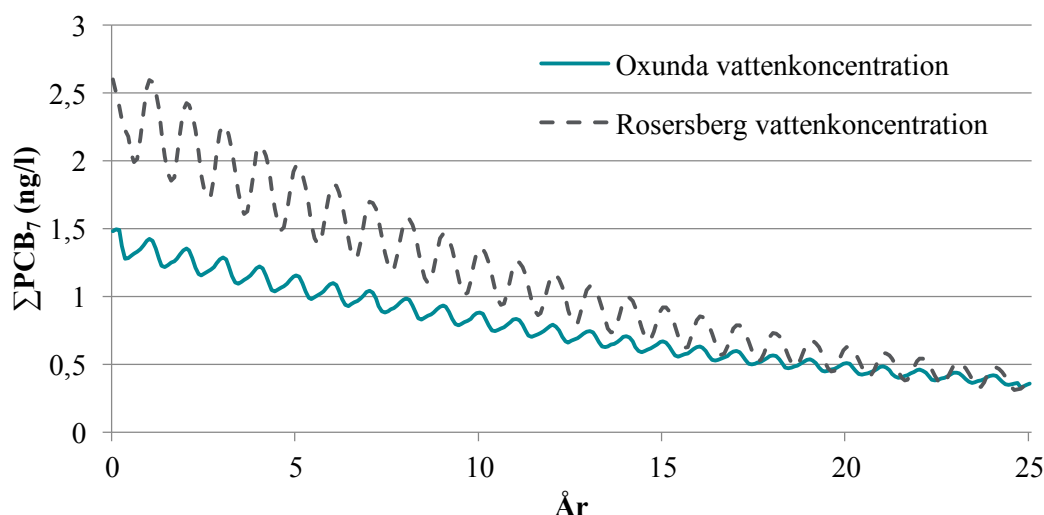
Tabell 10 Koncentrationer och halter efter 25 år i Rosersbergsvikens vatten, aktiva A-sediment och abborre vid olika muddringsscenarier. Muddring av delområde 10 i Oxundasjön motsvarar en minskning av 14% av den totala mängden ΣPCB_7 i Oxundasjöns aktiva A-sediment

Muddring	Ro vatten (ng/l)	Ro A-sed (ng/g ts)	Ro abborre (ng/g vv)
Ingen åtgärd	1,2	27	19
Delomr. 10	1,1	23	17
98%	0,63	7,0	7,4
99%	0,41	4,0	5,0

4.3.3 Scenario 2: Täckning/ aktivt kol

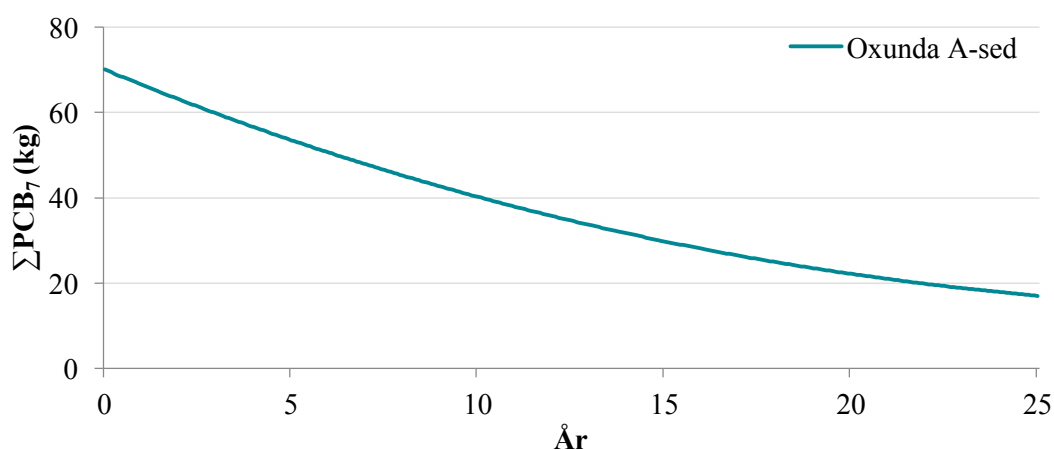
De två åtgärderna täckning och aktivt kol antogs ge ungefär samma effekt i systemet och modellerades därför på samma sätt: 75% reducerad diffusion från de aktiva A-sedimenten i Oxundasjön.

I likhet med muddringsscenariot skedde en förbättring av vattenkoncentrationerna i Oxundasjön och Rosersbergsviken (figur 21). Återhämtningen av vattenkoncentrationerna i Rosersbergsviken skedde dock något långsammare jämfört med Oxundasjön, också i likhet med muddringsscenariot. Efter cirka 20 år ligger vattenkoncentrationerna på liknande nivåer i de två lokalerna.

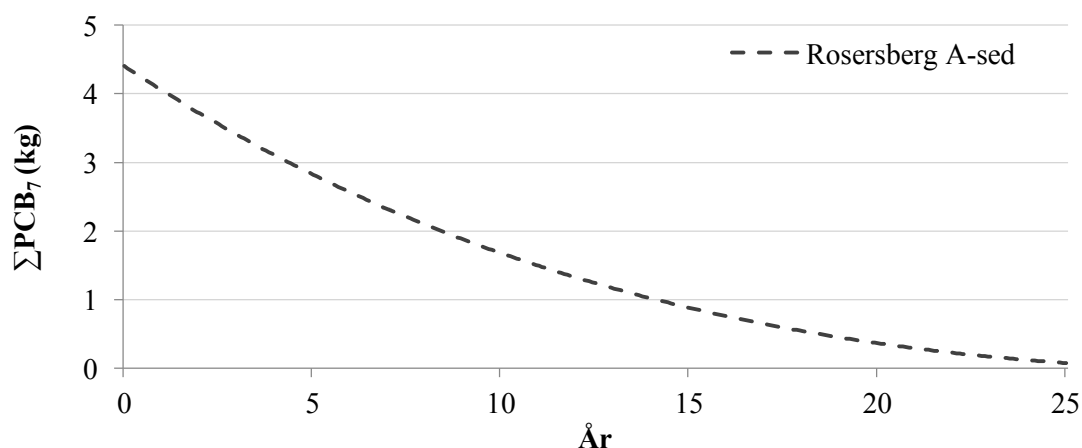


Figur 21 Vattenkoncentration av ΣPCB_7 (ng/l) i Oxundasjön (hel linje) och Rosersbergsviken (streckad linje) under 25 år efter täckning/ behandling med aktivt kol i Oxundasjön. Vattenkoncentrationerna presenteras som löpande 9-månaders medelvärde.

Återhämtningen av mängden ΣPCB_7 i Oxundasjöns aktiva A-sediment sker långsammare jämfört med att ingen åtgärd utförs: 17 kg respektive 10 kg efter 25 år (figur 22). Samtidigt sker återhämtningen i Rosersbergsvikens aktiva A-sediment snabbare: 0,08 kg jämfört med 0,2 kg kvar efter 25 år, vilket motsvarar en halveringstid på 4,3 år (figur 23). Värt att påpeka är att ΣPCB_7 i Oxundasjöns A-sediment till stor del blir passivt bundet och icke-biotillgängligt av båda åtgärderna i detta scenario.

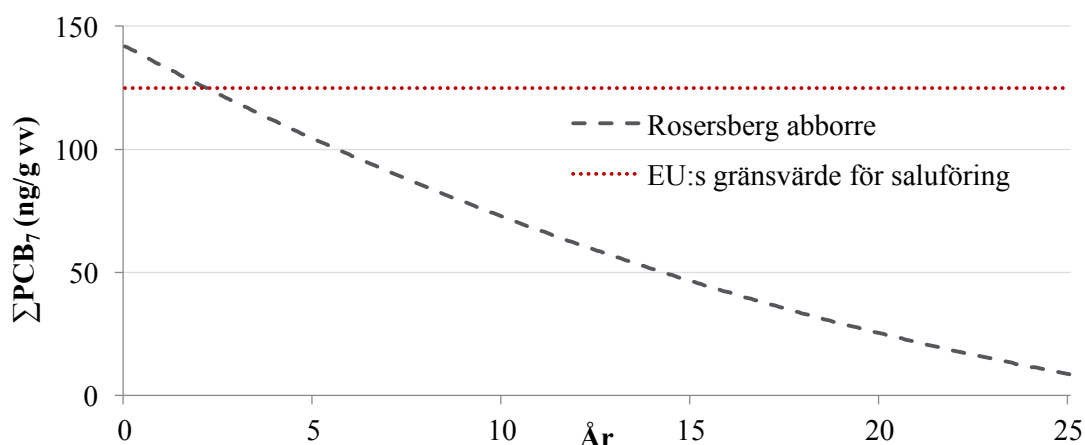


Figur 22 Modellerad mängd ΣPCB_7 (kg) i Oxundasjöns aktiva A-sediment under 25 år efter täckning/ behandling med aktivt kol i Oxundasjön.



Figur 23 Modellerad mängd ΣPCB_7 (kg) i Rosersbergsvikens aktiva A-sediment under 25 år efter täckning/ behandling med aktivt kol i Oxundasjön.

I detta scenario bortsågs de modellerade halterna i abborre från Oxundasjön. Detta på grund av att en stor del av ΣPCB_7 i Oxundasjöns A-sediment blir begravt/ fastbundet och således icke-biotillgängligt. Det framtagna sambandet mellan sediment och abborre ansågs därför vara för osäkert att tillämpa. För abborre i Rosersbergsviken bedömdes dock det framtagna sambandet fortfarande kunna användas. ΣPCB_7 -halten i abborre från Rosersbergsviken blev då cirka 9 ng/g vv efter 25 år (figur 24).



Figur 24 Modellerade halter av ΣPCB_7 (ng/g vv) i abbotmuskel från Rosersbergsviken (streckad linje) under 25 år efter täckning/ behandling med aktivt kol i Oxundasjön. Halterna kan jämföras med EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk, tillika svensk miljö kvalitetsnorm, på 125 ng ΣPCB_6 /g vv muskel (prickad linje). På grund av de relativt låga halterna PCB_{118} , antogs gränsvärdet för ΣPCB_6 kunna likställas med ΣPCB_7 .

Jämförelse mellan 75, 80 samt 90% reducerad diffusion från Oxundasjöns aktiva A-sediment visade en viss skillnad i återhämtning i samtliga matriser i både Oxundasjön och Rosersbergsviken (tabell 11, 12). Noterbart att ΣPCB_7 -halterna i Oxundasjöns aktiva A-sediment ökar med minskad diffusion. Detta som följd av ett mindre läckage av ΣPCB_7 från sedimenten. Vid jämförelse med övriga resultat är det viktigt att ha i åtanke att ΣPCB_7 i Oxundasjöns aktiva A-sediment till stor del blir passivt och icke-biotillgängligt vid dessa två åtgärder.

Tabell 11 Koncentrationer och halter ΣPCB_7 efter 25 år i Oxundasjöns vatten och A-sediment vid olika reducerade diffusionsflöden från Oxundasjöns A-sediment till följd av åtgärderna täckning/ behandling med aktivt kol

Reducerad diffusion	Ox vatten (ng ΣPCB_7 /l)	Ox A-sed (ng ΣPCB_7 /g ts)
Ingen åtgärd	1,1	440
75%	0,44	680
80%	0,38	700
90%	0,23	730

Tabell 12 Koncentrationer och halter ΣPCB_7 efter 25 år i Rosersbergsvikens vatten, aktiva A-sediment och abborre vid olika reducerade diffusionsflöden från Oxundasjöns A-sediment till följd av åtgärderna täckning/ behandling med aktivt kol

Reducerad diffusion	Ro vatten (ng ΣPCB_7 /l)	Ro A-sed (ng ΣPCB_7 /g ts)	Ro abborre (ng ΣPCB_7 /g vv)
Ingen åtgärd	1,2	27	19
75%	0,61	8,7	8,6
80%	0,54	7,3	7,6
90%	0,40	4,4	5,4

4.3.4 Scenario 3: Förändrat klimat

I detta scenario höjdes temperaturen i vatten och luft med 2°C samtidigt som 25% större vattenflöden ansattes. Följden av detta blev en marginell, men något snabbare återhämtning av ΣPCB_7 i samtliga matriser i både Oxundasjön och Rosersbergsviken (tabell 13, 14).

Tabell 13 Koncentrationer och halter ΣPCB_7 i Oxundasjöns vatten (ng/l), aktiva A-sediment (ng/g ts) och abborre (ng/g vv). Både initiala värden samt värden efter 25 år med respektive utan hänsyn till klimatförändringar presenteras

Oxundasjön	Vatten (ng/l)	A-sed (ng/g ts)	Abborre (ng/g vv)
Initialt	5,6	2800	470
25 år, utan hänsyn till klimatförändring	1,1	440	130
25 år, med hänsyn till klimatförändring	0,91	430	130

Tabell 14 Koncentrationer och halter $\sum\text{PCB}_7$ i Rosersbergsvikens vatten (ng/l), aktiva A-sediment (ng/g ts) och abborre (ng/g vv). Både initiala värden samt värden efter 25 år med respektive utan hänsyn till klimatförändringar presenteras

Rosersbergsviken	Vatten (ng/l)	A-sed (ng/g ts)	Abborre (ng/g vv)
Initialt	3,8	490	140
25 år, utan hänsyn till klimatförändring	1,2	27	19
25 år, med hänsyn till klimatförändring	1,2	27	19

4.3.5 Modellkänslighet

Känslighetsanalys gjordes för variablerna area (A), medeldjup (D_m), omsättningstid i Rosersbergsviken (T_{Ro}), sedimentationshastighet (v), diffusionshastighet (Diff), begravningshastighet (Begr), nedbrytning i aktiva sediment (Nedbr) samt atmosfärisk avgång (Atm avg) (tabell 15). Det ansågs vara av speciellt intresse att undersöka vilken påverkan dessa hade på målvariabeln, $\sum\text{PCB}_7$ i abborre från Rosersbergsviken.

CV-värdet för varje variabel baserades på osäkerheten i variabeln. Till exempel kunde area och medeldjup bestämmas med relativt säkra siffror, vilket gav ett lågt CV-värde i känslighetsanalysen (0,01). Processer som atmosfärisk avgång och nedbrytning i sedimenten ansågs innehålla större osäkerhet och tilldelades således högre CV-värden (0,4 respektive 0,5). Känslighetsanalysen visade att begravningen hade störst inverkan av de undersökta variablerna, den gav ett CV-värde för målvariabeln på 0,13. Andra variabler med relativt stor inverkan var sedimentationshastigheten, diffusionen, nedbrytningen och den atmosfäriska avgången.

Tabell 15 Känslighetsanalys där inverkan av osäkerheten i ett antal variabler undersöktes. Detta gjordes genom att se hur osäkerheten i varje variabel påverkade resultatet för en målvariabel, $\sum\text{PCB}_7$ i abborre från Rosersbergsviken. I tabellen redovisas ansatt CV-värde för respektive variabel samt medelvärde, standardavvikelse (SA) och CV-värde hos målvariabeln efter 100 simuleringar med en simuleringsperiod på 10 år

Variabel	CV-variabel (-)	Medel (ng/g vv)	SA (ng/g vv)	CV-målvariabel (-)
A	0,01	78,9	0,47	0,0060
D_m	0,01	78,9	0,13	0,0016
T_{Ro}	0,1	78,9	0,08	0,0010
v	0,3	78,7	4,2	0,053
Diff	0,25	78,6	2,6	0,033
Begr	0,25	80,8	10,5	0,13
Nedbr	0,5	78,5	5,4	0,068
Atm avg	0,4	79,7	2,6	0,032

Osäkerhetsanalys gjordes för de variabler som enligt känslighetsanalysen hade störst påverkan på målvariabeln, ΣPCB_7 i abborre från Rosersbergsviken (tabell 16). 100 Monte Carlo-simuleringar gjordes först där osäkerheterna från alla ovan nämnda variabler inkluderades. Sedan gjordes 100 simuleringar där varje variabel, en åt gången, plockades bort. Detta resulterade i ett CV för målvariabeln på 0,174 när alla variabler inkluderades. I enlighet med känslighetsanalysen gav osäkerheten i begravningen störst utslag på målvariabeln: CV blev 0,132 när begravningen exkluderades.

Tabell 16 Osäkerhetsanalys där inverkan av den samlade osäkerheten i ett antal variabler undersöktes. Detta gjordes genom att se hur den samlade osäkerheten i variablerna påverkade resultatet hos en målvariabel, ΣPCB_7 i abborre från Rosersbergsviken. I tabellen redovisas ansatt CV-värde för respektive variabel samt medelvärde, standardavvikelse (SA) och CV-värde hos målvariabeln efter 100 simuleringar med en simuleringsperiod på 10 år

Variabel	CV-variabel (-)	Medel (ng/g vv)	SA (ng/g vv)	CV-målvariabel (-)
Alla		80,6	14,0	0,174
v	0,30	81,3	12,5	0,154
Diff	0,25	80,4	13,7	0,170
Begr	0,25	79,2	10,4	0,132
Nedbr	0,50	80,6	13,7	0,170
Atm avg	0,40	79,5	12,7	0,159

5 DISKUSSION

5.1 SAMBAND MELLAN PCB I SEDIMENT OCH FISK

I dagsläget fungerar sannolikt sediment som en betydande spridningskälla av PCB till organismer i akvatiska ekosystem (Sobek m.fl., 2014). Således är ett rimligt antagande att PCB-halter i sediment korrelerar med PCB-halter i stationärt levande organismer i akvatiska ekosystem. Sambandsanalysen i denna studie styrkte ovanstående resonemang, då ett signifikant samband mellan $\sum\text{PCB}_7$ -halter i sediment och abborre från 21 lokaler i Stockholms- och Mälarenregionen återfanns (figur 6). Regressionens p-värde blev $9,9 \cdot 10^{-8}$, vilket kan tolkas som att sannolikheten att sambandet är en följd av slumpen är mindre än 0,00001%. Det korrigerade R^2 -värdet blev 0,77, vilket är fullt acceptabelt för en regressionsmodell i akvatiskt relaterade studier, där R^2 bör överstiga 0,65–0,7 (Håkanson & Peters, 1995; Prairie, 1996).

Sambandsanalysen ämnade framför allt belysa samband mellan PCB i sediment och fisk i studiens fokusområde: Oxundasjön och Rosersbergsviken. Men för att erhålla en större robusthet i analysen inkluderades även data från 19 andra lokaler. Dessa begränsades till ett geografiskt område inom Stockholms- och Mälarenregionen då ett platsspecifikt samband ändå eftersträvades. Majoriteten av tillgänglig data var för $\sum\text{PCB}_7$, varav det föll sig naturligt att göra sambandsanalysen i avseende på $\sum\text{PCB}_7$. Analysen gjordes för abborre i storleken 15–20 cm, då den var den överlägset mest studerade fiskarten i området. Abborren ansågs också, till följd av sitt stationära levnadssätt (Hansson m.fl., 2014), vara väl lämpad för sambandsanalysen. Analysen begränsades också till att inkludera data mellan åren 2007 till 2016. Detta med anledning av att ett gediget dataunderlag för $\sum\text{PCB}_7$ i sediment och fisk fanns att tillgå från denna period. Samtidigt ansågs den generella avtagningstrenden för PCB i fisk (Bignert m.fl., 2008; Nyberg m.fl., 2014), göra det vanskligt att inkludera äldre data i analysen.

Potential finns att göra liknande sambandsanalys för andra arter än abborre: till exempel fisk högre upp i näringskedjan, som gädda eller gös. På samma sätt skulle PCB-halter i fiskätande däggdjur och fåglar, som mink, fiskgjuse eller havsörn, kunna undersökas. Sambandsanalysen vore även intressant att bredda till ett större geografiskt område än Stockholms- och Mälarenregionen för att se om sambandet skulle bli likartat eller inte. Analysen kan även göras specifik för enskilda PCB-kongener.

5.2 ANALYS AV MILJÖGIFTSHALTER I FISK

Det stod klart redan innan arbetets början att halterna av PCB i fisk från Oxundasjön och Rosersbergsviken var anmärkningsvärt höga (Karlsson, 2014a; Karlsson & Viktor, 2014a). Det var dock inte klarlagt huruvida dessa PCB-halter i fisk eventuellt samvarierade med andra miljögiftshalter. PCA visade sig vara en metod att belysa detta med.

PCA utfördes i två varianter: med respektive utan data från gädda, gös och asp. All data logaritmerades för att få ett mer normalfördelat dataset och således en bättre förklaringsgrad i analysen. Dataseten komprimerades med PCA till fyra

principalkomponenter, där PC1 förklarade mest av variansen i dataseten, 48 respektive 41%, PC2 förklarade 14 respektive 21% (tabell 6). PC3 och 4 förklarade så pass lite av variansen i respektive dataset att det ansågs svårt att dra några direkta slutsatser utifrån dessa. Kumulativ R^2 blev 0,78 och 0,76 för respektive analys, vilket får anses vara bra för ett dataset baserat på delvis heterogent biologiskt material.

Resultaten blev relativt likartade för de två dataseten. Loadingplottarna i figur (8) och (10) visade att $\sum PCB_7$, DDT, Klordan, Hg_{tot} och de morfologiska variablerna förklarade störst del av variansen i båda dataseten. De morfologiska variablerna fick dock mindre inverkan i PC1 när enbart abborre analyserades. Scoreplottarna i figur (9) och (11) visade att observationerna från Oxundasjön och Rosersbergsviken, med höga $\sum PCB_7$ -halter, var avvikande jämfört mot övriga observationer. Inverkan av de morfologiska variablerna i PC2 gjorde att större fisk som gädda, gös och asp skiljde sig från abborre i denna komponent. Att observationerna i Mälaren närmast Rosersbergsviken också var avvikande kan vara en indikation på att även dessa påverkats av $\sum PCB_7$ -halterna i Oxundasjön och Rosersbergsviken. Den lågklorerade fördelningen av $\sum PCB_7$, som observerats i Oxundasjön och Rosersbergsviken, speglas på ett bra sätt i loading- och scoreplottarna för datasetet med alla fiskarter. Detta genom att PCB28 och PCB52 sticker ut nedåt i loadingplotten jämfört med övriga kongener, i riktning mot observationerna från Oxundasjön och Rosersbergsviken i tillhörande scoreplot. Totalhalt $\sum PCB_7$ och skillnad i kongensammansättning blev mer påtaglig i PCA:n då datasetet inte logaritmerades, men eftersom detta gav en lägre förklaringsgrad valdes detta att inte redovisas i rapporten.

Vad avser samvarians mellan $\sum PCB_7$ -halter och andra miljögiftshalter, visade loadingplottarna ett antal intressanta indikationer (figur 8 och 10). Där utmärkte sig framför allt variablerna Klordan, DDT (summa DDT, DDE och DDD) och Hg_{tot} i PC1, Klordan även i PC2. Mest iögonfallande av dessa var DDT, som var väldigt nära klustret med PCB-kongener, vilket kan vara en indikation på samvarians mellan DDT och $\sum PCB_7$ i proverna. Vid närmare undersökning av datasetet observerades att både $\sum PCB_7$ - och DDT-halter var förhöjda i fisk från urbant påverkade vatten, med avklingande halter i lokaler med mindre urban påverkan. Det ska dock tilläggas att data för DDT endast fanns för cirka 60% av observationerna i datasetet, vilket gjorde det svårt att ur analysen dra några direkta slutsatser rörande DDT.

Syftet med PCA i detta arbete var att åskådliggöra samt undersöka samvarianser i insamlad data, men tillämpningsområdena för PCA är betydligt fler. Till exempel har PCA använts för källspårning av PCB och PCDD/F genom mönsteranalys av PCB- och PCDD/F-kongener i sediment längs svenska Östersjökusten (Sundqvist & Wiberg, 2013). Med PCA observerades då bland annat att lågklorerade PCB-kongener karakteriserade sedimentprov från urbana områden, medan högklorerade kongener karakteriserade sedimentprover utanför industrier. Liknande metodik användes också av Robertsson (2014) för källspårning av PCDD/F och dl-PCB längst Gävleborgskusten. Med samma angreppssätt som i Sundqvist & Wiberg (2013) och Robertsson (2014)

skulle eventuellt PCA kunna användas för att analysera karaktären hos utsläppskällan till de höga PCB-halterna i Oxundasjön och Rosersbergsviken. Ett sådant förfarande skulle potentiellt kunna identifiera om källan kommer från en industri eller liknande. För att kunna dra några meningsfulla slutsatser ur en sådan mönsteranalys skulle dock fler PCB-kongener än $\sum\text{PCB}_7$ behöva inkluderas. Värt att påpeka är också att sådan mönsteranalys kan vara vanskelig, då PCB bryts ned och ändrar kongenmönster med tiden (Sundqvist & Wiberg, 2013).

Det finns stor potential att bredda PCA:n i detta arbete. Till exempel kan miljögifter i andra matriser än fisk, som sediment och vatten, analyseras. På så sätt skulle inte bara samband mellan miljögiftshalter i fisk, utan också samband mellan halter i olika matriser kunnat analyseras. Även halter i andra arter än abborre, gädda, gös och asp hade varit intressant att inkludera. Detta kräver dock ett relativt stort underlag från de matriser som önskas analyseras och hamnade därför utanför räckvidden för detta arbete.

5.3 MASSBALANSMODELL

De största massflödena av PCB_{tot} i de undersökta systemen sker enligt massbalansmodellen i nuläget från Oxundasjöns aktiva A-sediment (figur 12), detta genom processerna begraving, diffusion och nedbrytning. Att ett nettoflöde sker från Oxundasjöns aktiva sediment till vattenmassan (diffusion, 4,9 kg PCB_{tot} /år jämfört med sedimentation, 0,74 kg PCB_{tot} /år), stärker den tidigare tesen om att sediment kan fungera som sekundära spridningskällor av PCB. Även i Rosersbergsviken tyder resultaten på ett nettoflöde av PCB_{tot} från sediment till vatten. Att den atmosfäriska avgången från Oxundasjön och Rosersbergsviken (2,8 respektive 0,77 kg PCB_{tot} /år) också blev betydligt större än nettodepositionen (0,6 respektive 0,24 g PCB_{tot} /år), tyder på att systemet också fungerar som sekundär spridningskälla av PCB till atmosfären. Noterbart att en betydande mängd (1,2 kg PCB_{tot} /år) kontinuerligt tillförs Mälaren genom vattenutbytet med Rosersbergsviken. Mälaren som inte bara hushåller en stor bredd av vattenlevande biota, utan också fungerar som dricksvattentäkt för mer än två miljoner människor. Även om noggrannheten i dessa modellerade massflöden kan diskuteras är de likväl tydliga indikationer på att ett ständigt nettoflöde av PCB i nuläget sker från Oxundasjön och Rosersbergsviken till omgivande system.

Enligt figur (13) och (14) sker en säsongsvariation av $\sum\text{PCB}_7$ -koncentration i Oxundasjöns och Rosersbergsviken vatten, med lägst koncentration i vattnet under de varma sommarmånaderna och störst koncentration under månaderna med lägre temperaturer. Detta motsäger dock tidigare studier, som visat att ju varmare temperaturer, desto högre koncentrationer PCB i vattenmassan (Palm Cousins m.fl., 2007; Josefsson m.fl., 2011). De låga modellerade vattenkoncentrationerna under de varma månaderna orsakades framför allt av att den atmosfäriska avgången från vatten till luft blev större vid högre temperaturer. En felkälla i fugacitetsberäkningarna, som användes för att uppskatta den atmosfäriska avgången, var att dessa baserades på en konstant luftkoncentration. Koncentrationen som användes, 77 pg $\sum\text{PCB}_7/\text{m}^3$, var inte heller platsspecifik för området kring Oxundasjön, utan baserades på mätningar vid den

PCB-förorenade Örserumsviken 1999-2000 (Palm m.fl., 2001). Fugacitetsberäkningarna skulle få en bättre precision om de istället baserades på en säsongsvarierad och platsspecifik luftkoncentration. Just sådana luftmätningar av $\sum\text{PCB}_7$ påbörjades vid Oxundasjön under våren 2016 (Karlsson & Viktor, in prep.).

Modelleringen gav att den nuvarande mängden $\sum\text{PCB}_7$ i Oxundasjöns aktiva A-sediment, 70 kg, minskade till 10 kg efter 25 år (figur 15). Detta innebär en halveringstid på cirka 9 år (inte att förväxla med de halveringstider som ansattes i modellen för att representera biologisk nedbrytning av PCB i sediment). Motsvarande halveringstid i Rosersbergsviken blev cirka 6 år (figur 16). Att halveringstiden blev snabbare i Rosersbergsviken kan bero på att en stor del av det PCB som tillförs Rosersbergsviken lämnar systemet genom vattenutbytet med Mälaren. Eftersom PCB-halter i abborre antogs vara direkt korrelerade till halterna i de aktiva sedimenten, blev avtagningstrenden också likartad (figur 17). PCB-halter i abborre beror dock på andra faktorer än enbart halter i sediment, vilket gör att de predikterade abborrhalterna mer får ses som än fingervisning än direkt sanning. Intressant är likväl att det tycks ta över 25 år för halterna i abborre från Oxundasjön att återhämta sig till EU:s gränsvärde för saluföring av sötvattenfångad fisk, tillika svensk miljö kvalitetsnorm på 125 ng $\sum\text{PCB}_6/\text{g}$ v v fiskmuskel. Nämnvärt är också att det framtagna sambandet gäller för relativt liten abborre, 15-20 cm. Större, och framför allt äldre, abborre från samma område kommer sannolikt ackumulera högre PCB-halter. Detsamma gäller för fisk högre upp i näringskedjan, som gädda och gös, men även fiskätande däggdjur och fåglar som mink, fiskgjuse och havsörn. Resonemanget ovan styrks av de höga PCB-halterna som uppmätts i gädda från Oxundasjön, stor abborre, gädda, gös och asp från Rosersbergsviken samt mink som fångats i trakten (Persson m.fl., 2013; Glynn, 2014; Karlsson, 2014a).

De två åtgärdsscenarierna som undersöktes med massbalansmodellen, muddring och täckning/ behandling med aktivt kol, visade båda en väsentlig förbättring av PCB-situationen i Oxundasjön. Intressant var att även återhämtningsförloppet i Rosersbergsviken påverkades positivt av åtgärderna. Till exempel ledde muddring till en halveringstid för $\sum\text{PCB}_7$ i Rosersbergsvikens aktiva A-sediment på 3,5 år, jämfört med 6 år utan åtgärd (figur 19). Täckning/ behandling med aktivt kol ledde till en halveringstid för $\sum\text{PCB}_7$ i Rosersbergsvikens aktiva A-sediment på 4,3 år (figur 23). Sambandet mellan abborre och sediment blev av större osäkerhet vid dessa simuleringar då det var svårbedömt hur halterna i fisk adapterade sig till de nya sedimentförhållandena. Osäkerhet finns i metodiken för hur åtgärderna täckning/ behandling med aktivt kol implementerades i modellen. Där gjordes ett antagande att de båda åtgärderna skulle leda till 75% reducerat diffusionsflöde av PCB från sediment till vatten i Oxundasjön. Effekten av både täckning och behandling med aktivt kol var dock svårbedömd baserat på tillgänglig litteratur. För bättre precision bör åtgärderna utredas närmare och mer platsspecifikt, då både systemets morfologi och dess klimat är avgörande för deras resultat (NRC, 2001; Patmont m.fl., 2015).

Klimatscenariot, med 2°C högre temperatur i luft och vatten, samt 25% större vattenflöden, gav marginell, men positiv inverkan på återhämtningsförloppet av ΣPCB_7 i Oxundasjön och Rosersbergsviken (tabell 13 och 14). Man bör dock ha i åtanke att spridningen av ΣPCB_7 till omgivande system istället blir större. Detta framför allt genom atmosfärisk avgång från vatten, som ökar med högre temperaturer (Mackay, 2001). Nämnvärt är också att temperatur- och flödesökningarna kommer att utmärka sig som högre toppar och djupare dalar, snarare än den jämna ökning som ansattes i detta arbete.

5.3.1 Modellkänslighet och förbättringspotential

Känslighets- och osäkerhetsanalys identifierade begravnings, biologisk nedbrytning i sediment, sedimentation, diffusion och atmosfärisk avgång av ΣPCB_7 som de processerna med störst inverkan i modellen (tabell 15 och 16). Begravning av ΣPCB_7 från aktiva till passiva sediment gav störst påverkan på målvariabeln ($\text{CV} = 0,13$). Begravningen baserades på nettodeposition av partiklar, som antogs vara 383 och 575 $\text{g/m}^2\text{år}$ för Oxundasjön respektive Rosersbergsviken. Värden som baserades på nettodeposition i ett antal Östersjöfjärdar, 1150 $\text{g/m}^2\text{år}$ (Karlsson m.fl., 2014b). Depositionen antogs vara lägre i Oxundasjön och Rosersbergsviken, till följd av att dessa är inte lika exponerade för vind- och vågaktivitet som Östersjöfjärdarna är. Mindre vind- och vågaktivitet antogs leda till färre partiklar i vattenmassan och således också en mindre nettodeposition. Massflödet genom begravnings baserades också på ΣPCB_7 -halt i språngskiktet mellan aktiva och passiva sediment, C_{Begr} . Hur denna halt ändrades över tid baserades på 0,5 cm sedimenttillväxt per år, som är en typisk sedimentationshastighet i näringsrika sjöar (Håkanson & Jansson, 1983). Observationer av sedimenttillväxt i olika delar av Mälaren har dock visat varierande resultat: 0,15–1,1 cm/år (Axelsson & Håkanson, 1975; Weyhenmyer & Rydin, 2003; Jonsson & Karlsson, 2005). En platsspecifik sedimentationshastighet för Oxundasjön och Rosersbergsviken vore därför att föredra för en noggrannare bedömning av begravningshastigheten. Detta kommer att belysas under våren och sommaren 2016 genom ^{137}Cs -datering av sedimentkärnor från Oxundasjön (Karlsson & Hållén, in prep.).

Den biologiska nedbrytningen (dekloreringen) av ΣPCB_7 i sedimenten hade relativt stor inverkan på modellresultaten, samtidigt som den var svårbedömd utifrån den vetenskapliga litteraturen. I modellen antogs halveringstiden av ΣPCB_7 i sediment vara 58 år, baserat på uppskattade halveringstider för PCB_{tot} (Mackay, 2001). Detta är dock ett generellt antagande och det bör nämnas att nedbrytningen varierar med platsspecifika faktorer som temperatur, syreförhållanden och kongensammansättning (Sinkkonen & Paasivirta, 2000; Mackay, 2001). Dock är den vetenskapliga litteraturen som behandlar nedbrytning av PCB i akvatiska ekosystem bristfällig, speciellt under nordiska förhållanden, där den praktiskt taget är obefintlig (Sinkkonen & Paasivirta, 2000; Aronson m.fl., 2006).

Fugacitetsapproachen implementerades i modellen för att beräkna diffusionsflödet mellan sediment och vatten, enligt förfarandet i Ejhed m.fl. (2013). Beräkningarna gav

dock, vad som ansågs vara, ett orimligt stort diffusionsflöde för $\sum\text{PCB}_7$. Detta kan följa av att beräkningarna för diffusionsflödet baserades på uppmätta $\sum\text{PCB}_7$ -koncentrationer i ytvatten istället för koncentrationer i bottenvatten. Koncentrationerna i bottenvattnet nära sedimenten är sannolikt betydligt högre än koncentrationerna i ytvattnet. Högre vattenkoncentration hade gett en mindre koncentrationsgradient mellan sediment och vatten, vilket i sin tur hade resulterat i ett mindre diffusionsflöde. För att få ett rimligare diffusionsflöde trimmades flödet manuellt i modellen med en skalningsfaktor. Detta förfarande motiverades med att diffusionen brukar används som en kalibreringsfaktor i liknande arbeten med massbalansmodellering (Håkanson, 1998; Håkanson & Eklund, 2007).

Eftersom mätdata för $\sum\text{PCB}_7$ från Oxundasjön och Rosersbergsviken endast fanns från 2013 och framåt kunde massbalansmodellen varken kalibreras eller valideras mot en längre tidsserie med empiriska mätvärden. Det var således svårt att bedöma modellens förmåga att prediktera utvecklingen över tid av $\sum\text{PCB}_7$ i de olika matriserna. Startvärden för varje matris i Oxundasjön och Rosersbergsviken kunde dock beräknas med ett relativt gott dataunderlag. Initialt kunde även vissa massflöden, som flödet av $\sum\text{PCB}_7$ i Marängsån, kalibreras mot uppmätta värden. Modellerade mängder och massflöden jämfördes även med tidigare uppskattade mängder och flöden av PCB i Oxundasjön (Karlsson m.fl., 2015).

6 SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER

De statistiska analyserna belyser, tillsammans med tidigare provtagningar, hur dagens miljösituation ser ut i systemen Oxundasjön och Rosersbergsviken. De höga halterna PCB, med den lågklorerade kongensammansättningen, är unik i sitt slag jämfört med andra undersökta lokaler i Stockholms- och Mälarenregionen. Den totala mängden PCB som finns upplagrat i Oxundasjön är även unik i jämförelse med andra PCB-kontaminerade lokaler. PCB-halterna i fisk från både Oxundasjön och Rosersbergsviken överstiger EU:s gränsvärde och den svenska miljökvalitetsnormen för PCB. Föroreningarna påverkar således inte bara området fauna, utan även människor som till exempel önskar bedriva hushållsfiske i systemen.

Massbalansmodelleringen visar tydliga indikationer på att både Oxundasjön och Rosersbergsviken i dagsläget fungerar som en sekundär spridningskälla av PCB. Detta både från sediment till vatten och från vatten till atmosfär, samtidigt som det sker ett kontinuerligt nettoflöde av PCB från Rosersbergsviken till Mälaren. Detta tyder på att återhämtningen, framför allt i Oxundasjöns sediment, kommer ta lång tid. Om ΣPCB_7 -halter i abborre antas vara direkt korrelerade med halter i sediment, kommer abborre (i storlek 15-20 cm) från Oxundasjön efter 25 år fortfarande ha halter som överstiger dagens gränsvärde och miljökvalitetsnorm. Fisk, däggdjur och fåglar högre upp i näringskedjan som ackumulerar högre PCB-halter kommer sannolikt behöva ännu längre tid att återhämta sig till icke-förhöjda nivåer.

De modellerade åtgärdsscenarierna visade, som väntat, en betydlig förbättring av läget i Oxundasjön. Något som inte var lika väntat var att de undersökta saneringsåtgärderna i Oxundasjön också hade en positiv inverkan på återhämtningsförloppet av PCB i nedströms belägna Rosersbergsviken. Efter gjorda antaganden, var muddring den mest effektiva åtgärdsmetoden av dem som undersöktes. Muddring är dock ett stort miljöingrepp som även behäftas med stora ekonomiska kostnader, vilket måste övervägas vid beslutsfattande kring sanering. Ett alternativ till muddring kan vara behandling med aktivt kol, som till följd av relativt låga kostnader, liten miljöpåverkan och möjlighet att göras in-situ blivit en allt mer uppmärksammas saneringsmetod under senare år. Täckningsmetoden, som också görs in-situ med relativt liten miljöpåverkan, är ett ytterligare alternativ. Syftet med detta arbete var dock inte att ta ställning till vilken saneringsåtgärd som är mest lämplig för Oxundasjön, utan snarare att bidra med ytterligare underlag i de pågående utredningarna.

När hänsyn togs till framtida klimatförändringar, det vill säga högre temperaturer och större vattenflöden, blev återhämtningen marginellt snabbare i systemet med avseende på PCB. Framför allt var det den atmosfäriska avgången från vatten till luft som ökade tack vare de högre temperaturerna, vilket påskyndade läckaget av PCB från systemet. De större vattenflödena i Marängsån ledde till ett större massflöde av PCB från Oxundasjön till Rosersbergsviken.

Känslighets- och osäkerhetsanalys identifierade ett antal processer med stor inverkan i modellen. Av dessa var det var framför allt begravning, det vill säga flödet av PCB från aktiva till passiva sediment, som hade störst inverkan på den undersökta målvariabeln. Begravningshastigheten skulle kunna bestämmas med en större precision i modellen om uppmätt, platsspecifik sedimenttillväxt i Oxundasjön och Rosersbergsviken användes istället för litteraturvärden.

7 REFERENSER

Allmyr, M. & Österås, A. H. (2014). *Miljögiftsövervakning i Stockholms stad år 2013*. Stockholm: WSP Environmental, på uppdrag av Miljöenheten, Stockholms stad. (Uppdragsnr: 10129776).

Aronson, D., Boethling, R., Howard, P. & Stiteler, W. (2006). "Estimating biodegradation half-lives for use in chemical screening." *Chemosphere*, 63(11), pp 1953–1960.

Axelsson, V. & Håkanson, L. (1975). *Sambandet mellan kvicksilverförekomst och sedimentologisk miljö i Ekoln. Del 4. Deposition av sediment och kvicksilver 1971 och 1972*. Naturgeografiska Institutionen, Uppsala. UNGI Rapport 35.

Bernes, C. (1998). *Organiska miljögifter: ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem*. Naturvårdsverket. Stockholm. ISBN 91-620-1188-X.

Bignert, A., Danielsson, S., Strandmark, A., Nyberg, E., Asplund, L., Eriksson, U., Berger, U., Wilander, A. & Haglund, P. (2008). *Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota*. Swedish Museum of Natural History, Department of Contaminant Research.

Bignert, A. & Helander, B. O. (2015). "Monitoring of contaminants and their effects on the common Guillemot and the White-tailed sea eagle." *Journal of Ornithology*, 156(S1), pp 173–185.

Boalt, E., Nyberg, E., Bignert, A., Hedman, J. & Danielsson, S. (2013). *Polychlorinated biphenyls (PCB) and dioxins and furans - HELCOM Core Indicator Report*. HELCOM.

Cato, I. & Apler, A. (2011). *Metaller och miljögifter i sediment - inom Stockholms stad och Stockholms län 2007*. Länsstyrelsen i Stockholm. 2011:19.

Broberg, A. (1973). "Fördelningen av tungmetaller i Oxundasjön." *Scripta limnologica Upsaliensia*, 340(9).

Ejhed, H., Palm Cousins, A., Andersson, H., Wallberg, P. & Hansson, K. (2013). *Utveckling av påverkansanalysmodell miljögifter - Schablonhalter för utsläpp från diffusa källor samt utveckling av mark- och sedimentmodul till påverkansanalysmodellen*. IVL, Svenska miljöinstitutet. B2125.

EU (2011). *EG förordning (EU) 1259/2011: om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel*. Europeiska Kommissionen, Bryssel.

Fex, M. (2012). *Fiskprovtagning – resultat av analyser av kvicksilver och miljögifter i abborre från Edsviken och Norrviken 2011/2012*. Sollentuna kommun.

Glynn, A. (2014). *Dioxinliknande kemikalie i fisk från Oxundasjön*. Livsmedelsverket, Uppsala. 1735/2014.

- Hansson, T., Baršienė, J., Tjärnlund, U., Åkerman, G., Linderöth, M., Zebühr, Y., Sternbeck, J., Järnberg, U. & Balk, L. (2014). "Cytological and biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden)." *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), pp 27–40.
- Hedberg, A., Öberg, M., Sand, S., Darnerud, P. O. & Glynn, A. (2007). *Risk assessment of non-developmental health effects of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in food*. Livsmedelsverket, Uppsala. 11/2007.
- Helsel, D. R. & Hirsch, R. M. (2002). *Statistical Methods in Water Resources*. Techniques of Water-Resources Investigations, Book 4. Chapter A3. U.S. Geological Survey.
- Hillerdal, E. (1972). Limnologiska undersökningar i Norrviken, Edssjön och Oxundasjön - Sedimentprovtagningar i Edssjön och Oxundasjön 1972. Examensarbete, Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet.
- Håkanson, L. (1998). *Water Pollution - methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems*. Uppsala Universitet.
- 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., Gyllenhammar, A. & Brodin, A. (2004). "A dynamic compartment model to predict sedimentation and suspended particulate matter in coastal areas." *Ecological Modelling*, 175(4), pp 353–384.
- Håkanson, L. & Jansson, M. (1983). *Principles of lake sedimentology*. Springer, Berlin. ISBN 978-3-540-12645-4.
- Håkanson, L. & Peters, R. H. (1995). *Predictive limnology: methods for predictive modelling*. SPB Acad. Publ. Amsterdam. ISBN 90-5103-104-1.
- IVL (2016). *IVL:s datavärdskap för nationell- och regional miljöövervakning*. <http://dvsb.ivl.se/> [2016-04-10].
- Jensen, S., Johnels, A. G., Olsson, M. & Otterlind, G. (1969). DDT and PCB in Marine Animals from Swedish Waters. *Nature*, 224(5216), pp 247–250.
- Jolliffe, I. T. (2002). *Principle Component Analysis*. Springer, Secaucus.
- Jonsson, P. (2014). *Sonarkartering av objekt på Oxundasjöns botten*. JP Sedimentkonsult. 2014:4.
- Jonsson, P., Johansson, H., Jamtrot, A. & Pettersson, M. (2015). *Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013*. Länsstyrelsen i Stockholm. 2015:3.
- Jonsson, P. & Karlsson, M. (2005). *Sedimenttillväxt på ammunitionsdumpningsplatser i Mälaren – datering genom varvräkning och ¹³⁷Cs-aktivitet*. Stockholms Universitet.

Josefsson, S., Karlsson, O. M., Malmaeus, J. M., Cornelissen, G. & Wiberg, K. (2011). "Structure-related distribution of PCDD/Fs, PCBs and HCB in a river–sea system." *Chemosphere*, 83(2), pp 85–94.

Karlsson, M. (2014a). *PCB i nedre Oxundaåsystemet*. IVL Svenska Miljöinstitutet. U4925.

Karlsson, M. (2014b). *Miljökemiska undersökningar i Edsjön och Väsbyån*. IVL Svenska Miljöinstitutet. U4928.

Karlsson, M. (2014c). *Kompletterande undersökning av PCB i sediment från Oxundasjön*. IVL Svenska Miljöinstitutet. U5001.

Karlsson, M. (2015). *Föroreningshalter i abborre från Väsjön*. Uppsala.

Karlsson, M. (2016). *PCB i fisk från Skarven*. IVL Svenska Miljöinstitutet. U5627.

Karlsson, M. & Johansson, N. (2015). *Passiv provtagning av PCB-halter i Väsbyån*. IVL Svenska Miljöinstitutet. U5115.

Karlsson, M., Sjöholm, L. & Viktor, T. (2014a). *Metaller och stabila organiska ämnen i Oxundaåsystemet*. IVL Svenska Miljöinstitutet. U 4769.

Karlsson, M., Malmaeus, M., Viktor, T., Andersson, M. G. & Rydin, E. (2014b). "A revised semi-empirical mass balance model for phosphorus in Baltic coastal areas." *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 185(3), pp 209–221.

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

Karlsson, M. & Hållén, J. (in prep.) ¹³⁷CS-datering av sedimentkärnor från Oxundasjön. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Karlsson, M. & Viktor, T. (2014a). *Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen 2013*. IVL Svenska Miljöinstitutet. B2214.

Karlsson, M. & Viktor, T. (2014b). *Kompletterande analys av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er i fisk från Oxundasjön*. IVL Svenska Miljöinstitutet. U5002.

Karlsson, M. & Viktor, T. (in prep.). *Luftmätningar av PCB vid Oxundasjön*. IVL Svenska Miljöinstitutet.

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.

Koller, L. & Zinkl, J. (1973). "Pathology of Polychlorinated Biphenyls in Rabbits." *The American Journal of Pathology*, 70(3), pp 363-378.

Lindmark, P. (1993). *Efterbehandling av PCB-förorenade områden: översikt*.

Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-4184-7.

Liss, P. S. & Slater, P. G. (1974). "Flux of Gases across the Air-Sea Interface." *Nature*, 247(5438), pp 181–184.

Mackay, D. (2001). *Multimedia environmental models: the fugacity approach*. 2nd ed. Lewis Publishers. Boca Raton. ISBN 978-1-56670-542-4.

Malmaeus, M. & Norrström, H. (2007). *Resultat från mätningar av dioxinförekomst vid svenska massa- och pappersbruk*. ÅF-Process Miljöstrategier.

McDonough, K. M., Murphy, P., Olsta, J., Zhu, Y., Reible, D. & Lowry, G. W. (2007). "Development and Placement of a Sorbent-Amended Thin Layer Sediment Cap in the Anacostia River." *Soil and Sediment Contamination*, 16(3), pp 313–322.

Mercier, A., Wille, G., Michel, C., Harris-Hellal, J., Amalric, L., Morlay, C. & Battaglia-Brunet, F. (2013). "Biofilm formation vs. PCB adsorption on granular activated carbon in PCB-contaminated aquatic sediment." *Journal of Soils and Sediments*, 13(4), pp 793–800.

NRC (2001). *A risk-management strategy for PCB-contaminated sediments*. Washington, D.C: National Research Council; National Academy Press. ISBN 978-0-309-07321-9.

NV (1999a). *Sanering av Järnsjön i Emån: slutrapport och erfarenhetsåterföring*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-4991-1.

NV (1999b). *Kust och hav: bedömningsgrunder för miljö kvalitet*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-4914-0.

NV (2003). *Efterbehandling av förorenade sediment - En vägledning*. Naturvårdsverket.

Nyberg, E., Danielsson, S., Eriksson, U., Faxneld, S., Miller, A. & Bignert, A. (2014). "Spatio-temporal trends of PCBs in the Swedish freshwater environment 1981–2012." *AMBIO*, 43(S1), pp 45–57.

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

Palm Cousins, A., Wängberg, I., Ramström, C., Hermansson, C., Junedahl, E. & Brorström-Lundén, E. (2007). *Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. Del 2: Efter saneringen*. IVL Svenska Miljöinstitutet. B1705.

Patmont, C. R., Ghosh, U., LaRosa, P., Menzie, C. A., Luthy, R. G., Greenberg, M. S., Cornelissen, G., Eek, E., Collins, J., Hull, J., Hjartland, T., Glaza, E., Bleiler, J. & Quadri, J. (2015). "In situ sediment treatment using activated carbon: A demonstrated sediment cleanup technology." *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11(2), pp 195–207.

- 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(5), pp 1664–1671.
- Prairie, Y. T. (1996). "Evaluating the predictive power of regression models." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(3), pp 490–492.
- Robertsson, J. (2014). Dioxinkontaminering i Gävleborgs län - Utbredning, orsaker och åtgärdsanalys. Examensarbete inom miljö- och vattenteknik. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.
- Sinkkonen, S. & Paasivirta, J. (2000). "Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling." *Chemosphere*, 40(9-11), pp 943–949.
- SMHI (2016a). Vattenwebb – Modelldata per område, <http://vattenwebb.smhi.se/-modelarea/>, [2016-03-25].
- SMHI (2016b). Klimatdata – Meteorologi - Temperatur, <http://www.smhi.se/-klimatdata/meteorologi/temperatur>, [2016-03-25].
- SMHI (2016c). Kunskapsbanken - Konsekvenser för svenska vattenflöden, <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/konsekvenser-for-svenska-vattenfloden>, [2016-03-25]
- Sobek, A., Wiberg, K., Sundqvist, K. L., Haglund, P., Jonsson, P. & Cornelissen, G. (2014). "Coastal sediments in the Gulf of Bothnia as a source of dissolved PCDD/Fs and PCBs to water and fish." *Science of The Total Environment*, 487, pp 463–470.
- Sterner, O. (2010). *Förgiftningar och miljöhot*. Studentlitteratur, Lund. ISBN 978-91-44-04749-2.
- Sundqvist, K. & Wiberg, K. (2013). *Karakterisering av PCB och PCDD/F i Östersjöns ytsediment: halter och källspårning med hjälp av multivariat mönsteranalys*. Naturvårdsverket, Stockholm. 6581.
- Vos, J. G. & Koeman, J. H. (1970). "Comparative toxicologic study with polychlorinated biphenyls in chickens with special reference to porphyria, edema formation, liver necrosis, and tissue residues." *Toxicology and Applied Pharmacology*, 17(3), pp 656–668.
- Weyhenmyer, G. & Rydin, E. (2003). *Sedimentens bidrag till fosforbelastningen i Mälaren*. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala. 2003:15.
- WHO (1976). *Polychlorinated biphenyls and terphenyls*. Environmental health criteria; 2. World Health Organization, Geneva. ISBN 92-4-154062-1.
- Wiberg, K., McLachlan, Michael, Jonsson, Per & Niklas Johansson (2009). *Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment*. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm. 5912.

APPENDIX A

Tabell A.I. ΣPCB_7 i ytsediment och fisk från 21 lokaler i Stockholmsregionen och Oxundasjöns avrinningsområde. Data från: Allmyr & Österås (2014); Cato & Apler, (2011); Fex (2012); Glynn (2014); Jonsson m.fl. (2015); Karlsson (2016; 2014a; 2014b); Karlsson m.fl. (2015;2014b); Karlsson & Viktor (2014); Sundqvist & Wiberg (2013); IVL (2016)

Lokal	Sediment (ng ΣPCB_7 /g ts)	Fisk (ng ΣPCB_7 /g vv)
Fysingen	1,1	3,1
Edssjön	66,0	28,67
Oxundasjön	1953,1	487,50
Rosersbergsviken	386,7	151,50
Borgudden	36,4	52,00
Munkholmen	19,0	26,00
Lövsta	19,0	10,51
Säbysjön	19,0	2,80
Adelsö	1,5	2,27
Eolshäll	88,0	17,48
Årstaviken	100,0	30,39
Beckholmen	140,0	74,23
Ulvsundasjön	86,0	33,61
Edsviken	42,0	57,00
Lilla Värtan Nord	61,0	45,61
Djurgårdsbrunnsviken	75,0	33,84
Lilla Värtan Syd	72,0	39,84
Käppala	39,0	27,93
Torsbyfjärden	22,0	22,73
Kallskär	3,1	1,16
Gällnö	1,5	7,47

APPENDIX B

Tabell B.I. Lokal, provtagningsår, morfologi-/miljögiftsdata samt referens till respektive värden som användes för PCA. De morfologiska måtten för fisk i datasetet var: längd (1), vikt (2), levervikt (3) och ålder (4). Miljögiftsdata var: PFOS (5), Hg_{tot} (6), Cu (7), As (8), Zn (9), PAH (10), HCB (11), Σ PCB₇ (12), HCH (13), Klordan (14) samt DDT (15). Utöver det även siktdjup (16) och salinitet (17; som för insjö- och Mälarlokaler antogs vara 0)

Lokal	År	Data	Referens
Fysingen	2007-2013	1, 2, 4, 5, 6, 12, 17	(IVL, 2016)
Edsjön	2014	1, 2, 4, 5, 6, 11-15, 17	(Karlsson, 2014b)
Norrviken	2011	1, 2, 12	(Fex, 2012)
Oxundasjön	2013, 2014	1-17	(Glynn, 2014; Karlsson m.fl., 2014a; Karlsson & Viktor, 2014a; b)
Rosersbergsviken	2014	1-6, 12, 17	(Karlsson, 2014a, 2016)
Kallskär	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Gällnö	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Torsbyfjärden	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Käppala	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Brunnsviken	2013	1-17	(Allmyr & Österås, 2014; Karlsson & Viktor, 2014a)
Lilla Värtan Nord	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Lilla Värtan Syd	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Edsviken	2011	1, 2, 12, 17	(Fex, 2012)
Beckholmen	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Riddarfjärden	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Årstaviken	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Ullsunda	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Eolshäll	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Lövsta	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Steningeviken	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Adelsö	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Ängsö	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Västerås	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Borgudden	2015	1, 2, 4, 12, 17	(Karlsson, 2016)
Skarvberget	2015	1, 2, 4, 12, 17	(Karlsson, 2016)
Munkholmen	2015	1, 2, 4, 12, 17	(Karlsson, 2016)
Årstaviken	2013	1, 2, 4, 12, 17	(Allmyr & Österås, 2014)
Djurgårdsbrunnsviken	2013	1, 2, 4, 12, 17	(Allmyr & Österås, 2014)
Säbysjön	2013	1-17	(Karlsson & Viktor, 2014a)
Väsjön	2014	1, 2, 5, 6, 12, 17	(Karlsson, 2015)
Tärnan	2007, 2013	1, 2, 4, 12, 17	(IVL, 2016)
Stora Envättern	2007,	1, 2, 4, 12, 17	(IVL, 2016)

	2013		
Älgsjön	2007, 2013	1, 2, 4, 12,17	(IVL, 2016)
Drevviken	2013	1, 2, 4, 12, 17	(Allmyr & Österås, 2014)

APPENDIX C

Tabell C.I. Samtliga parametrar som användes i massbalansmodellen. De parametrar vars värden presenterades i avsnittet 3.4.2 *Flödesdynamik* inkluderas inte i tabellen nedan.

Parameter (Ox/ Ro)	Oxundasjön	Rosersbergsviken	Parameter (allmän)	Värde
$Area, A$	1,5km ²	0,6km ²	$C_{Mä}$	3*10 ⁻⁷ ug/l
D_m	3,6m	2,2m	R	8,314
D_{max}	8,7m	3,2m	Δ_{AWH}	58,233kJ/mol
T	-	9,1dagar	k_{AWW}	0,03m/h
v	2,8m/mån	2,8m/mån	k_{AWA}	3m/h
PF	0,65	0,65	K_{OC}	0,35
Ack	0,85	0,79	d_p	2400kg/m ³ ts
R_{res}	0,17mån ⁻¹	0,25mån ⁻¹	k_{DW}	0,01m/h
Dep_{net}	383g/m ² år	575g/m ² år	Y_D	0,005m
			B_{MW}	4*10 ⁻⁶ m ² /h
			M_{PCB7}	326g/mol