



Kemakta AR 2002-23

Frigörelse av kvicksilver, PCB och PAH från sediment i Örserumsviken, Västerviks kommun

Förnyad simulering av muddringsalternativ och nollalternativ

Gabriella Fanger, Mark Elert och Lars Olof Höglund

Reviderad 2003-06-06

Sammanfattning

En dynamisk kemisk transportmodell har tagits fram för Örserumsviken där transporten av föroreningar beräknats utgående från samverkande fysikaliska och kemiska processer. Modellen utvecklades år 2000 för kvicksilver, PCB och PAH i ett uppdrag för Västerviks kommun och användes för att jämföra utsläppen av föroreningar från sedimenten i viken till havet vid olika muddringsalternativ. Under maj till augusti 2002 har spridningsmodellen anpassats efter reviderade vattenomsättningsdata från SMHI. Resultatet av simuleringarna överlämnades till beställaren i en preliminär rapport i slutet av juli 2002. En slutlig redovisning av resultaten har sammanställts i denna rapport. För en fullständig beskrivning av antaganden för simuleringar samt resultat av tidigare utförd modellering hänvisas till Elert et al., 2000.

Vid de förnyade simuleringarna gjordes beräkningar för nollalternativet, dvs det fall inga åtgärder genomförs, och för det förordade mudderalternativet med en modell där Örserumsviken delats in i tre delområden. Utsläppet i dagsläget, före sanering, av kvicksilver och PCB uppgår enligt modellberäkningarna till ca 260 g/år respektive 200 g per år (40 gram PCB-7). Inga nya simuleringar har gjorts för PAH, men en uppskattning visar att ca 600 gram PAH årligen kan spridas till Östersjön. Utsläppet av kvicksilver och PCB till havet efter genomförd sanering har jämförts med saneringsmålen och resultaten visar att målen uppnås med god marginal. Transporten till havet beräknas ca fem år efter utförd muddring enligt det föreslagna åtgärdsalternativet uppgå till ca 10 g/år av kvicksilver och 4 g/år av PCB-tot.

Modellen har kalibrerats för en period från den föregående muddringen (1978-79) till dagsläget (provtagning 1998). En god kalibrering uppnås med rimliga antaganden för de ingående parametrarna för kvicksilver och PCB.

Jämfört med den tidigare modelleringen år 2000 är utsläppsmängderna av föroreningar från Örserumsviken till havet mellan 30% och 70% högre med den nya simuleringen då SMHIs reviderade strömningsdata använts. Tidigare slutsatser avseende reduceringen av utsläppet för olika muddringsalternativ relativt nollalternativet är dock fortfarande giltiga.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	1
1 INLEDNING	3
1.1 BAKGRUND	3
1.2 MÅLBESKRIVNING	3
1.3 OMFATTNING	4
1.4 RESULTAT AV TIDIGARE MODELLSIMULERINGAR.....	5
2 MODELLUPPBYGGNAD.....	7
2.1 INDELNING AV ÖRSERUMSVIKEN	7
2.2 KALIBRERING OCH KONTROLL	7
2.2.1 <i>Utförande</i>	7
2.2.2 <i>Resultat</i>	7
2.2.3 <i>Slutsats</i>	9
2.3 MODELldata OCH ANTAGANDEN	10
2.3.1 <i>Sorptionsegenskaper</i>	10
2.3.2 <i>Diffusivitet</i>	10
2.3.3 <i>Sedimentation</i>	11
2.3.4 <i>Resuspension</i>	12
2.3.5 <i>Vattenomsättning</i>	12
2.3.6 <i>Grundvattenuppströmning</i>	12
2.3.7 <i>Gasbildning</i>	13
3 MODELLERING AV FÖRORENINGSTRANSPORTEN	14
3.1 MODELLERING AV NOLLALTERNATIV OCH ÅTGÄRDSALTERNATIV	17
3.1.1 <i>Kvicksilver</i>	17
3.1.2 <i>PCB</i>	18
3.1.3 <i>Sammanfattande utvärdering</i>	18
4 SLUTSATSER OCH DISKUSSION	20
4.1 SAMMANFATTNING AV RESULTAT.....	20
4.2 MODELLOSÄKERHETER.....	20
5 REFERENSER.....	22

BILAGA 1 – Resultat från reviderade hydrodynamiska beräkningar från SMHI

BILAGA 2 – Kalibreringsdata (vattenhalter) och karta över provpunkter

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Inom ramen för Projekt Örserumsviken som drivs av Västerviks kommun pågår en sanering av Örserumsviken och industriområdet vid f d Westerviks pappersbruk. Kommunen har erhållit medel från staten för sanering av sediment förorenade med kvicksilver, PCB och PAH. En muddring utfördes redan 1978-79 av cirka 200 000 m³ fibersediment, vilka deponerades på land inom industriområdet. I nya mätningar konstaterades att halterna i vikens sediment fortfarande var förhöjda vilket medför en spridning till Östersjön via Tjusts skärgård. Därför beslutades att en ny sanering av området skulle genomföras som innebär att förorenade sediment muddras, avvattnas och deponeras i området. Saneringen startade i begränsad omfattning under september månad 2001 och återupptogs under april 2002.

Utredningen av efterbehandlingsbehovet i Örserumsviken har drivit fram frågeställningar kring huruvida hela viken måste saneras för att utsläppsmålen ska uppnås, eller om sediment i vissa delar och på vissa djup kan lämnas utan åtgärd. För att svara på vilken effekt en partiell sanering av Örserumsviken har för det långsiktiga saneringsresultatet genomförde Kemakta på uppdrag av Projekt Örserumsviken under år 2000 en modellering av frigörelsen av kvicksilver, PCB och PAH från sediment i Örserumsviken. Syftet var att beskriva spridningen av dessa föroreningar i vatten/sedimentsystemet och studera olika åtgärdsförslag för att utreda erforderlig omfattning av saneringen. Dessa modellsimuleringar resulterade tillsammans med andra utredningar inom Projekt Örserumsviken i en saneringsplan, som omfattar muddring av 200 000 m³ sediment. I ett nytt uppdrag för Västerviks kommun har Kemakta under 2002 utfört en förnyad modellering med reviderade strömningsdata från SMHI. Den förnyade simuleringen vid SMHI gjordes eftersom det visat sig att den tidigare simuleringen underskattade vattenflödet i viken. Resultaten från modelleringen redovisas i denna rapport.

1.2 Målbeskrivning

Med utgångspunkt från den saneringsplan som tagits fram för efterbehandlingen av Örserumsviken samt nya indata har Kemakta utfört nya modellsimuleringar för föroreningstransporten i Örserumsviken. Simuleringarna syftar till att visa hur och i vilken omfattning olika föroreningar transporteras inom och mellan olika delsystem av Örserumsviken och dess sediment samt huruvida saneringsmålen, dvs en reduktion av utsläppet till havet, uppnås med den planerade saneringsstrategin. Saneringsmålen för det föreslagna åtgärdsalternativet innebär att spridningen av kvicksilver och PCB från Örserumsviken till Östersjön ska minskas med 70% respektive 90%. Därutöver ska avgången till luft från landområdena minskas med 99% av både kvicksilver och PCB.

Den matematiska modellen beskriver olika processer och spridningsförlopp för föroreningar t ex läckage från sedimenten via diffusion, transport mellan olika delar av viken med vattenströmmar och spridning via uppgrumlade sedimentpartiklar (resuspension). Genom att simulera dessa processer beräknar modellen halter i sediment och vatten samt föroreningsutflödet från viken som en funktion av tiden.

1.3 Omfattning

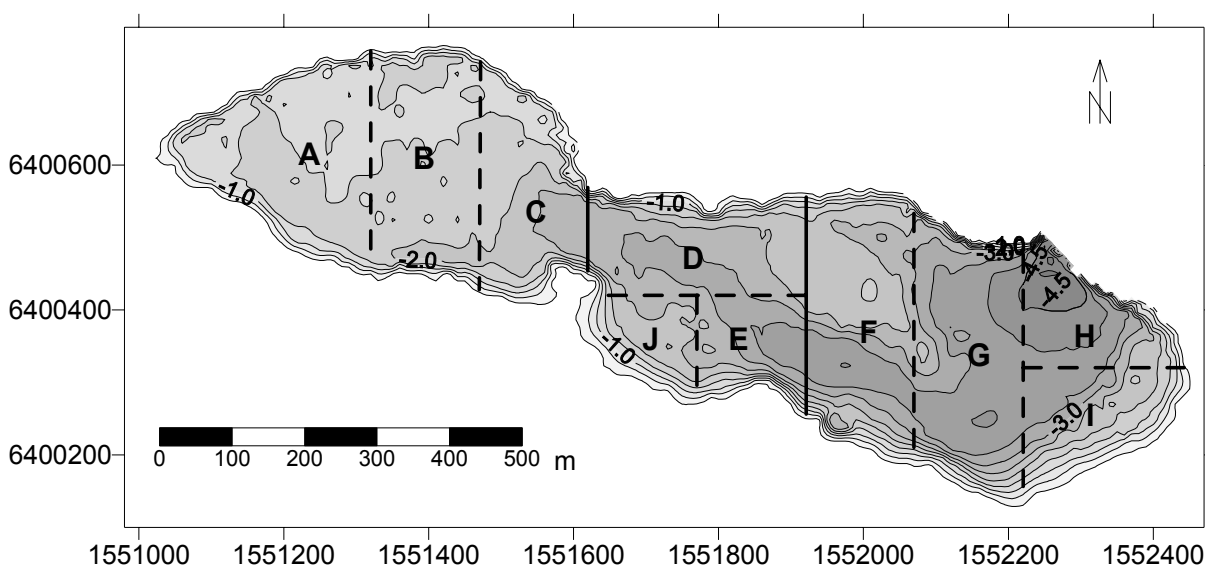
De föroreningar som har modellerats är kvicksilver och PCB. För PAH har separata överslagsberäkningar gjorts av utsläppet till havet. De sju PCB-föreningar som ingår i summa PCB-7 har beaktats. De nya indata som använts vid simuleringarna är:

- Reviderade strömningsdata från SMHI
- Reviderade omräkningsfaktorer från PCB-7 till totalhalt PCB.
- Nya mätningar av halter i sediment och vatten.

Modelldata för vattenomsättningen mellan olika delar av sjön har erhållits från förnyade simuleringar som SMHI utfört för en vädersituation; 8 m/s västlig vind och en avrinning från Vassbäcksån på 130 l/s. Ett högre vattenflöde ut ur viken erhålls med den reviderade hydrodynamiska simuleringen (se bilaga 1).

Den dynamiska modellen som tagits fram (Elert et al., 2000) beskriver föroreningstransporten i Örserumsviken baserat på de 17 delområden som använts vid sedimentkarteringen (von Post, 1999), med en sammanslagning av vissa delområden. Vid de simuleringar som genomfördes år 2000 gjordes först en indelning i tre delområden (Modell I); inre delen av viken, mellandelen och en yttre del. För att mer i detalj studera effekten av en begränsad muddring utvecklades även en förfinad modell (Modell II). Indelningen i delområden presenteras i figur 1.1.

För de förnyade simuleringarna, som skall beskriva effekterna av den föreslagna muddringsplanen, konstaterades att treområdesmodellen lämpar sig bättre än den förfinade modellen för beräkning utsläppet till havet. Detta beror främst på att sanering sker till samma låga nivåer i flera delområden att nyttan och effekterna med en noggrannare indelning blir begränsad.



Figur 1.1 Områdesindelning av Örserumsviken. I Modell I utgör områdena A, B och C den inre viken, D, E och J mellanviken och F, G, H och I den yttre viken.

I första hand har utflödet från Örserumsviken beräknats, men även upplagring och omfördelning av föroreningar i sedimenten i vikens olika delområden har studerats. Utsläppet från Örserumsviken vid den föreslagna saneringsåtgärden har jämförts med nollalternativet.

1.4 Resultat av tidigare modellsimuleringar

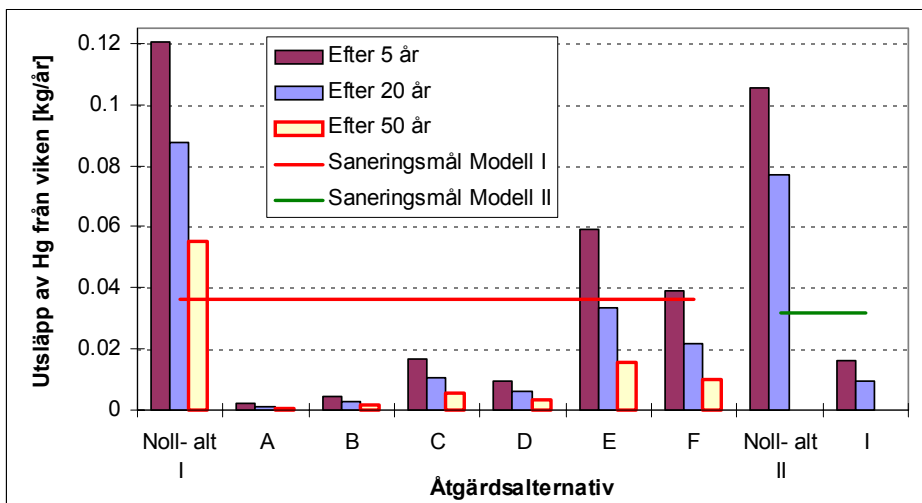
I simuleringarna som utfördes år 2000 gjordes beräkningar av utsläpp från Örserumsviken för ett nollalternativ och ett antal alternativa åtgärder (A-I) i form av muddring av de olika delarna till olika djup. En sammanställning av resultaten för kvicksilver och PCB visas i figurerna 1.2-1.3. Mer detaljer rörande föroreningshistorik och en allmän beskrivning av bakomliggande fysikalisk-kemiska transportprocesser i sedimentsystem ges i den tidigare rapporten (Elert et al., 2000).

Bruttoutsläppet av kvicksilver från viken till omgivande kustvatten före sanering uppskattades till ca 150 g/a, av summa PCB-7 till ca 30 g/a och av PAH ca 400 g/a. Nettoflödena har beräknats vara 10-20% lägre. Simuleringarna av det framtida utsläppet för nollalternativet (ingen åtgärd) visade att utsläppet av kvicksilver och PCB kommer att ha minskat med 20% efter 5 år. Efter 50 år förväntades utsläppet ligga på en tredjedel av dagens nivå. Avgången till luft från vattenmassan beräknades vara mycket liten för kvicksilver (några gram per år) medan avgången av PCB var relativt stor i förhållande till övriga utsläpp (ca 10 g PCB-7 per år, dvs ca 1/3 av utsläppet från viken).

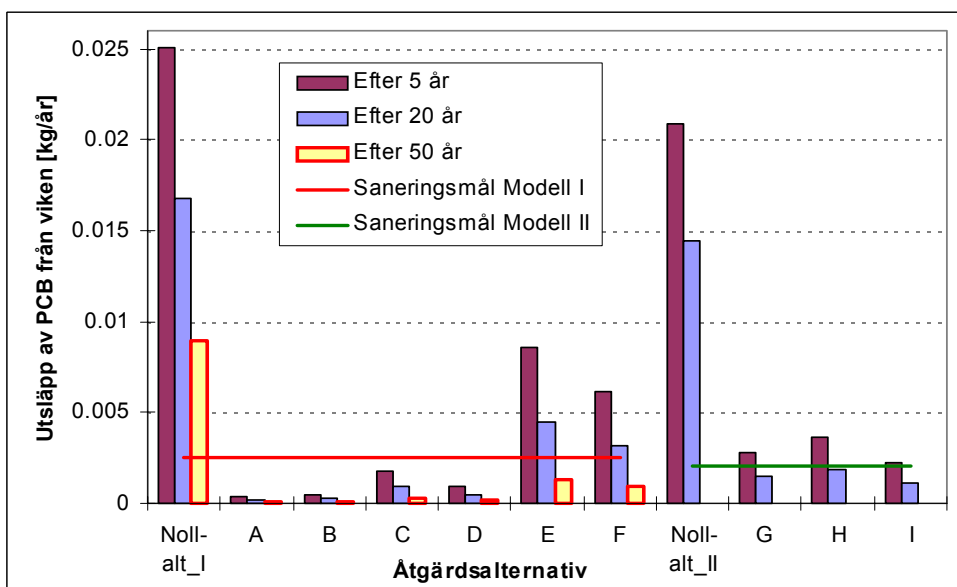
Resultaten från utredningen år 2000 visade vidare att:

- Saneringsmålen uppfylls för fyra av sex åtgärdsalternativ (A, B, C och D) för både kvicksilver och PCB. Dessa alternativ innebär viss muddring i samtliga delar av viken. Åtgärdsalternativ C, där hela inre viken muddras till 80 cm och de övriga delarna till 20 cm, medför minst muddringsvolym (ca 150.000 m³)
- Saneringsmålen uppfylls inte för alternativ E och F, där mellersta och yttre viken, respektive enbart yttre viken lämnas helt utan åtgärd.
- Detaljerade simuleringar (Modell II) visade att saneringsmålen nästan nås för PCB med alternativ I, men inte för de övriga (G, H). Muddring enligt alternativ I innebär att inre viken muddras till ett djup av 80 cm, områdena "D", "F" och "J" till 40 cm, områdena "E" och "I" till 20 cm och "G" och "H" lämnas utan åtgärd (totalt ca 158.000 m³). Kvicksilver uppfyllde saneringsmålen för alternativ I.

För en beskrivning av de olika muddringsalternativen hänvisas till Elert et al., 2000.



Figur 1.2 Årligt utsläpp av kvicksilver efter 5, 20 respektive 50 år för olika åtgärdsalternativ vid tidigare modellsimuleringar (Elert et al., 2000).



Figur 1.3 Årligt utsläpp av PCB-7 efter 5, 20 respektive 50 år för olika åtgärdsalternativ vid tidigare modellsimuleringar (Elert et al., 2000).

2 Modelluppbyggnad

2.1 Indelning av Örserumsviken

Den modell som beskriver spridningen och ackumuleringen av föroreningar i Örserumsviken är en dynamisk kemisk transportmodell, en så kallad box-modell. Den inkluderar vattenmassa inklusive suspenderat material, sediment, atmosfär, tillflöden och utflöden. Vattenmassan har delats in i två vertikala nivåer; ytvatten (0-50 cm) samt bottenvatten (50 cm till botten), och sedimentet i 7 nivåer (0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm och 60-80 cm). Överföringen av föroreningar mellan de boxar som representerar sediment och vattenmassa beräknas genom att modellera de processer som är av dominerande betydelse.

Av de två modelltyper som utvecklats tidigare bedömdes treområdesmodellen vara bättre lämpad för de aktuella simuleringarna än tioområdesmodellen (se stycke 1.3). I denna delas Örserumsviken in i 3 delområden; inre viken, mellanviken och yttre viken. Delområdena utgörs i figur 1.1 av område A, B och C (inre), område D, E och J (mellan) samt område F, G, H och I (yttre). Modellen har tidigare kalibrerats mot mätningar i sediment och vatten från 1998/99 (von Post, 1999 och Axelman et al., 1998). Vid de förnyade simuleringarna jämfördes även med senare analyser av halterna i vattnet (IVL, 2001).

2.2 Kalibrering och kontroll

2.2.1 Utförande

Spridningsmodellerna för Örserumsviken har inför de nya simuleringarna kalibrerats mot uppmätta halter av Hg och PCB i sediment och vatten (Axelman et al., 1998; von Post, 1999; djupsediment IVL, 1999; referenskontrollprogram IVL, 1999 samt entreprenadkontrollprogram, analyser 01-04-19-02 tom 01-10-16). Kalibreringen utfördes genom att initialt använda samma fysikaliska systemparametrar (sedimentation, överlagring, etc) som vid kalibreringen år 2000. Med nya vattenströmningsdata från SMHI och en korrigering av vattendjupet gjordes en förnyad kalibrering för i första hand kvicksilver med treområdesmodellen. Modellen applicerades sedan på PCB med skillnaden att ämnesspecifika data ändrades (diffusivitet, K_d , Henrys konstant, etc).

Som utgångspunkt för kalibreringen har antagits att de föroreningshalter som finns i de översta 20 cm av sedimentet är resultat av omlagring av sediment under de 20 år som gått sedan muddringen 1978. Under denna 20-årsperiod har det skett en förflyttning av förorening från den inre viken till mellan och yttre delen. Detta antagande baseras på tidigare utredningar som visat på en trolig sedimentation av 20 cm sedan muddringen 1978 (Nilsson, 1999), att kvicksilver slutade användas i produktionen 1966 och att inflödet från omgivningen är förhållandevis lågt i dagsläget (Axelman et al., 1998).

2.2.2 Resultat

I tabell 2.5 visas resultatet av kalibreringen för Hg och PCB i form av föroreningsmängder i sedimentet i skiktet 0-20 cm. Modellresultatet har jämförts med uppmätta värden (von Post, 1999). Kalibreringen bedöms vara god för både kvicksilver och PCB.

Tabell 2.5 Beräknade och uppmätta mängder av Hg och PCB-7 i ytsedimenten (0-20 cm). Kalibrering mellan 1978 och 1998 (före sanering). Förnyad simulering år 2002.

	Kvicksilver			PCB		
	Beräknat (kg)	Uppmätt (kg)	Differens	Beräknat (kg)	Uppmätt (kg)	Differens
Inre viken	18.2	17.1	6%	7.3	7.1	3%
Mellanviken	12.2	13.1	-7%	2.0	2.3	-17%
Yttre viken	11.5	12.3	-7%	1.1	1.5	-34%

Även beräknade koncentrationer i sedimenten överensstämmer väl med motsvarande uppmätta halter i de översta 20 centimetrarna; för kvicksilver är de beräknade respektive uppmätta (inom parentes) halterna 4,9 (4,7) mg/kg TS i inre viken, 3,8 (4,4) mg/kg i mellandelarna och 1,1 (1,4) mg/kg TS i yttre delen.

Beräknade kvicksilverhalter (totalhalter) i ytvattnet 1998 är något högre i den inre viken än i den mellersta och yttre viken. Halterna uppgår till ca 6 ng/l i inre viken och ca 4 ng/l i övriga delar (jfr tidigare kalibrering år 2000: 15, 7 och 6 ng/l). I den inre viken är halterna i bottenvattnet något högre än i ytvattnet. I övriga delar är halterna ungefär lika höga i hela djupprofilen eller något lägre i botten.

De simulerade halterna i Örserumsvikens vatten är i överensstämmelse med uppmätta halter i juli respektive augusti 1996, se tabell 2.6 samt tabell 2.1, bilaga 2 (användes i Elert et al., 2000). IVL anger en medelhalt av kvicksilver i inre viken på 2,0 ng/l (IVL, 2000). Denna halt bygger på 4 analyser från 1999 i den nedre delen av ”Vassbäcksån” som kraftigt påverkats av vatten från Örserumsviken. Jämfört med detta värde är de simulerade halterna 3 ggr högre. Beräknade halter i den yttre viken är något högre än mätningar i Örserumsvikens mynning, se tabell 2.6 (referensundersökningar, IVL, 1999-2000). Jämfört med halter som uppmätts i den yttre vikens södra del i samband med fluxmätningar av kvicksilveravgång till luft stämmer dock modellens halter bra.

Tabell 2.6 Beräknade och uppmätta totalhalter (ng/l) av kvicksilver i yt- och bottenvatten (yt=ca 3 dm, botten=1 m över botten, ÖM=endast ett djup på ca 1 m) vid kalibrering. Förnyad simulering år 2002. Se även bilaga 2.

Halt (ng/l) Hg-tot (ofiltrerat)	INRE VIKEN		MELLAN-VIKEN		YTTRE VIKEN	
	Yta	Botten	Yta	Botten	Yta	Botten
MODELL (kalibrering till -98/före sanering)	5.6	6.1	4.4	4.0	4.1	3.9
Stockholms Universitet, -96 (Elert et al., 2000)*	14	4	7	4	4	4
Ref.undersökningar IVL, 99-09-30 – 00-09-26	-	-	-	-	2.3	1.1
Fluxmätningar avgång luft, 2000 (3-4 tillfällen)	6-16	-	-	-	3-4	-
”Hg-snurra”, en mätning 2001	9.4	52	-	-	-	-
Entreprenadkontroll, medel 01-04-19 – 01-10-16	3-10 (ÖM)		-	-	5.2	5.0

* totalhalt (partikulärt beräknats från halt POC, fällmaterial, mm, se bilaga 2.

De beräknade halterna är även i relativt god överensstämmelse med de analyser som gjorts av kvicksilver i den inre viken (ÖM) respektive yttre vikens vatten (ÖIS) i samband med ett entreprenadkontrollprogram som inleddes 2001-04-19, innan

saneringens start. De mätningar som utförts efter april 2001 kan ha påverkats av efterbehandlingsarbetena.

En skärm som täcker mynningen till havet installerades i början av april 2001 för att förhindra spridning av partiklar vid muddring. Saneringen började i med en provmuddring i augusti 2001 och pågick i mindre omfattning fram till november. I mars 2002 inleddes muddring med ett större mudderverk.

Uppmätta totalhalter i Örserumsvikens vatten skiljer sig mer mellan de inre och yttre delarna av viken än de halter som beräknas med modellen. Uppmätta halter löst kvicksilver är förhållandevis konstanta i samtliga delar av viken.

För PCB-7 är de beräknade vattenhalterna i Örserumsviken före sanering ca 0,8 ng/l i inre viken och 0,6 ng/l i övriga delar (marginellt högre i mellanviken). Omräknat till totalhalter (PCB-tot) uppgår halterna till 4,2 ng/l i den inre viken och ca 3,0 ng/l i de yttre delarna av viken (jfr tidigare kalibrering år 2000: 2.3, 1.3 och 1.2 ng/l). De beräknade halterna av PCB-7 i inre viken är något lägre än uppmätta halter i "Vassbäckån"/inre Örserumsviken från 1999; ca 1-2 ng/l (jfr Hg 4 mätningar). De halter som ges av modellen i de yttre delarna är däremot i nivå med uppmätta halter i Örserumsvikens mynning som analyserades inom ramen för referenskontrollprogrammet; 0,4 ng/l i botten och 1,0 ng/l i ytan (IVL, 2000). Avvikelserna är något större vid jämförelse med tidigare kalibreringsdata, se tabell 2.2, bilaga 2.

2.2.3 Slutsats

För kvicksilver bedöms den nya kalibreringen med reviderade strömningsdata från SMHI sammantaget ge en bättre överensstämmelse med uppmätta halter i ytsedimenten än tidigare kalibrering (Elert et. al, 2000). Differensen mot uppmätta halter och mängder är mindre än tidigare i den inre viken, dock är överensstämmelsen något sämre för mellan- och yttre viken. För PCB är förbättringen marginell i de inre delarna och överensstämmer något sämre i mellanviken och den yttre viken. Inga justeringar krävdes av modellparametrarna jämfört med simuleringarna år 2000.

Att några av IVLs mätningar i vatten uppvisar större skillnader mellan yt- och bottenvatten än de simulerade halterna, speciellt i den inre viken, kan bl a bero på att förhållandet mellan yt- och bottenvatten varierar för olika strömförhållanden medan i modellberäkningarna antas konstanta strömförhållanden under hela året.

Kalibreringen bedöms vara tillräckligt god för att utföra modellsimuleringar med treområdesmodellen för kvicksilver och PCB för det föreslagna muddringsalternativet. Använda modellparametrar sammanfattas i avsnitt 2.3.

Jämfört med den tidigare modelleringen år 2000 är simulerade kvicksilverhalter i vattnet något lägre än tidigare medan beräknade halter av PCB är något högre (1,5-2,5 ggr högre respektive lägre). Beräknat utsläpp av föroreningar från Örserumsviken till havet är mellan 30% och 70% högre i den nya simuleringen med reviderade strömningsdata.

Vi drar slutsatsen att modellen ger en rimligt god beskrivning av de huvudsakliga transportprocesserna och att modellen därför kan användas för prediktioner av den framtida utvecklingen. De osäkerheter som föreligger gäller framförallt hur föroreningsituationen såg ut direkt efter den föregående muddringen, inverkan av varierande väderleks- och vindförhållanden samt partikeltransporten mellan olika delområden i viken.

2.3 Modelldata och antaganden

Med undantag för vattenomsättningen har samma indata rörande fastläggning (K_d), diffusion, gasbildning, sedimentation, löslighet, ångtryck, sorption, mm använts vid de förnyade simuleringarna som vid simuleringarna år 2000. Totalhalten PCB har beräknats vara 5 ggr högre än halten PCB-7 baserade på förekomsten av PCB-7 i aktuella kommersiella blandningar av PCB (Elert et al., 2000). Ett viktat medelvärde för kemiska egenskaper av PCB-7 togs fram utifrån fördelningen av de sju PCB-föreningarna i analyserade prover. Nedan ges en sammanfattning av använda indata till modellerna där huvuddelen är taget ur Elert et al., 2000.

2.3.1 Sorptionsegenskaper

De föroreningar som förekommer i Örserumsviken binder i stor utsträckning till fasta partiklar och framförallt organiskt material i sediment eller som suspenderat material i vattenmassan. Bindningsförmågan kan beskrivas med en parameter (K_d -värde) som anger kvoten mellan halt i fastfas (mg/kg) och halt i lösning (mg/m³) när jämviktsförhållanden råder. K_d -värdet kan uppskattas experimentellt i laboratorium eller utifrån fältdata. För organiska föroreningar relateras K_d -värdet ofta till halten organiskt kol i det fasta materialet. Inga ändringar av K_d -värden för sediment och suspenderat material har gjorts jämfört med simuleringarna år 2000.

K_d -värdet för kvicksilver och PCB på suspenderat material i vattenmassan har tidigare uppskattats från uppmätta halter i uppsamlat material i sedimentfällor och uppmätta halter i filtrerade vattenprover. En uppskattning har också gjorts av halten av den partikelbundna föroreningen i vattenmassan. Detta gjordes genom att beräkna ett K_d -värde för partikulärt organiskt kol (POC) som sedan multiplicerades med halten POC i vattenproven och halten föroreningar i filtrerade prover. Resultatet av dessa beräkningar redovisas i tabell 2.1-2.2, bilaga 2 och i Elert et al., 2000.

Vad gäller sorption av föroreningar i sedimentet finns inga mätdata tillgängliga för att beräkna K_d -värden. För kvicksilver och PCB har de K_d -värden som redovisats av Axelsson et al. (1998) utnyttjats. Använda K_d -värden för sediment och suspenderat material efter kalibrering visas i tabell 3.4.

Tabell 3.4 K_d -värden för Hg, PCB och PAH i sediment respektive suspenderat material (Elert et al., 2000).

	Hg	PCB	PAH (Fluoranten)
K_d -sed (m ³ /kg)	30	135	7
K_d -susp (m ³ /kg)	4300	400	300

2.3.2 Diffusivitet

Örserumsviken är grund och vattenomsättningen hög. Detta leder till aeroba sediment och förekomst av bottenfauna, vilket i sig ger upphov till en omblandning av sedimentens övre skikt (bioturbation). Detta leder till ett större utflöde av föroreningar vilket i modellen beskrivs med en högre diffusivitet i sedimenten. Den inre viken har i modellen en högre diffusivitet än de yttre delarna vilket motiveras med en större påverkan av vågor och strömmar i detta grundare område och en högre bioturbation.

Diffusiviteten i sedimenten har tagits från de data som redovisas av Axelsson et al. (1998). Dessa värden ligger i intervallet $4 \cdot 10^{-10} - 2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ och inkluderar effekten av diffusion av lösta föroreningar, diffusion av föroreningar bundna till löst organiskt kol (DOC) samt bioturbation. För PCB användes en förbättrad uppskattning av diffusiviteten, som även utnyttjades i slutskedet av simuleringarna år 2000 (jfr stycke 2.3.7).

Trots den kraftiga fastläggningen på fast material och de låga halterna av lösta föroreningar i sedimentet kan diffusion vara en betydelsefull transportmekanism på grund av den höga diffusiviteten i sedimenten och de stora ytor som exponeras. De parametrar som är av intresse är koncentrationen i sedimenten, fördelningskoefficienten och diffusiviteten.

Diffusionsmotståndet i vattenfasen, den externa diffusionen, har beräknats utgående från strömningshastigheterna vid botten i Örserumsviken, 0,004 – 0,03 m/s, vilket skulle ge en effektiv tjocklek på den vattenfilm över vilken diffusionen sker på 0,002 – 0,02 m. Det lägre värdet har använts för att beräkna diffusionsmotståndet för att inte överskatta dess effekt.

2.3.3 Sedimentation

Olika uppgifter har använts för att uppskatta sedimentationen i Örserumsviken. Den densimetriska utvärderingen av sedimentpropparna indikerar en diskordansyta (tidslucka i lagerföljden) för de proppar som tagits i den inre viken (O1 och O2). Denna ligger på ett djup av 18 respektive 20 cm (Nilsson, 1999). Detta har tolkats av Nilsson som ett resultat av muddringen 1978-79. Baserat på sedimenttillväxten i dessa proppar uppskattas nettotillförseln av material till sedimentet till cirka $0,5 \text{ kg TS/m}^2, \text{år}$. Detta värde anger sedimenttillväxten centralt i den inre delen av viken. Troligen är tillväxten mindre närmare stränderna, varigenom medelvärdet för hela den inre delen av viken blir lägre.

Sedimentfällor som legat ute i olika delar av viken under perioden 98-08-03 till 98-11-04 visar en sedimentationshastighet beräknat på årsbasis på $1,1 \text{ kg TS/m}^2, \text{a}$ i den inre viken, $0,26 \text{ kg TS/m}^2, \text{a}$ i den mellersta delen av viken och $0,36 \text{ kg TS/m}^2, \text{a}$ i den yttre delen av viken. Sedimentation kan dock förväntas variera under året varför en extrapolering av perioden då fällorna var utlagda till ett årsvärde är osäker.

Sedimentationen kan även uppskattas utgående från halt partikulärt material och en fallhastighet. Halten partikulärt material har uppskattats till ca 2 mg/l . Fallhastigheten är i storleksordningen $200 - 400 \text{ m/år}$. Detta skulle ge en sedimentationshastighet på $0,4 - 0,8 \text{ kg TS/m}^2, \text{år}$. Bruttosedimentationshastigheten uppskattades i modellen till $0,9 \text{ kg/m}^2, \text{a}$ i den inre delen och $0,3$ respektive $0,5 \text{ kg/m}^2, \text{år}$ i mellan- och yttre delen. Modellen beskriver en högre resuspension i den inre delen av viken vilket har lett till en nettosedimentation som är lika hög i hela viken ($0,2 \text{ kg/m}^2, \text{a}$), se (se tabell 2.7).

Tabell 2.7 Använda data för sedimentation och resuspension ($\text{kg TS/m}^2, \text{år}$)

	Sedimentation $\text{kg TS/m}^2, \text{år}$	Resuspension $\text{kg TS/m}^2, \text{år}$	Nettosedimentation $\text{kg TS/m}^2, \text{år}$
Inre viken	0,9	0,7	0,2
Mellanviken	0,3	0,1	0,2
Yttre viken	0,5	0,3	0,2

2.3.4 Resuspension

Borttransport av sedimentpartiklar kan ske via resuspension skapad av strömmar eller vågrörelser. De resuspenderade partiklarna kan sedan sedimentera på andra ställen i eller utanför Örserumsviken. Föroreningar som är bundna till dessa partiklar frigörs på så sätt från sedimenten och kan transporteras iväg. Inga mätningar av resuspensionen i Örserumsviken har gjorts. Sedimenten i framförallt den inre delen av viken är kraftigt underkonsoliderade och därför flytbenägna och lätteroderade (Nilsson, 1999). Bottenvegetationen kan dock begränsa vattenrörelserna nära botten och därmed förutsättningar för erosion. De uppskattningar av sedimentation och resuspension som använts i beräkningarna redovisas i tabell 2.7.

2.3.5 Vattenomsättning

Vattenomsättningen mellan de olika delarna av Örserumsviken har tagits från en förnyad stationär modellberäkning utförd av SMHI (Ivarsson, 2002). Modellberäkningen baserar sig på ett fall med en västlig vind på 8 m/s och en avrinning från Vassbäcksån på 130 l/s. Detta resulterar i ett utflöde ur viken på 0,7 m³/s. SMHI har även beräknat vattenflödet mellan 10 delområden i viken, se bilaga 1. Varje område är indelat i en ytlig del motsvarande vattenmassan ned till ett djup av 0,5 m samt en djupare del motsvarande vattenmassan från 0,5 m ned till botten. Vid beräkningarna av föroreningstransporten med Modell I har de 10 delområdena slagits samman till tre områden motsvarande den inre delen av viken, mellandelen av viken respektive den yttre delen av viken. Volymen av de olika delområdena har beräknats genom interpolation av ekolodsdata med datorprogrammet Surfer.

Utöver strömningsdata beräknade av SMHI har antagits att turbulensen i strömningen ger en viss omblandning mellan ytvattnet och det djupare vattnet. Omfattningen av denna omblandning har uppskattats motsvara ca 30 m³/s i uppåtriktat och nedåtriktat flöde inom vart och ett av de tre delområdena i viken. Beräkningarna bygger på antagandet om en så kallad Eddy diffusivitet i vertikal riktning på 10⁻⁵ m²/s (Bowie et al., 1985).

2.3.6 Grundvattenuppströmning

En transportprocess för föroreningar i sedimentbotten är uppströmning av grundvatten genom sedimenten. Uppströmning av grundvatten är vanligt förekommande nära stränder i sjöar och kustområden. Indikationer på uppströmmande grundvatten finns i vissa delar av Örserumsviken, men några mätningar av flödet har ej gjorts.

En grov uppskattning av mängden uppströmmande grundvatten gjordes (Elert et al., 2000) genom att beräkna nettoinfiltrationen (nederbörd - avdunstning) i tillrinningsområdet och anta att detta vatten strömmar upp genom botten på viken. Tillrinningsområdet är ca 2 km² och nettoinfiltrationen 200 mm/år, vilket ger en vattenmängd på 400 000 m³/år. Om detta fördelar sig jämt över botten (ca 380 000 m²) ger detta ett flöde av uppströmmande grundvatten på ca 1 m³/m²,år. Detta är troligen en överskattning av flödet eftersom stora delar av avrinningen avbördas direkt till viken som ytavrinning.

2.3.7 Gasbildning

Vid de undersökningar som genomförts har noterats att gas förekommer i sedimentet. Inga mätningar har gjorts av mängden bildad gas. En uppskattning av gasbildningen har istället gjorts utifrån litteraturdata (Elert et al., 1992). Gasbildningshastigheten är starkt beroende den biologiska aktiviteten i sjön, som i sin tur beror av såväl temperatur som föroreningshalt. I beräkningarna har antagits en gasbildning motsvarande $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{år}$, vilket motsvarar en relativt hög gasbildning. Detta är samma antaganden som användes vid de förra simuleringarna.

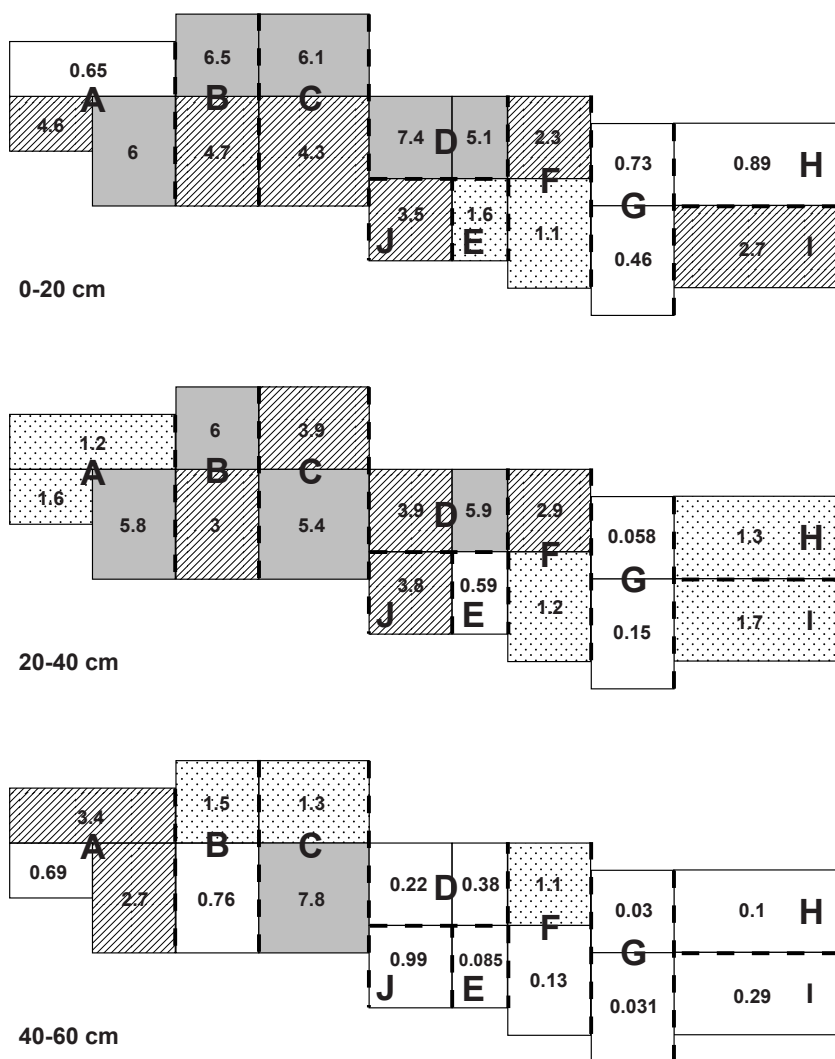
Utsläppet av förångade föroreningar vid den antagna gasbildningshastigheten har beräknats genom att anta att koncentrationen av föroreningar i gasfas är i jämvikt med koncentrationen i vattenfas enligt Henrys lag. Hela den lösta andelen kvicksilver har antagits föreligga som de mer flyktiga föreningarna Hg^0 eller $(\text{CH}_3)_2\text{-Hg}$, för vilka den dimensionslösa Henrys konstant är 0,3. För PCB har kongenspecifika värden från Axelsson et al. (1998) använts. För beräkning av PCB-avgången till luft från vattenmassan användes en förbättrad uppskattning av diffusiviteten, som även utnyttjades i slutskedet av simuleringarna år 2000.

Om de gasbubblor som innehåller föroreningar i ångfas är små kan en stor del av föroreningen tas upp i vattenmassan när bubblor stiger mot ytan. Tidigare studier visar att nästan all förorening överförs till vattenfasen om gasbubblorna är mindre än 1 mm (Elert et al., 1992). Är gasbubblorna ett par centimeter kommer däremot huvuddelen av föroreningarna att följa med bubblan och frigöras när den når vattenytan. Utsläppet av förorening sker i detta fall direkt till atmosfären.

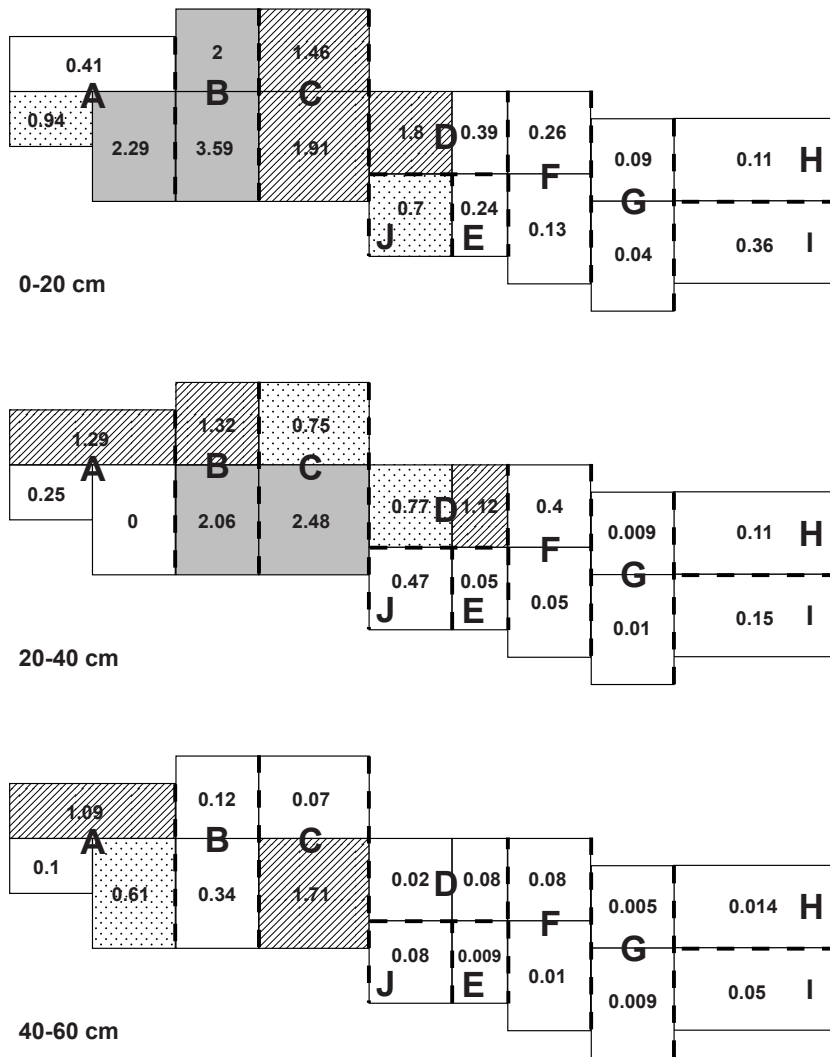
3 Modellering av föroreningstransporten

Nollalternativet (inga åtgärder genomförs) och förordat åtgärdsalternativ har simulerats med modellerna för Hg och PCB. I simuleringarna av åtgärdsalternativet används det mudderdjup som fastslagits i projekt Örserumsviken (se figur 3.3). Med vetskap om halterna under mudderdjupet kunde nya initialmängder i sedimenten ansättas i modellen (se figur 3.1-3.2). Medelhalter har beräknats för de tre delområdena. De föreslagna muddrområdena skiljer sig något från de ursprungliga 17 delområdena, varför vissa anpassningar har gjorts. För muddring i strandområdena (område 13, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15; figur 3.3) antas samma halt som i närmast liggande delområde enligt figur 3.1-3.2.

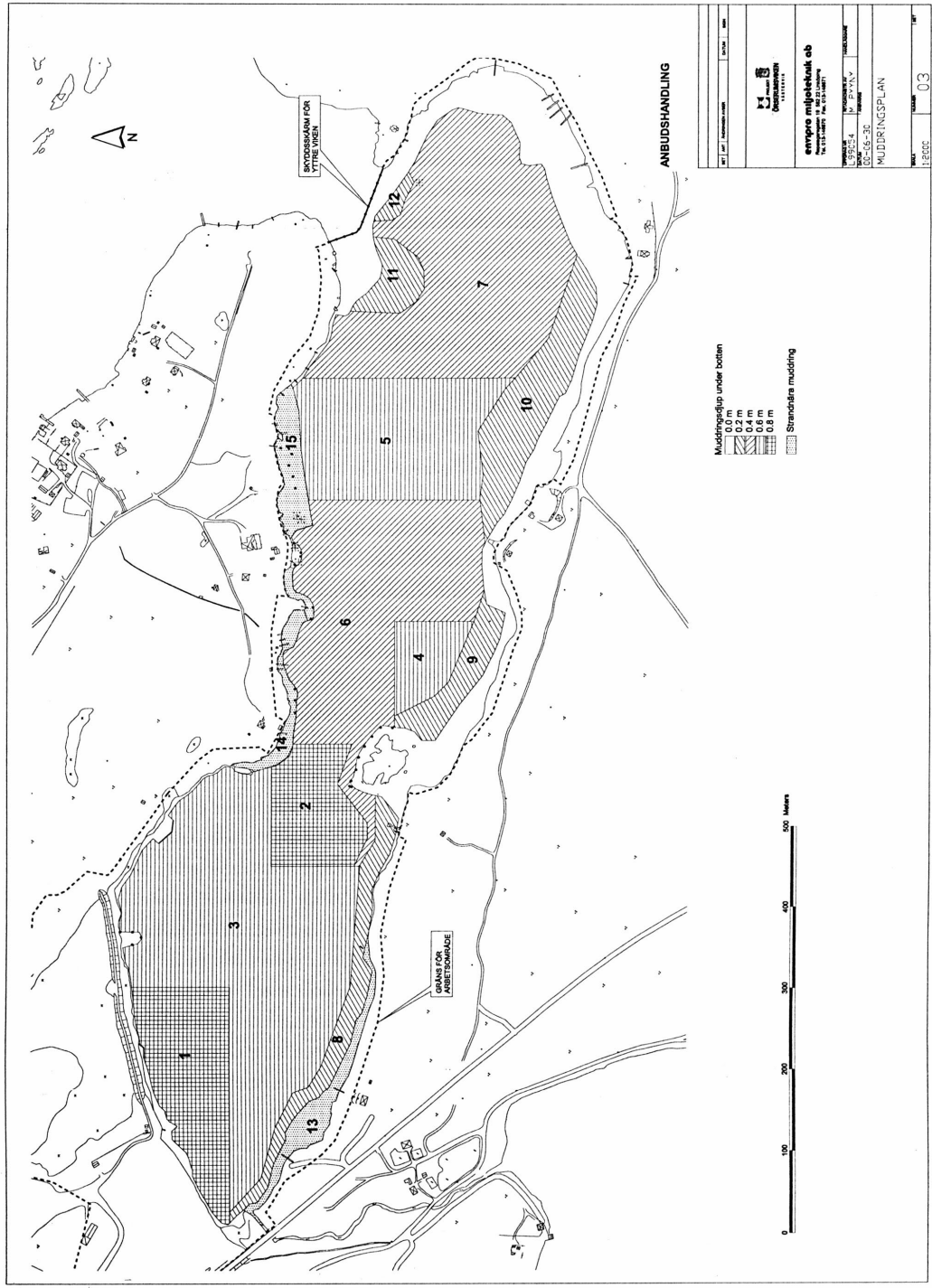
Utsläppet efter 5, 20 och 50 år för muddringsåtgärderna jämförs med utsläppet för nollalternativet, d v s att Örserumsviken lämnas utan åtgärd. Simuleringarna har gjorts under relativt lång tid för att se om föroreningsutsläppet och sedimenthalter minskar kontinuerligt eller om en omfördelning kan ske med ökande halter i vissa delar av systemet och ett ökande utsläpp till kustvattnet.



Figur 3.1 Koncentrationer (mg/kg TS) av kvicksilver på olika djup i sedimenten inom olika delområden av Örserumsviken.



Figur 3.2 Koncentrationer (mg/kg TS) av PCB-7 på olika djup i sedimenten inom olika delområden av Örserumsviken.

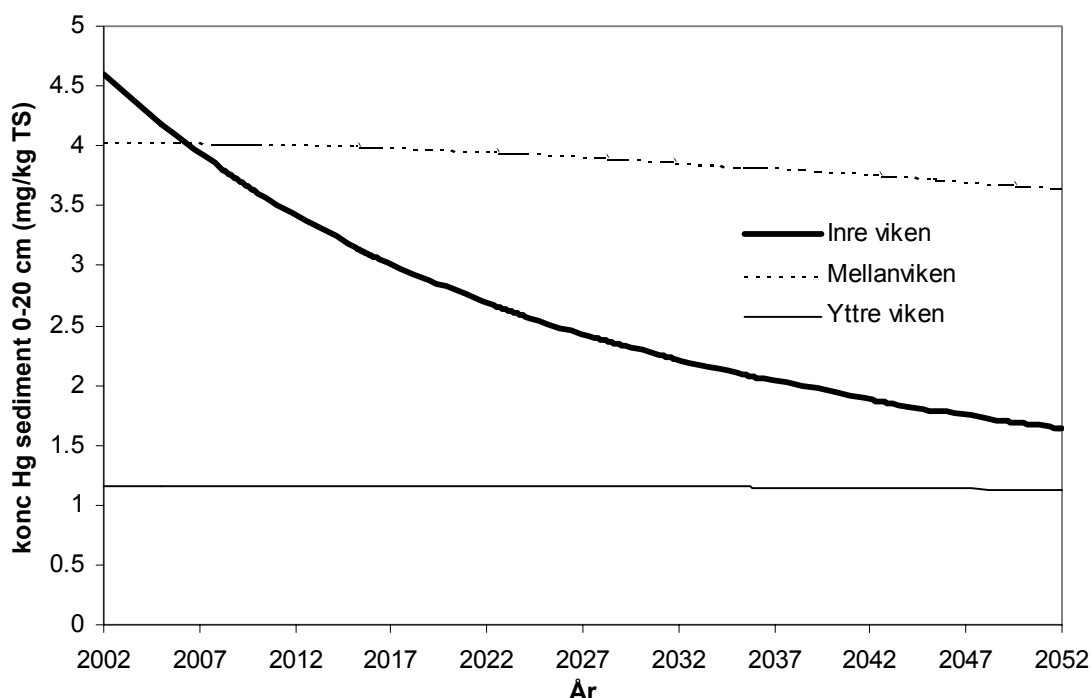


Figur 3.3 Muddringsdjup inom olika delområden för det föreslagna muddringsalternativet.

3.1 Modellering av nollalternativ och åtgärdsalternativ

3.1.1 Kvicksilver

En simulering har gjorts med Modell I för nollalternativet, d v s att inga åtgärder genomförs i Örserumsviken. Trots att ingen muddring sker kommer sedimenthalterna i skiktet 0-20 cm på sikt att sjunka, där minskningen i den inre viken sker snabbast. För mellanviken och den yttre viken sker en initial ökning av halterna, men denna är mycket liten och halterna kan betraktas som relativt konstanta över de 50 år som simuleras (se figur 3.4). Utsläppsmängderna från Örserumsviken till kustvattnet är för detta nollalternativ ca 260 g/år i dagsläget (före sanering). Efter ca 5 år är utsläppet ca 230 g/år, efter 20 år ca 160 g/år och efter 50 år är utsläppet nere i 90 g/år. Detta är drygt 70% högre än den simulering som gjordes år 2000 och stämmer bättre överens med IVLs beräknade utsläpp av kvicksilver till havet i dagsläget före sanering (ca 200 g/år).



Figur 3.4 Koncentrationen av kvicksilver i sedimentskiktet 0-20 cm i olika delar av viken 50 år framåt i tiden för nollalternativet (ingen åtgärd).

Simuleringarna av transporten efter muddring visar att halterna i sedimenten sjunker under den tidsperiod som studeras (ca 50 år) och att minskningen är störst i den inre viken. Kvicksilverhalterna i den inre viken är ca 0,03 mg/kg TS efter 50 år medan en marginell minskning har skett i mellanviken och de yttre delarna. Enligt simuleringarna är det årliga utsläppet till havet 5 år efter muddringen ca 10 gram. Detta innebär att utsläppet till havet bedöms reduceras med mer än 96% efter genomförd muddring.

Saneringsmålet för kvicksilver i Örserumsviken är att minska utsläppet till havet med 70%. Detta mål uppnås med god marginal enligt simuleringarna.

I den förra utredningen konstaterades att avgången av kvicksilver från vattenmassan till atmosfären är liten under de aeroba förhållanden som råder i Örserumsviken. Enligt

utförda specieringsberäkningar för ett typiskt Östersjövatten förekommer oorganiskt kvicksilver inte i sin mest flyktiga form (Hg^0) vid närvaro av syre. Flyktigt metylerat Hg kan dock förekomma men utgör endast några få procent av den totala kvicksilverhalten, dessutom ofta bundet till löst organiskt kol (Lindqvist, 1991). I havsvattnet föreligger kvicksilvret i form av klorid- och bromidföreningar med begränsad flyktighet. Med antagna data blev avdunstningen enligt modellen endast några gram per år i dagsläget. Avgången kan tänkas variera från ett par gram per år upp till ca 25 g/år (jfr Axelmann et al., 1998 som anger 10-50% Hg^0 av totala Hg-halten). Det är möjligt att avgången av kvicksilver ligger i den övre delen av intervallet under vissa perioder med syrefria förhållanden. IVL uppskattar avgången av kvicksilver till 20 g/år (IVL, 2000).

3.1.2 PCB

Simuleringen för nollalternativet (ingen muddring) visar på liknande transportförlopp och koncentrationsförändringar som för kvicksilver, dvs att halterna av PCB-7 i sedimentens skikt 0-20 cm minskar i den inre viken och att halterna i utanförliggande delar är relativt konstanta. För PCB är dock koncentrationen konstant högre i den inre viken än i mellandelen och den yttre delen under den 50-årsperiod som simuleras. Utsläppsmängderna till kustvattnet i dagsläget (före sanering) blir enligt simuleringen ca 40 g/år av PCB-7. Total PCB-halt har beräknats om och bedöms vara ca 5 gånger högre än PCB-7 vilket är en något högre omräkningsfaktor än vad som använts tidigare (Elert et al., 2000). Utsläppet baserat på totalhalter blir då 200 g/år. Efter 5 år är utsläppet 170 g/år (33 g/år PCB-7), efter 20 år ca 100 g/år (20 g/år PCB-7) och efter 50 år är utsläppet nere i ca 50 g/år (10 g/år PCB-7). Detta är ett ca 30% högre utsläpp till havet än det som beräknades vid modelleringen år 2000. IVL har uppskattat att ca 560 g transporteras ut till havet årligen, vilket är högre än de beräkningar som gjorts med Kemaktas transportmodell.

Simuleringarna av det föreslagna åtgärdsalternativet visar att förändringen av PCB-halterna följer samma förlopp som kvicksilver och minskar med tiden.

Saneringsmålet för PCB i Örserumsviken innebär att utsläppet till havet ska minska med 90%. Modellsimuleringarna visar att detta mål uppnås för det studerade åtgärdsalternativet. Utsläppet till havet efter muddring är ca 4 g/år efter 5 år (0,75 g/år PCB-7) och fortsätter att minska med tiden.

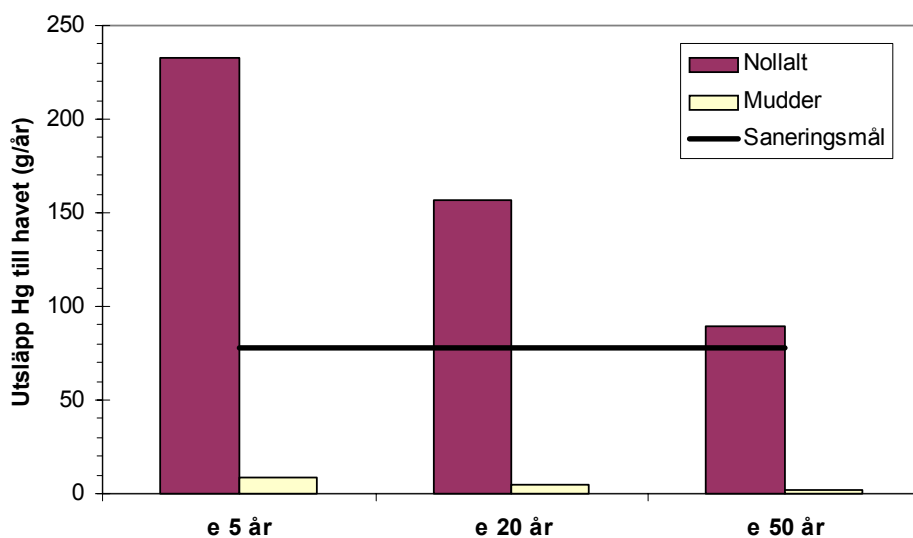
Avgången av PCB från vikens vatten är en relativt sett viktig process. Simuleringarna för nollalternativet visar att det varje år avgår ca 10 g PCB-7/år (ca 50 g/år totalt PCB), dvs avdunstningen utgör ca 1/4 av utsläppet till omgivande kustvatten. IVL uppskattar avgången av PCB-tot till 135 g/år (IVL, 2000).

3.1.3 Sammanfattande utvärdering

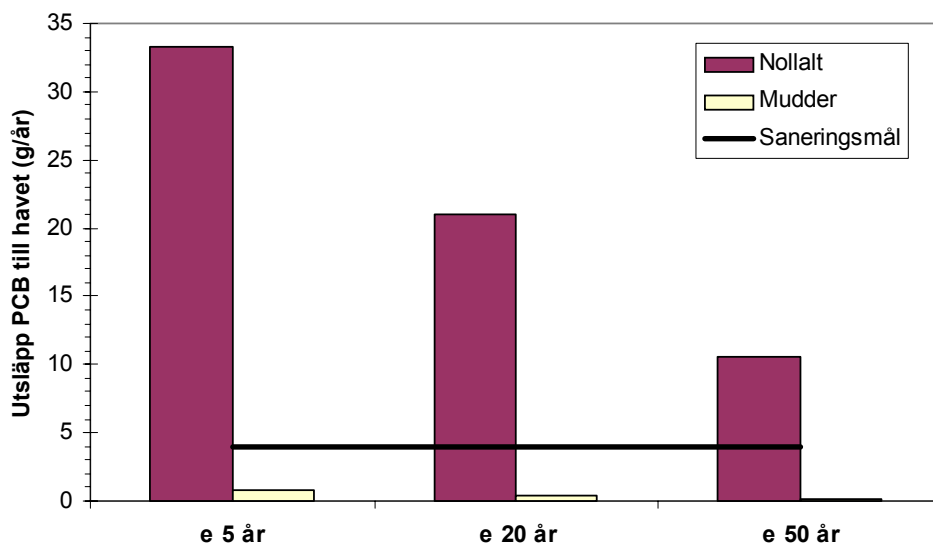
Saneringsmål finns endast framtagna för PCB och kvicksilver. Utförda modellsimuleringar har visat att saneringsmålen uppnås för båda dessa ämnen med den föreslagna muddringsåtgärden. Inga simuleringar har utförts för PAH med den reviderade modellen. En grov uppskattning av utsläppet av PAH har dock gjorts genom att anta samma procentuella ökning av utsläppet som för kvicksilver och PCB jämfört med simuleringen 2000. Beräkningen indikerar att utsläppet av PAH i dagsläget skulle vara ca 550-700 g/år (30-70 % ökad transport). IVL uppskattar PAH-transporten till havet till ca 500 g/år, vilket är i nivå med Kemaktas uppskattning.

Med samma reducering av utsläppet efter muddring som för Hg och PCB (96-98%) bedöms PAH-transporten till havet bli ca 20 g/år 5 år efter utförd saneringsåtgärd. De tidigare simuleringarna visade att utsläppet av PAH för nollalternativet var ca 400 g/år och att olika mudderalternativ gav en reduktion av utsläppet på 53-93 %.

I figur 3.5 och figur 3.6 redovisas utsläppet från Örserumsviken för nollalternativet och det förordade mudderalternativet vilka även jämförs med de satta saneringsmålen för kvicksilver respektive PCB.



Figur 3.5 Årligt utsläpp av kvicksilver för nollalternativet och förordat mudderalternativ jämfört med saneringsmålet (70% reduktion av dagslägets situation).



Figur 3.6 Årligt utsläpp av PCB-7 för nollalternativet och förordat mudderalternativ jämfört med saneringsmålet (90% reduktion av dagslägets situation).

4 Slutsatser och diskussion

4.1 Sammanfattning av resultat

I enlighet med de tidigare modellresultaten visar de nya simuleringarna att en signifikant omfördelning av föroreningar skett i viken sedan saneringen 1978-79. Föroreningar från den inre viken har frigjorts och ansamlats i den mellersta och yttre delen. Omfördelningen har varit störst för kvicksilver vilket kan bero på en kraftigare bindning av kvicksilver till suspenderat material än för t ex PCB. Föroreningsspridningen i sedimentsystemet resulterar i långsamt avtagande halter i ytsedimenten och en långsam minskning av utsläppet från viken.

Utan en efterbehandling skulle de förhöjda föroreningshalterna i ytskiktet leda till ett fortsatt utläckage under lång tid. Detta medför en fortsatt risk för negativ påverkan på biologiskt liv i viken och en fortsatt belastning på havet. Haltminskningen sker snabbast för sedimenten i den inre viken pga särskilda sedimentprocesser i denna del (större påverkan av vågor och strömmar, högre bioturbation, mm).

I dagsläget före sanering uppskattas bruttoutsläppet från viken till omgivande kustvatten till ca 260 g/år av kvicksilver, ca 200 g/år av PCB-tot (40 g/år PCB-7) och ca 600 g/år av PAH. Simuleringarna av nollalternativet och mudderalternativet visar att muddring enligt föreslagna åtgärder kommer att leda till en reduktion på 96 % för kvicksilver (till 10 g/år) och 98% för PCB (till 170 g/år PCB-tot eller 33 g/år PCB-7). Detta innebär att uppsatta saneringsmål nås med god marginal. Det beräknade utsläppet av PAH bedöms efter sanering uppgå till ca 20 g/år.

Jämfört med den tidigare modelleringen år 2000 är utsläppet av kvicksilver från Örserumsviken till havet drygt 70% högre i den nya simuleringen som gjordes med reviderade strömningsdata. För PCB är läckaget ca 30% högre enligt de nya beräkningarna. Detta innebär att tidigare beräknade utsläpp för olika muddringsalternativ skall räknas upp med motsvarande procentsatser. Tidigare slutsatser avseende reduceringen av utsläppet för olika muddringsalternativ jämfört med ett nollalternativ är dock fortfarande giltiga eftersom denna jämförelse baserar sig på relativa förändringar.

4.2 Modellosäkerheter

Simuleringar av framtida utsläpp har gjorts med vattenflöden i och ut ur viken som tagits fram för en vädersituation; västlig vind med hastighet 8 m/s. Denna vädersituation har bedömts ge största utflödet av föroreningar ur viken. Detta innebär vissa osäkerheter eftersom kalibreringen för 20-årsperioden sedan den senaste muddringen utförts för denna stationära vädersituation. En simulering för fler vädersituationer och sekvenser av olika vädersituationer skulle troligen ge en bättre bild av föroreningstransporten. För detta krävs tidsberoende flödesberäkningar från SMHIs vattenströmningsmodell i stället för att data från enskilda vädersituationer.

De simuleringar som gjorts tar inte hänsyn till inflödet av kvicksilver och PCB från landområdena. Enligt tidigare beräkningar motsvarar tillskottet från landområdena endast en liten del av utflödet från sjön för kvicksilver men en förhållandevis stor andel för PCB (25%). Eftersom saneringen även kommer att omfatta landområdena, bla genom en förbättrad täckning, kommer utsläppet från landområdena att minska.

Faktorer som tidigare identifierats som viktiga för säkerheten i predikteringarna rör transporten av resuspenderat och sedimenterande material i olika delar av viken, föroreningshalterna i löst och partikelbunden fas i vattenmassan och sedimenten samt hur föroreningssituationen såg ut direkt efter den föregående muddringen (bl a för kalibrering och uppskattning av fördelningskoefficienter (K_d)). Dessa faktorer har inte utretts vidare i samband med de förnyade simuleringarna.

5 Referenser

Ambjörn C, Johansson L and Svensson J (1998): Värdering av vattenomsättningen i Örserumsviken, SMHI.

Axelmann J (1997): Biological, physico-chemical and biogeochemical dynamics of hydrophobic organic compounds, Doctoral dissertation, Stockholm University.

Axelmann J, Åkerman G, Tjärnlund U, Balk L och Broman D (1998): PCB- och kvicksilverundersökning i Örserumsviken - Underlag för fördjupad riskbedömning, Stockholms universitet.

Bergström R, Ericsson G, von Post H och Svedung I (1975): Pilotförsök avseende upptagning och avvattning av kvicksilverkontaminerat fibersediment ur Örserumsviken, Västervik, IVL B 265.

Bowie G L, Mills W B, Porcella D B, Campbell C L, Pagenkopf J R, Rupp G L, Johnson K M, Chan P W H och Gherini S A (1985): Rates, constants and kinetic formulations in surface water quality modeling (second edition), USEPA, EPA/600/3-85/040.

Elert Mark, Fanger Gabriella och Höglund Lars Olof (2000): Frigörelse av kvicksilver, PCB och PAH från sediment i Örserumsviken, Västerviks kommun. Simulering av muddringsalternativ och nollalternativ. AR 2000-01, Reviderad, Februari 2000. Kemakta Konsult AB.

Gherini S A, Summers K V, Munson R K och Mills W B (1989): Chemical data for predicting the fate of organic compounds in water. Volume 1: Technical basis, Electric Power Research Institute, EPRI EA-5818 Vol 1.

Ivarsson M (2002): Mats Ivarsson, SMHI, Personlig kommunikation.

Ivarsson M (2000): Mats Ivarsson, SMHI, Personlig kommunikation.

IVL (2001): Kvicksilver och organiska miljögifter I Örserumsviken. Utvärdering av mätresultat. Palm, Wängberg och Brorström-Lundén. IVL Svenska Miljöinstitutet AB rapport nr B 1433.

Lindqvist, O (1991): Mercury in the Swedish environment, Water, air and soil pollution, special volume 55, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Nilsson B (1999): Projekt Örserumsviken - Radiografisk analys av sedimentproppar, Rapport till Västerviks kommun, HC 99-1011.

Projekt Örserumsviken (1998): Huvudstudie – Arbetsgruppens sammanfattande rapport med åtgärdsförslag, Västervik 1998-06-08.

von Post H (1986): Metod och underlag för val av fiberbankar för vidare undersökningar, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, IVL, SNV PM 1119.

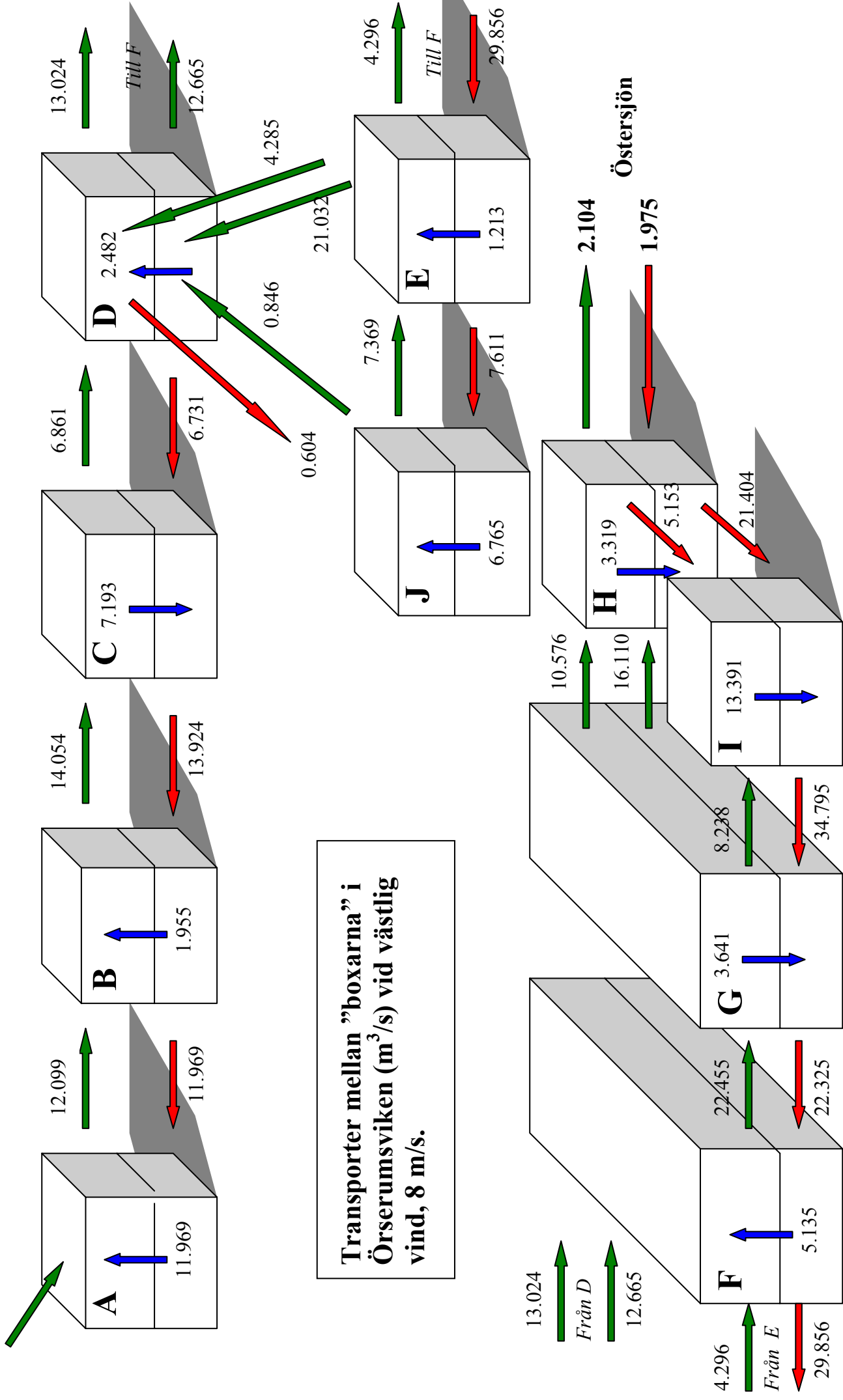
von Post H (1999): Hampus von Post, MiljöManagement Svenska AB, Personlig kommunikation.

USEPA (1996): Soil Screening Guidance: Technical Background document, EPA/540/R-95-128. PB96-963502.

Bilaga 1

Resultat från reviderade hydrodynamiska
beräkningar från SMHI, Ivarsson 2002

Vassbäcksan, 0.130



Bilaga 2

Kalibreringsdata (vattenhalter)

Bilaga 2 Kalibreringsdata (vattenhalter)

Tabell 2.1 Halt kvicksilver, partikulärt organiskt kol (POC) Kd, mm i Örserumsviken (Elert et. al, 2000). Skuggade celler = uppmätta, övriga beräknade eller antagna.

Lokal	Halt i sediment-fällor	Medelhalt filtrerade prover	Kdsusp	POC i fäll-material	KdPOC	POC i vatten-prover	Halt parti-kulärt	Andel parti-kulärt
	mg/kg TS	ng/L	m3/kg	andel	m3/kg	ug/L	ng/L	
Inre vik	7.5	1.07	7009	0.23	30475	440	14.3	93.1%
Mellanvik	4	1.015	3941	0.22	17913	390	7.1	87.5%
Yttre vik	2.5	1.225	2041	0.19	10741	307	4.0	76.8%
Utanför	0.67	0.31	2161	0.14	15438	301	1.4	82.3%
Referens	0.06	0.17	353	0.15	2353	279	0.1	39.6%
Medel vik	4.7	1.1	4330	0.21	19710	379	8.5	86%

Tabell 2.2 Halt PCB-7, partikulärt organiskt kol (POC), Kd, mm i Örserumsviken (Elert et. al, 2000). Skuggade celler = uppmätta, övriga beräknade eller antagna.

Lokal	Halt i sediment-fällor	Halt löst i vatten*	Kdsusp	POC i fäll-material	KdPOC	POC i vatten-prover	Halt parti-kulärt	Andel parti-kulärt
	mg/kg TS	ng/L	m3/kg	andel	m3/kg	ug/L	ng/L	
Inre vik	2.029	4.17	486	0.23	2115	440	3.9	48.2%
Mellanvik	0.948	2.57	368	0.22	1674	390	1.7	39.5%
Yttre vik	0.407	0.62	653	0.19	3438	307	0.7	51.4%
Utanför	0.054	0.41	131	0.14	935	301	0.1	21.9%
Referens	0.014	0.1	139	0.15	928	279	0.0	20.6%
Medel vik	1.1	2.5	503	0.21	2409	379	2.1	46%

* 4,17 och 0,1 ng/l uppmätta, övriga viktade baserat på innehåll i passiva provtagare; jfr Elert et.al, 2000.

Tabell 2.3 Uppmätta halter av kvicksilver från 1999-2000 (IVL, 2001).

Datum	Hg-tot (IVL), ng/l	Hg-tot (IVL), ng/l	Datum	Hg-tot (IVL), ng/l	Hg-tot (IVL), ng/l
	YTA	BOTTEN		YTA	BOTTEN
1999-09-30	1.36	0.22	2000-04-25	2.25	1.9
1999-10-12	0.85	0.76	2000-05-08	1.62	1.1
1999-10-25	0.55	1.47	2000-05-22	8.77	5.2
1999-11-08	0.73	1.1	2000-06-06	2.44	2.75
1999-11-22	1.28	0.88	2000-06-19	5.45	1.18
1999-12-07	0.54	0.29	2000-07-03	4.35	1.19
1999-12-20	0.50	0.51	2000-07-17	2.26	0.7
2000-01-12	0.73	0.25	2000-07-31	4.48	0.95
2000-02-15	0.30	0.33	2000-08-14	3.33	0.93
2000-03-14	1.23	0.86	2000-08-28	2.31	1.46
2000-03-29	2.63	0.51	2000-09-26	2.16	0.89
2000-04-11	2.00	0.44	Medel totalt (99- 00)	2.3	1.1

Bilaga 2 Kalibreringsdata (vattenhalter)

Tabell 2.4 Analyser av kvicksilver i vatten; Stockholms universitet/SU 1996, referensundersökningar 99-00 (IVL) och delar av entreprenadkontroll.

DATUM	MÄTNING, REFERENS	STATION*	DJUP	tot-Hg ng/l ofiltrerat	tot-Hg ng/l filtrerat	Met-Hg ng/l ofiltrerat	Andel MeHg %	Part-Hg %	POC mg/l
Inre viken									
1996-08-03	SU, 1998	Inre	Ytvatten	17.46 ¹⁾	0.80	0.08	0.46	95	0.50
1996-08-03	SU, 1998	Inre	Ytvatten	17.95 ¹⁾	1.34	1.13	6.30	93	0.50
2000-08-24	Fluxmätning fm	"Flux-I"	Ytvatten	8.38					
2000-08-24	Fluxmätning em	"Flux-I"	Ytvatten	6.21					
2000-09-04	Fluxmätning fm	"Flux-I"	Ytvatten	15.7	0.57			96	
2000-09-04	Fluxmätning em	"Flux-I"	Ytvatten	13.7	0.57			96	
2000-11-14	Fluxmätning ²⁾	"Flux-I"	Ytvatten	13.0	1.25			90	
2001-03-30	-	ÖIY	Ytvatten	9.48		0.26	2.7		
2001-05-08	Lokal Hg-snurra	ÖIY	Ytvatten	9.41		0.27	2.9		
2001-05-08	Lokal Hg-snurra	ÖIB	Botten	52.1		0.57	1.1		
Mellan viken									
1996-08-03	SU, 1998	Mitten	Ytvatten	9.64*	0.58	0.11	1.1	94	0.50
1996-08-03	SU, 1998	Mitten	Ytvatten	10.5*	1.45	1.23	11.7	86	0.50
2001-04-19	Entreprenadkontroll ³⁾	ÖM	0.75	9.50		0.26	2.7		
2001-05-08	Entreprenadkontroll	ÖM	0.3	9.91		0.25	2.5		
2001-06-19	"	ÖM	0.7	4.01		0.39	9.7		
2001-07-10	"	ÖM	1	8.75		1.10	12.6		
2001-08-14	"	ÖM	1	5.8		0.35	6.0		
2001-09-04	"	ÖM	1	3.3		0.38	11.5		
2001-10-16	"	ÖM	1	2.4		0.23	9.6		
2001-11-15	"	ÖM	1	10.0		0.11	1.1		
2001-12-12	Entreprenadkontroll	ÖM	0.75	1.7		0.03	1.8		
Yttre viken									
1996-08-03	SU, 1998	Yttre	Ytvatten	7.14 ¹⁾	0.60	0.10	1.4	92	0.50
1996-08-03	SU, 1998	Yttre	Ytvatten	8.39 ¹⁾	1.85	0.81	9.6	78	0.50
2000-08-31	Fluxmätning fm	"Flux-Y"	Ytvatten	3.92	0.57			86	
2000-08-31	Fluxmätning em	"Flux-Y"	Ytvatten	3.34	0.51			85	
2000-11-15	Fluxmätning fm	"Flux-Y"	Ytvatten	3.85	1.42			63	
2000-11-15	Fluxmätning em	"Flux-Y"	Ytvatten	3.99	1.76			56	
2001-03-30	-	ÖYY	Ytvatten	2.91		0.21	7.2		
2001-03-30	-	ÖYB	Botten	2.04		0.19	9.3		
2001-04-19	Entreprenadkontroll	ÖIS	0.3	2.90		0.21	7.2		
2001-04-19	Entreprenadkontroll	ÖIB	Botten	2.1		0.19	9.3		
2001-05-08	"	ÖIS	0.3	7.55		0.22	2.9		
2001-05-08	"	ÖIB	Botten	7.0		0.16	2.3		
2001-06-19	"	ÖIS	0.3	5.76		0.25	4.3		
2001-06-19	"	ÖIB	Botten	8.5		0.20	2.4		
2001-07-10	"	ÖIS	0.3	7.20		0.37	5.1		
2001-07-10	"	ÖIB	Botten	4.9		0.35	7.2		
2001-08-14	"	ÖIS	0.3	5.90		0.26	4.4		
2001-08-14	"	ÖIB	Botten	3.8		0.35	9.2		
2001-09-04	"	ÖIS	0.3	3.60		0.25	6.9		
2001-09-04	"	ÖIB	Botten	4.7		0.12	2.5		
2001-10-16	"	ÖIS	0.3	2.10		0.12	5.7		
2001-10-16	"	ÖIB	Botten	3.1		0.07	2.3		
2001-11-15	"	ÖIS	0.3	10.00		0.07	0.7		
2001-11-15	"	ÖIB	Botten	5.7		0.07	1.2		
2001-12-12	"	ÖIS	0.3	2.11		0.10	4.7		
2001-12-12	Entreprenadkontroll	ÖIB	Botten	0.8		0.09	11.2		
Utanför viken									
1996-08-03	SU, 1998	utanför	Ytvatten	2.80 ¹⁾	0.37	nd		86.79	0.50
1996-08-03	SU, 1998	utanför	Ytvatten	2.68 ¹⁾	0.25	nd		90.67	0.50
Referens									
1996-08-03	SU, 1998	ref	Ytvatten	0.36 ¹⁾	0.15	0.1		58.33	0.50
1996-08-03	SU, 1998	ref	Ytvatten	0.48 ¹⁾	0.19	nd		60.42	0.50

*egna beteckningar ¹⁾ Hg-ofiltrerat är uträknad mha sedimentfällematerialet och POC. ²⁾en analys borttagen ³⁾ 2001-04-19 – pågående. För kalibrering beaktas analyser tom 2001-10-16.

Bilaga 2 Provpunkter för analys av vatten (kalibreringsdata). Kartmaterial från Projekt Örserumsviken.

