

Kvicksilversituationen i Stockholms skärgård

The mercury situation in the Stockholm archipelago

Hannes Elving

REFERAT

Kvicksilversituationen i Stockholms skärgård

Hannes Elving

Kvicksilverutsläppen har på senare år minskat i omfattning men utsläpp sker fortfarande och det finns ett stort lager i naturen. Oorganiskt kvicksilver är relativt ofarligt för levande organismer, men i akvatiska miljöer kan sulfatreducerande bakterier under syrefria förhållanden omvandla oorganiskt kvicksilver till den betydligt mer skadliga formen metylkvicksilver, $m\text{Hg}$, som även är mer biotillgängligt än oorganiskt kvicksilver. Kvicksilver biomagnifieras uppåt i trofinivåerna, från att vara lägst halter i plankton och bottenfauna till att vara högst halter i rovfiskar. Kvicksilver ackumuleras även i fiskars muskelvävnad vilket innebär att yngre fiskar har lägre Hg-halter än gamla och stora individer. På grund av detta finns kostråd framtagna av Livsmedelsverket. Saluförd abborre, liksom ett flertal andra fiskarter, får inneha maximalt 0,5 mg Hg/kg fiskmuskel (färskvikt) och för gädda är gränsen satt till 1 mg Hg/kg fiskmuskel (färskvikt). Organiskt kvicksilver kan påverka foster negativt, och därför bör kvinnor i fertil ålder i största möjliga mån undvika kvicksilverrik fisk.

Examensarbetet syftar till att belysa kvicksilversituationen i Stockholms skärgård för stationär kustfisk. Information har samlats in dels genom en litteraturstudie och dels genom fältundersökningar utförda av IVL Svenska Miljöinstitutet. Genom statistisk analys och stegvis multipel regression visades att kvicksilverhalten i sediment, vattnets klorofyllhalt och områdets vattenvolym bidrog med förklaringsgrad till halten Hg i fisk. Utifrån de mest signifikanta förklarande variablerna togs en statistisk modell fram i syfte att kunna prediktera teoretiska kvicksilverhalter i fisk. Olika modellkombinationer testades och utgående från en modellvalidering valdes den bästa modellen ut. Dess förklaringsgrad är 81 % där kvicksilverhalten i sediment är modellens enda variabel.

Kvicksilversituationen i Stockholms skärgårds kustområden visades grafiskt med hjälp av interpolerade GIS-kartor. Samma områdesavgränsningar användes som i SMHI:s havsområderegister. Det visades att situationen över lag är relativt god, med undantag för de centrala delarna av Stockholm och på så vis kan Stockholm ses som en förorenande punktkälla.

Nyckelord: Kustområden, kvicksilver, stegvis multipel regression, Stockholms skärgård.

ABSTRACT

The mercury situation in the Stockholm archipelago

Hannes Elving

Mercury emissions have been reduced in recent years but the discharges still exist and there exist a great mercury stock out in the nature. Inorganic mercury is relatively harmless for living organisms but during shortage of oxygen, sulphur reducing bacteria can transform inorganic mercury into the considerable more toxic substance methyl mercury, meHg, that are more bio available than inorganic mercury. Mercury biomagnify upwards the trophic levels, where the lowest content exists in algae and sediment living fauna and the highest content exist in predator fishes. Mercury also accumulates in fishes muscle tissue, meaning that young fishes have lower mercury content than old and big individuals. Food advices from the Swedish food agency exist because of this. Perch offered for sale are allowed to have a content of maximum 0.5 mg Hg/kg fish muscle (wet weight) and for pike the upper boundary content is 1 mg Hg/kg fish muscle (wet weight). Inorganic mercury can affect foetus negatively, and therefore women in fertile age should avoid fish with high mercury content for as long as possible.

The aim of this exam work is to illustrate the mercury situation in the archipelago of Stockholm regarding stationary coast fish. Information was collected through a literature study and by field examines done by IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. Through statistical analyses and stepwise multiple regression it was shown that the mercury content in sediment, chlorophyll and the water volume of the area contributed by statistical explanation to the mercury concentration in fish. On the basis of the most significant variables a statistical model was created, with the purpose of predicting theoretical mercury contents in fish. Different model combinations were tested and by a model validation the best model were chosen. Its statistical explanation is 81 % were the mercury content in the sediment is the only input variable to the model.

The mercury situation in the Stockholm archipelago was presented graphically by interpolated maps created with GIS. The same area boundary as SMHI's maritime registry was used. It was shown that the situation in general is relatively good, with the exception of the central parts of Stockholm. Because of this Stockholm can be seen as a polluting point source.

Keywords: Coastal areas, mercury, stepwise multiple regression, the Stockholm archipelago.

*Department of Earth science, program for air, water and landscape sciences.
Uppsala University. Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA.
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete utfördes på institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, på uppdrag av IVL Svenska Miljöinstitutet under sensommaren och hösten 2009.Handledare var Magnus Karlsson och biträdande handledare var Dan Lindgren. Ämnesgranskare har varit Lars Håkanson vid institutionen för geovetenskaper, *Luft-, vatten och landskapslära*. Examinator var Allan Rodhe.

Jag vill rikta ett stort tack till mina bägge handledare. Tack Magnus för att jag fick följa med på äventyr med fartyget Sunbeam och tack Dan för all hjälp med GIS och Statistica. Ett särskilt stort tack till Lars Håkanson som fick mig intresserad av prediktiv limnologi och akvatiska ekosystem. Jag vill även tacka docent Markus Meili, Stockholms Universitet, för rättningen av fisknormeringarna och Christer Lännergren vid Stockholm Vatten för hjälp med vattenkemidata.

Examensarbetet är en del av projektet *Kvicksilver i Stockholms skärgård* som har finansierats av Regionplanekontoret, Stockholms läns landsting, IVL Svenska Miljöinstitutet och fakulteten för naturvetenskap och teknik, Uppsala Universitet.

Uppsala 2010

Hannes Elving

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Kvicksilversituationen i Stockholms skärgård

Hannes Elving

Kvicksilver är ett av de mest skadliga ämnena som existerar på vår planet. Eftersom det är ett grundämne kan det aldrig brytas ned utan enbart finnas i mer eller mindre skadliga former. Till de mindre skadliga formerna klassas främst metalliskt oorganiskt kvicksilver, det är till och med relativt ofarligt för en människa att råka få i sig eftersom det på några minuter oxideras till Hg^{2+} . Amalgam, som finns i flera miljoner svenskars tandlagningar, är ett exempel på metalliskt kvicksilver. De mest skadliga formerna är de organiska formerna eftersom de är fettlösliga och kan ackumuleras i organismer under en lång tid.

Människor har i alla tider fascinerats av kvicksilver eftersom det är den enda metallen som är flytande i rumstemperatur. Tillämpningsområden för metalliskt kvicksilver har varit, och är delvis fortfarande, bland annat guldgruveindustrin där guldet kan amalgeras från malmen vid tillsats av kvicksilver. Ett annat exempel är kloralkaliindustrin där ren klorgas har framställt i stor skala med hjälp av kvicksilverelektroder. Kvicksilvertermometrar och vissa sjukhusinstrument har även varit ett stort användningsområde. Numera är kvicksilver ett förbjudet ämne i Sverige med undantag för lågenergilampor, lysrör och ett antal produkter som redan finns ute på marknaden. Amalgam används i stort sett inte av tandläkare längre. Organiskt kvicksilver har i Sverige använts vid betning av utsäde, främst som ett svampbekämpningsmedel. Det förbjöds 1966 på grund av de negativa aspekterna på djurlivet som utsädet fick. Fågelpopulationer, både fröätande arter liksom rovfåglar, minskade i stor omfattning på grund av reproduktionsproblem och neurologiska skador. Spridningen av kvicksilver kan ske diffust, från exempelvis kolkraftverk eller lokalt från till exempel ett avloppsrör. Diffusa utsläpp i gasfas kan förflyttas långa sträckor i atmosfären innan det slutligen deponeras på mark eller i vatten genom torr- eller våtdeponering. Därav är kvicksilverspridningen ett globalt miljöproblem som kan detekteras nästan överallt på jordklotet.

I fisk dominerar kvicksilverformen metylkvicksilver (meHg), som är en av de mest skadliga organiska formerna. Fisk med höga kvicksilverhalter bör därför undvikas att konsumeras. Kvicksilver kan påverka det centrala nervsystemet, det vill säga hjärnan, och då är det särskilt viktigt för kvinnor i fertil ålder att undvika kvicksilverrik fisk därför att det kan påverka foster negativt. Eftersom fettlösliga gifter och metaller stannar kvar i levande organismer utan att brytas ned ackumuleras halterna och därför beror fiskars kvicksilverkoncentrationer av fiskens ålder, storlek och art. Rovfisk, till exempel gädda ackumulerar genom så kallad biomagnifikation betydligt mer kvicksilver än fisk i lägre trofinivåer.

Kvicksilversituationen i Stockholms län har studerats ett antal gånger, men fokus har generellt legat på insjöar. Det har genomförts ett stort antal studier i Sverige på just insjöfisk och dess kvicksilverinnehåll men kunskapsläget angående kustfisk är bristfällig. Föreliggande rapport är skriven för IVL Svenska Miljöinstitutet och syftar till att belysa kvicksilversituationen i

Stockholms skärgård samt att undersöka vilka faktorer som påverkar Hg-halt i fisk. Projektet finansieras av Regionplanekontoret, Stockholms läns landsting och IVL Svenska Miljöinstitutet.

Utifrån nya tidigare opublicerade kvicksilverhalter i sediment och via en litteraturstudie av tidigare utförda studier beräknades medelvärden av halterna utifrån SMHI:s områdesavgränsningar av skärgården. Halterna var *höga* i Stockholm och generellt *låga* alternativt *mycket låga* västerut i Mälaren och österut mot ytterskärgården.

Fisk som har använts vid studien har dels hämtats från analyser som genomförts inom ramen för projektet (tolv områden) och dels genom en litteraturstudie (tre områden). Fem områden var från Mälaren, det vill säga från en insjö, och resterande var från kustområden längs den svenska östersjökusten. Kvicksilveranalyser utfördes på fiskmuskler från individuella fiskar som med hjälp av atomabsorptionsspektroskopi gav ett mått på fiskarnas Hg-halter. Fiskarna normerades till att motsvara en enkilosgädda för att kunna få ett jämförbart mått de olika lokalerna emellan. Högst halter påträffades i Stockholm vid Strömmen och halterna i fisk var liksom sedimenthalterna avtagande i västlig riktning åt Mälaren och österut åt mellan- och ytterskärgården, och de följde i stort sett sedimenthalterna.

Provtagning och analys av fisk är kostsam och tidskrävande och genomförs därför sällan. Eftersom billigare alternativ är önskvärda togs en statistisk modell med hjälp av statistikprogrammet Statistica © fram. Som indata till modellen fanns kvicksilverhalten i sediment, vattenkemidata och morfometriska parametrar för de olika områdena. Genom statistisk analys visades modellen kunna prediktera en teoretisk kvicksilverhalt i stationär kustfisk givet kvicksilverhalten i sediment som enda förklarande variabel. Modellens domän är Svealandskusten.

Med modellens hjälp gjordes en bedömning av Hg-halter i fisk i hela Stockholms skärgård utifrån sedimentdata från SGU:s maringeologiska kartläggning. Det visades att Hg-halter i fisk är avtagande relativt centrala Stockholm, både västerut mot Mälaren och österut åt ytterskärgården, där lägst halter påvisades.

Att kvicksilverhalterna av både fisk och sediment var högst i Stockholm kan förklaras med att Stockholm stad kan ses som en förorenande punktkälla varifrån kvicksilver har kunnat spridas ut i naturen under lång tid.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	i
ABSTRACT	ii
FÖRORD	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	iv
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	vi
1 INLEDNING	1
2 BAKGRUND	1
2.1 TEORI	1
2.1.1 Kvicksilver inom industrin	2
2.1.2 Kvicksilver i samhället	2
2.1.3 Kvicksilver i naturen	2
2.1.4 Olika kvicksilverformer	3
2.2 KVICKSILVER I SEDIMENT	3
2.3 KVICKSILVER I FISK	4
2.4 KVICKSILVER I STOCKHOLM	4
2.4.1 Sediment	5
2.4.2 Fisk	5
2.5 MODELLERING	5
2.5.1 PLS-modellen	5
2.5.2 ELS-modellen	6
2.6 ÖVRIG ANALYS	6
3 MATERIAL OCH METODER	7
3.1 OMRÅDE	7
3.1.1 Vattenkemi	9
3.2 SEDIMENT	10
3.2.1 Klassificering av halter	10
3.3 FISK	10
3.3.1 Analys	10
3.3.2 Gränsvärden	11
3.3.3 Normering	12
3.3.4 Anrikningsfaktorn	12
3.4 STATISTISK MODELLERING	13
3.4.1 Statistik	13

3.4.2	Stegvis multipel regression.....	14
3.4.3	Indata.....	14
3.5	TRANSFORMATIONER OCH MODELLERING.....	16
3.5.1	Modelltest.....	17
4	RESULTAT.....	18
4.1	SEDIMENT.....	18
4.2	FISK.....	21
4.2.1	Anrikningsfaktor och kritisk vikt.....	24
4.3	MODELLERING.....	24
4.3.1	Volymberäkning i GIS.....	24
4.3.2	Modeller.....	24
4.4	MODELLERNAS RESULTAT.....	25
4.4.1	Stabilitetstest och slumpparameterstest.....	28
5	DISKUSSION.....	31
5.1	SEDIMENT.....	31
5.2	FISK.....	32
5.2.1	Kvicksilversituationen i Stockholms skärgård.....	32
5.2.2	Övrigt.....	32
5.3	MODELLERING OCH MODELLERNAS RESULTAT.....	33
5.3.1	Indata.....	33
5.3.2	Tolkning.....	34
5.3.3	Resultat.....	34
5.3.4	Stabilitetstest.....	35
6	SLUTSATSER.....	36
7	REFERENSER.....	37
	BILAGA 1. SEDIMENTDATA.....	41
	BILAGA 2. SAMTLIGA FISKDATA SAMT BERÄKNADE NORMERINGAR.....	42
	BILAGA 3. INDATA TILL MODELLEN.....	48
	BILAGA 4. NORMERADE FISKDATA.....	49
	BILAGA 5. KORRELATIONSMATRISER.....	50
	BILAGA 6. MODELLERADE FISKDATA FÖR STOCKHOLMS SKÄRGÅRD.....	52

1 INLEDNING

Kvicksilver är ett av de farligaste miljögifterna på jorden (Naturvårdsverket, 2004). Eftersom kvicksilver är ett grundämne (Hg) kan det aldrig brytas ned utan enbart existera i mer eller mindre stabila föreningar. Metalliskt (oorganiskt) kvicksilver är relativt ofarligt för levande organismer men eftersom Hg kan omvandlas till skadliga organiska kvicksilverföreningar, främst metylkvicksilver, är Hg-utsläpp ett allvarligt miljöproblem. Kvicksilverspridningen var som störst i Sverige på 1960-talet och ämnet tilläts spridas på grund av okunskap om effekterna för djur, natur och människor. Både lokala och diffusa utsläpp har bidragit till att det idag finns förhöjda kvicksilverhalter i många svenska insjöar (Åkerblom & Johansson, 2008). Direktutsläppen till sjöar och vattendrag har minskat men luftutsläpp av kvicksilver sker fortfarande i relativt stor omfattning på den europeiska kontinenten (Naturvårdsverket, 2009a). De svenska utsläppen har emellertid mer än halverats mellan 1990 - 2007 (Naturvårdsverket, 2009b). De luftburna utsläppen av kvicksilver hamnar förr eller senare i mark och vatten genom våt- och torrdeposition (Jensen, 2005). Eftersom kvicksilver till viss del sprids via långväga lufttransporter kan Hg anses vara ett globalt miljöproblem. Kvicksilverkontamination av fisk är ett välkänt miljöproblem som i Sverige bland annat har medfört kostråd som begränsar konsumtion av insjöfisk.

Kvicksilversituationen i den akvatiska miljön i Stockholms län har under senare år undersökts vid några tillfällen (Östlund m.fl., 1998; Lindeström & Tröjbom, 2006; Sundbom m.fl., 2007). Kunskapsläget avseende kvicksilverhalter i kustfisk är emellertid bristfällig. Föreliggande studie syftar till att, baserat på litteraturuppgifter och egna analyser av insamlat material, belysa förekomsten av kvicksilver i stationär kustfisk och från sediment i Stockholms skärgård. Särskild tonvikt har lagts vid att belysa eventuella områden där fångad fisk befinner sig över eller nära riktvärdet för konsumtion, 0,5 mg Hg/kg färsk fisk (1,0 mg för gädda). Genom bearbetning och interpolation av tillgängliga data har kartor framställts där variationen i kvicksilverhalt i fisk och sediment inom regionen åskådliggjorts.

Ytterligare ett syfte med föreliggande studie har varit att undersöka möjligheten att utveckla en statistisk modell för att kunna förutsäga kvicksilverhalten i fisk i skärgårdsområden utifrån olika omgivningsfaktorer exempelvis belastning, vattenkemiska förhållanden och morfometri. Liknande modeller har tidigare utvecklats för insjöförhållanden, se till exempel Håkanson (1998) och Lindeström & Tröjbom (2006).

2 BAKGRUND

2.1 TEORI

Kvicksilver (Hg) har haft ett flertal användningsområden i teknosfären och därefter har det spridits till naturen. Fram till och med 1966 använde det svenska jordbruket metylkvicksilver (benämns meHg eller CH₃Hg) som svampbekämpningsmedel men det ersattes därefter med andra preparat allteftersom tydliga miljöskador uppmärksammades (Nationalencyklopedin, 2009). En skada som uppmärksammades i stor omfattning var en kraftig nedgång i vissa

fågel- och däggdjurspopulationer som åtar fröer från de kvicksilverbesprutade åkrarna. Kvicksilverkontaminerade djur fick bland annat nedsatt immunförsvar, nervsystemets utveckling hämmades och hjärt- och kärlsystemet kunde ta skada (KemI, 2009a).

2.1.1 Kvicksilver inom industrin

I kloralkaliindustrin användes kvicksilver från 1800-talet till och med 1972, där kvicksilvernyttjandet var som störst efter 1940-talet. Klor och alkali, oftast natriumhydroxid (NaOH eller *lut*), framställs genom elektrolys av koksalt i vatten. I elektrolysen användes tidigare kvicksilver (Nationalencyklopedin, 2009b). NaOH är en basisk kemikalie i cellulosaindustrin. Kvicksilver har även använts som konserveringsmedel av pappersmassa och som algbekämpningsmedel i rörledningar.

En annan källa till kvicksilverspridning var de tidigare gas- och koksverken. Gas framställdes ursprungligen genom pyrolys (torrdestillation) av stenkol och som restprodukt erhöles koks, tjära och ammoniak (Åkesson, 2005). Stenkol innehåller tungmetaller bundna till sulfider och när kol eller koks förbränns frigörs bland annat kvicksilver som därefter kan utlakas till naturen.

2.1.2 Kvicksilver i samhället

I form av legeringen amalgam (som består av kvicksilver samt alloypulver, en blandning av ett flertal olika metaller), har kvicksilver använts av tandläkare till och med år 2009 (Jonsson, 2009). Cirka 70 % av det svenska kvicksilverlagret finns som amalgam i ungefär fyra miljoner svenskers tandlagningar (Månsson & Bergbäck, 2007; Amalgamskadefonden, 2009). Det lagret kommer att minska allteftersom personer med amalgamlagningar byter ut amalgamet mot någon alternativ lagning eller dör (Månsson & Bergbäck, 2007). Ett kvicksilverflöde härrörande från amalgam kan antas existera även de kommande femtio åren på grund av amalgamlagret.

Batterier, termometrar, lysrör samt lågenergilampor är andra användningsområden av kvicksilver, där lamporna står för den största källan. Ett förbud mot nyproduktion samt saluförande av varor som innehåller kvicksilver trädde i kraft den 1 juni 2009 (KemI, 2009c). Förbudet gäller dock ej produkter och varor som redan finns ute på marknaden. Lågenergilampor omfattas av RoHS-direktivet och berörs ej av det svenska kvicksilverförbudet (KemI, 2009b; KemI, 2009c). Traditionella glödlampor kommer successivt att fasas ut till förmån för lågenergilampor vilket innebär att en större kvicksilvermängd kommer att vara i omlopp i teknosfären.

2.1.3 Kvicksilver i naturen

Naturlig kvicksilverspridning sker enbart via avdunstning av jordskorpan och från vulkanutbrott. I medeltal finns det i opåverkad miljö 0,08 gram Hg per ton berg men lokala högre avvikelser existerar också. Kvicksilver finns även naturligt i både kol och olja så vid förbränning av fossila bränslen sprids förgasat kvicksilver i atmosfären. Vidare har kvicksilver även ett lågt ångtryck vilket innebär att den förgasade formen är relativt stabil och kan existera i atmosfären i upp till ett år innan den deponeras på mark eller i vatten (Karlsson, 2006).

Kvicksilver i akvatiska ekosystem ackumuleras uppåt i näringskedjan, där den högsta trofinivån generellt påvisar den högsta kvicksilverkoncentrationen. Rovfisken gädda är ett exempel på en fisk högst upp i näringskedjan. Saluförda fiskar får innehålla maximalt 0,5 mg Hg/kg (färskvikt) med ett undantag för ett fåtal havsfiskar samt gäddor som får innehålla 1,0 mg Hg/kg fiskmuskel (EU-kommissionen, 2001). En naturlig kvicksilverhalt för enkilosgädda är inom intervallet 0,05-0,3 mg Hg/kg (Nielsen m.fl., 1999).

2.1.4 Olika kvicksilverformer

Oorganiskt kvicksilver är den dominerande formen av Hg i sediment. Metylkvicksilver är den mest biotillgängliga formen som kan tas upp av växt- och djurliv eftersom det är mer fettlösligt än oorganiskt Hg. En metylering av oorganiskt kvicksilver kan ske med hjälp av sulfatreducerande bakterier (Drott m.fl., 2007). Bakterierna trivs i syrefattiga miljöer med god tillgång till organiskt material och sulfat, som de omvandlar till sulfid (Skyllberg, 2003). Om det dessutom existerar höga halter kvicksilver i sedimenten är förutsättningarna goda för metylering. Mikroorganismerna tar upp oladdade Hg-atomer och omvandlar dessa till meHg. Det som gör meHg skadligt för organismer är att det binds kraftigt till svavelgrupper i vissa enzymer vilket kan medföra att essentiella processer blockeras och hindras från att ske (Skyllberg, 2003). Metylkvicksilver är ungefär 1000 gånger giftigare än metalliskt kvicksilver (Nielsen m.fl., 1999).

Ett positivt samband mellan kvicksilverhalt i abborre och andelen våtmark i avrinningsområdet påvisades i en studie utförd 1996 (Lindström & Håkanson, 2001). Förmodligen uppstod den positiva korrelationen på grund av att kvicksilver ofta transporteras till sjöar fäst till humuspartiklar (Meili, 1991; Skylberg, 2003). Bindningen är även i detta fall stark och den klart dominerande formen av Hg i mark och vattendrag är just humusbundet kvicksilver (Skyllberg, 2003). Humusbundet Hg är 10^{17} gånger mer förekommande i naturen än de två näst vanligaste formerna HgCl_2 och $\text{Hg}(\text{OH})_2$. Således är kvicksilverflödet i naturen starkt relaterat till flödet av humus. Skylberg (2003) hävdar även att dikning av öppna våtmarker och försumpade hyggen utlakar humuspartiklar till vattendrag som på kort sikt leder till en ökad exponering av Hg och meHg för fisk i närliggande sjöar. På längre sikt antas motsatsen kunna ske eftersom grundvattenytan vid dikning sänks till en mer humusfattig nivå.

2.2 KVICKSILVER I SEDIMENT

Det finns definitionsmässigt tre olika botten typer, E-, T- och A-bottnar (erosions-, transport- och ackumulationsbottnar) i akvatiska miljöer (Håkanson & Jansson, 1983). Grovt material (>0,006 mm stora partiklar) är dominerande på E-bottnar medan T-bottnar generellt består av en blandning av grovt och fint material. På ackumulationsbottnarna deponeras finmaterial (<0,006 mm), som är intressant i miljöanalyssammanhang eftersom föroreningar ofta binds till finmaterial som lera och organiskt material.

Vid sedimentanalyser är det brukligt att dela upp sedimentkärnan i ett antal segment, till exempel ytsedimentlager, ett äldre lager vid 10-12 cm djup och ett djuplager från sedimentkärnans botten. Ett ytsedimentprov representerar de översta centimetrarna av proppen och innehållet i detta lager är det som senast har sedimenterat. Djupare lager

representerar historiska utsläpp. För att kunna datera sedimentlager kan specifika händelser utnyttjas, exempelvis Tjernobylyolyckan 1986. Olyckan resulterade bland annat i radioaktivt nedfall över Sverige och således bör det översta segmentet med detekterbara radioaktiva partiklar härstamma från ett tillflöde 1986 eftersom ingen snartlik incident har inträffat därefter.

2.3 KVICKSILVER I FISK

Abborre används ofta i miljöövervakningssammanhang. Den finns i de flesta sjöar och vattendrag i Sverige söder om de nordligaste fjällen, samt även i brackvatten. Abborre är även en relativt stationär fiskart (Hansson m.fl., 2006). Halten kvicksilver i en fångad abborre speglar således kvicksilversituationen i fångstplatsens närområde.

Vid kvicksilveranalyser är det brukligt att normera de fångade fiskarna efter art, ålder och storlek till att motsvara halten Hg i en enkilosgädda och i vissa fall även halten i abborrar på 10 gram (10 gram abborre motsvarar en cirka 1 år gammal fisk). Detta görs för att kvicksilverhalter, liksom andra miljögifter, är varierande med fiskens storlek och ålder. Vissa fiskarter varierar även sin huvudkälla till föda beroende på ålder och födotillgång. Det är via födan som fiskar får i sig den största andelen kvicksilver och därför är det viktigt att jämförda fiskar är ungefär lika stora så att de har ätit ungefär samma föda. För att kunna göra relevanta jämförelser lokaler emellan och dra adekvata slutsatser bör således varje enskild fisk normeras till ett standardiserat mått. Halten Hg i en enkilosgädda motsvarar ungefär halten Hg i en abborre på 300 gram.

Slutsatser om Hg-halten i fisk för en given lokal kan enbart dras om ett visst antal fiskar från det specifika området har fångats och påvisar ungefär samma kvicksilverhalt.

Naturvårdsverket (2000) rekommenderar att åtminstone fem fiskar bör fångas i sjöar upp till 10 km² och i större vattenområden bör åtminstone 10 stycken fiskar fångas.

2.4 KVICKSILVER I STOCKHOLM

Invid Värtahamnen har gasproduktion funnits sedan 1890-talet och existerar fortfarande, om än i mindre omfattning än tidigare. Beckholmen i centrala Stockholm har sedan 1600-talet varit en del av skeppsvarfsindustrin. När träfartyg byggdes användes bäck och tjära som tätningsmedel av skroven varvid stora mängder tungmetaller ackumulerades i sedimenten.

Kvicksilverlagret i Stockholms teknosfär minskade från 6700 kg till cirka 5000 kg under perioden 1995 - 2002 och inflödet av kvicksilver minskade från 470 kg/år till cirka 33 kg/år under samma tidsperiod (Månsson & Bergbäck, 2007). Utflödet av Hg dominerades år 2002 av emissioner från krematorier och diverse elinstallationer, medan det enbart går att spekulera i vilka flöden som var störst år 1995 på grund av avsaknad av mätdata. Den uppskattade antropogena tillförseln av kvicksilver till sediment i Mälaren från Stockholm var år 2000 $6,4 \pm 2$ kg/år och till Saltsjön 18 ± 5 kg/år (Sternbeck, 2000).

En annan potentiell utsläppskälla är avloppsreningsverk. Käppalaverket och Henriksdal har utlopp i anknytning till Stockholms innerskärgård. Avskiljning av metaller i avloppsreningsverk är dock i allmänhet god.

2.4.1 Sediment

Sedimentpåbyggnadshastigheten i Stockholms skärgård antas vara cirka 10-20 mm/år (17 mm/år som medelvärde). Som jämförelse är hastigheten i öppet hav 1-4 mm/år (Jonsson m.fl., 2003).

1998 kunde det konstateras att metallkoncentrationen i Stockholms innerskärgård hade ett koncentrationsmaximum ett par centimeter under sedimentytan (Östlund & Palm, 1998). Det vill säga metalltillflödet hade minskat och lagren med högst metallkoncentrationer hade täckts av mer nytillkommet sediment.

Utifrån analyserade data drog Östlund m.fl. (1998) slutsatsen att fördelningen av Hg i ytsediment var log-normalfördelad. Det innebar att variationen mellan provplatserna var mycket stor vilket indikerade att lokalt belägna punktkällor var av stor betydelse för metallens spridning i Stockholmsområdet. Generellt var tungmetallhalterna kraftigt förhöjda i detta område och sedimenten ansågs vara kontaminerade. Exempelvis uppmättes det längst in i Bällstaviken halter upp till 1000 gånger högre än det förmodade bakgrundsvärdet (Östlund m.fl., 1998). Det naturliga bakgrundsvärdet varierar mellan olika platser i landet. Norr om Dalälven förmodas det vara 0,13 mg/kg TS och söder om Dalälven 0,16 mg/kg TS (Naturvårdsverket, 2000). För kustområden finns inget vedertaget bakgrundsvärde, däremot anses 0,04 mg/kg TS vara Hg-halten i sediment i kustområden före år 1850 (Naturvårdsverket, 1999).

Med stöd från teorin beskriven i kapitel 2.1.4 är förutsättningarna godartade för metylering av metalliskt Hg i Stockholmsområdet, eftersom det existerar ett flertal områden med hög kvicksilverkoncentration i sedimenten.

2.4.2 Fisk

I en tidigare genomförd studie (Sundbom m.fl., 2007) för 17 lokaler i Stockholmsområdet visade det sig att medelhalterna i fångad fisk (normerad till 3 hg abborre) var högre än riktvärdet 0,5 mg/kg i Lilla Värtan, Saltsjön, Djurgårdsbrunnsviken samt i Brunnsviken. I flera andra områden, bland annat Riddarfjärden låg halterna nära gränsvärdet. Hg-halterna i både ytsediment och i fisk ökade sett från insjöar via mälarvikar till att vara som högst i mätpunkter i innerskärgården enligt Sundbom m.fl. (2007). Lågst halter återfanns i små näringsrika sjöar medan högst halter uppmättes i stabilt skiktade sjöar där djupvattnet var syrefritt.

2.5 MODELLERING

I tidigare kvicksilverstudier har fokus legat på modellering av Hg-halter i insjöar och ingen modell finns tillgänglig för kustområden. Två insjömodeller beskrivs nedan i avsnitt 2.5.1 och 2.5.2.

2.5.1 PLS-modellen

I en studie utförd av Lindeström & Tröjbom (2006) nyttjades data från 25 sjöar av varierande karaktär i Stockholmsområdet till att genomföra en principalkomponentanalys, PCA. PCA är en metod vars mål är att finna samband mellan relevanta variabler och faktorer. Den ska även

påvisa hur dessa variabler korrelerar med, eller mot, varandra. De högsta kvicksilverhalterna i abborre uppmättes i högt belägna skogssjöar med mycket humuspartiklar (det vill säga i sjöar med en hög absorbans) som samtidigt hade låga pH-värden. Sedimenthalterna av Hg var däremot som högst i sjöar nära bebyggelse och industriområden. Slutsatsen som drogs var att sambandet var svagt mellan kvicksilverhalten i sediment och halten i abborre i de 25 analyserade sjöarna.

Med principalkomponentanalysens resultat som underlag skapades en PLS-modell (Partial Least Square) som var avsedd att vara giltig för övriga sjöar i Stockholms län. PLS-modellen är en empirisk modell som ger en förklaringsgrad på 76 % ($R^2=0,76$) för kvicksilverhalten i abborre. Modellen tar hänsyn till de tre variablerna *sjöns höjd över havet* (Alt), *absorbans* (Abs) och *pH-värde*, se ekvation 1.

$$\text{Hg}_{\text{Abb-10g}} = 0,0097 * \text{Alt} + 0,0041 * \text{pH} + 0,33 * \text{Abs} - 0,0012 * \text{Alt} * \text{pH} - 0,012 \quad (1)$$

Det konstaterades att fiskarnas kvicksilverhalter i sjöar i Stockholmsområdet är förhållandevis låga jämfört med andra delar av landet (Lindeström & Tröjbom, 2006). Slutligen beräknades en så kallad kritisk vikt för gäddor i de 25 undersökta sjöarna. Med *kritisk vikt* avses den fiskstorlek där Hg-halten uppgår till 0,5 respektive 1,0 mg Hg/kg fisk, normerat utifrån 1-årig abborre (10 gram) i detta fall. I sju av sjöarna var den kritiska vikten mindre än ett kg gädda för att uppnå 0,5 mg Hg/kg medan det i Långsjön nära Älvsjö skulle behövas fånga en gädda på 120 kg för att riskera förhöjda kvicksilverhalter (Lindeström & Tröjbom, 2006). En jämförande uppskattning gjordes även för 123 sjöar i Stockholms län år 2000 som var en del av en riksinventering för vattenkvalitet. I dessa sjöar var det 20 % sannolikhet att en gädda större än tre kg innehåller mer än 1 mg Hg/kg och motsvarande sannolikhet för den lägre halten (0,5 mg) var 50 %. I studien av Sundbom m.fl. (2007) uppmättes högst halter av Hg i miljöer med syrefattiga alternativt helt syrefria system.

2.5.2 ELS-modellen

Vidare exempel på tidigare kvicksilvermodelleringar är ELS-modellen, där ELS står för *effect, load* och *sensitivity* (Håkanson, 1998). De ingående variablerna i ELS-modellen är sjöns medeldjup (Dm) och dynamisk kvot ($DR = \sqrt{(\text{sjöarea})/Dm}$), vilket är ett mått på resuspension, Hg-tillflöde till sjön (kvicksilverhalt i sediment), årligt medelvärde för pH (pH12) samt årligt medelvärde på totalfosforkoncentrationen (TP12). Tillsammans gav dessa variabler en förklaringsgrad på 85 % ($R^2 = 0,85$) för data från 39 svenska sjöar.

2.6 ÖVRIG ANALYS

Studier har även genomförts på abborre i andra syften än att analysera kvicksilverhalter och dess konsekvenser. Det är brukligt att bland annat använda EROD-aktivitet som metod vid undersökningar rörande fiskars hälsostatus. EROD står för *ethoxyresorufin-O-deethylase* och är en indikator på föroreningsupptag i fisk. En förhöjd EROD-aktivitet innebär att fiskens avgiftningssystem har aktiverats och således är det ett indirekt mått på skadliga, men ej direkt dödliga, effekter (Sundberg m.fl., 2003). I en studie (Hansson m.fl., 2006) ansattes hela Stockholm till att vara en punktkälla för utsläpp och utifrån det studerades muskelvävnad av abborre fångad i ett tiotal områden i riktning från Mälaren, via Stockholm, österut till

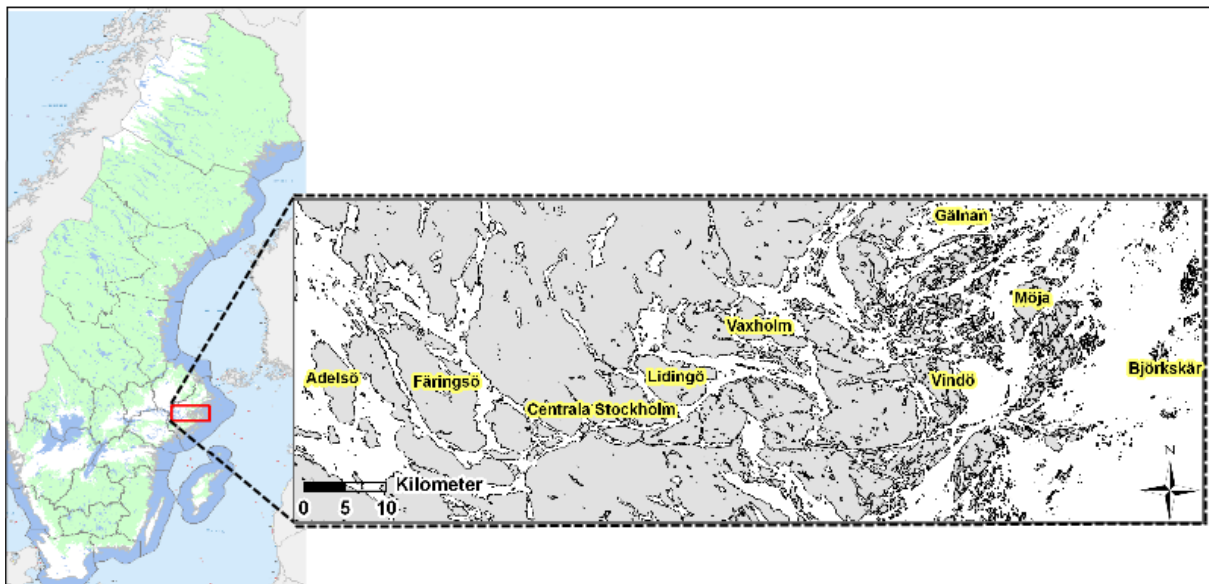
ytterskärgården. Abborrarnas hälsotillstånd var otillfredsställande och en hög EROD-aktivitet uppmättes. Det uppmättes en högre EROD-aktivitet vid den yttersta mätpunkten (Björkskär) jämfört med de närmre mätpunkterna Gällnöport och Lökholmen. Slutsatsen drogs därav att Östersjön i sig är en förorenande källa (Hansson m.fl., 2006).

Resultatet överensstämde med studiens tes, det vill säga att högst PCB-halter kunde uppmätas nära Stockholm och därefter minskade halterna med avståndet från tätorten. Det är dock svårt att förutsäga toxiska effekter i biota givet att en fisk utsätts för en viss miljögiftkoncentration (Sternbeck m.fl., 2003). Bioackumulationsfaktorn minskar vid högre exponeringsgrad och kopplingen mellan risk och utsatthet från tungmetaller är olinjär.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 OMRÅDE

Studien avgränsades till att gälla för Stockholms skärgårds centrala delar samt västra delen av Mälaren. Se Figur 1 för områdets geografiska utbredning i Sverige.



Figur 1. Sverigekarta med röd rektangel över delar av Stockholms skärgård (© Lantmäteriverket Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

I Tabell 1 ses källor till data för samtliga områden. Tidigare opublicerade sedimentdata har tagits av IVL och fiskdata omnämns vidare i kapitel 3.3.1. Områdesavgränsningarna i Mälaren har hämtats från Lindström (2000) och samtliga områden lokaliserade i Stockholms skärgård baserades på SMHI:s områdesindelning av svenska kusten (SMHI, 2003). Undantag gjordes i Mälaren för Södra Björkfjärden, Hovgårdsfjärden och Görveln/Näsfjärden där ingen tidigare avgränsning fanns. I dessa fall uppskattades områdenas avgränsningar. Data från Sveriges geologiska undersökning (SGU) togs mellan 1998 – 2001 (Miljökemisk sedimentdatabas SGU, 2009). Ett område kan för övrigt avse ett flertal *mätplatser*.

Vattenkemiska data fanns tillgängliga från nästan samtliga stationer men eftersom fokus i denna studie låg på kopplingen mellan fisk och vattenkemi bortsågs det från vattenkemidata för de områden som någon fisk ej fanns för.

Tabell 1. Samtliga områden som någon typ av data existerar från. 1 = nya data för denna studie; 2 = Sundbom m.fl. (2007); 3 = SMHI (2003); 4 = Lindström m.fl. (2000); 5 = Östlund m.fl. (1998); 6 = Sternbeck m.fl. (2003); 7 = Miljöförvaltningen i Stockholm (2002); 8 = Miljökemisk sedimentdatabas SGU (2009); 9 = Lännergren (2009); 10 = Malmeus & Karlsson (2009); 11 = Jönsson (2007); 12 = Stockholm vatten (1999)

Område	Fisk	Sediment	Vattenkemi & morfometri
Adelsö	1,2	8	9
Södra Björkfjärden	-	8	-
Hovgårdsfjärden	-	8	-
Kyrkfjärden	-	4,8	-
Görveln/Näsfjärden	-	8	-
Färingsö/Lambarfjärden	1	4	4,9
Ekerö/Fiskarfjärden	-	4,8	-
Klubben/Smedslätten	-	4,5,6,8	-
Ulvsunda/Bällstaviken	2	4,5,6	4,9
Årstaviken	2	4,5,6	4,9
Riddarfjärden	1,2	4,5,6,11	4,9
Strömmen	1,2	4,5,6,8,11,12	3,4,9
Lilla värtan	2	1,4,6,7,8,12	3,4,9
Tranholmenområdet	2	4,5,6,8	3,9
Stora värtan	-	1,8,12	-
Askrikefjärden	1	1,4,6,8,12	3,9
Vaxholmsfjärden	-	4,8	-
Torsbyfjärden	1	1,4,12	3,9
Solöfjärden	-	1,4,12	-
Trälhavet	-	4,8	-
V Saxarfjärden	-	4,8	-
Ö Saxarfjärden	-	8	-
Träskofjärden	-	1,8	-
Gälnan	-	8	-
Skagsfjärden	-	8	-
Vindö	1	8	3,9
Möja	-	8	-
Kallskärsfjärden	-	1,8	-
Björkskärsfjärden	1	8	3
Referensplatser			
Tvären (Nyköping)	-	1,6	-
Vålarö (Nyköping)	1	-	3
Kallrigafjärden (Öregrund)	1	1	10
Gudingefjärden (Öregrund)	1	-	3

Som morfometriparametrar för Vindö valdes SMHI-avgränsningen för *Kanholmsfjärden* eftersom den svarar för en stor andel av vattnet invid Vindö. För samtliga områden från Tranholmenområdet i riktning mot ytterskärgrården har värden för andelen A-bottnar (%) tagits från Jonsson m.fl. (2003). För Askrikefjärden och Björkskärsfjärden valdes data för procent A-bottnar från Höggarnsfjärden respektive Nassafjärden ty de var belägna närmast. Syre- och O₂sat- halterna är medelvärden för respektive områdes djupvatten närmast botten, se Tabell 2. Medelvärden för hela vattenpelare är tämligen lika vid jämförelser områden emellan för syrehalter, men bottenförhållandena är varierande. För totalfosfor (TP) är situationen den omvända. Där är det främst näring i ytvatten som är relevant för områdets primärproduktion. Därav är samtliga TP-värden enbart medelvärden för ytvattnet (0-10 meter). Vidare är sedimentvärdet och procent A-bottnar för Vålarö taget från Jonsson m.fl. (2003) och de är egentligen representativa för Tvären (10 km nordost om Vålarö).

3.1.1 Vattenkemi

Vattenkemidata togs under åren 1982 - 2009 av Stockholm Vatten och provtagningstillfällena var utspridda över årets alla månader. Antalet prov var varierande för de olika områdena, från 78 prover (samtliga variabler för Tranholmenområdet) till maximalt 4992 prover (salthalt, området Vindö). Mätstationernas namn samt provtagningsdjup för syrehalt och totalfosforhalt går att se i Tabell 2. Den största källan för vattenkemidata är Stockholm Vatten (Lännergren, 2009). Klorofyll (chl_a), siktdjup, totalfosfor samt totalkvävehalterna för Vålarö och Björkskärsfjärden är medelvärden av data från Svealandskustens vattenvårdsförbund (Walve, 2009), där enbart juli- och augustivärden från år 2001 samt 2004-2008 fanns tillgängliga.

Tabell 2. Områden och provtagningsdjup för syrehalt och TP

Område	Mätstationer	Syre [djup, m]	TP [djup, m]
Adelsö	Långhällsudd	37,40	0,4,8
Färingsö/Lambarfjärden	Lambarfjärden	60	0,4,8
Ulvsunda/Bällstaviken	Ulvsunda, Bällstaviken I & II	14	0,2,3,4,6,8,10
Årstaviken	Årstaviken	8	0,2,4,8
Riddarfjärden	Riddarfjärden	18,20	0,4,6,8,10
Strömmen	Hammarby, Kastellholmen & Slussen	26,28	0,4,8
Lilla Värtan	Blockhusudden	36	0,4,8
Tranholmenområdet	Ekhagen	18,21	0,3,9
Askrikefjärden	Askrikefjärden, Halvkakssundet	50	0,4,8,10
Torsbyfjärden	V Torsbyholmen	24,26	0,4,8
Vindö	Kanholmsfjärden, Sollenkroka & Åkerviksudd	100	0,4,5,8,10
Björkskärsfjärden	-	okänt	okänt
Vålarö	-	okänt	okänt
Kallrigafjärden	-	okänt	okänt
Gudingefjärden	-	okänt	okänt

3.2 SEDIMENT

För områdena Stora Värtan, Tegelön, Gällnöport, Kallskär, Kallrigafjärden och Tvären erhöles sedimentprover med kvicksilverhalter och glödförluster. Glödförlust är ett mått på halten organiskt material i sedimentprover. Dessa, tidigare opublicerade, kvicksilverhalter redovisas i Bilaga 1, liksom data från Stockholm Vatten (1999) och Jönsson (2007). Vidare hämtades sedimentdata från litteraturkällorna som finns angivna i Tabell 1. För varje område fanns det mellan 1 till 43 sedimentprov.






Sedimentproverna var tagna på A-bottnar med hjälp av rörprovtagare. Till detta arbete var dock enbart ytsedimenten intressanta eftersom de är biologiskt aktiva. På laboratorium torkades och analyserades proverna med avseende på vattenhalt och organiskt material för att slutligen erhålla sedimentens metallkoncentrationer.

Medelvärdesberäkningar av Hg-halter utfördes för samtliga områden och utifrån resultatet erhöles de specifika områdena olika färgkoder i enlighet med avsnitt 3.2.1. Sedimentdata från Lindström m.fl. (2000) var beräknade medelvärden av 3 – 6 prov per område och Sternbeck m.fl. (2003) var data motsvarade 8 prov per värde. Dessa viktades samman med resterande data, där ett värde motsvarade ett prov, eftersom det generellt ger en tydligare bild av situationen ju fler värden som ingår i studien. En bieffekt av viktningen är att standardavvikelseerna och CV-värdena ej blir helt korrekta men det bedömdes som viktigare att ha med all tillgänglig data än att ha helt korrekta standardavvikelser.

3.2.1 Klassificering av halter

Kvicksilverhalter i sediment kan indelas i fem olika klasser, se Tabell 3, där klass 1-3 täcker det naturliga bakgrundvärdet till 95 % baserat på ett antal analyser (Naturvårdsverket, 2000). Klass 4 och 5 uppmäts generellt enbart där det finns eller har funnits något extremt förorenande punktutsläpp.

Tabell 3. Kvicksilverhalter i sediment (Naturvårdsverket, 2000)

Klassificering	Färgkod	Innebörd	Halter [mg/kg TS]
Klass 1		Mycket låga halter	< 0,15
Klass 2		Låga halter	0,15 – 0,30
Klass 3		Måttligt höga halter	0,30 – 1,0
Klass 4		Höga halter	1,0 – 5,0
Klass 5		Mycket höga halter	> 5,0

3.3 FISK

3.3.1 Analys

All praktisk analys av fiskmuskel har utförts av ITM (Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms Universitet). De fiskmuskler som fanns att tillgå för dataanalys var delvis preparerade från samma individer som Hansson m.fl. (2006) använde till en studie rörande EROD-analys i abborrar i Stockholms skärgård. Fiskarna fanns nedfrysta och bevarade på ITM och analyserade på kvicksilverhalter. Den ursprungliga fångstperioden var mellan 22 september och 9 oktober under åren 1999, 2000 och 2001. Fiskarna som Sundbom

m.fl. (2007) använde och som också användes i denna undersökning fångades under sensommar-höst år 2006. Området som täcktes in av fångsten var Adelsö i Mälaren via centrala Stockholm till Björkskärsfjärden i ytterskärgården. Fisk från tre referenslokaler fanns även att tillgå som jämförande material (*Kallriga* och *Gudinge* från Öregrundsgrepen respektive Gudingefjärden samt *Vålarö* (cirka 15 km väst om Nyköping)). Fisken från referenslokalerna insamlades under hösten 2008 (Malmeus och Karlsson, 2009). Samtliga fiskar från Hansson m.fl. (2006) och Malmeus & Karlsson (2009) var 15 – 26 cm långa och fiskarna från Sundbom m.fl. (2007) var 12 – 37 cm långa.

Direkt efter fångsterna frystes fiskarna av de som fångat fiskarna. När fisken tinades vägdes, mättes och könsbestämde de. Från ryggmuskulaturen skars vävnadsprov ut som därefter frystorkades. Kvicksilverhalten uppmättes genom förbränning av proverna eftersom kvicksilverånga då kan frigöras. Ångan amalgamerades på en guldfälla som i sin tur upphettades och frigjorde kvicksilverångorna ytterligare en gång. Därpå nyttjades atomabsorptionsspektroskopi (AAS), vid 254 nm våglängd, för att detektera den totala mängden kvicksilver i det givna provet. AAS kan ej särskilja på halten organiskt respektive oorganiskt Hg. Dock är ungefär 95 % av allt kvicksilver i insjöfiskmuskel metylkvicksilver (Bloom, 1992). Data för samtliga fiskar som har använts i studien redovisas i Bilaga 2.






Konvertering av erhållna kvicksilverdata genomfördes från mg Hg/kg torrsubstans (TS) till att motsvara mg Hg/kg färskvikt (fv) genom att dividera med faktorn 5, ty cirka 20 % av gädda, abborre och mört är torrsvikt (Sundbom m.fl., 2007; Meili, 2009).

3.3.2 Gränsvärden

Som tidigare berörts är den högsta tillåtna kvicksilverhalten i fisk som får saluföras 0,5 mg/kg (med undantag för gädda samt ett fåtal havsfiskar där gränsen är satt till 1,0 mg/kg). Gravida rekommenderas att helt avstå från att äta kvicksilverkontaminerad fisk och övriga delar av befolkningen rekommenderas att äta insjöfisk maximalt en gång i veckan (Becker m.fl., 2007).

För aktuella rådande klassificeringar enligt Naturvårdsverket, se Tabell 4. Klass 1 motsvarar fisk som levt i en av människan opåverkad miljö. Klass 2-4 är påverkade av människan i olika utsträckningar, bland annat av lokala utsläpp eller diffusa källor. Områden där klass 5 uppmäts är generellt starkt påverkade av lokala utsläpp.

Tabell 4. Kvicksilverhalter i gädda (Naturvårdsverket, 2000)

Klassificering	Färgkod	Innebörd	Halter [mg/kg färskvikt]
Klass 1		Mycket låga halter	< 0,20
Klass 2		Låga halter	0,20 – 0,50
Klass 3		Måttligt höga halter	0,50 – 0,75
Klass 4		Höga halter	0,75 – 1,0
Klass 5		Mycket höga halter	> 1,0

3.3.3 Normering

Ett normeringsförfarande har utvecklats av Meili m.fl. (2005), se ekvation 1 och 2. Syftet var att erhålla ett jämförbart mått mellan fiskars individuella kvicksilverhalter. Systemet har tidigare använts i en studie av tio skånska sjöar sommaren 2002 (Meili m.fl., 2004), i en studie av 25 sjöar och vattendrag i Stockholmsområdet 2004 (Lindeström & Tröjbom, 2006) samt i en studie över 17 lokaler i Stockholms län (insjöar, Mälaren samt Stockholms innerskärgård) år 2006 (Sundbom m.fl., 2007).

$$[\text{Hg}]_{\text{Gädda}} = [\text{Hg}]_{\text{Fisk}} / \text{TF}_{\text{HgFisk}} \quad (1)$$

$$\text{TF}_{\text{HgFisk}} = f_{\text{HgW}} W^{2/3} + f_{\text{HgY}} \quad (2)$$

$[\text{Hg}]_{\text{Fisk}}$ är den uppmätta Hg-koncentrationen i en godtycklig fisk och $\text{TF}_{\text{HgFisk}}$ är en så kallad transferfunktion (överföringsfunktion) som tar hänsyn till fiskart och kvicksilverfördelning individer emellan. W är den individuella kroppsvikten, f_{HgW} är en lutningskoefficient (artspecifik) och $f_{\text{HgY}} = 0,13$ motsvarar halten Hg i fiskyngel relativt en enkilosgädda (Meili m.fl., 2005; Sundbom m.fl., 2007). Se Tabell 5 för generella värden till normeringar.

Tabell 5. Generella värden till normeringsförfarandet. Tabellen har tidigare publicerats i Sundbom m.fl. (2007)

Fiskart	f_{HgW}	W_{ref}	$\text{TF}_{\text{HgFisk}}$
Gädda	0,87	1,0	1,0
Abborre	1,67	0,010	4,8
Mört	1,0	0,010	6,25
Gös	1,2	1,0	0,8

I denna studie tillämpades ovanstående normeringsförfarande. Dels för att tillvägagångssättet var väl beprövat och har använts vid tre tidigare tillfällen men även på grund av normerandets relativt enkla förfarande. Ingen hänsyn togs till fiskens längd utan enbart dess vikt. Fiskens individuella vikt är den kraftigaste enstaka variabeln att ta hänsyn till angående fiskars kvicksilverhalt och därav erhöles tillräckligt stor säkerhet genom att enkom beakta vikten (Meili m.fl., 2005). För normering från empiriska abborrdata till enkilosgädda nyttjades ekvation 1 och 2 samt Tabell 5.

3.3.4 Anrikningsfaktorn

En så kallad anrikningsfaktor bestämmer sambandet mellan Hg i fisk relaterat till Hg i sediment (Sundbom m.fl., 2007), se ekvation 3. Båda variablerna är torrviktsbaserade. Anrikningsfaktorn påvisar ej ett entydigt obestridbart samband mellan fiskars och sedimentens kvicksilverhalter men den ger ett mått på kvicksilverackumulation i fisk givet aktuell belastning. Eutrofa småsjöar samt lokaler med en dominerande klippig eller artificiell strandlinje har tidigare påvisat lägst anrikningsfaktor (Sundbom m.fl., 2007) medan den högsta anrikningsfaktorn har visats gälla i opåverkade lokaler.

$$\text{Anrikningsfaktor} = (\text{Hg i fisk}) / (\text{Hg i ytsediment}) \quad (3)$$

3.4 STATISTISK MODELLERING

3.4.1 Statistik

Några statistiska begrepp som kan vara relevanta vid tolkning av resultaten beskrivs övergripande i detta avsnitt.

CV = standardavvikelse/medelvärde, där CV står för *coefficient of variation*. Det används på samma sätt som standardavvikelse fast med fördelen att CV-värden gör det möjligt att jämföra värdens *fel* för olika områden med varandra. Exempelvis är det intetsägande att jämföra en standardavvikelse på $X \pm 5$ enheter med en annan standardavvikelse på $Y \pm 5$ enheter om $X \neq Y$. Ett CV-värde är dock fullt kompatibelt att jämföra för olika variabler. Låga CV-värden innebär att det är *låg varians* i värdena.

En modells förklaringsgrad brukar beskrivas med ett r^2 -värde, som kan anta värden mellan 0 och 1. Låga värden motsvarar att modellen har en dålig prediktionskraft och höga värden innebär att den testade hypotesen har ett gott samband. Att erhålla $r^2=1$ med en modell (det vill säga 100 % förklaringsgrad) är praktiskt taget omöjligt om det inte finns enbart två mätpunkter till förfogande som indata till modellen. Ett r^2 -värde $> 0,75$ kan anses vara ett tillräckligt gott resultat för att modellen skall kunna användas i praktiken och fungera tillfredsställande (Håkanson, 1998).

Medelvärde/medianen, MV/M_{50} , är ett mått på hur normalfördelad en värdeserie är. När $MV/M_{50} = 1$ är värdena normalfördelade. En normalfördelning är dock inte den enda fördelningen som ger $MV/M_{50} = 1$, en U-fördelning tenderar att påvisa samma resultat. Dock är det enklaste sättet att bedöma huruvida en serie värden är normalfördelade att plotta ett histogram och grafiskt avgöra situationen. Vid transformationer av värdeserier i syfte att erhålla en bättre normalfördelning är MV/M_{50} ett enkelt och användbart mått. Om MV/M_{50} blir ett värde närmare 1 efter en genomförd transformation så kan transformationen anses vara god och bör därför väljas framför den ursprungliga dataserien. Transformationer beskrivs mer detaljerat i kapitel 3.5.

Ett p-värde är ett mått på risken att felaktigt förkasta nollhypotesen. Med nollhypotes menas i modelleringsssammanhang att modellen saknar verkan eller effekt, med andra ord att resultatet är felaktigt. Det vill säga $p = 0,01$ betyder att det är 1 % risk att resultatet är inkorrekt. Små p-värden är alltså önskvärdt eftersom det innebär att det är låg risk att metoden och värdena är felaktiga. Ett p-värde på 0,05 innebär att testet med 95 % sannolikhet är korrekt och det är den grad som ofta brukar eftersträvas att uppnå eftersom det ger en god statistisk säkerhet. Dock kan ett p-värde på 0,1 användas om ingen signifikans erhålles då $p = 0,05$.

Frihetsgrader (df) är antalet parametrar som oberoende tillåts variera, där $df = n - k - 1$ (n = antal prov, k = antal koefficienter i ekvationen). Ju lägre antal frihetsgrader som dataserien har desto större F-värde behövs för att modellen skall vara signifikant. F-värden används i statistiska test (F-test) för att kontrollera huruvida dataserien är sann för nollhypotesen eller ej. I statistikprogrammet Statistica ansätts manuellt ett kritiskt F-värde (F_{crit}) som dataserien måste vara signifikant för. Ett observerat F-värde (F_{obs}) erhålles vid modellkörningar, via

ekvation 4. Om $F_{\text{crit}} < F_{\text{obs}}$ kan nollhypotesen förkastas (NIST/ SEMATECH, 2006; BioKin Ltd, 2007). Då $F_{\text{crit}} = 4$ är de variabler som ingår i modellen signifikanta inom ett 95 % konfidensintervall.

$$F = \frac{\frac{r^2}{df}}{\frac{1-r^2}{n-(df+1)}} \quad (4)$$

3.4.2 Stegvis multipel regression

Stegvis multipel regression i modelleringssammanhang kan utnyttjas när ett flertal variabler (med empiriska data) skall undersökas i relation med och/eller mot varandra med det övergripande syftet att prediktera en specifik variabel, den *beroende variabeln* Y. En enkel multipel regression kan exempelvis se ut som ekvation 5, där a_n är koefficienter och x_n är godtyckliga variabler och parametrar.

$$Y = a_0 + a_1 * x_1 + a_2 * x_2 + a_3 * x_3 \quad (5)$$

Den viktigaste variabeln är den som har lägst p-värde samtidigt som den bidrar med högst r^2 -värde till modellen, eftersom r^2 ger ett procentuellt mått på variabelns förklaringsgrad för det empiriska värdet. Antalet tillförda variabler kan anses vara optimalt när r^2 -värdet för regressionen ej ökar trots tillförsel av nya variabler (Håkanson, 1998). Vid det momentet tillförs en större osäkerhet jämfört med den eventuella förklaringsgraden för varje extra inkluderad variabel. F-test används för att avgöra huruvida faktorn bidrar med högre förklaringsgrad alternativt med mer osäkerhet vid en implementering av variablerna till modellen. Med andra ord testas om de förklarande variablerna har någon effekt på Y alternativt om nollhypotesen är sann (Andersson m.fl., 1994). Låga F-värden innebär att många variabler släpps igenom vilket innebär att modellen får ett högt r^2 -värde men även att det är en hög osäkerhet inom modellen. Osäkerheten visas bland annat i p-värden. Höga F-värden ger generellt ett lägre r^2 -värde men släpper dock enbart igenom de mest signifikanta variablerna till den beroende variabeln. $F = 4$ brukar användas som utgångsvärde och som ett lägre kriterium kan $F = 2$ användas (Håkanson & Peters, 1995).

De ingående variablernas och parametrarnas betydelse för modellen rangordnas med hjälp av framåt stegvis multipel regression (*Forward stepwise multiple regressesion*), där den första ingående variabeln är den viktigaste variabeln eller parametern. *Framåt*-regression innebär att modellkonstuerandet påbörjas med en helt tom modell som därefter fylls på med en variabel i taget. En *bakåt*-regression är motsatsen till ovanstående, det vill säga att modellen till en början består av samtliga testade variabler som därefter successivt stryks tills den optimala modellen med avseende på r^2 -värde, F-värde och p-värde är framtagen.

3.4.3 Indata

Statistikprogrammet Statistica (version 8 och 9) användes till den statistiska analysen där framtagandet av statistiska modeller utfördes. Samtliga tillgängliga variabler och parametrar, inklusive enheter, är listade i Tabell 6. Data för dessa parametrar och variabler användes som indata till Statistica. Genomförda transformationer listas även i Tabell 6 och dessa beskrivs och motiveras i kapitel 3.5. Data för den beroende variabeln, Hgpi (halten Hg i en

enkilosgädda), fanns för 15 områden, varav tio områden var kustområden respektive fem var Mälärområden. Kvicksilverhalter i sediment fanns tillgängligt för samtliga områden men morfometriska parametrar saknades till stor del för Mälärområdena. Variablerna *tillrinningsområdet* samt *tillrinningsvolymen* från respektive område var problematiska att erhålla för Mälärområdena eftersom Slussen vid Strömmen i centrala Stockholm är utlopp för *hela* Mälaren. Några mindre lokala avrinningsområden inom Mälarens avgränsning finns inte avgränsade.

Tabell 6. Tillgängliga variabler samt transformationer som utfördes

Variabel	Enhet	Transformation
Hg _{pi}	mg/kg fv	log(Hg _{pi})
Sediment, sed	mg/kg TS	log(sed)
Area, A	km ²	log(A+0,01)
A-bottnar	%	\sqrt{A} -area
Medeldjup, d _m	m	$\sqrt{D_m}$
Maxdjup, d _{max}	m	ln(D _{max})
Tillrinningsområde, tillr	km ²	ln(tillr)
Tillrinning, till	m ³ /s	till ^{0,1}
Volym, V	km ³	V ^{0,1}
Dynamiskt ratio, DR	-	DR ^{0,1}
TOC	mg/l	ln(TOC)
pH-värde	pH	-
Siktdjup, sikt	M	log(sikt)
Klorofyll, chla	µg/l	chla ^{0,1}
Salthalt, sal	‰	ln(sal)
Syrehalt, syre	mg/l	log(syre+1)
Mättad syrehalt, O ₂ sat	%	O ₂ sat ^{0,1}
Totalfosfor, P _{tot}	µg/l	P _{tot} ^{0,1}
Totalkväve, N _{tot}	µg/l	ln(N _{tot})

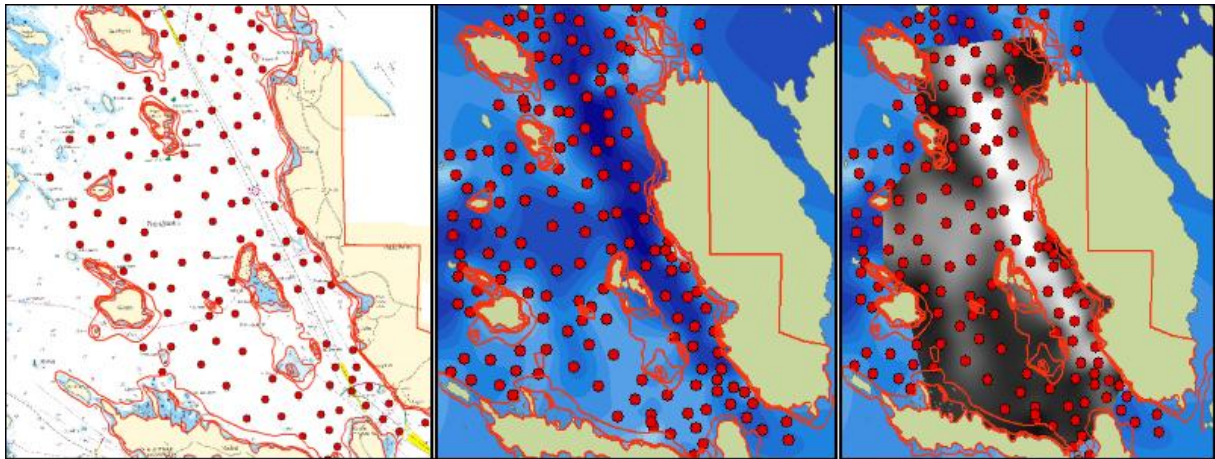
TOC står för *totalt organiskt kol* och är ett mått på mängden organiskt material. Klorofyll (chla) är ett mått på växtplanktonkoncentrationen. Totalkväve (Tot-N) representerar både organiskt bundet kväve samt oorganiska föreningar. Totalfosfor (Tot-P, TP) innefattar en löst form samt flera partikulära former som är både organiska och oorganiska. Syrehalten (eller *syrgashalten*) är mängden syre löst i vattnet. Halter över 7 mg/l innebär att vattnet är syrerikt. Den mättade syrgashalten, O₂sat, mäts i procent och är ett mått på uppmätt syrehalt jämfört med den teoretiskt maximala syrehalten i vattnet. Höga värden för O₂sat betyder att lokalen är oligotrof (>90 %) eller mesotrof (60-90 %) medan låga värden innebär att vattnet är eutroft (40-60 %) eller hypertroft (<40 %) (Håkanson, 1998).

All indata till modelleringen, inklusive skattade värden, finns i Bilaga 3.

3.4.3.1 Volymberäkning

Adelsö var det enda området med okänd vattenvolym. Vid en ansättning på volymen för Adelsö-området till 0,4 km³ (samma storleksordning som Färingsö-området) visades det i Statistica att volymen var en signifikant parameter till modellen. Därför togs beslutet att

digitalisera sjökort i GIS för Adelsöområdet. Syftet var att kunna beräkna en relativt korrekt volym för Adelsöområdet. Djuppunkter och djupkurvor digitaliserades för samtliga positioner som det fanns data för. Utifrån dessa interpolerades en digital djupmodell fram i ArcGIS med hjälp av metoden TopoToRaster. Denna metod är speciellt anpassad för att skapa topografiska modeller från punkt- och linjedata. För grafiska exempel på de viktigaste stegen i djupdatan analysen, se Adelsöområdet och dess valda avgränsningar i Figur 2. Egentligen skall den topografiska flaskhalsmetoden användas vid områdesavgränsningar likt denna (se Håkanson m.fl. (2002) för mer information rörande den metoden), men på grund av tidsbrist ansattes gränser likt Figur 2.



Figur 2. Digitalisering av sjökort för Adelsöområdet i GIS. I den vänstra bilden har djuppunkter och djuplinjer dragits. I mittenbilden har ett djupraster interpolerats fram utifrån punkterna och kurvorna. I den högra bilden har rastret för Adelsös specifika område markerats.

3.5 TRANSFORMATIONER OCH MODELLERING

En statistisk modell över predikterad kvicksilverhalt i abborre för Stockholms skärgård skulle tas fram. Hgpi användes som y-variabel utifrån tidigare genomförd normering. Modellen skapades i statistikprogrammet Statistica genom stegvis multipel regression. Ett kriterium för att kunna utföra regressioner är att de ingående variablerna är normalfördelade. I de fall som så ej var fallet transformerades variablerna till att motsvara en normalfördelning. Vanliga transformationer är $\log(x)$, $x^{0,1}$, $x^{0,5}$ och $1/x$ men även $\ln(x)$ och \sqrt{x} kan förekomma. I de fall som logaritmering var den bästa transformationen kan en addition av 0,01 till de otransformerade talen vara nödvändigt eftersom $\log 0$ är odefinierat. Samtliga transform varianter prövades för samtliga variabler och de bästa valdes ut i enlighet med teori beskrivet i kapitel 3.4.1. Se Tabell 6 för alla indata variabler och parametrar samt de transformationer som användes till modellen.

Ett ingående problem till modelleringsfasen var att data från samtliga relevanta faktorer (fisk-, sediment-, vattenkemi- respektive morfometriska data) ej fanns tillgängliga för alla områden. Exempelvis saknades sedimentdata från Gudinge, viss vattenkemidata (TOC-halt och pH-värde) från Vindö, Björkskärsfjärden och referensorterna. Morfometriska parametrar saknades till stor del för Mälardalen. Eftersom fisk är den beroende variabeln (y) valdes områdena

utifrån tillgången på fiskdata och det var fem områden i Mälaren, sju områden i Stockholms skärgård samt tre referensorter norrut (Öregrund) respektive söderut (Nyköping). Det vill säga $n=15$ områden som modellen baserades på varav 10 områden är kustområden.

Flera modellkombinationer testades, exempelvis med eller utan morfometriska variabler och med eller utan Mälaronrådena.

3.5.1 Modelltest

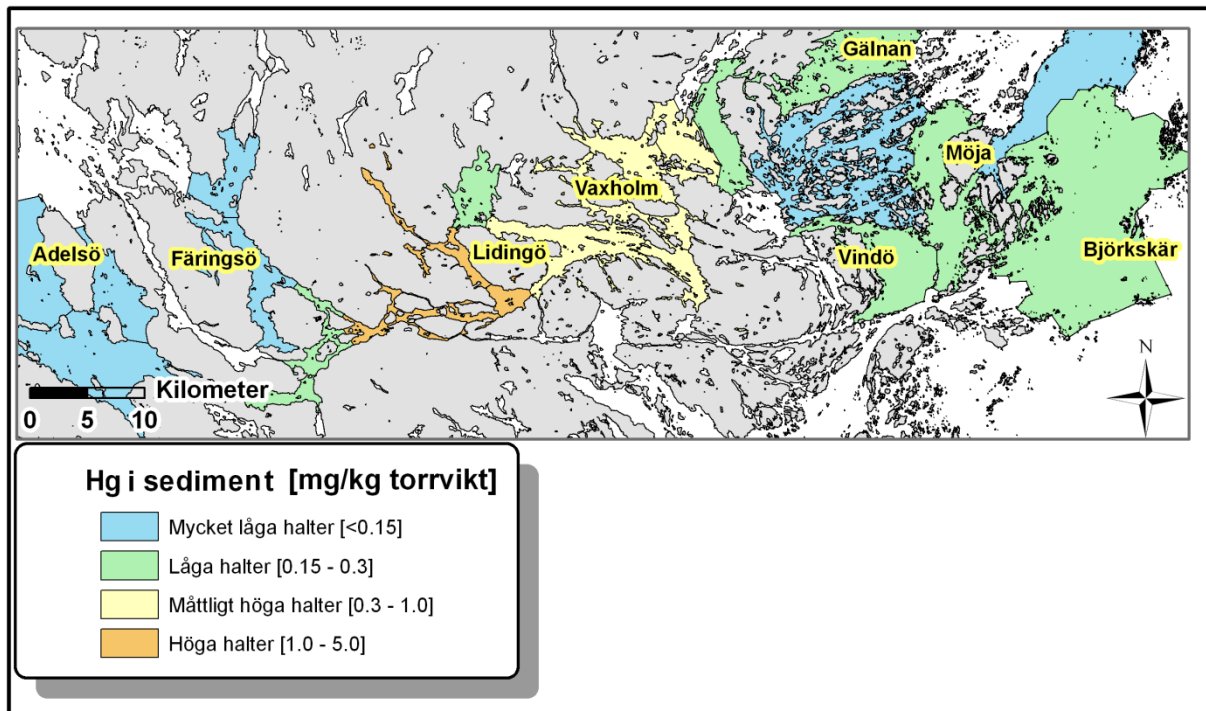
Modellens resultat behövde även kontrolleras och testas. Därför utfördes stabilitetstest för de olika modellerna. Stabilitetstest ger en indikation av hur stabila modellparametrarna är. Eftersom modellerna bara innefattar 10 respektive 15 områden innebar stabilitetstest i detta fall att data för ett område i taget plockades bort och att modellen kördes utan det området för varje tillfälle. Vid tillgång till stora dataserier kan ett större antal värden plockas bort vid varje tillfälle (Håkanson & Peters, 1995). Det kan då avgöras huruvida modellen är stabil eller ej genom att jämföra modellens skärning (med y-axeln), koefficienter och r^2 -värden för de olika modellkombinationerna. Om modellen enbart påvisar mindre variationer är modellen stabil och bör således vara användbar.

Ett annat test som genomfördes var *slumpparametertest*. 100 slumpvariabler skapades och testades tillsammans med de förklarande variablerna mot den beroende variabeln $\log(Hg_{pi})$ för att se om de förklarande variablerna kom med i modellen av en slump, eller om det var reell signifikans. Om en slumpvariabel skulle rangordnas högre/före en förklarande variabel (oavsett F-värde) vore det en antydning på att slumpen är dominerande i modellens resultat och att modellen således är obrukbar (Håkanson & Peters, 1995).

4 RESULTAT

4.1 SEDIMENT

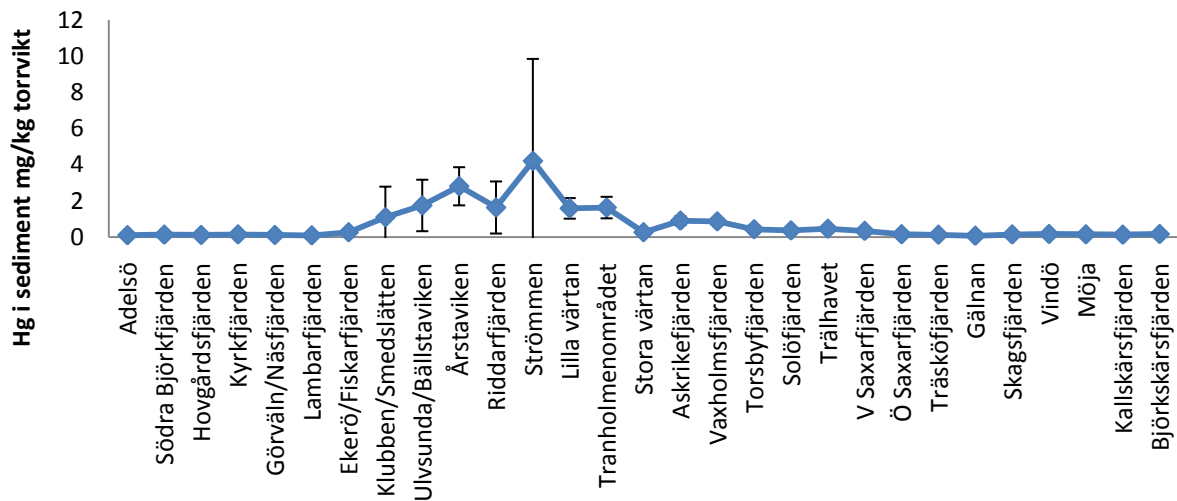
Det finns en tydlig skillnad i Hg-halter i sediment i anslutning till Stockholm stad, där de högsta halterna finns i centrala Stockholm, se Figur 3. Lokala relevanta skillnader gick främst att detektera i centrala Stockholm, i området *Strömmen*. Det högsta enstaka uppmätta värdet var 38 mg Hg/kg torrsbstans (tidigare publicerat i Östlund m.fl. (1998)) vilket anses vara extremt förorenat (jämför Tabell 3).



Figur 3. Kviksilverhalter i sediment mellan Mälaren och ytterskärgården (© Lantmäteriverket Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

Data för den upprättade kartan över Mälaren till ytterstergården går att se i diagramform i Figur 4. Ytterligare data fanns från inre Mälaren riktat både norrut åt Uppsala samt västerut åt Västerås och Köping. Samtliga mätdata från inre Mälaren förhöll sig inom intervallet [0.06-0.14] mg/kg TS.

Kvicksilverhalter från Mälaren till ytterstergården



Figur 4. Kvicksilverhalter i sediment från Adelsö i Mälaren till Björkskärsfjärden i ytterstergården ± en standardavvikelse för de områden där en sådan beräkning var möjlig att genomföra.

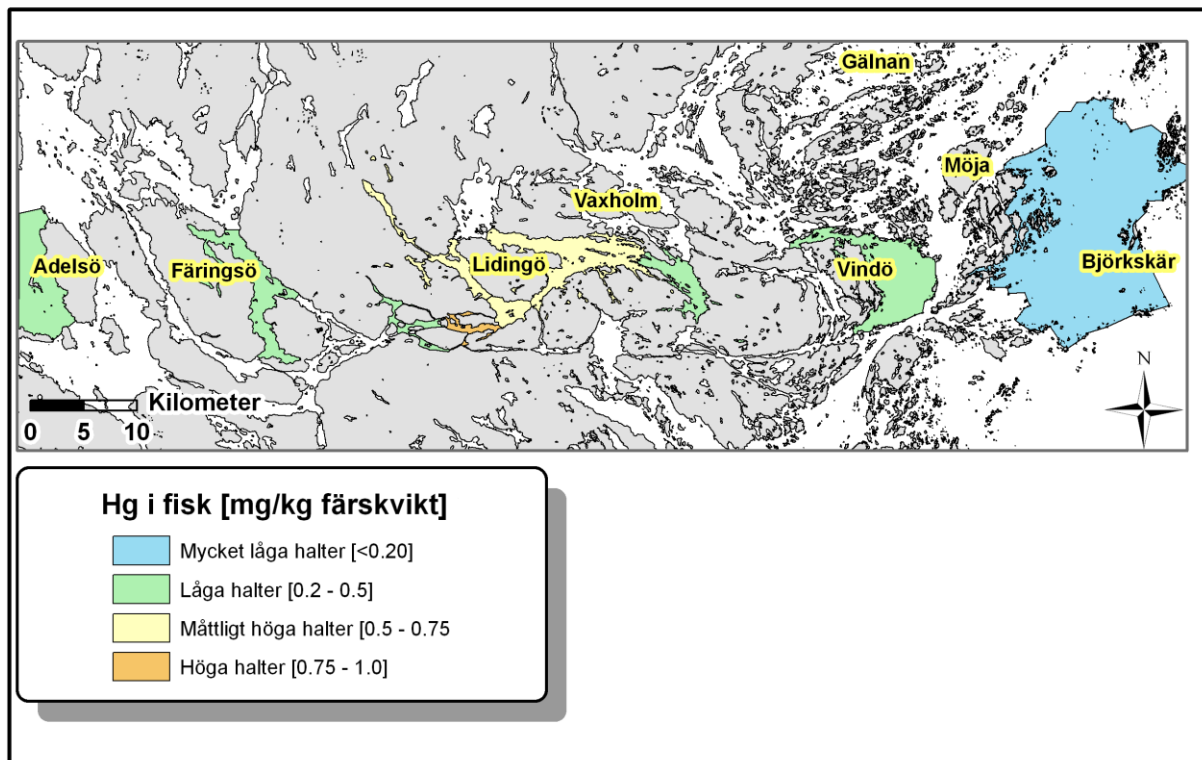
Beräknade medelvärden, standardavvikelse samt CV-värden för samtliga områden listas i Tabell 7. Samtliga beräkningar inkluderar viktade värden från Lindström m.fl. (2000) och Sternbeck m.fl. (2003). Jämförande beräkningar utfördes även där viktade värden exkluderades men inget område påvisade någon abnorm variation relativt Tabell 7. Standardavvikelseerna var dock generellt sett högre då de viktade värden exkluderades.

Tabell 7. Data för samtliga områden där sedimentdata fanns tillgängliga. *MV* = medelvärde (mg/kg TS) och *Std* = standardavvikelse. Parenteserna motsvarar antalet värden inklusive viktade värden från Lindström m.fl. (2000) och Sternbeck m.fl. (2003). För områden som CV ej beräknades för fanns enbart ett värde.

Område	MV±Std	n	CV
Adelsö	0,11	1	-
Södra Björkfjärden	0,14	1	-
Hovgårdsfjärden	0,12	1	-
Kyrkfjärden	0,15±0,02	2 (7)	0,12
Görveln/Näsfjärden	0,12	1	-
Lambarfjärden	0,10	1	-
Ekerö/Fiskarfjärden	0,27±0,05	2 (7)	0,18
Klubben/Smedslätten	1,11±1,69	10 (23)	1,53
Ulsunda/Bällstaviken	1,75±1,42	23 (35)	0,81
Årstaviken	2,81±1,05	9 (22)	0,37
Riddarfjärden	1,64±1,44	30 (41)	0,88
Strömmen	4,21±5,64	41 (53)	1,34
Lilla värtan	1,68±0,51	11 (21)	0,30
Tranholmenområdet	1,64±0,59	9 (19)	0,36
Stora värtan	0,27±0,10	5	0,38
Askrikefjärden	0,91±0,24	17 (28)	0,27
Vaxholmsfjärden	0,87±0,10	2 (6)	0,11
Torsbyfjärden	0,44±0,22	4 (8)	0,50
Solöfjärden	0,38±0,13	4 (8)	0,36
Trälhavet	0,46±0,14	3 (8)	0,29
V Saxarfjärden	0,35±0,10	2 (5)	0,28
Ö Saxarfjärden	0,16	1	-
Träsköfjärden	0,14±0,06	3	0,48
Gälnan	0,08±0,01	3	0,15
Skagsfjärden	0,15	1	-
Vindö	0,18	1	-
Möja	0,16±0,04	2	0,25
Kallskärsfjärden	0,14±0,07	7	0,51
Björkskärsfjärden	0,17±0,05	2	0,26
Referensområden			
Tvären (Nyköping)	0,04	1	-
Kallrigafjärden (Öregrund)	0,15±0,02	2	0,14

4.2 FISK

Normerade kvicksilverhalter i enkilosgäddor samt i tio-grams abborrar togs fram. De individuella halterna från Stockholms innerstad var väldigt varierande, se Bilaga 4 för beräknade värden för varje individuell provtagningslokal. Exempelvis var spridningen vid provtagningsplatsen *Slussen* (området Strömmen) för abborre normerad till enkilosgädda 0,23 - 1,89 mg/kg fv, där bägge extremvärdes-fiskarna var ungefär lika stora. Enstaka exemplar över gränsvärdet på 1 mg Hg/kg färskvikt fanns även vid *Kummelnäs* (askrikefjärden) samt i *Saltsjön* (Lilla Värtan). Med avseende på högsta tänkbara standardavvikelse för samtliga undersökta lokaler överskreds gränsvärdet även vid Brunnsviken i Tranholmenområdet. Helhetsbilden över kvicksilversituationen i Stockholms skärgård visualiseras i Figur 5.



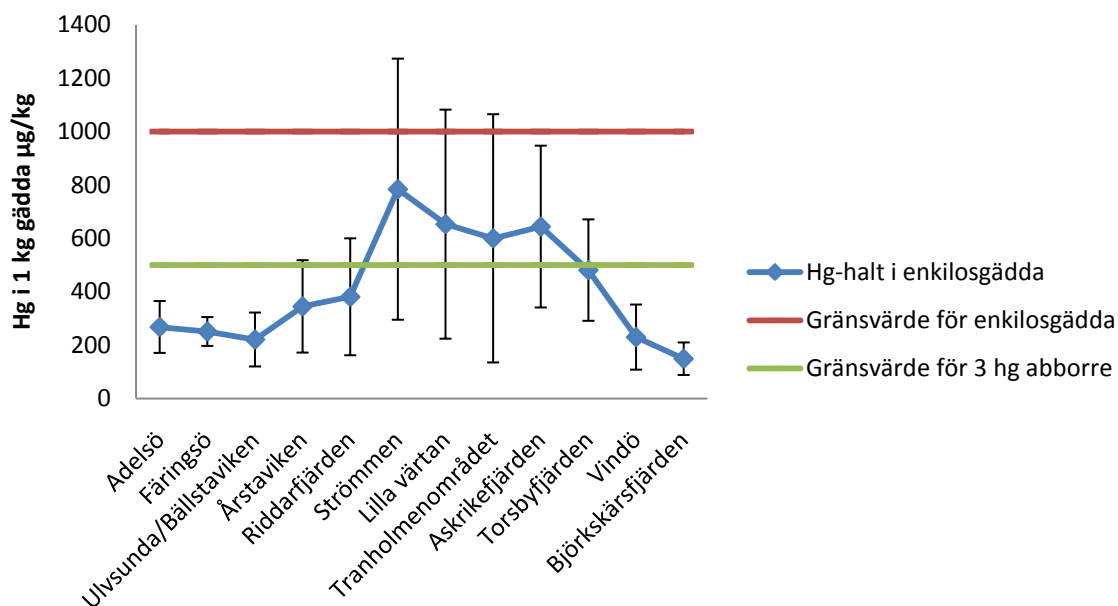
Figur 5. Kviksilverhalter i normerade enkilosgäddor i Mälaren och ytterskärgården (© Lantmäteriverket Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

Tabell 8 visar data som användes till framtagandet av Figur 5. Adelsö är beläget i Mälaren och Björkskärsfjärden klassas som ytterskärgården och värdena bör jämföras relativt Stockholm (*Strömmen*) som är i centrum.

Tabell 8. Abborrdata normerade till enkilosgäddor för SMHI:s samt Lindströms områdesavgränsningar. Halterna är medelvärden av samtliga fångade fiskar från de specifika områdena

Område	Normerad Hg-halt [µg/kg] ± en standardavvikelse	CV-värde	Färgklassificering
Adelsö	268±97	0,36	■
Färingsö	251±54	0,22	■
Riddarfjärden	382±219	0,46	■
Årstaviken	345±173	0,50	■
Ulvsunda/Bällstaviken	221±101	0,57	■
Strömmen	784±489	0,62	■
Lilla Värtan	653±429	0,66	■
Tranholmenområdet	600±465	0,78	■
Askrikefjärden	644±303	0,47	■
Torsbyfjärden	481±190	0,40	■
Vindö	230±122	0,53	■
Björkskärsfjärden	149±61	0,41	■
Referensområden			
Kallrigafjärden (Öregrund)	136±23	0,17	■
Gudinge (Öregrund)	304±139	0,46	■
Vålarö (Nyköping)	118±36	0,31	■

En tredje redovisningsmetod av det normerade resultatet går att se i Figur 6, där gädda och abborre visas i samma diagram. Som tidigare nämnts motsvarar en enkilosgädda en abborre på 3 hg, därav kan fiskarna jämföras i samma figur. Inget medelvärde för Hg-halt i enkilosgädda har beräknats vara högre än gränsvärdet på 1 mg Hg/kg fv, men standardavvikelseerna för tre områden tangerar däremot gränsvärdet. För 3 hg abborre tangerar beräknade medelvärden av Hg-halt i fisk gränsvärdet från fyra olika lokaler. Som jämförelse är Hg-halterna i fisk i insjöar i Stockholms län 23 – 104 µg Hg/kg fv, normerade på samma sätt som i denna studie (Sundbom m.fl., 2007).



Figur 6. Variation av abborrdata normerade till enkilosgädda, vilket även motsvarar 3 hg abborre, för 12 lokaler.

I Tabell 9 redovisas spridningen av samtliga normerade värden av Hgpi och normerade halter i småfisk redovisas även.

Tabell 9. Tabell över intervallens spann av de normerade värdena för samtliga områden

Område	Gädda 1kg[µg/kg]	Abborre 10g [µg/kg]
Adelsö	175-598	36-125
Färingsö	162-315	34-66
Riddarfjärden	136-1072	28-223
Årstaviken	167-811	35-169
Ullsunda/Bällstaviken	102-431	21-90
Strömmen	229-1891	48-394
Lilla Värtan	205-1631	43-340
Tranholmenområdet	209-2001	44-417
Askrikefjärden	184-1124	38-234
Torsbyfjärden	133-730	28-152
Vindö	106-556	22-116
Björkskärsfjärden	57-254	12-53
Kallrigafjärden (Öregrund)	100-173	21-36
Gudinge (Öregrund)	179-496	37-103
Vålarö (Nyköping)	76-175	16-36

4.2.1 Anrikningsfaktor och kritisk vikt

Anrikningsfaktorer och teoretiska kritiska vikter beräknades för varje område, se Tabell 10. Den kritiska vikten för respektive område är, som tidigare nämnts, den fiskvikt som teoretiskt motsvarar en förhöjd kvicksilverhalt. Till exempel har en gädda på 2,4 kg fångad vid Strömmen en teoretisk Hg-halt på 1,0 mg/kg fv.

Tabell 10. Beräknade anrikningsfaktorer och kritiska vikter för Hg_{pi} för samtliga områden

Område	Anrikningsfaktorn	Kritisk vikt	Kritisk vikt
		[0,5 mg Hg/kg]	[1,0 mg Hg/kg]
Adelsö	2,44	3,2	8,2
Färingsö	2,51	3,4	8,6
Riddarfjärden	0,13	5,0	12,4
Årstaviken	0,12	2,6	6,7
Ulvsunda/Bällstaviken	0,23	2,3	5,9
Strömmen	0,19	0,8	2,4
Lilla Värtan	0,39	1,2	3,4
Tranholmenområdet	0,37	1,3	3,6
Askrikefjärden	0,71	1,2	3,2
Torsbyfjärden	1,09	1,7	4,7
Vindö	1,28	4,7	11,6
Björkskärsfjärden	0,88	9,5	22,8
Kallrigafjärden (Öregrund)	2,95	8,6	20,7
Gudinge (Öregrund)	0,91	3,1	7,8
Vålarö (Nyköping)	3,04	11,7	27,9

4.3 MODELLERING

4.3.1 Volymberäkning i GIS

Ett beräknat värde på volym (och area) för Adelsöområdet erhöles via GIS. Vattenvolymen är 1,359 km³ och områdets area är 50,1 km². Dessa värden användes som indata till modellen.

4.3.2 Modeller

Eftersom tillgången på morfometriska data var bristfällig för Mälardområdena konstruerades först en modell enbart för kustområdena, där samtliga variabler inkluderades som indata (benämns *Skärgårdsmodellen*). Det visade sig att enbart sedimenthalten var signifikant och gav ett r²-värde på 0,81, se ekvation 6. Det gäller för både F=4 och F=2 där n=10 kustområden. Samtliga indata till den statistiska regressionen för skärgårdsmodellen går att se i Bilaga 3.

$$\log(\text{Hg}_{pi}) = 2,700 + 0,442 \cdot \log(\text{Sed}) \quad (6)$$

$$R^2=0,81, n=10, F=4 \text{ och } F=2$$

När en modell togs fram för alla områden, det vill säga för både kustområden och Mälardalen, uteslöts morfometriska parametrar. Det visades att klorofyll är den enda signifikanta variabeln vid en körning för F=4, se ekvation 7.

$$\log(\text{Hgpi}) = -0,715 + 2,671 \cdot \text{Chla}^{0.1} \quad (7)$$

$$R^2 = 0,54, n = 15, F = 4$$

Modellen för alla områden (ekvation 7) varierade vid en sänkning av F-värdet från 4 till 2. Det visade sig att chla, vattenvolymen och Hg-halt i sediment var förklarande variabler, se ekvation 8.

$$\log(\text{Hgpi}) = -0,248 + 1,851 \cdot \text{Chla}^{0.1} + 0,698 \cdot V^{0.1} + 0,234 \cdot \log(\text{Sed}) \quad (8)$$

$$R^2 = 0,74, n = 15, F = 2$$

Dock har klorofyll och kvicksilverhalten i sediment en relativt hög intern korrelation med varandra, se Bilaga 5.

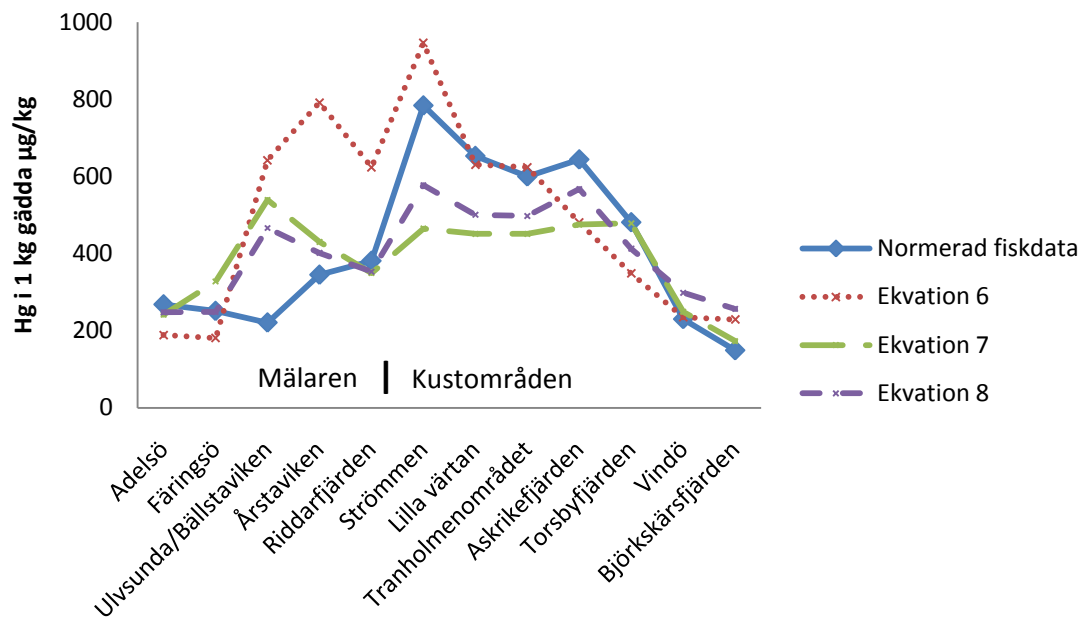
4.4 MODELLERNAS RESULTAT

Modellerna testades för samtliga områden som fiskdata fanns ifrån. En jämförelse mellan de ursprungliga normerade fiskdata går att se i Tabell 11. Observera att domänen för ekvation 6 enbart är kustområdena och att värdena från Mälardalen alltså är utanför modellens domän (värden med kursiv text och röd färg), men de kan vara intressanta att jämföra med de övriga modellresultaten. Det optimala hade varit att ta fram modellen för ett antal områden och därefter testa modellen för ett oberoende dataset och på så vis få en oberoende validering. Det fanns dock för få data för att kunna göra det.

Tabell 11. Modellernas resultat för samtliga områden med fiskdata [$\mu\text{g Hg/kg fv}$]

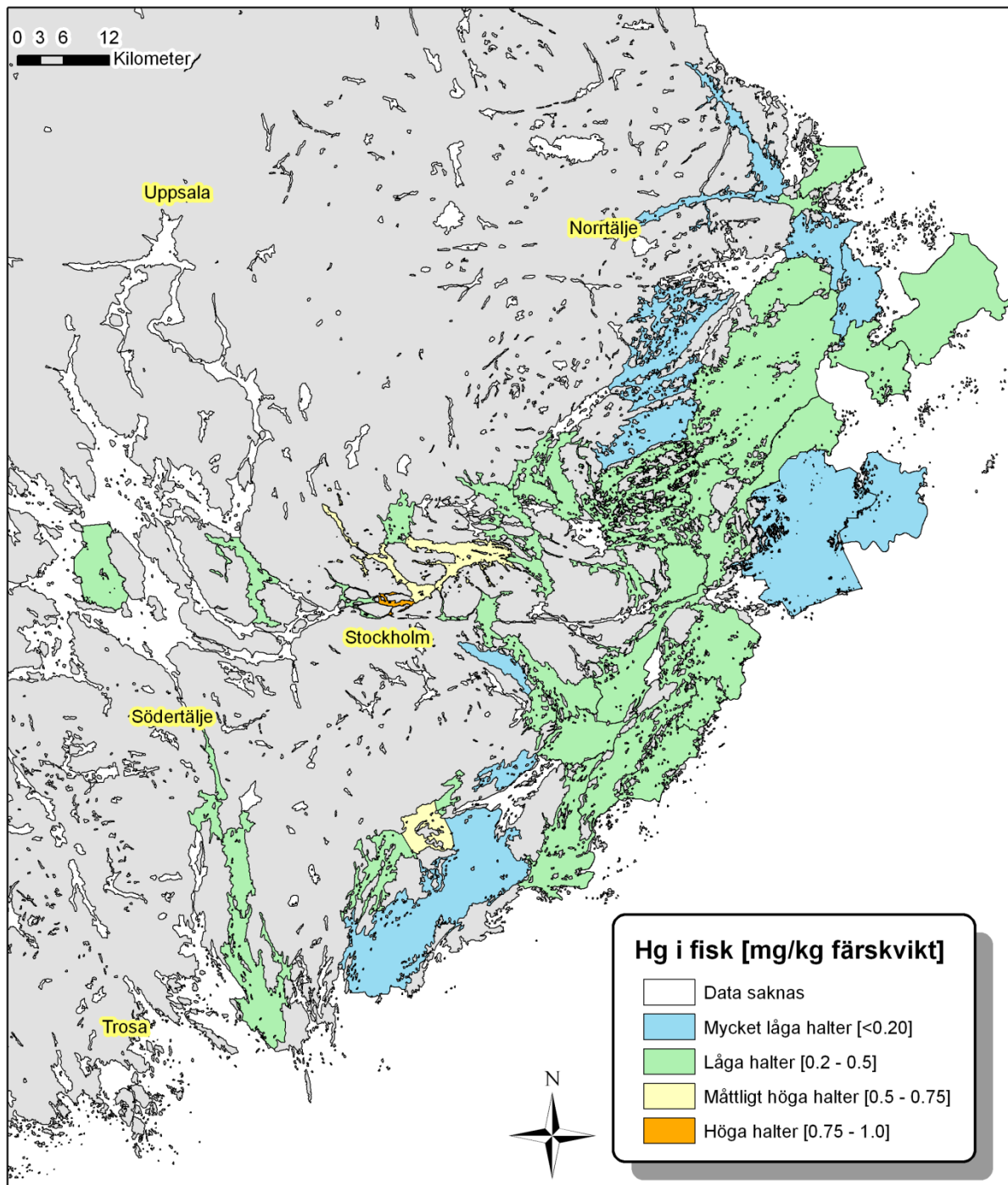
Område	<i>Normerad fiskdata</i>	<i>Ekv 6</i>	<i>Ekv 7</i>	<i>Ekv 8</i>
Adelsö	268±97	<i>189</i>	241	248
Färingsö	251±54	<i>181</i>	328	249
Ullsunda/Bällstaviken	221±101	<i>642</i>	539	466
Årstaviken	345±173	<i>791</i>	430	402
Riddarfjärden	382±219	<i>624</i>	349	353
Strömmen	784±489	946	465	577
Lilla Värtan	653±429	630	451	500
Tranholmenområdet	600±465	624	451	498
Askrikefjärden	644±303	481	475	567
Torsbyfjärden	481±190	349	478	412
Vindö	230±122	235	249	298
Björkskärsfjärden	149±61	229	173	257
Vålarö	118±36	189	241	248
Kallrigafjärden	136±23	181	328	249
Gudinge	304±139	642	539	466

En grafisk jämförelse över modellernas resultat går att se i Figur 7, med indata från Tabell 11. Återigen bör det poängteras att Mälaronrådena, de fem första värdena, är utanför ekvation 6 domän.



Figur 7. Jämförande diagram mellan normerade fiskdata och de tre olika modellernas resultat.

Då den optimala modellen givet tillgänglig indata, ekvation 6, valts ut predikterades teoretiska kvicksilverhalter i enkilosgäddor utgående från modellen över hela Stockholms skärgård. Sedimentproverna är tagna av SGU (Miljökemisk sedimentdatabas SGU, 2009) och för varje område fanns det mellan 1 och 7 prover. De tolv empiriska Hg-halterna i fisk är inkluderade istället för modellerade data för de tolv områdena. Resultatet går att se i Figur 8 och redovisas tabellvis i Bilaga 6.



Figur 8. Modellens kvicksilverprediktion för stationär kustfisk, med $r^2=0,81$ (© Lantmäteriverket Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962).

4.4.1 Stabilitetstest och slumpparameterstest

Stabilitetstest genomfördes för samtliga modeller och resultatet går att se i Tabell 12, Tabell 13 och Tabell 14. Resultatet diskuteras under kapitel 5.3.4 men det bör nämnas att ekvationerna ej är helt stabila utan varierar så pass mycket att modellens parametrar inte ingår i samtliga modellvarianter. Istället inkluderas andra variabler och parametrar då områden som är nödvändiga för modellens funktionalitet uteslöts i stabilitetstestet. $\log(\text{Sed})$ är den minst varierande variabeln i två av tre fall och Chla är återkommande som förklarande variabel men som å andra sidan varierar mest. F_{obs} var i samtliga fall större än det ansatta F_{crit} . Med $p = 0$ menas att $p < 0,0001$ och således påvisar modellen god signifikans.

Tabell 12. Stabilitetstest för skärgårdsmodellen (ekvation 6), inklusive originaluppsättningen av modellen samt beräknat medelvärde för alla områden. Områdeskolonnen visar vilket område som är **exkluderat** i modelltestet. $F = 4$ vid samtliga fall förutom för Kallriga respektive Gudinges exkluderanden, där är F satt till 6 eftersom $r^2 = 1$ vid lägre F -värden

Modellen exklusive område:	R^2	p	<i>intercept</i>	<i>log(sed)</i>	<i>övriga variabler</i>
Modellen (Ekv 6)	0,812	0	2,700	0,442	
Strömmen	0,787	0	2,728	0,479	
Lilla Värtan	0,790	0	2,697	0,439	
Tranholmenområdet	0,795	0	2,704	0,446	
Askrikefjärden	0,813	0	2,680	0,428	
Torsbyfjärden	0,831	0	2,684	0,440	
Vindö	0,806	0	2,701	0,441	
Björkskärsfjärden	0,980	0,5495	0,445	0,373	+0,233*log(A+0,01)+1,629*Chla ^{0,1}
Vålarö	0,750	0,1745	-1,267	-	+3,192*Chla ^{0,1}
Kallrigafjärden	0,835	0	2,713	0,416	
Gudinge	0,995	0,6657	0,231	0,228	+2,568*Chla ^{0,1} - 0,403*TOC
Medelvärde	0,838	0,1263	1,831	0,433	

Tabell 13. Stabilitetstest för modellen som täcker både Mälaren och kustområden (ekvation 8), inklusive originaluppsättningen samt beräknat medelvärde för alla områden. Områdeskolonnen visar vilket område som är **exkluderat** i modelltestet. F = 4

Modellen exklusive område:	R^2	p	<i>skärning</i>	$Chla^{0,1}$	$V^{0,1}$	$log(sed)$
Modellen (Ekv 7)	0,546	0,3962	-0,715	2,671		
Adelsö	0,682	0,0058	6,922			0,420
Färingsö	0,556	0,4052	-0,719	2,681		
Ullsunda/Bällstaviken	0,729	0,0701	-1,356	3,230		
Årstaviken	0,586	0	2,627			0,327
Riddarfjärden	0,544	0,4207	-0,706	2,662		
Strömmen	0,658	0,0841	-1,872	3,204	0,579	
Lilla Värtan	0,523	0,5211	-0,553	2,527		
Tranholmenområdet	0,522	0,5002	-0,590	2,560		
Askrikefjärden	0,545	0	2,580			0,283
Torsbyfjärden	0,793	0,9693	0,038		0,818	0,283
Vindö	0,537	0,4383	-0,688	2,651		
Björkskärsfjärden	0,865	0	2,123			0,507
Vålarö	0,467	0,6852	-0,372	2,397		
Kallrigafjärden	0,525	0	2,610			0,275
Gudinge	0,670	0,0873	-1,516	3,315		
Medelvärde	0,614	0,2792	0,569	2,803		

Övriga variabler vars relevans påvisades i stabilitetstestet ovan (men som ej fick plats i tabellen) var för Adelsö $-0,590 \cdot pH$, för Torsbyfjärden $0,293 \cdot P_{tot}$ och för Björkskärsfjärden $0,333 \cdot Area + 0,033 \cdot A$ -bottnar.

Tabell 14. Stabilitetstest för modellen som täcker både Mälaren och kustområden (ekvation 8), inklusive originaluppsättningen samt beräknat medelvärde för alla områden. Områdeskolonnen visar vilket område som är **exkluderat** i modelltestet. F = 2

Modellen exklusive område:	R²	p	skärning	Chla^{0,1}	V^{0,1}	log(sed)
Modellen (Ekv 8)	0,741	0,8533	-0,248	1,851	0,698	0,234
Adelsö	0,682	0,0058	6,922			0,420
Färingsö	0,738	0,888	-0,224	1,831	0,698	0,236
Ulvunda/Bällstaviken	0,942	0,3633	1,198	2,068	1,067	0,286
Årstaviken	0,825	0,3531	-1,255		0,781	0,199
Riddarfjärden	0,740	0,8112	-0,353	1,924	0,711	0,225
Strömmen	0,716	0,7025	-0,523	2,065	0,683	0,182
Lilla Värtan	0,726	0,884	-0,199	1,811	0,682	0,222
Tranholmenområdet	0,725	0,8803	-0,209	1,819	0,687	0,226
Askrikefjärden	0,805	0,4192	-1,005		0,736	0,208
Torsbyfjärden	0,850	0,3364	-1,053		0,778	0,215
Vindö	0,751	0,8133	-0,323	1,876	0,761	0,232
Björkskärsfjärden	0,865	0	2,123			0,507
Vålarö	0,680	0,7956	-0,370	1,904	0,767	0,256
Kallrigafjärden	0,936	0,0270	6,628		0,832	0,120
Gudinge	0,905	0,0006	-3,514	1,656		
Medelvärde	0,789	0,0025	0,523	1,884	0,765	0,253

* medelvärdesberäkningarna exkluderade de områden där variablerna ej ingick i modellen.

Likt situationen då F ansattes till 4 påvisades ett flertal extra variabler under stabilitetstestets gång. Då Adelsö exkluderades kom faktorn $-0,590 * pH$ med och för Ulvunda kom $-0,187 * pH - 1,021 * Sikt djup$ med som förklarande variabler. Ett bortfall av Årstaviken innebar att $0,476 * N_{tot} + 0,302 * Sal\%$ var relevant och för Askrikefjärden samt Torsbyfjärden var situationen snarlik, nämligen $0,445 * N_{tot} + 0,278 * Sal\%$ respektive $0,338 * N_{tot} + 0,255 * Sal\%$. Vid borttagandet av Björkskärsfjärden var $0,333 * Area + 0,033 * A-bottnar$ relevanta. Då Kallrigafjärden var borttagen gällde att $-1,097 * Sikt djup + 0,981 * N_{tot} + 0,813 * Sal\% - 0,300 * Area - 7,424 * P_{tot}$ var en del av den förklarande modellen. Slutligen då Gudinge uteslöts påvisade variablerna $0,780 * Sikt djup + 0,534 * N_{tot} + 0,333 * Sal\%$ signifikans.

Ekvation 6 är med andra ord den mest stabila modellen vid en tolkning av ovan nämnda stabilitetstest.

Slumpparameter testen var positiva för båda modellvarianterna. log(sed) respektive chla var de dominerande variablerna oavsett ansatt F-värde. Resultatet beror alltså *inte* av slumpen.

5 DISKUSSION

Som nämnts i bakgrunden till arbetet är sedimentpåbyggnadshastigheten ungefär 1-2 cm/år. Således bör det ha sedimenterat uppskattningsvis 10-20 cm nytt sediment ovanpå det översta lagret i dessa data sedan proverna togs. De kvicksilverkontaminerade lagrena *kan* alltså ha förpassats djupare ned i sedimenten. En osäkerhetsfaktor är den naturliga omrörningen som sker via bioturbation och resuspension, som påverkas av bland annat bottenlevande djur, fisk, väder, vågor och strömmar. Med andra ord förpassas inte allt gammalt sediment djupare utan ytsediment blir delvis en blandning av äldre och nytillfört material. Dock är det mesta av ytsedimentet nytillfört och således även biotillgängligt.

Kvicksilveranalysmetoden för både fisk och sediment skiljer ej på organiskt meHg och metalliskt Hg, utan påvisar enbart en total-Hg koncentration. Eftersom det är känt att 95 % av fiskars Hg-halter är meHg (enligt teori beskrivet i kapitel 3.3.1) behöver man inte lägga någon vikt på att analysmetoden enbart redogör en total-Hg halt. Situationen med Hg-halten i sedimenten är förmodligen likartad eftersom det är relativt låga syrehalter i vissa delar av skärgården.

Adelsöområdet, som interpolerades fram med hjälp av GIS, var ej framtaget med hjälp av *den topografiska flaskhalsmetoden*, som är brukligt i sammanhang där vattenlokaler skall avgränsas från varandra, på grund av tidsbrist. Området antogs dock vara representativt för lokal stationär fisk.

5.1 SEDIMENT

Eftersom kvicksilver, liksom flera andra metaller och miljögifter, binds starkt till organiskt material är kvicksilverhalten i sediment starkt påverkad av sedimentationen. De områden som har ett stort tillrinningsområde bör alltså teoretiskt ha högst halter av miljöföroreningar som tillförts via organiskt material, om sedimentationen har skett i anslutning till tillrinningsområdet. I en undersökning av västkustens sediment upptäcktes ett samband (av varierande grad) mellan TOC och metallkoncentrationen i sedimenten (Cato, 2006). Beroende på vilken dataserie som användes erhöles r^2 -värden mellan 0,07 – 0,64 i den studien. Eftersom *Strömmen* har överlägset störst tillrinningsområde samtidigt som det är ett faktum att flera historiska lokala punktkällor har tillfört ytterligare kvicksilvermängder är det svårt att veta hur mycket tillflödet från tillrinningsområdet har bidragit med.

Halten organiskt material i de individuella sedimentproverna användes inte som indata till modellframtagandet. Vid en jämförelse av glödförluster (procentuell andel organiskt material) i sedimentproverna (som redovisas i Bilaga 1) går det att se att halten organiskt material indikerar på att Hg-halten i sedimentproverna i de aktuella områdena ej påverkas av halten organiskt material, eftersom halterna organiskt material är likartade i de olika områdena samtidigt som kvicksilverhalterna varierar.

Det har konstaterats att situationen är allvarlig i centrala Stockholm (med avseende på Naturvårdsverkets gränsvärden) men att halterna, både i sediment och i fisk, relativt kvickt avtar i riktning både inåt Mälaren och utåt i riktning mot ytterskärgården. Anledningen är att

utsläppen av kvicksilver var (och till viss del är) lokala punktkällor i centrala Stockholm och att en stor andel av de lokala utsläppen förmodligen enbart förorenar en mindre areal i anknötning till källan.

5.2 FISK

5.2.1 Kvikksilversituationen i Stockholms skärgård

Ett väntat och även viktigt resultat av studien är att kvicksilverhalten är väldigt varierande mellan olika skärgårdsområden. Enstaka fiskar har normerade Hg-halter på drygt 2 mg Hg/kg färskvikt (Tranholmenområdet) vilket definitivt är en anmärkningsvärt hög halt! Samtidigt är medelvärdet på fisk fångad i det området 0,6 mg Hg/kg fv (se Tabell 8) vilket innebär att gädda får saluföras men inte abborrar av normal middagsstorlek (3 hg). Värdena från Tranholmenområdet har dock den högsta interna variansen av alla fiskdata (CV=0,78). Medelvärdena för Hg-halt i gädda är under gränsvärdet inom samtliga områden, men standardavvikelsen tangerar dock gränsvärdet för tre områden (Strömmen, Lilla Värtan och Tranholmenområdet). För abborrar på 300 gram är Hg-halten över gränsvärdet för fyra områden (Strömmen, Lilla Värtan, Tranholmenområdet samt Askrikefjärden). Men det måste poängteras att det är väldigt höga standardavvikelser för dessa områden.

De teoretiskt beräknade kritiska vikterna (se Tabell 10) i de olika lokalerna ger samma bild av situationen som det tidigare har visats med hjälp av GIS och i diagram, se exempelvis Figur 3, Figur 4 och Figur 5. I de yttersta lokalerna krävs (teoretiskt) en gädda på mellan 8 – 28 kg för att uppnå den kritiska halten på 1 mg Hg/kg färskvikt. Vid Strömmen däremot kan gäddor större än 2,4 kg inneha olämpligt höga halter kvicksilver och bör således undvikas. Eftersom beräkningarna utfördes utifrån normerade småfiskar (10 gram abborrar) bör värdena ej ses som definitiva utan snarare som ungefärliga värden.

Eftersom abborre är en stationär fisk som påverkas starkt av den lokala miljön är det förståeligt att halten Hg i fångstlokalen är en starkt påverkande faktor för fiskens Hg-halt. Deras föda består främst av zooplankton och bottenfauna tills de är cirka 15 cm långa och därefter äter de småfisk, beroende på tillgången (Ivarsson, 1997).

5.2.2 Övrigt

Meili (2009) har poängterat att det finns en viss osäkerhet i fisknormeringsförfarandet. Eftersom samma metod har använts för samtliga fiskar är dock det eventuella felet samma procentsats för alla exemplar.

Hg_{pi} är den term som har använts igenom hela studien men det är, som tidigare poängterats, för att få ett jämförbart mått på kvicksilverhalt mellan olika fiskar och lokaler. Samtliga resultat och teorier härrör från stationär kustfisk eftersom de påverkas mest av de lokala förhållandena.

Om ekonomiska resurser och en utbredd vilja att lösa de mest akut förorenade problemområdena skulle finnas vore eventuellt *Covermetoden* ett alternativ (Carlsson, 2009). Kortfattat går metoden ut på att begrava de förorenade sedimenten med en cirka fem

centimeter tjock gel, som ej påverkar djurlivet negativt. Metoden har tillämpats på sjön Turingen i Södermanland (se www.turingen.se för mer information om det projektet). Dock var kostnaden 26 miljoner kronor för att åtgärda cirka 100 hektar och kostnaden för att restaurera de mest förorenade delarna av Stockholms skärgård skulle uppgå till åtminstone 125 miljoner för bottarna mellan Slussen/Strömmen till Lilla Värtan. Om ingen restaurering kommer att utföras lär det ta lång tid innan Stockholms innerskärgård kommer att kunna inneha konsumerbar fisk igen. Men på sikt kommer Hg-halterna i fisk att minska eftersom tillflödet av kvicksilver har minskat.

Ett generellt konstaterande kan göras om kvicksilverhalt i fisk, nämligen att högst halter uppmäts i anknytning till Stockholms centrala lokaler. Personer som vill äta skärgårdsfisk men som samtidigt vill undvika kvicksilverexponering i största möjliga utsträckning bör enbart äta fisk fångad i ytterskärgården. Att konsumera helt kvicksilverfri östersjöfisk är dock i stort sett omöjligt och det går att läsa om aktuella kostrekommendationer på Livsmedelsverkets hemsida (www.slv.se). Det kan anses att kvicksilverproblematiken bör lyftas fram tydligare parallellt med Livsmedelsverkets rekommendationer att äta fet fisk 2-3 gånger/vecka, särskilt med hänsyn tagen till kvinnor i fertil ålder. Informationen bör finnas tillgänglig nära konsumenterna, förslagsvis där fisk handlas.

5.3 MODELLERING OCH MODELLERNAS RESULTAT

5.3.1 Indata

Antalet ingående värden som stod till grund för beräkningarna av modellparametrarna skilde sig starkt åt områden emellan. Det hade varit önskvärt att det skulle finnas exakt lika många mätdata från samtliga områden och det hade även varit optimalt om data från samtliga områden skulle ha tagits under exakt samma tidsperiod för att minimera eventuella tidsberoende fel. Dock är all vattenkemi provtagen under en 27-års period (1982-2009) där provtagningen var utspridd under årets alla månader för de flesta områdena. En stor osäkerhet med modelleringen var bristen på vissa data. Inga data över huvud taget fanns för syrehalt, O₂sat, pH och TOC från 3 till 5 områden (från Vindö i riktning mot ytterskärgården) varvid värden ansattes i samråd med Karlsson (2009), främst baserat på närområdenas halter.

Variablernas och parametrarnas normalfördelningar var ej perfekta i samtliga fall. Den till synes optimala transformationen valdes i samtliga fall men för syrehalten, DR, TP och Ptot var ingen transformation bra.

En intressant potentiell faktor som hade kunnat vara intressant att beakta är andelen våtmark (i procent) i alla områdets respektive tillrinningsområden. Eftersom kvicksilver lätt binder till humus som via mindre vattendrag flödar till Mälaren och ut i skärgården kunde det eventuellt ha varit en relevant faktor. Problemet med detta är att Stockholm har varit en förorenande punktkälla under lång tid och således kanske våtmarksandelen ej påverkar nämnvärt mycket. Om Stockholms mest centrala lokaler skulle bortses från kanske andelen våtmark vore en av modellens förklarande faktorer. Dock har en liknande studie utförts för små sjöar i Stockholmsområdet där det visades att kvicksilver som var den enda undersökta tungmetallen som var helt oberoende av markanvändning (Lindström, 2000b).

5.3.2 Tolkning

Vid en visuell jämförelse mellan resultaten för kvicksilver i fisk respektive i sediment går det att se ett relativt gott samband (jämför Figur 3 och Figur 5). Därav ställdes tesen att Hg_{pi} förmodligen till stor del kan förklaras av halten kvicksilver i de olika bottenområdena. Vid den första modelleringen, med enbart kustområdena som indata, konstaterades den tesen vara rimlig, eftersom förklaringsgraden för Hg_{pi} var 81 % från sedimentdata. Vid införande av Mälaronrådena till modellen antogs att vattnets salthalt eventuellt skulle påvisa en positiv signifikans, eftersom Hg-halterna i Riddarfjärden (Mälaren) är mycket lägre än halterna i det närliggande kustområdet Strömmen. Men så var ej fallet. Klorofyll, chl_a, var däremot den mest relevanta parametern i kvicksilverprediktion i fisk då alla områden inkluderades. Enligt teorin för biologisk utspädning bör det vara ett negativt samband mellan Hg-koncentration i fisk och mängden chl_a i vattnet, ty ju mer plankton som finns i området ju lägre koncentration bör varje enskilda planktonorganism ha, eftersom kvicksilvret (liksom andra gifter och metaller) späds ut och fördelas relativt jämt ju mer biomassa som finns. Ett kriterium för teorin är dock att giftmängden är konstant under utspädningen. För Stockholms skärgård påvisar modellen det rakt motsatta i och med att chl_a har en positiv korrelation gentemot Hg_{pi}-halten, se Bilaga 5. Det kan bero på att Stockholms historiska utsläpp av både metaller och näringsämnen har varit stora under en lång tid och att sambandet därför är det omvända.

Cato (2006) erhöll ett liknande resultat vid fiskanalys på Västkusten. Kopplingen mellan Hg i sediment och Hg i torsklever var positiv ($r^2=0,37$, $n=7$, $p<0,05$) och kopplingen mellan sediment och Hg i tånglake var ännu tydligare ($r^2=0,80$, $n=10$, $p<0,01$).

Vid ett sänkt F-värde för modellen som täcker hela området (kustområden samt Mälaronråden) togs även vattenvolymen och sedimenthalten med som relevanta förklarande variabler. Sedimenthalten är en förklarande variabel eftersom det är ett mått på kvicksilvermängden i lokalen. Sedimentproverna är tagna på A-bottnar och fisk lever främst på E- och T-bottnar i littoralzonen, därför finns inget direkt samband finnas mellan Hg-halt i sediment och Hg-halt i fisk, trots att modellen tar hänsyn till Hg-halten i sediment som enda förklarande variabel. Det är däremot ett mått på kvicksilversituationen i lokalen och därmed även ett mått på hur mycket kvicksilver som fisk utsätts för och därför är det en förklarande variabel. Volymens inverkan däremot kan förklaras genom utspädningsteori. En liten volym innebär att det är högre koncentration av kvicksilver (eller andra gifter) i den lokalen medan en stor volym innebär att föroreningen är mer utspädd, förutsatt att det är samma halt i sedimenten. Därför kan sedimenthalt och volym sammankopplas med varandra.

5.3.3 Resultat

När hela Stockholms skärgård modellerades utifrån sedimentprover tagna av SGU erhöles det väntade resultatet, det vill säga att Stockholm visades vara en lokalt förorenande punktkälla och att kvicksilver var som mest påtagligt i centrala Stockholm. Eftersom modellen enbart baseras på kvicksilverhalten i sediment följer situationen för fisk- och sedimenthalt varandra. En distinkt varians i Hg-halter gick att urskilja vid jämförelse av Stockholms innerskärgård och ytterskärgårdsområdena, både vid en analys av sedimenthalterna och vid modelleringen.

Högst halter modellerades för de mest centrala områdena, på grund av de höga Hg-halterna i sediment, som beror på tidigare punktutsläpp.

De framtagna modellerna skiljer sig från tidigare genomförda statistiska Hg-modeller, det vill säga ELS- och PCL-modellerna (se kapitel 2.5), eftersom dessa senare nämnda modeller skapades i syfte att kunna prediktera Hg i sjöar och inte i skärgården. Hg-tillflödet (Hg i sediment) och indirekt också primärproduktionen, som kan mätas via variablerna TP eller chl_a, är dock återkommande förklarande variabler i tidigare modelleringar och i denna studie. DR var en signifikant parameter i ELS-modellen och även i denna studie, se Bilaga 5, dock ej tillräcklig för att vara med i modellen. pH var som tidigare nämnts en osäker variabel på grund av brist på säkra data från ett flertal områden.

5.3.4 Stabilitetstest

Modellen vars domän är kustområdena (ekvation 6) påvisade relativt god stabilitet och hade ett väldigt lågt p-värde. Vid tre separata områdesbortfall (Björkfjärden, Vålarö respektive Gudinge) påvisades instabilitet och andra variabler inkluderades i modellen. På grund av instabiliteten valdes en ansättning av $F = 6$ för två av fallen, se Tabell 12. Interceptet och koefficienterna till log(Sed) var stabila förutom för dessa tre områden. Anledningar till instabiliteten kan vara att det är en för liten dataserie för att modellen skall kunna fungera tillförlitligt.

En annan anledning till instabiliteten kan vara att vissa av variablernas variationsvidder påverkas när dessa specifika områden tas bort som indata. Exempelvis har Gudinge ett av de högsta värdena i intervallen av chl_a, vattenvolym, N_{tot} och area. Detta kan innebära att Gudinge är ett viktigt område som är absolut nödvändigt att ha som indata för att modellen skall fungera, alternativt att modellen är otillförlitlig och att dessa variabler ej är tillräckligt säkra för att kunna prediktera kvicksilver i stationär fisk.

Modellen inkluderande Mälaren (ekvation 7) hade ett högt p-värde och påvisade instabilitet vid ett flertal tillfällen. Chl_a och Hg-halten i sediment var de mest frekvent återkommande variablerna. För den tredje modellen (ekvation 8) påvisades ett väldigt högt p-värde och instabilitet vid åtta av femton tillfällen och modellen kan inte anses vara trovärdig. Men modellvarianterna ger ändå en indikation på vilka variabler som är relevanta för kvicksilverhalten i fisk, även fast modellen ej kan anses vara tillräckligt säker för att användas i praktiken.

6 SLUTSATSER

Kvicksilversituationen i Stockholms skärgård är relativt god, men fisk fångad i Stockholms centrala delar bör inte konsumeras om höga kvicksilverintag skall undvikas. Stora fiskar fångade vid *Slussen* (en fångstplats i området *Strömmen*) bör inte ätas över huvud taget. Fångstplatsen *Slussen* var det enda delområdet där beräknade medelvärden av Hg i fisk (normerad till enkilosgädda) beräknades tangera det övre gränsvärdet för mänsklig konsumtion. Om SMHI:s kustavgränsningar skall beaktas istället för delområden är gädda (men inte abborre) från centrala Stockholm ätbar, eftersom *Slussen* ligger i området *Strömmen* som även inkluderar lokalerna *Djurgårdsbrunnsviken* och *Hammarby sjö*. Fiskdata från de senare nämnda områdena sänker medelvärdet på Hg-halt i fisk från *Strömmen*. Gädda går alltså att konsumera trots att den har fångats i Stockholms innerstad men enstaka exemplar kan ha mycket höga kvicksilverkoncentrationer. En abborre på 300 gram bör ej ätas om dess fångstplats är *Strömmen*, *Lilla Värtan*, *Tranholmenområdet* och *Askrikefjärden*.

För att kunna dra säkra slutsatser behövs dock mer data. Eftersom provtagningar, analys och utvärderingar är kostsamt att utföra är det förståeligt att sediment- och fiskprovtagning inte genomförs kontinuerligt. Dock var tillgängliga sedimentdata och fiskdata mellan ett och elva år gamla, det vill säga all data återspeglar inte nödvändigtvis kvicksilversituationen år 2009.

De två bästa framtagna modellerna ger r^2 -värden på 0,74 respektive 0,81, beroende på lokalval, vilket kan anses vara ett gott resultat i jämförelse med tidigare studier. Kustområdesmodellen med det högsta r^2 -värdet har ett lågt p-värde ($p < 0,0001$) medan modellen där alla områden innefattas har ett väldigt högt p-värde ($p = 0,8533$). Det betyder att kustområdesmodellen är mer tillförlitlig än den andra.

Kvicksilverhalten i sediment är den mest signifikanta variabeln av de undersökta för prediktion av kvicksilverhalt i fisk. Den variabeln speglar Hg-situationen i den undersökta lokalen. Andra variabler som spelar in är vattenvolymen och klorofyllhalten i det specifika området.

Modelltesterna påvisade instabilitet i samtliga fall, vilket betyder att resultatet ej kan anses vara helt tillförlitligt. Modellen där samtliga områden inkluderades varierade dock betydligt mer än kustområdesmodellen.

Det modellerade resultatet för kvicksilverhalten i fisk i hela Stockholms skärgård indikerar på att situationen generellt sett är acceptabel förutom i centrala Stockholm.

7 REFERENSER

- Amalgamskadefonden. (2009). *Amalgam förbjuds från den 1 juni 2009*.
http://www.amalgamskadefonden.se/news.asp?id_News=106&ref=4 Publicerad 2009-01-14,
hämtad 2009-07-07.
- Andersson, G., Jorner, U., Ågren, A. (1994). *Regression- och tidsserieanalys*, andra upplagan.
Studentlitteratur, Lund. (276s)
- Becker, W., Danerud, P-O., Petersson-Grawé, K. (2007). *Fiskkonsumtion – risk och nytta*.
Livsmedelsverket. Rapport 2007:12. (140s)
- BioKin Ltd. (2007). *Critical values of F-Statistics*. <http://www.biokin.com/tools/fcrit.html>
Publicerad 2007-08-28, hämtad 2009-11-20.
- Bloom, N. S. (1992). *On the chemical form of mercury in edible fish and marine
invertebrate tissue*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49, 1010-1017.
- Carlsson, Sten-Åke. (2009). Skriftl. E-post. 2009-11-17.
- Cato, I. (2006). *Miljö kvalitet och trender i sediment och biota utmed Bohuskusten 2000/2001
– en rapport från sju kontrollprogram*. Sveriges geologiska undersökning (SGU), Rapporter
och meddelanden, 122.
- Drott, A., Lambertsson, L., Björn, E. & Skyllberg, U. (2007) *Importance of dissolved
neutral mercury sulfides for methyl mercury production in contaminated
sediments*. Environmental Science & Technology, 41, 2270-2276.
- EU-kommissionen (2001). *Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 av den 8 mars 2001
om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel*. ([http://eur-
lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:077:0001:0013:SV:PDF](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:077:0001:0013:SV:PDF))
- Hansson, T., Schiedek, D., Lehtonen, K. K., Vuorinen, P. J., Liewenborg, B., Noaksson, E.,
Tjärnlund, U., Hanson, M. & Balk, L. (2006). *Biochemical biomarkers in adult female perch
(Perca fluviatilis) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden)*.
Marine Pollution Bulletin, 53, 451-468.
- Håkanson, L. & Jansson, M. (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag,
Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo. (316s)
- Håkanson, L. & Peters, R.H. (1995). *Predictive limnology - methods for predictive modelling*.
SPB Academic Publishers, Amsterdam. (464s)
- Håkanson, L. (1998). *Water Pollution – methods and criteria to rank, model and remediate
chemical threats to aquatic ecosystems*. Backhuys Publishers, Amsterdam. (238s)

- Håkanson, L., Gyllenhammar, A., Karlsson, M. (2002). *Östersjön – hur läget är, hur det borde vara och hur man kommer dit!* Uppsala Universitet, Institutionen för geovetenskaper, LUVA 02-01. Geotryckeriet, 2002. (109s)
- Ivarsson, A. (1997). *Abborre, Europeisk*. <http://www.fiskbasen.se/abborre.html> Hämtad 2009-12-22.
- Jenssen, B. (2005). *Kvicksilver i den svenska miljön: förekomst, tillförsel och trender*. Länsstyrelsen i Stockholms län. (8s)
- Jonsson, P., Persson, J., Holmberg, M. (2003). *Skärgårdens bottenar. En sammanställning av sedimentundersökningar gjorda 1992-1999 i skärgårdsområden längs svenska ostkusten*. Naturvårdsverket, rapport 5212. (112s) ISBN:91-620-5212-8
- Jonsson, T. (2009). *Inget amalgam hos tandläkaren*. <http://www.vll.se/default.aspx?id=40548> Publicerad 2009-06-02, hämtad 2009-07-09.
- Jönsson, A. (2007). Sedimentdata tagna av Anders Jönsson, Tyréns AB vid *Slussenprojektet*.
- Karlsson, A. (2006). *Kvicksilver – ett stort miljöhot*. <http://www.miljoportalen.se/kemi/tungmetaller/kvicksilver-2013-ett-stort-miljoehot> Publicerad 2006-10-03, hämtad 2009-11-10.
- Karlsson, Magnus. (2009). Muntl. 2009-09-10.
- KemI. (2009a). *Kvicksilver*. http://www.kemi.se/templates/Page_____3320.aspx Publicerad 2009-01-15, hämtad 2009-09-10.
- KemI. (2009b). *Gränsvärden*. http://www.kemi.se/templates/Page_____3249.aspx#gransvarden Publicerad 2009-05-26, hämtad 2009-07-07.
- KemI. (2009c). *Regler om kvicksilver*. http://www.kemi.se/templates/Page_____5484.aspx Publicerad 2009-06-24, hämtad 2009-07-07.
- Lantmäteriverket Gävle. (2009). *Sveriges länsstyrelser och vattenmyndigheter*. <http://www.gis.lst.se/vattenkartan/> Hämtad 2009-11-01.
- Lindström, M. (2000). *Predictive Modelling of Heavy Metals in Urban Lakes*. Uppsala universitet, Teknisk-naturvetenskapliga vetenskapsområdet, Geovetenskapliga sektionen, Institutionen för geovetenskaper. ISSN 1104-232X; 584 (28s)
- Lindström, M. (2000b). *Urban land use influences of heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes*. *Water, Air & Soil Pollution: Springer Netherlands*. 126, 363-383.
- Lindström, M. & Håkanson, L. (2001). *Urban land-use influences on transport of heavy metals to lakes and concentrations in fish*. *Water, Air & Soil Pollution, Focus 1*: 119-132.

- Lännergren, Christer. (2009). Skriftl. E-post. 2009-10-09.
- Malmeus, M. & Karlsson, M. (2009). *Dioxinflöden i Kallrigafjärden*. IVL Rapport B1836.
- Meili, M. (1991). *Fluxes, pools and turnover of mercury in Swedish forest lakes*. *Water, Air, Soil Pollution* 56, 719-727.
- Meili, M. Kärrhage, P. & Borg, H. (2004). *Kvicksilver i fisk och födodjur i 10 Skånska sjöar år 2002*. Stockholms Universitet, Institutet för tillämpad miljöforskning, ITM.
- Meili, M., de Vries, W., Schütze, G., Lofts, S., Tipping, E., Römkens, P.F.A.M. & Groenenberg, J.E. (2005). *Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury*. Alterra report 1104, Dutch Ministries of Agriculture, Nature and Food Quality and of Housing, Spatial Planning and Environment. ISSN 1566-7197 (<http://icpmapping.org/cms/zeigeBereich/13/gibDatei/272/report1104agcim37x1cd.pdf>)
- Meili, Markus. (2009). Skriftl. E-post. 2009-09-07.
- Miljöförvaltningen i Stockholm. (2009). *Kvicksilver i sediment*. <http://miljobarometern.stockholm.se/key.asp?mp=TEMA&mo=6&dm=2&nt=4> Publicerad 2009-04-07, hämtad 2009-07-20.
- Miljökemisk sedimentdatabas SGU. (2009). Sveriges geologiska undersökning (SGU), Cato, I.
- Månsson, N. & Bergbäck, B. (2007). *Bly, kadmium och kvicksilver. – Flöden och lager i Stockholms teknosfär*. Institutionen för Naturvetenskap, Högskolan i Kalmar.
- Naturvårdsverket. (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav*. Rapport 4914. ISBN 91-620-4914-3.
- Naturvårdsverket. (2000). *Environmental Quality Criteria – Lakes and Watercourses*. Rapport 5050. (102s) ISBN 91-620-5050-8
- Naturvårdsverket. (2004). *Kort om miljön och vår konsumtion – för upphandlare och inköpare*. (32s) ISBN 91-620-1173-X.pdf
- Naturvårdsverket. (2009a). *Internationella åtgärder krävs*. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljogifter/Metaller/Internationella-atgarder-kravs/> Publicerad 2009-05-07, hämtad 2009-09-11.
- Naturvårdsverket. (2009b). *Utsläpp av metaller till luft*. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Utslappsdata/Utslapp-av-metaller-till-luft/> Publicerad 2009-01-22, hämtad 2009-10-20.
- Nationalencyklopedin. (2009). *Kvicksilver*. <http://www.ne.se/lang/kvicksilver> Hämtad 2009-07-09.

- Nationalencyklopedin. (2009b). *Klor-alkaliprocessen*.
<http://www.ne.se/klor%26ndash%3Balkaliprocessen#> Hämtad 2009-09-10.
- Nielsen, B., Bydén, S. & Bergil, C. (1999). *Kvicksilver i Örebro län – flöden, förråd och avveckling*. Länsstyrelsen Örebro län. Rapport 1999:5.
- NIST/SEMATECH. (2006). *e-Handbook of Statistical Methods*,
<http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/>
(<http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/mpc/section3/mpc365.htm>) Hämtad 2009-11-20.
- SMHI. (2003). *Djupdata för havsområden 2003*. Svenskt vattenarkiv. SMHI Oceanografi rapport **73**, 2003. (69s) ISSN 0283-7714
- Skyllberg, U. (2003). *Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten*. Fakta – skog SLU, 11.
- Sundberg, H., Tjärnlund, U., Åkerman, G., Ishaq, R., Liewenborg, B., Zebühr, Y., Linderöth, M., Broman, D. & Balk, L. (2003). *Undersökning av kemikalier med biologisk aktivitet i Örserumsviken - Slutrapport mars 2003*. (28s)
- Sternbeck, J. (2000). *Sediment som mått på belastning av metaller, PAH och PCB i Stockholm*. IVL Rapport A20110.
- Sternbeck J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, Anna., Junedahl, E., Cato, I. (2003). *WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region*. IVL Rapport B1538.
- Stockholm Vatten. (1999). *Sedimentdata tagna av Stockholm Vatten 1999*.
- Sundbom, M., Meili, M., Johansson, A.-M. (2007). *Kvicksilver i fisk 2006 – Kartering och miljöövervakning i Stockholm*. ITM, Stockholms universitet. (42s) ISBN:ISSN 1653-9168
- Walve, J. (2009). *Svealands kustvattenvårdsförbunds årsrapport 2008*. Systemekologiska institutionen, Stockholms universitet. (16s)
- Åkerblom, S. & Johansson, K. (2008). *Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum*. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala. Rapport 2008:8. ISSN 1403-977X.
- Åkesson, M. (2005). *Inventering av förorenad mark – Kolgasverktomter*. Länsstyrelsen i Skåne län. (14s)
- Östlund, P., Sternbeck, J. & Brorström-Lundén, E. (1998). *Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm: flöden och halter*. IVL Rapport B1297. (97s) ISBN 91-630-6738-2.
- Östlund, P., Palm, V. (1998). *Metaller, blyisotoper och denitrifikationspotential i sediment runt Stockholms stad*. IVL Rapport B1287.

BILAGA 1. SEDIMENTDATA

Samtliga tidigare opublicerade kvicksilverhalter i sediment listas nedan. * = Jönsson (2007) och ** = Karlsson (2008). Värden utan asterix är från Stockholm Vatten (1999).

Tabell 1. Opublicerade sedimentdata samt data från Stockholm Vatten (1999) och Jönsson (2007)

Område	Hg-halt [mg/kg TS]	Glöd- förlust [%]	Område	Hg-halt [mg/kg TS]	Glöd- förlust [%]	
Riddarfjärden	0,9	- *	Blockhusudden	1,3	18	
	1,8	- *		1,5	18	
	0,56	- *		1,4	16	
	1,2	- *	Fjäderholmarna	1,2	20	
	0,81	- *		1,1	20	
	0,57	- *		1,2	20	
	0,79	- *	Blomskär	0,2	17	
	0,58	- *		0,2	17	
	0,75	- *		0,2	17	
	1,2	- *	Stora Värtan	0,34	14	**
0,33	- *	Askrikefjärden	0,4	20		
Slussen	2,5	- *		0,4	20	
	2,2	- *		0,4	20	
	4,2	- *	Tegelön	0,84	16	**
	4	- *		0,94	18	**
	4,5	- *		0,93	13	**
	2,9	- *	N Höggarnsfjärden	1,0	17	
	5,3	- *		1,1	17	
	3,8	- *		1,0	18	
	4,3	- *	S Höggarnsfjärden	0,9	18	
	1,9	- *		0,9	18	
	3,3	- *		0,9	18	
	4,6	- *	Torsbyfjärden	0,7	16	
	2,7	- *		0,7	15	
	2,5	20		0,7	15	
	2,7	20	Solöfjärden	0,6	15	
2,3	21	0,5		16		
1,8	20	0,5		15		
Saltsjökvärn	2,4	20	Gällnöport	0,096	14	**
	2,0	21	Kallskär	0,27	22	**
	Beckholmen	2,7	20	Kallrigafjärden	0,13	15
3,7		17		0,16	14	**
2,6		20	Tvären	0,037	9,2	**

BILAGA 2. SAMTLIGA FISKDATA SAMT BERÄKNADE NORMERINGAR

Ekvationerna som används till normeringen finns beskrivna i kapitel 3.3.3 och viss essentiell teori finns beskrivet i kapitel 3.3.1.

Djurgårdsbrunnsviken samt *Hammarby sjö* är en del av området Strömmen. *Saltsjön* är en del av Lilla Värtan. *Brunnsviken* och *Husarviken* representerar Tranholmenområdet. *Kummelnäs* är Askrikefjärden och *Lökholmen* är en del av Björkskärsområdet. Fisk från Sundbom m.fl. (2007) är kursivt skrivna i tabellen nedan.

Tabell 1. Data över samtliga fiskar som har använts till denna studie med vikt (W) och specifik uppmätt Hg-halt i respektive fisk samt de beräknade normeringarna som användes till modelleringen och som indata till GIS-figurerna. Samtliga fiskar är abborrar om inget annat nämns.

Station	W tot [g]	Hg [µg/kg fv]	Normerad enkilosgädda
Adelsö	160,6	203,8	327
Adelsö	151,0	130,4	216
Adelsö	169,8	178,2	278
Adelsö	193,5	136,8	199
Adelsö	162,0	374,4	598
Adelsö	183,5	137,4	205
Adelsö	210,0	181,6	252
Adelsö	240,4	153,6	198
Adelsö	248,2	138,4	175
Adelsö	250,3	192,6	243
<i>Adelsö</i>	<i>212,8</i>	<i>172,6</i>	<i>238</i>
<i>Adelsö</i>	<i>170,7</i>	<i>123,2</i>	<i>192</i>
<i>Adelsö</i>	<i>164,1</i>	<i>169</i>	<i>268</i>
<i>Adelsö</i>	<i>161,9</i>	<i>142,2</i>	<i>227</i>
<i>Adelsö</i>	<i>168,7</i>	<i>134,6</i>	<i>211</i>
<i>Adelsö</i>	<i>152,8</i>	<i>208</i>	<i>343</i>
<i>Adelsö</i>	<i>164,1</i>	<i>222</i>	<i>353</i>
<i>Adelsö</i>	<i>213,2</i>	<i>250</i>	<i>345</i>
<i>Adelsö</i>	<i>378,5</i>	<i>230</i>	<i>230</i>
Färingsö	170,3	158,2	246
Färingsö	148,6	156	261
Färingsö	158,9	195,2	315
Färingsö	152,3	169,4	279
Färingsö	178,1	173	263
Färingsö	164,0	193,8	307
Färingsö	164,3	102,2	162

Färingsö	169,1	129,6	202
Färingsö	158,8	184,6	298
Färingsö	166,7	112,8	177
Riddarfjärden	204,5	186,8	263
Riddarfjärden	208,0	220,8	308
Riddarfjärden	204,3	185,8	262
Riddarfjärden	200,5	332	473
Riddarfjärden	216,0	196,2	268
Riddarfjärden	205,6	285	400
Riddarfjärden	228,3	570,2	756
Riddarfjärden	234,7	179,2	234
Riddarfjärden	240,3	219,8	283
Riddarfjärden	212,4	306,6	423
<i>Riddarfjärden</i>	213,5	400	551
<i>Riddarfjärden</i>	247,3	312	397
<i>Riddarfjärden</i>	228,6	304	404
<i>Riddarfjärden</i>	203,2	124,6	176
<i>Riddarfjärden</i>	250,1	336	424
<i>Riddarfjärden</i>	280,9	222	263
<i>Riddarfjärden</i>	248,7	107	136
<i>Riddarfjärden</i>	228,8	195,2	259
<i>Riddarfjärden</i>	278,7	902	1072
<i>Riddarfjärden</i>	457,7	306	273
<i>Årstaviken</i>	497,2	466	396
<i>Årstaviken</i>	618,1	1086	811
<i>Årstaviken</i>	31,7	118,2	398
<i>Årstaviken</i>	28,3	61,8	217
<i>Årstaviken</i>	356,3	382	395
<i>Årstaviken</i>	419,1	448	421
<i>Årstaviken</i>	27,1	50,6	180
<i>Årstaviken</i>	31,1	124,4	422
<i>Årstaviken</i>	32,6	93,6	312
<i>Årstaviken</i>	32,2	49,8	167
<i>Årstaviken</i>	26,7	57,2	205
<i>Årstaviken</i>	26,7	53,2	191
<i>Årstaviken</i>	30,3	55,6	190
<i>Årstaviken</i>	32,0	117,6	395
<i>Årstaviken</i>	27,9	163,6	577
<i>Årstaviken</i>	37,9	75,8	238
<i>Ulsunda/Bällstaviken</i>	743,4	332	222
<i>Ulsunda/Bällstaviken</i>	26,4	28,2	102
<i>Ulsunda/Bällstaviken</i>	30,5	53,2	182
<i>Ulsunda/Bällstaviken</i>	28,1	46,6	164
<i>Ulsunda/Bällstaviken</i>	51,9	85,8	237
<i>Ulsunda/Bällstaviken</i>	35,9	41,6	134

<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	95,2	206	431
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	35,5	45	145
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	33,3	42,6	141
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	27,4	58,8	209
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	33,7	118,6	390
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	30,4	41,8	143
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	51,4	135,2	375
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	29,5	50	173
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	36,4	44,2	141
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	30,2	47,4	163
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	33,2	46,2	153
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	34,3	37,6	123
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	354,5	208	216
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	315,4	344	381
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	37,1	99,4	315
<i>Ulvsunda/Bällstaviken</i>	48,0	113,6	325
Slussen	144,6	941,2	1595
Slussen	166,1	1199,8	1891
Slussen	158,0	1052,6	1703
Slussen	182,2	218	327
Slussen	184,6	634,4	945
Slussen	178,0	296	450
Slussen	173,3	581,8	896
Slussen	198,7	160,2	229
Slussen	207,4	566,6	792
Slussen	212,3	866	1196
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	25,1	116,2	426
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	20,6	122,2	479
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	26,2	128,2	463
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	19,6	97,6	389
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	21,2	139	540
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	17,6	169,2	697
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	22,1	117,2	448
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	17,9	90,2	370
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	28,8	514	1793
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	32,2	296	991
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	81,1	358	809
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	64,1	169,2	426
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	65,3	312	779
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	83,5	592	1321
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	85,0	652	1442
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	77,2	542	1254
<i>Djurgårdsbrunnsviken</i>	119,8	550	1028
<i>Hammarby sjö</i>	22,2	85,4	326
<i>Hammarby sjö</i>	30,1	127,4	437

<i>Hammarby sjö</i>	36,0	97,2	312
<i>Hammarby sjö</i>	24,0	113,4	422
<i>Hammarby sjö</i>	24,9	124	456
<i>Hammarby sjö</i>	35,3	78,8	255
<i>Lilla Värtan (gädda)</i>	724,4	364	318
<i>Lilla Värtan</i>	81,2	310	700
<i>Saltsjön</i>	94,3	446	938
<i>Saltsjön</i>	203,8	145	205
<i>Saltsjön</i>	179,9	1078	1631
<i>Saltsjön</i>	225,0	492	659
<i>Saltsjön</i>	149,4	340	567
<i>Saltsjön</i>	230,5	458	605
<i>Saltsjön</i>	227,2	256	341
<i>Saltsjön</i>	277,3	370	441
<i>Saltsjön</i>	350,0	197,4	206
<i>Saltsjön</i>	470,0	1390	1222
<i>Brunnsviken</i>	209,3	448	628
<i>Brunnsviken</i>	183,5	560	838
<i>Brunnsviken</i>	229,4	246	326
<i>Brunnsviken</i>	341,0	490	519
<i>Brunnsviken</i>	333,1	470	505
<i>Brunnsviken</i>	315,1	1804	2001
<i>Brunnsviken</i>	254,9	498	623
<i>Husarviken</i>	19,4	57,4	229
<i>Husarviken</i>	20,6	73,8	289
<i>Husarviken</i>	26,5	103,8	373
<i>Husarviken</i>	29,9	141,8	488
<i>Husarviken</i>	48,4	73,4	209
<i>Husarviken</i>	45,6	264	770
<i>Kummelnäs</i>	114,8	425	810
<i>Kummelnäs</i>	121,3	521	967
<i>Kummelnäs</i>	146,8	296	497
<i>Kummelnäs</i>	172,0	497	769
<i>Kummelnäs</i>	176,3	120	184
<i>Kummelnäs</i>	177,8	408	619
<i>Kummelnäs</i>	161,2	340	545
<i>Kummelnäs</i>	166,6	714	1124
<i>Kummelnäs</i>	166,7	126	198
<i>Kummelnäs</i>	181,9	482	723
<i>Torsbyfjärden</i>	115,3	327	622
<i>Torsbyfjärden</i>	130,3	270	482
<i>Torsbyfjärden</i>	162,9	284	453
<i>Torsbyfjärden</i>	148,4	334	558
<i>Torsbyfjärden</i>	164,0	355	563
<i>Torsbyfjärden</i>	150,8	345	573

Torsbyfjärden	172,5	473	730
Torsbyfjärden	185,9	115	170
Torsbyfjärden	172,9	344	531
Torsbyfjärden	195,3	92	133
Vindö	162,0	113	180
Vindö	186,7	181	267
Vindö	198,1	116	166
Vindö	183,3	142	213
Vindö	181,6	157	237
Vindö	182,1	140	209
Vindö	207,1	136	190
Vindö	207,8	127	177
Vindö	202,0	75	106
Vindö	219,4	410	556
Lökholmen	159,8	140	226
Lökholmen	177,5	74,4	113
Lökholmen	163,6	96	152
Lökholmen	181,1	138	207
Lökholmen	198,3	168	241
Lökholmen	196,1	123	177
Lökholmen	202,6	132	186
Lökholmen	200,6	167	238
Lökholmen	199,3	178	254
Lökholmen	207,8	117	164
Björkskär	165,9	47,4	75
Björkskär	163,2	56,2	89
Björkskär	186,6	38,6	57
Björkskär	160,0	102	164
Björkskär	177,2	72,6	111
Björkskär	202,8	90	127
Björkskär	212,3	87,6	121
Björkskär	191,8	59,8	87
Björkskär	215,1	81,2	111
Björkskär	204,4	54,6	77
Kallriga	37,9	55	173
Kallriga	54,1	47,8	130
Kallriga	82,1	44,4	100
Kallriga	56,0	56,2	150
Kallriga	53,0	55	150
Kallriga	64,0	59	149
Kallriga	71,5	45,4	109
Kallriga	49,0	40,6	115
Kallriga	55,1	50,6	136
Kallriga	52,2	55,6	153
Gudinge	49,7	88,6	249

Gudinge	71,9	192	458
Gudinge	61,2	72,2	185
Gudinge	60,3	153,8	398
Gudinge	107,6	248,4	489
Gudinge	52,9	66,6	182
Gudinge	39,9	66,2	204
Gudinge	52,9	72,2	198
Gudinge	43,7	167,2	496
Gudinge	47,6	62,4	179
Vålarö	71,0	46	110
Vålarö	79,9	63,6	145
Vålarö	75,6	33	77
Vålarö	80,3	44,6	101
Vålarö	82,6	38	85
Vålarö	73,2	74	175
Vålarö	73,9	32,2	76
Vålarö	90,9	53,6	115
Vålarö	71,5	53,2	127
Vålarö	50,5	59,8	167

BILAGA 3. INDATA TILL MODELLEN

Samtliga indata till kustområdesmodellen, det vill säga $\log(\text{Hgpi}) = 2,70 + 0,44 \cdot \log(\text{Sed})$, går att se i tabell 1, 2 och 3.

Tabell 1. Samtliga indata till kustområdesmodellen (1 av 3)

Område	logHgpi	logSed	log(Area +0.01)	Rot(A-Area)	Rot(Dm)	ln(Dmax)
Strömmen	2,89	0,62	0,58	6,16	3,74	3,56
Lilla värtan	2,81	0,23	0,78	6,48	4,36	3,74
Tranholmenområdet	2,78	0,21	1,02	7,00	3,32	3,37
Askrikefjärden	2,81	-0,04	1,52	6,00	4,12	4,04
Torsbyfjärden	2,68	-0,36	1,09	7,07	4,00	3,78
Vindö	2,36	-0,74	1,54	6,86	7,21	4,62
Björkskärsfjärden	2,17	-0,77	2,35	6,48	4,00	4,43
Vålarö	2,07	-1,40	1,41	7,68	2,00	3,37
Kallrigafjärden	2,13	-0,82	0,81	2,45	1,45	2,30
Gudinge	2,48	-1,00	2,61	1,00	3,46	4,04

Tabell 2. Samtliga indata till kustområdesmodellen (2 av 3)

Område	ln(tillromr)	Tillr ^{0.1}	V ^{0.1}	Dr ^{0.1}	ln(TOC)	pH(otrans)
Strömmen	10,03	1,68	0,74	0,82	1,82	7,14
Lilla värtan	4,66	0,97	0,80	0,81	1,81	7,27
Tranholmenområdet	1,81	0,72	0,80	0,88	1,81	7,27
Askrikefjärden	4,13	0,92	0,95	0,90	1,74	7,31
Torsbyfjärden	3,48	0,86	0,85	0,86	1,72	7,15
Vindö	1,50	0,58	1,06	0,80	1,72	7,15
Björkskärsfjärden	2,64	0,79	1,13	0,99	1,72	7,15
Vålarö	4,11	0,92	0,80	1,02	1,72	7,15
Kallrigafjärden	7,15	1,23	0,65	1,02	2,00	7,15
Gudinge	5,71	1,10	1,18	1,05	2,00	7,15

Tabell 3. Samtliga indata till kustområdesmodellen (3 av 3)

Område	log(Syre+1)	log (Sikt)	Chla ^{0.1}	ln(Sal%)	O ₂ sat ^{0.1}	Ptot ^{0.1}	ln(Ntot)
Strömmen	0,84	0,57	1,27	1,27	1,46	1,47	6,90
Lilla värtan	0,89	0,57	1,26	1,45	1,48	1,46	6,71
Tranholmenområdet	0,71	0,57	1,26	1,37	1,43	1,43	6,51
Askrikefjärden	0,90	0,60	1,27	1,46	1,49	1,42	6,46
Torsbyfjärden	0,92	0,60	1,27	1,45	1,50	1,38	6,21
Vindö	0,53	0,78	1,16	1,75	1,38	1,36	5,75
Björkskärsfjärden	0,92	0,83	1,11	1,76	1,48	1,32	5,63
Vålarö	0,92	0,60	1,10	1,63	1,48	1,39	5,80
Kallrigafjärden	0,92	0,40	1,13	1,31	1,48	1,32	5,99
Gudinge	0,92	0,66	1,09	1,25	1,48	1,28	5,55

BILAGA 4. NORMERADE FISKDATA

Beräknade medelvärden över normerade fiskar från samtliga provtagningsplatser går att se i tabell 1.

Tabell 1. Abborrdata normerade till enkilosgäddor för respektive fångstplats utan hänsyn tagen till SMHI:s avgränsningsområden. * motsvarar att data togs från Sundbom m.fl. (2007) och blankt fält motsvarar att fiskarna hittills har varit opublicerade

Fångstplats	Normerad Hg-halt ± 1 std-avvikelse [µg/kg fv]	Färgklassificering	Område
Adelsö	269±124	■	Adelsö
Adelsö *	267±63	■	Adelsö
Färingsö	251±54	■	Färingsö
Riddarfjärden	367±159	■	Riddarfjärden
Riddarfjärden *	396±269	■	Riddarfjärden
Årstaviken *	345±173	■	Årstaviken
Ulvsunda/Bällstaviken*	221±101	■	Ulvsunda/Bällsta
Karlbergssjön *	255	■	-
Hammarby sjö *	368±81	■	Strömmen
Slussen	1002±586	■	Strömmen
Djurgårdsbrunnsviken*	803±434	■	Strömmen
Saltsjön *	682±460	■	Lilla värtan
Lilla värtan *	509	■	Lilla värtan
Husarviken *	393±211	■	Tranholmen
Brunnsviken *	777±562	■	Tranholmen
Kummelnäs	644±303	■	Askrikefjärden
Torsbyfjärden	481±190	■	Torsbyfjärden
Vindö	230±122	■	Vindö
Lökholmen	196±45	■	Björkskär
Björkskär	102±31	■	Björkskär
Kallriga	136±23	■	Referensplats
Gudinge	304±139	■	Referensplats
Vålarö	118±36	■	Referensplats

BILAGA 5. KORRELATIONSMATRISER

Korrelationsmatris för skärgårdsekvationen (ekvation 6). Samtliga variabler och parametrar är transformerade trots att det ej står i x-led i tabellen på grund av platsbrist.

Variabel	Korrelationsmatris för kustområdena. Markerade korrelationer är signifikanta för $p < .05000$ N=10																		
	Hgpi	Sed	Area	A-Area	Dm	Dmax	Tillromr	Tillr	V	DR	TOC	pH	Syre	Sikt	Chla	Sal%	O ₂ sat	Ptot	Ntot
Log(Hgpi)	1																		
Log(Sed)	0.9	1																	
log(Area+0.01)	-0.41	-0.6	1																
Rot(A-Area)	0.18	0.27	-0.35	1															
Rot(Dm)	0.29	0.21	0.16	0.33	1														
ln(Dmax)	0.14	-0.02	0.59	0.28	0.82	1													
ln(Tillromr)	0.19	0.28	-0.36	-0.44	-0.44	-0.49	1												
Tillrinning ^{0.1}	0.24	0.34	-0.36	-0.39	-0.45	-0.47	0.99	1											
Volym ^{0.1}	-0.16	-0.36	0.92	-0.18	0.53	0.84	-0.44	-0.44	1										
DR ^{0.1}	-0.69	-0.74	0.57	-0.57	-0.68	-0.3	0.09	0.07	0.21	1									
ln(TOC)	-0.09	-0.1	0.05	-0.93	-0.47	-0.54	0.55	0.51	-0.13	0.47	1								
pH(otrans)	0.58	0.52	-0.2	0.22	0.08	0.03	-0.28	-0.26	-0.13	-0.32	-0.16	1							
log(Syre +1)	-0.11	-0.16	0.11	-0.31	-0.71	-0.35	0.43	0.43	-0.14	0.56	0.26	-0.05	1						
log(Sikt)	-0.18	-0.24	0.69	0.29	0.67	0.92	-0.55	-0.52	0.85	-0.07	-0.53	-0.2	-0.33	1					
Chla ^{0.1}	0.89	0.89	-0.66	0.46	0.25	-0.01	0.06	0.1	-0.43	-0.81	-0.32	0.59	-0.16	-0.3	1				
ln(Sal%)	-0.49	-0.41	0.33	0.58	0.47	0.57	-0.68	-0.69	0.41	-0.08	-0.74	-0.12	-0.32	0.73	-0.29	1			
O ₂ sat ^{0.1}	0.07	0	0.01	-0.2	-0.64	-0.32	0.38	0.39	-0.2	0.39	0.16	0.08	0.97	-0.4	0.06	-0.35	1		
Ptot ^{0.1}	0.71	0.79	-0.74	0.63	0.11	-0.09	0.17	0.22	-0.56	-0.73	-0.41	0.53	-0.16	-0.3	0.81	-0.15	-0.03	1	
ln(Ntot)	0.83	0.93	-0.79	0.34	0	-0.25	0.38	0.43	-0.62	-0.68	-0.11	0.54	-0.02	-0.5	0.89	-0.45	0.13	0.91	1



































Korrelationsmatris för modellen som täcker hela skärgården (ekvation 8). Samtliga variabler och parametrar är transformerade trots att det ej står i x-led i tabellen på grund av platsbrist.

Variabel	Korrelationsmatris för hela området. Markerade korrelationer är signifikanta för $p < .05000$ N=15													
	Hgpi	Sed	Area	A-Area	V	TOC	pH	Syre	Sikt	Chla	Sal‰	Syre%	Ptot	Ntot
log(Hgpi)	1													
log(Sed)	0.73	1												
log(Area+0.01)	-0.31	-0.73	1											
Rot(A-Area)	0.19	0.18	-0.22	1										
Volym^0.1	-0.13	-0.57	0.94	-0.11	1									
ln(TOC)	-0.15	-0.3	0.23	-0.25	0.18	1								
pH(otrans)	0.11	0.43	-0.51	-0.05	-0.41	-0.26	1							
log(Syre+1)	-0.16	-0.12	-0.01	-0.3	-0.15	0.22	0.33	1						
log(Sikt)	-0.06	-0.35	0.67	0.31	0.78	-0.19	-0.4	-0.39	1					
Chla^0.1	0.74	0.84	-0.69	0.36	-0.54	-0.19	0.35	-0.06	-0.42	1				
log(Sal‰+1)	0.05	-0.12	0.31	0.09	0.27	-0.46	-0.63	-0.47	0.42	-0.24	1			
O ₂ Sat^0.1	-0.04	0.06	-0.19	-0.2	-0.26	0.15	0.57	0.94	-0.47	0.17	-0.65	1		
Ptot^0.1	0.58	0.79	-0.76	0.49	-0.65	-0.28	0.41	-0.06	-0.43	0.84	-0.21	0.13	1	
ln(Ntot)	0.66	0.74	-0.7	0.28	-0.59	0.09	0.4	0.15	-0.53	0.85	-0.49	0.35	0.85	1

BILAGA 6. MODELLERADE FISKDATA FÖR STOCKHOLMS SKÄRGÅRD

Modellen kördes för samtliga områden som sedimentdata existerade från. Resultatet redovisas nedan i tabell 1. Områden med fet stil är ej modellerade, utan de är empiriska fiskdata.

Tabell 1. Modellens resultat givet indata från SGU. Sedimentdata från Märsgarn/Viksgarn erhöles från Magnus Karlsson

Område	Sediment (MV)	Hgpi, modellresultat	Färgklassificering
Askrikefjärden	0,91	644	
Asköfjärden	0,15	217	
Baggensfjärd	0,32	303	
Biskopsfjärden	0,15	217	
Björkskärsfjärden	0,17	149	
Björköfjärden	1,65	625	
Brandfjärden	0,18	235	
Bulleröfjärden	0,19	241	
Edeboviken	0,26	276	
Eknösundet	0,23	262	
Erstaviken	0,12	196	
Fällnäsvisken	0,13	203	
Gillögafjärden	0,08	164	
Granhamnsfjärden	0,05	133	
Gränöfjärden	0,18	235	
Gräsköfjärden	0,17	229	
Gälnan	0,07	155	
Gälöfjärden	0,16	223	
Hallsfjärden	0,76	444	
Hanstensfjärden	0,17	229	
Havssvalget	0,31	299	
Himmersfjärden	0,22	257	
Horsfjärden	0,15	217	
Ingaröfjärden	0,20	246	
Jungfrufjärden	0,15	217	
Kallskärsfjärden	0,14	210	
Lilla värtan	1,68	653	
Mysingen	0,14	210	
Märsgarn/Viksgarn	1,65	625	
Möja	0,16	220	
Norrfjärden	0,16	223	
Norrtäljeviken	1,80	650	
Nämdöfjärden	0,18	235	
Näslandsfjärden	0,37	323	

Nö Kobbjärden sek namn	0,61	403	■
Sandemars fjärds sek namn	0,09	173	■
Singöfjärden	0,16	223	■
Skagsfjärden	0,15	217	■
Skatfjärden	0,07	155	■
Skurusundet	0,93	485	■
Solöfjärden	0,38	325	■
Stora värtan	0,27	282	■
Strömmen	4,21	784	■
Svartlögafjärden	0,21	251	■
Svärdsfjärden	0,15	217	■
Torsbyfjärden	0,44	481	■
Tranholmenområdet	1,64	600	■
Trälhavet	0,46	357	■
Träsköfjärden	0,14	207	■
Uddjupet	0,15	217	■
V Saxarfjärden	0,35	314	■
Vaxholmsfjärden	0,87	471	■
Vidingefjärden	0,11	189	■
Vindö	0,18	230	■
Yxlaområdet	0,08	164	■
Älgöfjärd	0,14	210	■
Ö Saxarfjärden	0,16	223	■