

Nya gifter -
nya verktyg

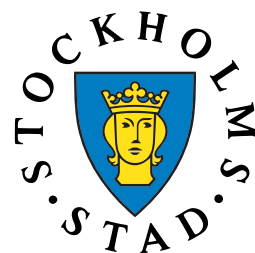


ISSN 1653-9168

Kvicksilver i fisk 2006

Kartering och miljöövervakning i Stockholm

Marcus Sundbom, Markus Meili och Ann-Marie Johansson
Institutionen för tillämpad miljövetenskap, ITM, Stockholms universitet



Under åren 2004-2008 driver Miljöförvaltningen tillsammans med Stockholm Vatten AB projektet Nya gifter – Nya verktyg med finansiering ur stadens Miljömiljard.

Projektets mål är att ta fram information om vilka ämnen som bör prioriteras i stadens miljögiftsarbete, både i form av åtgärder och miljöövervakning. Det ska också beskriva var i staden de prioriterade ämnena används, hur de når stockholm-miljön och vad staden och andra aktörer kan göra för att minska de problem som är förknippade med miljögifter i Stockholm.

En sammanfattande slutrapport kommer att publiceras under våren 2008.

Varje författare ansvarar för innehållet i respektive delrapport.

Stockholm 2007

Omslagsillustration:
Tobias Flygar

Ett samarbete mellan:



ISSN: 1653-9168

Innehåll

Sammanfattning	2
Abstract	3
1. Inledning	4
2. Metod	4
Lokaler	4
Provinsamling och provpreparering	5
Kemiska analyser	5
Normering efter storlek och fiskart	6
3. Resultat	9
Fiske	10
Uppmätta kvicksilverhalter	11
Variation inom lokaler och storlekssamband	12
Storleksnormering	14
Kvicksilver i näringskedjan: bottenfauna, fisk och isotopsignaturer	16
Sjötypiska halter	19
Jämförelse med tidigare studier	24
4. Osäkerhet	25
5. Slutsatser	25
Mönster och orsaker	25
Kvicksilverhalter i relation till Livsmedelsverkets rekommendationer	26
Miljöövervakning	26
6. Åtgärder och ansvar	28
7. Erkännanden	30
8. Referenser	30
9. Bilagor	32

Sammanfattning

Stockholms vattenmosaik skiljer sig från de flesta andra områden där man har styderat kvicksilver i fisk, och det är osäkert om resultat från undersökningar på andra platser kan tillämpas i Stockholm. Kviksilversituationen i stockholmsfisk har här för första gången kartlagts i större skala (17 lokaler), bland annat i syfte att lägga grunden för ett framtida övervakningsprogram. Medelkoncentrationer av kvicksilver i populationer av abborre, mört (plus några gäddor och gösar) och bottenfauna varierade mellan 13 och 645 $\mu\text{g kg}^{-1}$ färskvikt, och de flesta individuella observationer understeg livsmedelsverkets gränsvärden. Den typiskt stora variationen mellan individer kunde delvis förklaras med skillnader i kroppsstorlek, särskilt för abborre. För likstora fiskar av samma art uppgick variationen inom lokaler till en faktor 2-4.

Anrikningen av den tyngre kväveisotopen ^{15}N med ökande trofinivå (bottendjur-mört/abborre-gädda) följde mycket väl motsvarande ökning i kvicksilver och stöder hypotesen om en effektiv biomagnifiering av kvicksilver i näringskedjor. För abborre kunde stabila kväveisotoper även förklara en del av den storleksberoende variationen inom populationer.

För varje lokal normaliserades kvicksilverkoncentrationerna till enkilos-gäddans med en generell metod från UN/ECEs konvention för långväga gränsöverskridande luftföroreningar (CLRTAP). Liksom Hg i ytsediment visade storleksnormerade Hg-halter i fisk ökande värden från insjöar, via innerstadens mälarvikar, till lokaler i innerskärgården. Det handlar dock inte om ett linjärt samband mellan halter i sediment och i fisk, då anrikningsfaktorer (Hg-gädda:Hg-sediment) var som högst i opåverkade lokaler. Större sjöar med produktiv strandzon hade högre anrikningsfaktor än kraftigt övergödda småsjöar eller lokaler med artificiell strandlinje. Högst halter fanns i lokaler som har utdragna perioder med syrefritt bottenvatten. En alternativ, lokalt anpassad normaliseringsmetod gav något bättre passning till observerade storlekssamband och resulterade i c:a 20% lägre halter i enkilos-gädda. Slutsatserna om den geografiska spridningen skiljde sig dock inte mellan metoderna. Lokaltypiska värden låg i samtliga lokaler under EUs gränsvärde för enkilos-gädda (1 mg kg^{-1}). För abborre på 300 g, den storlek vars kvicksilverhalt motsvarar enkilos-gäddans, låg medelhalterna över gränsvärdet (0,5 mg kg^{-1}) i Lilla Värtan, Saltsjön, Djurgårdsbrunnsviken och Brunnsviken. Halterna låg nära gränsvärdet i Magelungen, Årstaviken, Riddarfjärden, Hammarby Sjö och Husarviken.

Vi föreslår med utgångspunkt från våra resultat abborre som en lämplig art för ett miljöövervakningsprogram i Stockholm. Abborre har sedan länge används inom nationell övervakning av kvicksilver och ny forskning har visat på allvarliga toxiska effekter hos abborre i Stockholm, vilket kan utgöra en utgångspunkt för framtida undersökningar. Abborre är populär sport- och matfisk som är vanlig i alla aktuella lokaler. Abborrens är dessutom mycket anpassningsbar vad gäller födoval och habitat. Kviksilver i abborre kan därför användas som en känslig indikator för att upptäcka förändringar av ekosystemet eller kvicksilvers kontamineringsvägar som har konsekvenser även för andra organismer. Ett väl utformat program bör innehålla Hg-analys av 20 individer från utvalda lokaler med förhöjda halter och ett aktivt fritidsfiske efter matfisk. Programmet bör också inkludera referensvatten, d.v.s. sådana som inte är direkt påverkade av den urbana omgivningen. Denna undersökning bör kompletteras med fler analyser av gädda för att optimera de använda

normeringsmetoderna. Kunskapen om fiske och konsumtionsvanor är otillräcklig och bör förbättras för att kunna bedöma risker och ge en riktad rådgivning till Stockholms invånare och besökare.

Abstract

Mercury in perch, roach (plus a few pike and pikeperch) and littoral invertebrates was measured in 17 surface waters within the municipality of Stockholm, Sweden. The aim was to get a first overview and to provide a basis for future monitoring. Mean mercury concentrations in muscle tissue of fish populations ranged between 13 and 645 $\mu\text{g kg}^{-1}$ fw, with most individual observations falling below the EU health advisory guidelines. The individual variation was substantial, with body size being the most important predictor, especially for perch. Fish of similar size displayed a 2-4-fold range in mercury concentrations.

Concentrations were normalized to 1-kg pike according to a general method from the UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Normalized mercury concentrations revealed a pattern coinciding with a gradient in the mercury content of surface sediments, which increases from smaller lakes, via the downtown arms of Lake Mälaren, to the brackish, coastal waters of Stockholm. This does not appear, however, to be a direct link from sediments to fish, as the efficiency according to the sediment-pike transfer factors varied widely, typically being higher in the less perturbed lakes. Larger lakes with an intact and productive littoral zone typically showed higher transfer efficiencies than the small hypertrophic lakes or sites with an artificial shoreline. Highest concentrations were found at sites with extended periods of anoxic deep water. An alternative locally adapted normalization method gave slightly better performance and about 20% lower mercury levels in 1-kg pike. The two methods gave however similar geographical patterns and do not differ in the conclusion that consumption of large perch should be restricted in certain areas.

The increase in stable nitrogen isotope signatures within the community (benthos to benthivores to piscivores) were highly correlated with the increase in mercury concentrations among these trophic groups, supporting the hypothesis of efficient trophic transfer of mercury.

Based on the results we suggest that perch may be the most convenient species and provide good results for monitoring mercury in Stockholm. Perch has a long history in national mercury monitoring, and recent studies have revealed toxic effects on perch in the Stockholm area, which may serve as a foundation for future investigations. Perch is abundant at all locations and has public awareness. Moreover, the opportunistic feeding strategies of perch may be used to rapidly observe changes in the ecosystem or the contamination routes of mercury that can influence the concentrations in fish at all levels. In order to complete this survey and to establish adequate local normalisation procedures, further efforts should include the analysis of pike in larger numbers and from all susceptible locations. An adequate monitoring programme should include annual analyses of 20 individuals from key locations with high concentrations that also are subject to angling. Preferably, such a programme should also include a few "reference" sites where mercury concentrations are known to be less influenced by the city. The information on residential consumption of locally caught fish must be improved in order to assess and minimize the health risks for the population of Stockholm.

1. Inledning

Vattenlevande organismer är särskilt utsatta för olika miljögifter från både lokala och avlägsna källor och vid konsumtion av fisk kan även människor utsättas för risker (Johnsson, 2004; Johnsson *et al.*, 2004). Detta gäller i hög grad kvicksilver (Hg) och framförallt då metylkvicksilver (meHg) som effektivt ackumuleras i den akvatiska näringskedjan och det är inte ovanligt att koncentrationer i matfisk från svenska vatten överstiger fastställda gränsvärden. Riskerna med kvicksilver i vattenmiljön har varit kända och studerats intensivt under decennier. Kunskapen kommer dock främst från studier i näringsfattiga sjöar och försurningsdrabbade områden. Det är mycket osäkert om etablerade samband från dessa områden är direkt överförbara på storstadsmiljön och dess näringsrika vatten. Stockholm är annorlunda med en mosaik av sötvatten, brackvatten och smutsvatten, smutsigt i den bemärkelsen att en stor stad ofrånkomligt kontinuerligt avger föroreningar till omgivande vatten. Historiskt finns även ett stort antal kända (och okända) punktkällor av Hg till stadens vatten.

Övervakning av kvicksilver är av hög prioritet enligt EUs ramdirektiv för vatten. Över hela landet pågår arbete med att tolka och implementera direktivets olika delar. Parallellt genomför Livsmedelsverket en stor undersökning om kvicksilver i fisk där landets kommuner erbjuds delta i en riksomfattande kartering med anledning av nya indikationer på för höga halter på många håll. Livsmedelsverket beslutade 1991 att överge begreppet svartlistning som innebar att fisk från utpekade sjöar (> 1 mg Hg/kg i enkilosgädda) inte fick saluföras eller ges bort. Från 2001 gäller EU-gemensamma gränsvärden som anger att saluförda fiskprodukter ej får överstiga 0,5 mg/kg med undantag för gädda och vissa havsfiskar som ej får överstiga 1,0 mg/kg (EU-kommissionen, 2001).

I Stockholm är tillståndet för kvicksilver i fisk relativt okänt och det finns ett förvånande litet antal tidigare studier. Syftet med denna studie är att kartlägga kvicksilverhalterna i fisk i Stockholms vatten. Undersökningen omfattar både små insjöar, Mälaren och delar av Östersjön. Ytterligare ett syfte är att ta fram underlag för ett lokalt miljöövervakningsprogram för kvicksilver och eventuellt andra gifter i fisk. Särskilt undersöker vi hur storstadens avtryck, med lokalt mycket höga Hg-koncentrationer i sediment, påverkar halterna jämfört med mindre belastade vatten. Vi försöker även förklara det observerade mönstret med hjälp av sjöarnas allmänna karaktär, kvicksilver i bottenfauna och stabila kol- och kväveisotoper.

Resultaten kan användas som underlag för stadens rådgivning om var, vad och hur mycket man kan äta av fisk fångad i Stockholm utifrån livsmedelsverkets rekommendationer. Resultaten kan även användas för att optimera strategier och utformning av en långsiktig miljöövervakning kvicksilver i Stockholm.

2. Metod

Lokaler

Under planeringsfasen av detta projekt utgick vi från ett sjöurval sammanställt av Miljöförvaltningen som omfattade vattenområden som ingick i "Vattenstrategi för

Stockholms Stad”, och bland dessa hade lokaler med kontaminerade sediment prioriterats för undersökningar av Hg i fisk. I samarbete med representanter för Stockholm Vatten och Stockholms miljö- och idrottsförvaltningar modifierades och utökades urvalet att innefatta även sjöar med låga sedimenthalter där ett omfattande fritidsfiske bedrivs. Därigenom tillgodosågs den intresserade allmänheten i större utsträckning samtidigt som ett balanserat urval med referenslokaler till de värst kontaminerade lokalerna erhöles. Utöver dessa lokaler har vi i ett sent skede under arbetets gång även inkluderat abborre från ytterligare tre lokaler fiskade i september 2000. Dessa abborrar från Adelsö (Prästfjärden, Mälaren), Riddarfjärden och Saltsjön ingick ursprungligen i ett tidigare EU-projekt (BEEP) där metaller i fisk inte analyserats men proverna bevarats på betryggande sätt på ITM.

Provinsamling och provpreparering

Insamling av fisk pågick under sensommaren-hösten 2006 i samarbete med Stockholms idrottsförvaltning och Sportfiskarna i Stockholm. I Långsjön, Trekanten, Flaten och Lillsjön fiskades med översiktslänkar inom ramen för Stockholm Vattens ordinarie provfisken. I övriga lokaler användes nät med fasta maskdimensioner eller handredskap.

Fisken frystes in så snart som möjligt efter fångst. Inför provprepareringen tinades, mättes (total längd, sträckt stjärtfena), vägdes samt art- och könsbestämdes fisken. Vävnadsprov från ryggmuskeln skars ut och lades i förvägda syradiskade plastburkar och frystes innan de frystorkades under sju dygn. För abborre togs och bereddes även prov från lever på liknande sätt för eventuella framtida analyser av andra ämnen. De frystorkade burkarna vägdes ånyo för att kunna beräkna torrsbstanshalten som kan användas för att kontrollera provets integritet.

Bottendjur samlades på senhösten genom att vada i strändernas vegetationszon och svepa ett skaftat såll längs med botten. Vissa lokaler saknar i stort sett strandvegetation men vi kunde ofta hitta djur i tillräcklig mängd på platser där stranden var eroderats så att pil- eller alrötter frilagts under vattnet. Vi samlade in prov av alla de arter som påträffades i tillräcklig mängd, men valde att analysera endast vattengråsugga (*Asellus aquaticus*), flicksländelarv (*Zygoptera*) och sötvattensmärta (*Gammarus pulex*) eller i brackvattenslokalerna en annan art av märkräfta (*Gammarus* sp.). Dessa arter och särskilt *Asellus* förekom i alla sötvattenslokaler. I skärgårdslokalerna var dock *Asellus* ovanlig och dess roll som detritusätare kunde då ersättas med märkräftor. Ingen insamling skedde i Adelsö, Riddarfjärden och Saltsjön, det vill säga de lokaler som fiskades år 2000.

Insamlade bottendjur förvarades kallt och fick gå i sjövattnet under c:a ett dygn innan de tillvaratogs för att tarminnehållet skulle hinna tömmas. Därefter torkades djuren kort på hushållspapper, frystes och frystorkades. Djurens antal och ungefärliga storlek noterades men inte färskvikt eftersom det är svårt att få bort överskottsvatten på ett kontrollerat sätt. Kvicksilver i bottenfauna rapporteras därför endast på torrviktsbasis.

Kemiska analyser

För fisk har alla analyser gjorts på individuella muskelprover medan för bottenfauna har ett samlingsprov av hela djur analyserats för varje lokal och art. Kvicksilver har mätts enligt en ny metod som baseras på direktförbränning av fasta prover (EPA Method 7473, <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/7473.pdf>). Förenklat kan metoden

beskrivas såsom att de kvicksilverångor som bildas vid katalytisk förbränning fångas upp genom amalgamering på en guldfälla som sedan upphettas varpå kvicksilveret frigörs som ånga och detekteras med atomabsorptionspektroskopi vid 254 nm våglängd. Allt detta sker i samma instrument (Milestone DMA-80, <http://www.milestonesci.com/mercury>) under ett kontinuerligt syrgasflöde. Blankprov, standardserier och referensmaterial körs regelbundet för att optimera noggrannheten och ITM blev ackrediterad även för denna nya analysmetod 2006-08-30. Under optimala förhållanden är detektionsgränsen $< 3 \mu\text{g kg}^{-1}$ och variationskoefficienten $< 2\%$. Metoden mäter det totala Hg-innehållet i provet och gör alltså ingen skillnad mellan oorganiskt kvicksilver och metylkvicksilver. Det är emellertid känt sedan tidigare att kvicksilver i insjöfiskmuskel till största delen ($\sim 95\%$) utgörs av metylkvicksilver (Bloom, 1992).

Kvicksilverhalten erhålls i enheten $\mu\text{g Hg kg}^{-1}$ torrsvikt men har konverterats till den vedertagna enheten $\mu\text{g Hg kg}^{-1}$ färsksvikt (fv) genom att dividera med fem, eftersom vi vet att torrsvikten brukar utgöra c:a 20% av färsksvikten i muskel hos de analyserade fiskarterna. I samband med frystorkningen erhålls även ett individuellt mått på torrsubstanshalten (median = 20,1; CV = 6%) men vi har ändå valt att använda en schablon på 20% p.g.a. att fiskvävnad torkar snabbt och det då kan bli systematiska fel beroende på vald metodik vid provtagning, förvaring, och provberedning. Den uppmätta torrsubstanshalten har här främst använts som en kontrollindikator på att fisken varit färsk vid infrysningen eller om fel vikt noterats i något vägningsmoment.

Halter av kol och kväve och deras innehåll av tyngre stabila isotoper ^{13}C och ^{15}N mättes med masspektroskopi (continuous flow Isotope Ratio Mass Spectrometer, IRMS). Ungefär 1,5 mg finfördelat frystorkat material av fiskmuskel eller hela bottendjur placerades i tennkapslar och skickades till UC Davis Stable Isotope Facility i Kalifornien (<http://stableisotopefacility.ucdavis.edu>) för analys. Isotopsignaturer uttrycks som $\delta^{13}\text{C}$ och $\delta^{15}\text{N}$ och är definierade som avvikelserna av kvoten mellan de två vanligaste isotoperna ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ och $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) från motsvarande kvot i en standard: en väldefinierad kalksten (Pee Dee Belemnite) används för kol och kvävgas i luft för kväve. För kol är formeln

$$\delta^{13}\text{C} \text{ prov} = ((^{13}\text{C}/^{12}\text{C} \text{ prov}) / (^{13}\text{C}/^{12}\text{C} \text{ standard}) - 1) \cdot 1000$$

och enheten blir då ‰. Isotopsignaturen är alltså ett mått på graden av anrikning eller utarmning av de tyngre isotoperna ^{13}C och ^{15}N vilken kan ske i olika enzymatiska eller geokemiska reaktioner. Förenklat kan man säga att $\delta^{13}\text{C}$ anger vilket ursprung det organiska kolet har (t.ex. om det ursprungligen fixerat av landväxter eller plankton) och att $\delta^{15}\text{N}$ är ett mått på ett djurs genomsnittliga trofinivå. Den tyngre kväveisotopen tenderar att anrikas med c:a 3 promilleenheter för varje trofinivå och kan alltså användas för att avgöra ett djurs huvudsakliga födokälla.

Normering efter storlek och fiskart

Det är vanligt att halterna av kvicksilver och en del andra miljögifter i fisk varierar med fiskens storlek. Detta kan bero på att metabolismen förändras när fisken växer och åldras men även på att fisken byter föda, t.ex. hos abborre som övergår från att äta små ryggradslösa djur till att äta fisk. Dessa processer brukar hos abborre och andra arter resultera i att kvicksilverkoncentrationen ökar med fiskens storlek. Om provurvalet varierar eller avviker från det eftersträvade bör därför uppmätta halter

normeras efter storlek för att underlätta jämförelser mellan lokaler och fiskarter. Tidigare har detta gjorts på en mängd olika sätt och det finns tyvärr ingen vedertagen universell metod för att göra detta. Valet av metod får avgöras av tillgängligt dataunderlag och vilket syfte studien har. Det enklaste är att använda sig av en förutsättningslös regressionsmodell (linjär eller annan) mellan fiskens storlek och uppmätt halt och tillämpa denna på varje lokal för sig. Men eftersom ”naturliga” halter ofta uppvisar stor individuell variation och kan variera mellan olika år krävs det ett ganska stort datamaterial för att få en pålitlig normering. Om man endast har tillgång till ett mindre antal individer eller en begränsad storlekssammansättning blir regressionen känslig för avvikande halter och kan ge en felaktig bild av storlekssambandet vilket riskerar ge ett felaktigt normvärde. Dessutom är storlekssamband sällan linjära över hela det möjliga storleksintervallet för en fiskart. Vid jämförelse mellan olika lokaler där fiskurvalets storleksintervall varierar och man då kan tvingas att extrapolera utanför detta intervall kan sådana fångstspecifika regressionsmodeller ge stora fel eller orimliga värden. Ett alternativ för att få en mer robust modell är att göra vissa antaganden om sambandet mellan storlek och Hg som tål jämförelser mellan lokaler och över tiden. Fördelen är att man kan stödja sig på tidigare teoretiska eller empiriska samband och att det då blir färre parametrar att skatta. Nackdelar är att eventuella faktiska avvikelser från förväntade samband inte tas hänsyn till och att förklaringsgraden (R^2 -värdet) i det enskilda fallet kan bli lägre än för en förutsättningslös modell tillämpad på samma data.

Antalet fiskar och deras storlek varierar kraftigt mellan lokalerna i denna undersökning. Därför har vi valt att använda ett normeringsförfarande där lämpliga parametrar låsts vid värden baserade på tidigare erfarenheter. En sådan metod har utvecklats av Markus Meili och rekommenderas för standardiseringsändamål av UN/ECE-CLRTAP som har tagit med den i sin senaste handbok för beräkning av kritisk belastning av kvicksilver (Meili, 2004). Ytterligare en fördel med att här använda den metoden är att den har använts vid två tidigare undersökningar som liknar den här: Först i en studie av kvicksilver i 10 skånska sjöar sommaren 2002 (Meili *et al.*, 2004) och sedan i en undersökning av 25 sjöar i Stockholms län 2004 (Lindeström & Tröjbom, 2006). Av historiska skäl har enkilos-gädda valts som referensorganism, och manualen tillhandahåller ekvationer och parametervärden för hur Hg-halter i fisk av annan storlek och art kan normeras till att motsvara den typiska halten i gädda på 1 kg. Observerade Hg-halter i fisk kan relateras till enkilos-gädda enligt ekvationen

$$[\text{Hg}]_{G\text{dda}} = \frac{[\text{Hg}]_{\text{Fisk}}}{\text{TF}_{\text{HgFisk}}} \quad \text{Ekv. 1}$$

där $[\text{Hg}]_{\text{Fisk}}$ är uppmätt koncentration i godtycklig fisk och $\text{TF}_{\text{HgFisk}}$ en artspecifik transferfunktion som beskriver den typiska fördelningen av kvicksilver mellan individer av olika fiskarter. Denna transferfunktion kan anpassas till vikten hos individuella fiskar genom sambandet

$$\text{TF}_{\text{HgFisk}} \approx f_{\text{Hg}W} W^{2/3} + f_{\text{Hg}Y} \quad \text{Ekv. 2}$$

där $f_{\text{Hg}Y} = 0,13$ är halten i fiskyngel (relativt enkilos-gädda), $f_{\text{Hg}W}$ en artspecifik lutningskoefficient och W fiskens kroppsvikt. Modellen för storleksnormering bygger

alltså på antagandet att Hg i muskel kan beskrivas med en potensfunktion av kroppsvikten med artspezifisk men lokaloberoende exponent. Dessutom har modellen ett intercept som innebär ett konstant förhållande mellan fiskyngel och enkilos-gädda som alltså är satt till 13%. Exponenten 2/3 är empiriskt framtagen men har även en teoretisk bakgrund som bygger på att metaboliska processer kan antas vara relaterade till vikt på detta sätt. De parametervärden som används i denna rapport sammanfattas i Tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning av de arts specifika parametrar som rekommenderas för att storleksnormera observerade halter av Hg i fisk och relatera dessa till enkilos-gädda. Lutningskoefficienten f_{HgW} normerar exempelvis halten till en fisk av vikten W_{ref} som vid just denna vikt resulterar i transferfunktion TF_{HgFisk} . Tabellens siffror är hämtade från CLRTAP-manualen för kritisk belastning (Meili, 2004) och från en rapport om Hg i skånska sjöar (Meili et al., 2004).

Fiskart	f_{HgW}	W_{ref}	TF_{HgFisk}
Gädda	0,87	1,0	1,0
Abborre	1,67	0,010	4,8
Mört	1,0 (0,6-1,2)*	0,010	6,25
Gös	1,2	1,0	0,8

* För mört har man ännu inte funnit en säker generell uppskattning av f_{HgW} . Här och i Skånerapporten används 1,0 medan i CLRTAP-manualen anges ett intervall.

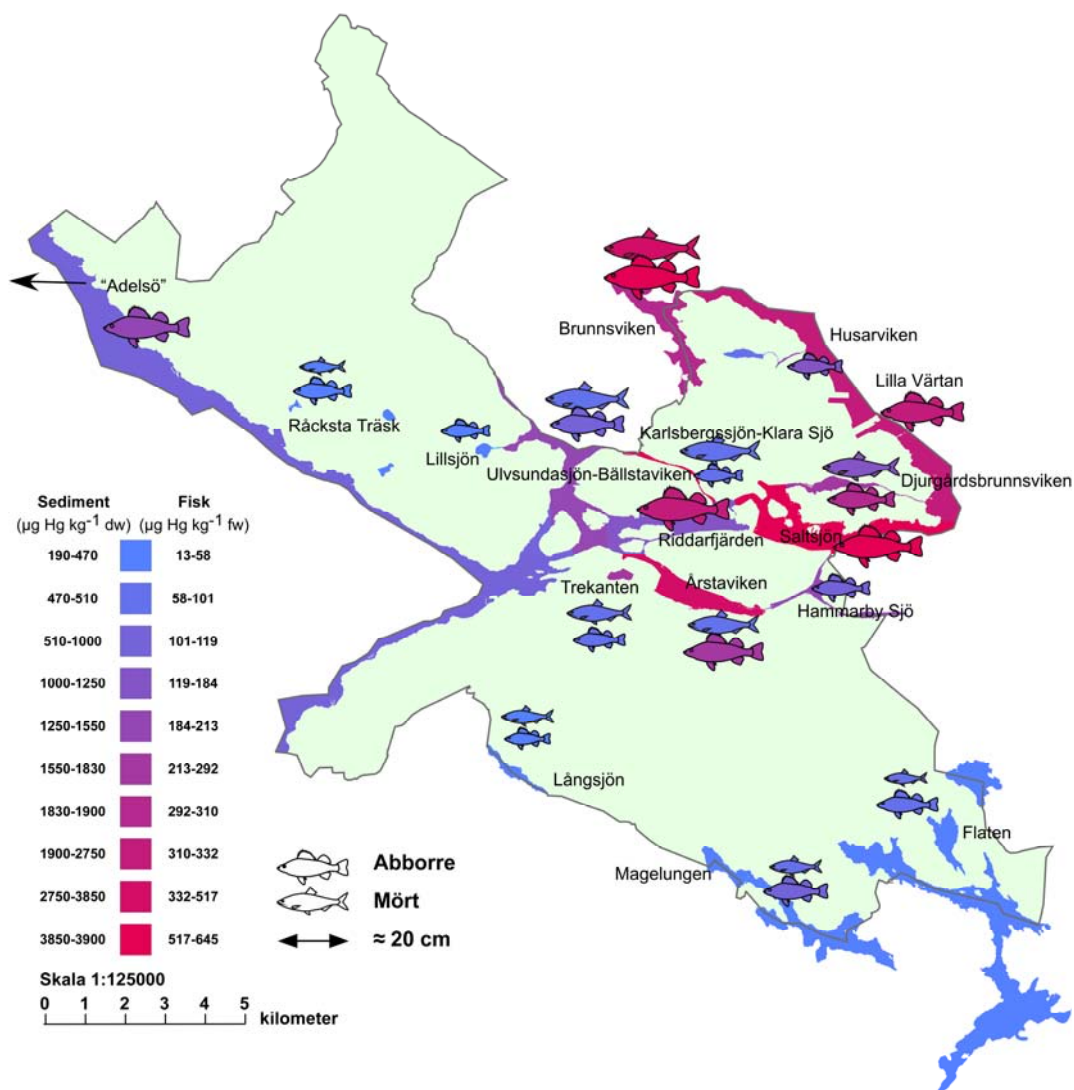
Utöver detta generella tillvägagångssätt har vi även försökt skatta sjöspecifika parametrar för storleksnormering baserad på de halter som uppmätts i denna undersökning. Syftet var att testa om de parametrar som angetts ovan (Ekv. 2 och Tabell 1) fungerar tillfredsställande även i Stockholm, vars vatten inte bara är insjöar. Vi använde oss av samma funktionella samband mellan Hg och vikt som i Skånerapporten och CLRTAP-manualen men tillät samtliga parametrar att variera. Den allmänna ekvationen kan uttryckas som

$$\log Hg = \log(a(W^b + c)) \quad \text{Ekv. 3}$$

där exponenten (b) och interceptet (c) är arts specifika och alltså ej låsta till 2/3 och 0,13 (jämför Ekv. 2). I likhet med Skånerapporten definierades både b och c som lokaloberoende, medan "lutningen" a fick tilläts erhålla en unik skattning för varje lokal. Parametrarna skattades iterativt med icke-linjär regression. Den bästa anpassningen till observerade data kan användas för att storleksnormera halterna till en lämplig storlek. Som standardstorlek för abborre valdes 10 g för att kunna jämföra med rapporterna från Skåne och Stockholms län. Dessutom normaliserades Hg i både mört och abborre till en vikt på 30 g, vilket ligger nära medianvikten för dessa i det analyserade materialet. Denna alternativa standardisering innebär alltså en minimal korrigering för fiskvikt och torde också i genomsnitt ge mindre extrapoleringsfel. De sjöspecifika parametrarna kunde endast skattas för de två vanligaste arterna mört och abborre. Tyvärr hade vi tillgång till för få observationer av Hg i gädda för att kunna pröva hur väl antagandena från bl.a. Skånerapporten om relationer mellan olika fiskar och enkilos-gädda gäller i Stockholm. Därför använde vi även här de schablonfaktorer som anges i Tabell 1 för att omvandla "lokalt" storleksnormerad mört och abborre till Hg i enkilos-gädda.

3. Resultat

Resultaten sammanfattas i tabeller, kartor och figurer samt i Bilaga 1 som redovisar dissektions- och analysresultat för samtliga fiskar. Bilaga 2 innehåller de parameterskattningar som använts för den lokala storleksnormeringen. Koncentrationer i fiskmuskel anges som $\mu\text{g Hg kg}^{-1}$ färskvikt (fv) om inget annat anges.



Figur 1. Koncentrationer av kvicksilver i sediment, abborre och mört (färgskala) på en karta över Stockholms Stad med alla större ytvatten. Fisksymbolernas storlek är proportionell mot fiskens medellängd för respektive lokal för att illustrera att större fiskar ofta har högre halter (se Figur 7 för motsvarande bild med storleksnormerade halter). Fiskhalterna är aritmetiska medelvärden av samtliga analyserade individer från respektive lokal och art. Fiskarna är insamlade aug.-nov. 2006 förutom för Saltsjön, Riddarfjärden och "Adelsö" där fiskarna fångades i sep. 2000. Lokalen "Adelsö" (Prästfjärden, Mälaren) ligger egentligen utanför kartan (se pil) men tas med här för att representera den del av Mälaren som kan antas vara opåverkad av Stockholm. Sedimenthalter är medelvärden av de mätningar i ytsediment utförda under perioden 1991-2002 som kan hittas på Stockholms miljöbarometer (<http://www.miljobarometern.stockholm.se>). Sedimenthalter visas även för sjöar som inte ingår i denna studie.

Fiske

Flera vatten hann inte fiskas under den planerade provinsamlingsperioden juli-augusti 2006, varför fiske genomfördes även under september-november 2006 (Tabell 2). Abborre (*Perca fluviatilis* L.) fångades i alla 14 vatten, mört (*Rutilus rutilus* L.) i tio medan gädda (*Esox lucius* L.) och gös (*Sander lucioperca* L.) fångades i endast fyra respektive två vatten. Därutöver erhöles även enstaka fiskar av andra arter (braxen, id, sarv, benlöja, gärs och björkna) men dessa har inte analyserats på kvicksilver. För flera lokaler var fiskeresultatet magert, även för abborre och mört, vilket föranledde vårt beslut att även inkludera abborre från ytterligare tre lokaler som samlats in inom ramen för ett annat projekt (se ovan under metod). Storleksfördelningen hos abborre var inte optimal i alla vatten och skilde sig i vissa fall markant mellan lokalerna vilket kan försvåra jämförelsen mellan sjöarna (Tabell 2, Figur 1).

Tabell 2 Sammanställning av fångststatistik samt medelvärden och spridning av kroppstorlek och kvicksilverhalt i fisk för samtliga undersökta lokaler i Stockholm.

	Lokalnamn	Fiskart	Datum	N	Längd (mm)		Vikt (g)		Hg (µg/kg fv)	
					Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel (CV)	Min-Max
Insjöar	Flaten	Abborre	9 aug-06	17	149	57-255	63,0	1,6-211	68 (65%)	16-166
		Mört	9 aug-06	10	116	92-159	15,9	6,4-39	65 (19%)	44-88
	Lillsjön	Abborre	8 aug-06	18	128	62-204	32,2	2,4-100	23 (71%)	6-65
		Gädda	8 aug-06	1	524		1067		274	
	Långsjön	Gös	8 aug-06	8	148	87-214	35,1	3,8-78	30 (58%)	10-57
		Abborre	3 aug-06	20	122	82-184	24,5	5,3-64	23 (64%)	4-62
		Gädda	3 aug-06	1	534		877,0		37	
	Magelungen	Gös	3 aug-06	6	111	77-196	15,3	3,6-60	15 (45%)	6-24
		Mört	3 aug-06	10	131	102-161	24,7	11-45	13 (42%)	4-20
		Abborre	10 okt-06	10	152	132-186	34,4	19-65	104 (54%)	51-238
	Räcksta Träsk	Gädda	10 okt-06	1	423		422,5		145	145-145
		Mört	2 okt-06	10	131	112-148	20,6	12-30	72 (13%)	61-90
		Abborre	15 aug-06	4	145	138-153	31,5	27-38	21 (33%)	15-32
	Trekanten	Mört	15 aug-06	10	121	115-130	17,3	15-21	26 (44%)	13-54
Abborre		1 aug-06	17	135	101-218	34,0	12,9-127	58 (52%)	27-152	
	Mört	1 aug-06	10	152	99-206	36,9	8,2-65	77 (60%)	29-131	
	Adelsö	Abborre	28 sep-00	9	240	223-292	198,5	153-378	184 (25%)	123-250
Mälaren	Karlsbergssjön-Klara Sjö	Abborre	8 okt-06	1	127		20,8		65	
		Mört	8 okt-06	6	185	162-201	67,9	40-92	67 (47%)	37-103
	Riddarfjärden	Abborre	28 sep-00	10	269	257-297	263,8	203-458	321 (70%)	107-902
	Ulvsundasjön-Bällstaviken	Abborre	8-17/8-06	22	173	130-369	97,3	26-743	101 (91%)	28-344
		Mört	8 aug-06	4	187	145-226	80,6	33-129	83 (48%)	52-141
	Årstaviken	Abborre	17 aug-06	16	185	130-348	140,9	27-618	213 (129%)	50-1086
	Mört	23 aug-06	1	165		50,5		83	83-83	
Skärgård	Brunnsviken	Abborre	8 nov-06	7	275	245-315	266,6	183-341	645 (81%)	246-1804
		Mört	8 nov-06	1	295		306,3		332	
	Djurgårds-brunnsviken	Abborre	26 aug-06	17	155	117-216	47,5	18-120	292 (69%)	90-652
		Mört	26 aug-06	6	184	142-201	71,5	53-83	163 (20%)	126-210
	Hammarby Sjö	Abborre	12 sep-06	6	140	132-154	28,8	22-36	104 (19%)	79-127
	Husarviken	Abborre	12 sep-06	6	139	121-162	31,7	19-48	119 (65%)	57-264
	Lilla Värtan	Abborre	10 sep-06	1	187		81,2		310	
		Gädda	10 okt-06	1	492	492-492	724,4		264	
Saltsjön	Abborre	28 sep-00	10	256	204-310	240,7	94-470	517 (78%)	145-1390	

Uppmätta kvicksilverhalter

Medelkoncentrationer i fiskmuskel i Stockholm varierade från 13 $\mu\text{g Hg kg}^{-1}$ för mört i Långsjön till 645 $\mu\text{g Hg kg}^{-1}$ för abborre i Brunnsviken (Tabell 2 & Figur 1). Den absolut högsta individuella halten på 1804 $\mu\text{g kg}^{-1}$ uppmättes i en abborre på 340 g från Brunnsviken. En tvåvägs-variansanalys (ANOVA, logHg mot fiskart och lokaltyp) visar att det inte fanns någon skillnad mellan mört och abborre ($p = 0,53$) men att halterna var högre i skärgårdslokalerna än i mälarlokalerna, som i sin tur var högre än halterna i insjöarna ($p < 0,0001$). En möjlig förklaring framgår av kartan i Figur 1 där halterna verkar vara högst i områden med höga halter Hg i sediment. Men kartan visar också att storleksurvalet varierar mellan lokalerna. För att bekräfta och om möjligt avgöra orsaken till det observerade mönstret måste därför storleksnormerade halter jämföras (se nedan).

Halterna i bottendjur följde ett liknande mönster med högre halter i skärgården än i sötvattenslokalerna (Tabell 3). Trekanten hade dock förhöjda halter i jämförelse med övriga insjöar. Trekanten är den enda av insjöarna som hade höga halter Hg i sediment, vilket ger visst stöd åt idén om att kontaminerade sediment var orsaken till de höga halterna i bottenfauna i skärgården där flera lokaler har kraftigt kontaminerade sediment. Kviksilvernivåerna i bottendjur var i regel lägre än i fisk baserat på torrsvikt. Normaliserade kvicksilverhalter i 10-grams-abborre var i genomsnitt 2,7 (1,4-4,2) (median, min-max) ggr högre än i bottenfauna om man undantar extremerna Trekanten, där halterna i abborre var 0,8 ggr lägre än i bottenfauna, och Djurgårdsbrunnsviken där halterna var hela 7,7 ggr högre. En anledning till den stora variationen kan vara att bottenfaunan insamlades från relativt begränsade områden som kanske inte alltid var representativa för de områden där fisken söker sin föda. En annan förklaring kan vara näringskedjorna skiljer sig mellan lokalerna vilket vi nedan försöker belysa m.h.a. kol- och kväveisotopdata.

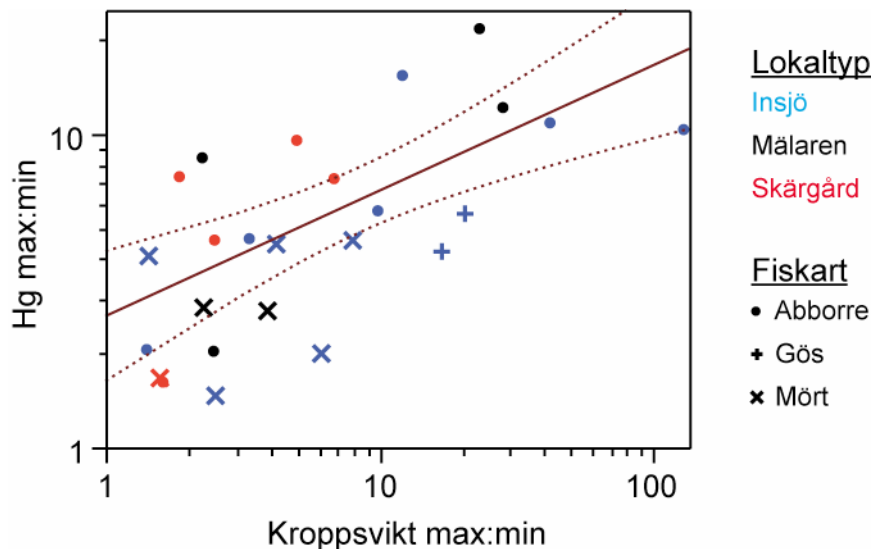
Tabell 3. Uppmätta koncentrationer av kvicksilver i littoralbottenfauna i Stockholm som för varje lokal baseras på samlingsprov av sötvattensgråsugga (*Asellus aquaticus*), märkräffa (*Gammarus sp.*) eller flicksländelarv (*Zygoptera*).

Lokaltyp	Lokal	Provtagningsdatum	Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ tv) (antal djur i samlingsprov)		
			<i>Asellus</i>	<i>Gammarus sp.</i>	Zygoptera
Insjö	Långsjön	2006-12-01	49 (20)		20 (4)
	Lillsjön	2006-11-28	47 (14)		33 (3)
	Räcksta Träsk	2006-11-28	56 (10)		31 (24)
	Flaten	2006-12-01	31 (11)	53 (2)	
	Trekanten	2006-12-01	178 (14)		288 (2)
	Magelungen	2006-12-01	79 (32)		60 (8)
Mälaren	Ulvsundasjön-Bällstaviken	2006-11-28	65 (30)		105 (1)
	Karlsbergssjön-Klara Sjö	2006-12-01	78 (19)		
	Årstaviken	2006-12-01	101 (8)		
Skärgård	Hammarby Sjö	2006-12-16	224 (9)	70 (47)	
	Husarviken	2006-11-28	99 (27)		138 (7)
	Lilla Värtan	2006-11-28		184 (26)	
	Djurgårdsbrunnsviken	2006-12-16		85 (45)	
	Brunnsviken	2006-11-28	216 (7)	92 (20)	252 (3)

Variation inom lokaler och storlekssamband

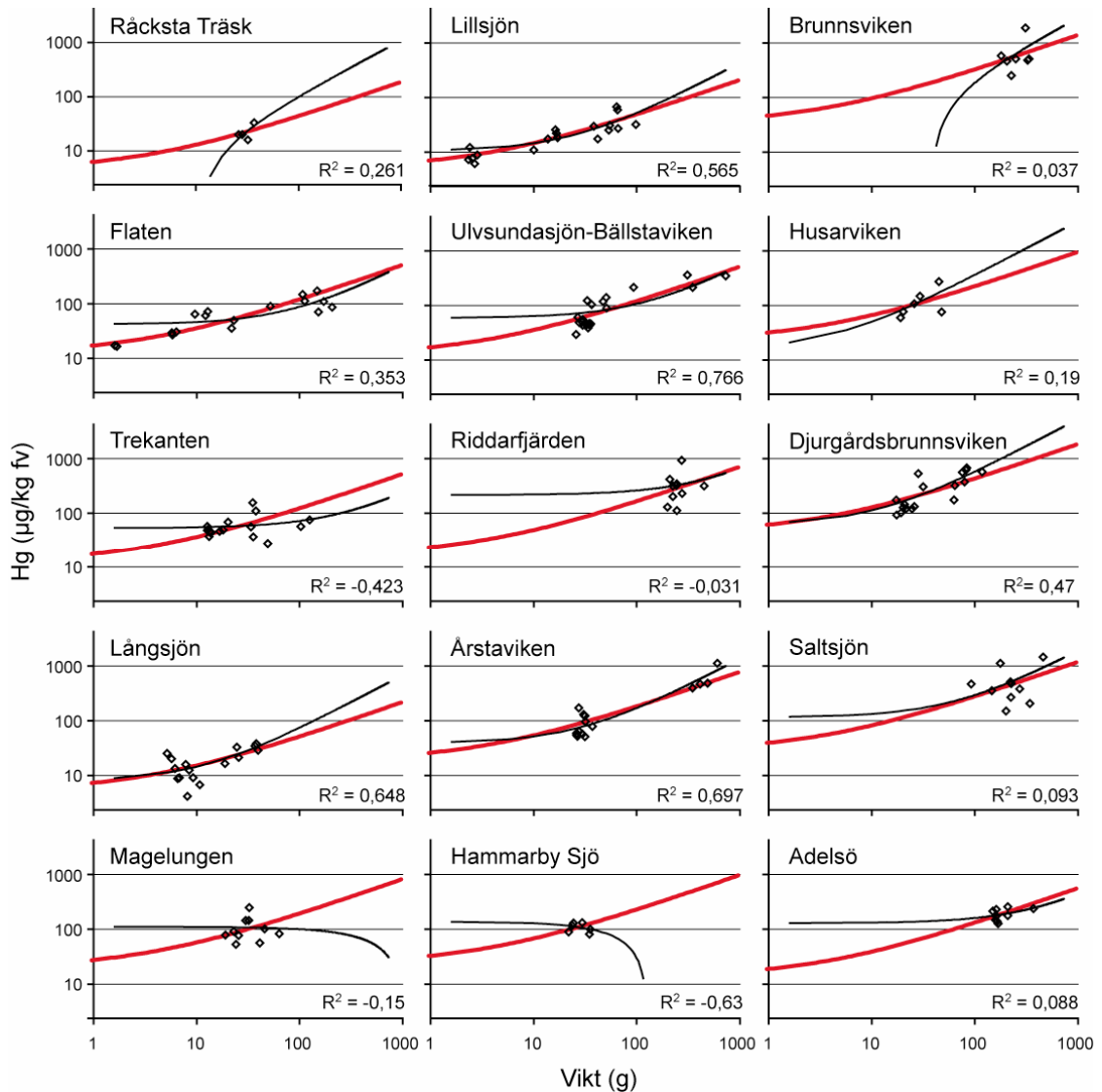
Halter av kvicksilver och andra miljögifter uppvisar ofta stor variation mellan individer, även mellan likartade fiskar avseende art och storlek. Stockholm är inget undantag och variationen var i regel avsevärd. Hg-koncentrationerna inom arter och lokaler varierade mellan en faktor 1,5 och 22 (kvoten mellan högsta och lägsta halt; max:min). Mycket av variationen kunde förklaras med kroppsstorlek.

Variationsbredden ökade med storleksintervallet för de analyserade fiskarna. Abborre uppvisade i de flesta fall en större variation än mört och gös, däremot verkar inte variationsbredden skilja sig mellan de tre lokalerna insjöar, Mälaren och skärgården (Figur 2). Om man extrapolerar grafen i Figur 2 till max:min = 1 kan det förväntade variationsintervallet mellan likstora fiskar uppskattas till en faktor 2,6 (1,8-4,2; linjens 95%-konfidensintervall). Denna spridning är av samma storleksordning som i tidigare studier. Medianvärdet för variationskoefficienten (CV) kring lokalmedelvärdet för abborre är här 65% (Tabell 1), vilket är snarlik variationen i den Skånska undersökningen som också erhöll CV = 65% (Meili *et al.*, 2004). För mört var median-CV 43% vilket är något högre än CV = 35% som rapporterades från Skåne.



Figur 2. Variationsintervall för kvicksilver i fisk mot variationsintervall för kroppsvikt uttryckt som kvoten mellan högsta och lägsta observerade halter för varje lokal och art. Regressionslinjen skär uniform kroppsvikt (max:min = 1) vid 2,6 (1,8-4,2, linjens 95%-konfidensintervall) och anger förväntat variationsintervall för kvicksilver i fisk av samma storlek och art. Regressionen utfördes på logaritmiska kvoter och viktades efter antal analyserade fiskar. Se Tabell 2 för absoluta max- och minvärden samt antal individer för varje punkt.

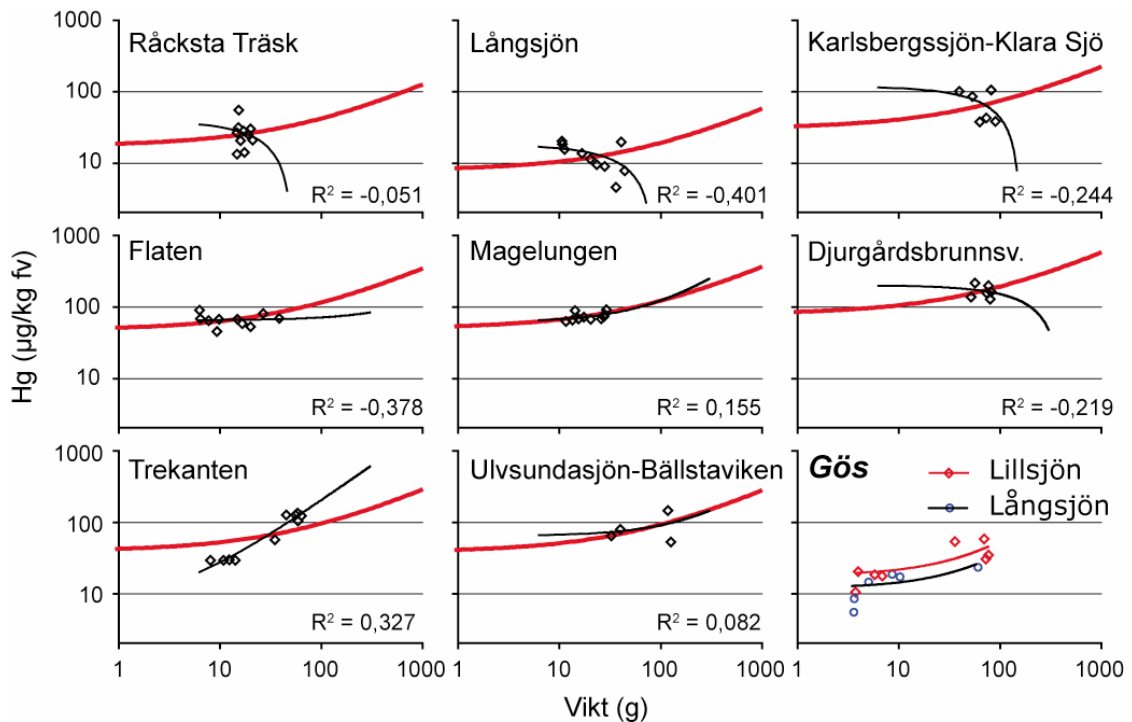
För abborre ökade halterna signifikant med fiskens storlek (ANCOVA, $R^2 = 0,87$, $p < 0,0001$), vilket även konstaterats i flera tidigare studier (t.ex. Sonesten, 2003; Meili *et al.*, 2004; Trudel & Rasmussen, 2006). Ett positivt storlekssamband förelåg i de flesta lokaler men ibland var urvalet för litet för att kunna uppskatta en tillförlitlig riktning (Figur 3). Om man drar gränsen mellan stor och liten abborre vid 15 cm då de vanligtvis börjar övergå till fiskdiet blir medelhalterna i stor abborre i genomsnitt 2,4 gånger högre än i liten. För lokaler med ett brett storleksintervall t.ex. Årstaviken var skillnaden betydligt större (Figur 3).



Figur 3. Kroppsvikt och individuella koncentrationer av Hg i abborre för samtliga lokaler med fler än en analyserad fisk. Röda kurvor visar ett storlekssamband som använts för storleksnormering och representerar den bästa kurvanpassningen av en modell med sjöspecifik lutning (a) men oberoende viktpotens och (relativt) intercept: $\log Hg = \log(a(W^b + c))$ där $b = 0,664$ och $c = 0,025$. R^2 -värdena anger modellens förklaringsgrad för varje lokal. För jämförelse visas även en enkel linjär regressionsmodell som tillämpats på varje lokal för sig (svarta kurvor). Observera att axlarna är logaritmiska och att R^2 kan vara negativt vid icke-linjär regression ($R^2 < 0$ innebär att data ansluter sämre till modellen än till en horisontell linje, dvs. medelvärdet).

Sambandet mellan Hg och fiskvikt var mer varierande för mört, där både positiva och negativa samband observerades (Figur 4). Ingen signifikant generell ökning av Hg med mörtens storlek kunde dock beläggas (ANCOVA, $R^2 = 0,89$, $p = 0,76$) utom i Trekanten där en grupp större mörtar hade tydligt förhöjda halter ($p < 0,0001$). De gösar som analyserats var alla relativt små men trots detta smala storleksintervall kunde ett positivt storlekssamband beläggas (Figur 4; ANCOVA, $R^2 = 0,74$, $p = 0,003$).

Vi har här inte studerat fiskens ålder som kan ha en inverkan utöver storleken (som naturligtvis samvarierar med åldern) om det skiljer sig mycket i tillväxthastighet. Meili *et al.* visade i Skåneundersökningen att tillväxthastigheten endast hade en liten effekt på halterna.



Figur 4. Kroppsvikt och individuella koncentrationer av Hg i mört och gös (nederst t.h.) för samtliga lokaler med fler än en analyserad fisk. Röda kurvor visar ett storlekssamband som använts för storleksnormering av Hg i mört och representerar den bästa kurvanpassningen av en modell med sjöspecifik lutning (a) men oberoende viktens potens och (relativt) intercept: $\log Hg = \log(a(W^b + c))$ där $b = 0,642$ och $c = 0,16$. R^2 -värdena anger modellens förklaringsgrad för varje lokal. För jämförelse visas även en enkel linjär regressionsmodell som tillämpats på varje lokal för sig (svarta kurvor). Observera att axlarna är logaritmiska och att R^2 kan vara negativt vid icke-linjär regression ($R^2 < 0$ innebär att data ansluter sämre till modellen än till en horisontell linje, dvs. medelvärdet). För gös har linjär regression används för att illustrera sambanden mellan Hg och vikt.

Storleksnormering

Eftersom storleken har så stor inverkan, i synnerhet för abborre, är det viktigt att halterna normeras på lämpligt sätt innan relevanta jämförelser kan göras. I de lokaler där endast en individ av en art fångats har vi inte kunnat studera storlekssamband eller storleksnormera för den arten (exempelvis gädda i fyra lokaler). Vi har här använt två metoder som bygger på samma matematiska grundantagande om relationen mellan Hg och vikt (jfr Ekv. 2 och Ekv. 3). Dels en generell metod med förbestämda parametrar, som vi här kallar för Skånemodellen, och dels en metod med större inslag frihet för parametervärdena som uppskattades genom kurvanpassning till observerade Hg-halter. I en del lokaler med få eller jämstora individer var det naturligtvis svårt att fastställa parametrarna med någon större säkerhet. För abborre fungerade dock vår modell tillfredsställande i många lokaler (Figur 3). Optimerade värden för parametrarna ges i Bilaga 2. Enkel linjär regression mellan Hg och vikt, vilket också visas i Figur 3 som

jämförelse, sammanföll ofta med den anpassade modellen inom det aktuella storleksintervallet. Även om R^2 -värdena ibland var bättre för den linjära anpassningen, avvek de ofta på ett orealistiskt sätt i ändarna och omöjliggör därför tillförlitliga extrapoleringar. Modellen fungerade sämre för mört än för abborre (Figur 4). Detta är kanske inte förvånande då modellen förutsätter ett positivt samband mellan Hg och vikt. Förutom att viktspridningen ofta var liten för mört antydde data ett obefintligt eller negativt samband. Anmärkningsvärt är att exponenten som i Skånemodellen satts till 2/3 på delvis teoretiska grunder, erhöll ett värde nära 2/3 även här, baserat ett oberoende dataunderlag. För abborre blev exponenten 0,664 och för mört 0,642. Däremot avvek ”interceptet” från Skånemodellens som för abborre ger en något flackare kurva än vi får i Stockholm. För mört ger Skånemodellen istället en brantare kurva än i Stockholm. Avsaknaden av riktigt små fiskar både i Skåneundersökningen och här kan förklara att skattningen av interceptet blir osäker.

Tabell 4. Sjötypiska koncentrationer av kvicksilver i fisk från undersökta lokaler i Stockholm. Halterna har normaliserats för att representera ofta använda standardtyper: tiograms abborre och enkilos-gädda. Dessutom redovisas halter normaliserade till Abborre på 30 g vilket motsvarar medianvikten för både abborre och mört i det undersökta materialet. Denna normalisering innebär alltså i genomsnitt minsta möjliga storlekskorrigering. Två metoder för storleksnormalisering jämförs (se text för detaljer). För ”Skåne” har ekvationer och parametrar från tidigare undersökningar används och de sjötypiska medelvärdena baseras på samtliga arter (N_{Alla}). För ”Sthlm” har sjöspecifika Hg-vikt-samband används och de sjötypiska halterna baseras på enbart abborre (N_{Abb}). Omvandlingen till enkilos-gädda har skett med samma faktor (4,8) för båda metoderna eftersom det i detta material inte fanns tillräckligt med data för att uppskatta relationen mellan Hg i enkilos-gädda och andra arter.

Lokaltyp	Lokal	Sjötypiska Hg-halter, medelvärde \pm SE ($\mu\text{g kg}^{-1}$ fv)					
		N_{Alla} (N_{Abb})	Abborre 10 g		Gädda 1 kg		Abborre 30 g Sthlm
			”Skåne”	Sthlm	”Skåne”	Sthlm	
Insjö	Långsjön	37 (20)	16,1 \pm 1,2	15,3 \pm 1,4	76,9 \pm 5,5	72,8 \pm 6,9	26,1 \pm 2,5
	Lillsjön	27 (18)	20,0 \pm 2,1	14,1 \pm 1,1	95,4 \pm 10	66,9 \pm 5,3	23,9 \pm 1,9
	Räcksta Träsk	14 (4)	26,7 \pm 3,8	12,2 \pm 1,6	127 \pm 18	57,9 \pm 7,7	20,7 \pm 2,8
	Flaten	27 (17)	54,9 \pm 4,9	34,9 \pm 3,3	262 \pm 23	166 \pm 16	59,4 \pm 5,6
	Trekanten	27 (17)	55,1 \pm 6,1	36,8 \pm 4	262 \pm 29	175 \pm 19	62,8 \pm 6,8
	Magelungen	21 (10)	77,2 \pm 6,3	58,9 \pm 10	367 \pm 30	280 \pm 48	100 \pm 17
Mälaren	Ulvsundasjön- Bällstav.	26 (22)	50,1 \pm 4,6	35 \pm 3,1	239 \pm 22	167 \pm 15	59,6 \pm 5,4
	Adelsö	9 (9)	56,2 \pm 4,4	36,7 \pm 2,9	267 \pm 21	175 \pm 14	62,5 \pm 5
	Karlsbergssj.-Klara S.	7 (0)	59,0 \pm 11		281 \pm 51		
	Årstaviken	17 (16)	72,8 \pm 8,5	53,5 \pm 5,8	347 \pm 41	255 \pm 28	91,2 \pm 9,9
	Riddarfjärden	10 (10)	83,1 \pm 18	52,9 \pm 11	396 \pm 85	252 \pm 54	90,2 \pm 19
Skärgård	Hammarby Sjö	6 (6)	77,3 \pm 7,0	63,7 \pm 6,2	368 \pm 33	303 \pm 29	109 \pm 11
	Husarviken	6 (6)	82,6 \pm 18	66,6 \pm 13	393 \pm 86	317 \pm 64	114 \pm 23
	Lilla Värtan	2 (0)	107 \pm 40		509 \pm 191		
	Saltsjön	10 (10)	143 \pm 31	92,9 \pm 20	682 \pm 145	442 \pm 95	158 \pm 34
	Djurgårdsbrunnsviken	23 (17)	161 \pm 17	130 \pm 16	768 \pm 80	620 \pm 77	222 \pm 27
	Brunnsviken	8 (7)	163 \pm 39	104 \pm 28	775 \pm 184	494 \pm 133	177 \pm 48

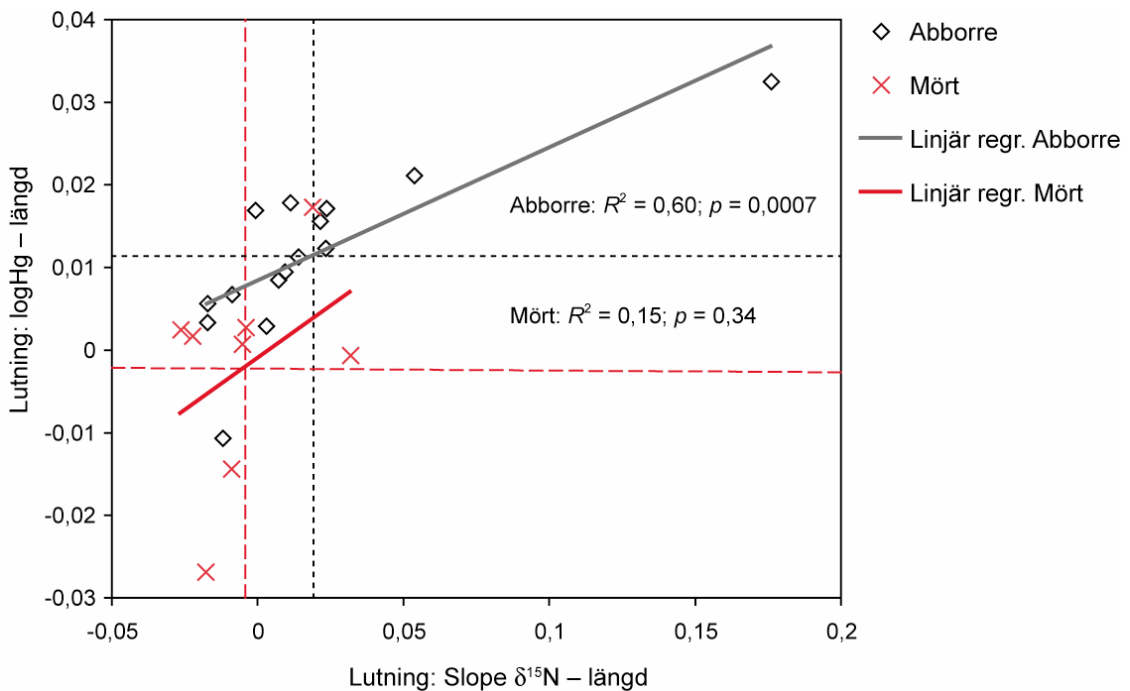
Vid normering av de individuella halterna till att motsvara en fisk av standardstorlek (t.ex. enkilos-gädda) ger Skånemodellen i genomsnitt 30% högre uppskattningar av

kvicksilverhalten. Det går dock inte utifrån detta säga att Skånemodellen ger mindre ”rätt” värden, utan det visar bara att storleksnormeringen ger olika resultat. För att kunna ge en verklighetstrogen uppskattning av halten i enkilos-gädda utifrån andra fiskar krävs att relationen mellan gädda och t.ex. tiograms abborre i Stockholms vatten är känd. Detta kan endast åstadkommas genom att komplettera denna studie med fler analyser av Hg i gädda. En annan indikation på att Skånemodellen inte är optimal för Stockholm är att halter i enkilos-gädda uppskattat utifrån Hg i mört i genomsnitt blir c:a 40% högre än om gäddans halter skattas utifrån halter i abborre.

Medianen för variationskoefficienten (CV) kring lokalmedelvärdet minskade hos abborre från 65% till 46% efter normering med Skånemodellen och till 43% med den lokalt anpassade modellen. Den något bättre variansreduktionen hos ”Stockholmsmodellen” beror främst på ett bättre anpassat intercept. För mört minskade CV marginellt efter storleksnormering; från 43% till 41% med båda metoderna. Som jämförelse kan nämnas att i Skåneundersökningen minskade CV från 65% (abborre) och 35% (mört) till 30% för båda arterna. Minskningarna är oberoende av vilken art eller storlek som normeringen skett till eftersom CV är ett relativt spridningsmått. Medelhalter normerade till olika standardstorlekar enligt de båda metoderna sammanfattas i Tabell 4. Dessa halter kan betraktas som sjö- eller lokaltypiska värden som kan jämföras med varandra för att undersöka orsakerna till det observerade skillnader.

Kvicksilver i näringskedjan: bottenfauna, fisk och isotopsignaturer

Kvicksilver tas upp i fisk nästan uteslutande via födan. Utöver storlek är det alltså möjligt att en del av den observerade individuella variationen kan förklaras med att enskilda fiskar har specialiserat sig på födoresurser med olika Hg-halt. Även innehållet av stabila isotoper av kol ($\delta^{13}\text{C}$) och kväve ($\delta^{15}\text{N}$) i en fisk avspeglar vad den har ätit under en integrerad tidsperiod. Storleksnormerade Hg-halter i abborre (30 g) ökade svagt men inte signifikant med $\delta^{13}\text{C}$ (ANCOVA, $\log\text{Hg}$ mot lokalnamn och $\delta^{15}\text{N}$, $R^2 = 0,70$, $p = 0,32$). Däremot kunde $\delta^{15}\text{N}$ förklara en väsentlig del av den storleksoberoende variationen (ANCOVA, $R^2 = 0,80$, $p < 0,0001$). Medelvärdet för R^2 -värdena för varje lokal var för sig var 0,32 (eller 0,23 vid justering för olika antal frihetsgrader). Den positiva lutningen skilde sig inte åt mellan olika lokaler. Den tyngre isotopen av kväve (^{15}N) anrikas uppåt i näringskedjan, liksom även kvicksilver ofta gör. För abborren innebär det observerade sambandet att individer inom samma sjö övergår till fiskdiet vid olika storlek eller helt enkelt specialiserar sig på föda från olika trofnivåer under längre perioder, vilket inte är ovanligt hos abborre (Svanbäck & Eklöv, 2003). Om storlekssambanden för Hg orsakas av förändrat födoval bör motsvarande storlekssamband också råda för $\delta^{15}\text{N}$. Sett över alla lokaler finns det ett signifikant samband mellan lutningarna för Hg och $\delta^{15}\text{N}$ mot kroppslängd hos abborre, medan motsvarande samband inte kan beläggas för mört (Figur 5). Abborre övergår som nämnts tidigare i regel från att äta ryggradslösa djur till att äta fisk då den blir större. Mörten förblir däremot smådjur och till viss del växer trogen under hela sin levnad.

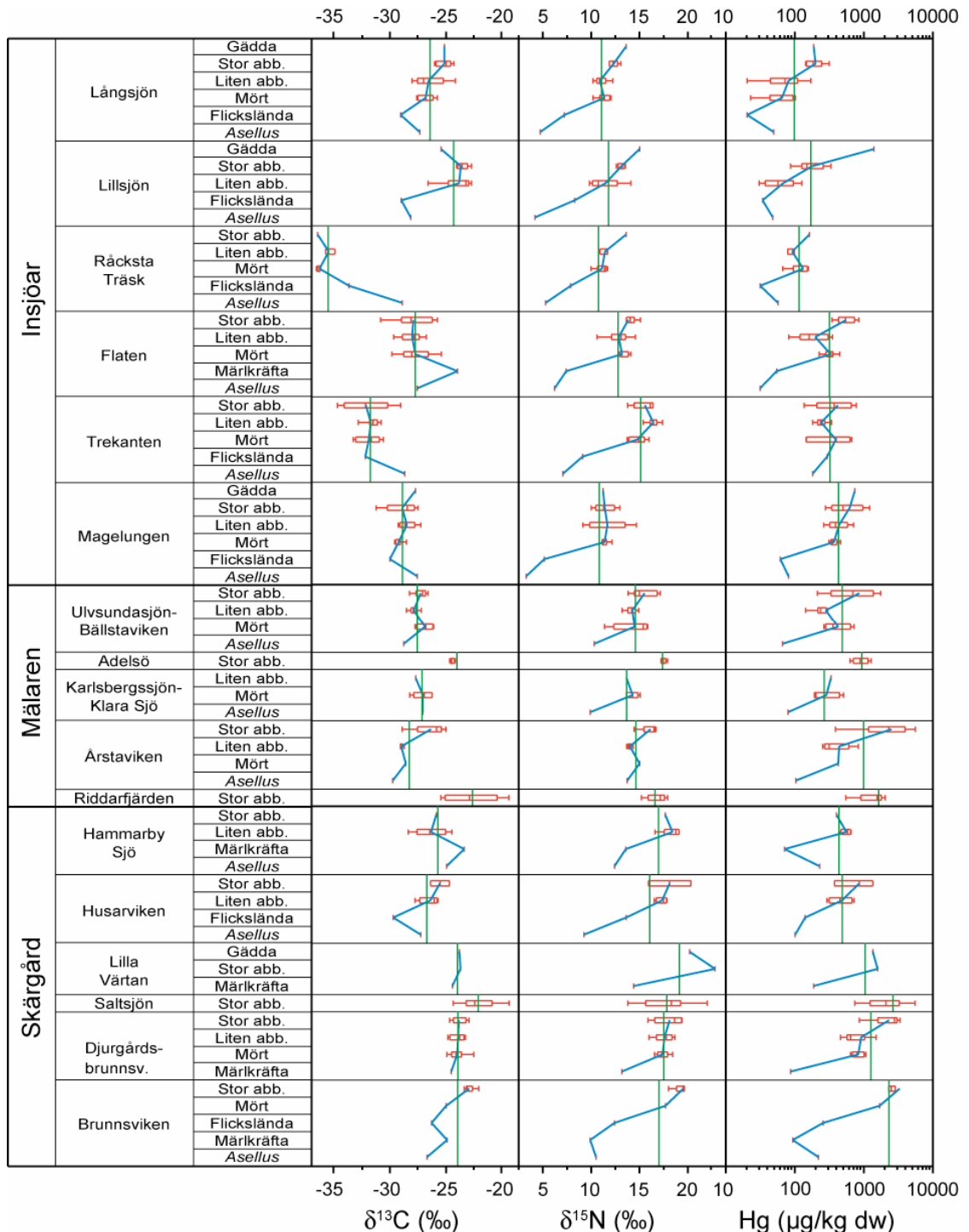


Figur 5. Storlekssamband för kvicksilver mot motsvarande samband $\delta^{15}\text{N}$ -signatur i abborre och mört från undersökta lokaler i Stockholm. Heldragna linjer visar de skattade regressionslinjerna för varje art för sig. Varje punkt motsvarar lutningen hos den skattade regressionslinjen mellan logHg eller $\delta^{15}\text{N}$ och fisklängd. De våg- och lodräta linjerna visar medel-lutningarna för Hg respektive $\delta^{15}\text{N}$, vilka är klart positiva, dvs. större än noll, för abborre men inte för mört.

Om vi betraktar hela näringsväven förväntas att $\delta^{15}\text{N}$ och Hg samvarierar inom lokaler vid jämförelser av djur på olika trofinivå. Av Figur 6 framgår att kurvorna för $\delta^{15}\text{N}$ och Hg för olika grupper löper närapå parallellt och överensstämelsen är i de flesta lokaler anmärkningsvärt god. Trekanten avviker här genom att inte uppvisa någon ökning i Hg med ökande trofinivå (Figur 6) och antagligen har fisken någon annan huvudsaklig födokälla än de bottendjur vi har analyserat. I genomsnitt ökar $\delta^{15}\text{N}$ med 3‰ per trofinivå vilket överensstämmer med tidigare studier av akvatiska näringskedjor.

Det är känt att isotopsignaturen för kol i fisk motsvarar ungefär den genomsnittliga isotopsignaturen i födan (inom 1‰). Vid näringskedjans bas har oorganiskt kol antingen fixerats genom fotosyntes i sjön eller på land och i det senare fallet nått den akvatiska näringsväven som detritus (partiklar eller humus). Följaktligen kan $\delta^{13}\text{C}$ variera en hel del mellan olika lokaler beroende på hur balansen ser ut mellan de olika möjliga ursprungerna för det oorganiska kol som fixeras (t.ex. atmosfäriskt, respiration i sjön eller från grundvattnet). I Stockholm faller $\delta^{13}\text{C}$ i bottendjur och olika fiskar i de flesta fall inom det intervall som kan förväntas i sjöar där kolbasen har både terrestert och akvatiskt ursprung. Inom sjöarna finns ingen enhetlig tendens som antyder att $\delta^{13}\text{C}$ skulle påverkas av trofinivån i större utsträckning (Figur 6). Det finns skillnader i nivå mellan lokalerna men inget tydligt mönster avseende lokaltyp. Råcksta Träsk avvek från alla övriga sjöar genom ett förvånande lågt $\delta^{13}\text{C}$ i fisk som dessutom var betydligt lägre än i sjöns bottendjur (Figur 6). En möjlig förklaring är att sjöns djupare sediment kan ha en omfattande produktion av metangas och att fisken livnär sig på sedimentlevande fjädermygglarver i stor utsträckning. Det är känt att dessa kan äta

metanoxiderande bakterier som alltså i sin tur lever av metangas. Biogeniskt metan har extremt lågt $\delta^{13}\text{C}$ (-80‰) vilket leder till att mygglarver och de fiskar som äter dem också får låga $\delta^{13}\text{C}$ (Eller *et al.*, 2005).



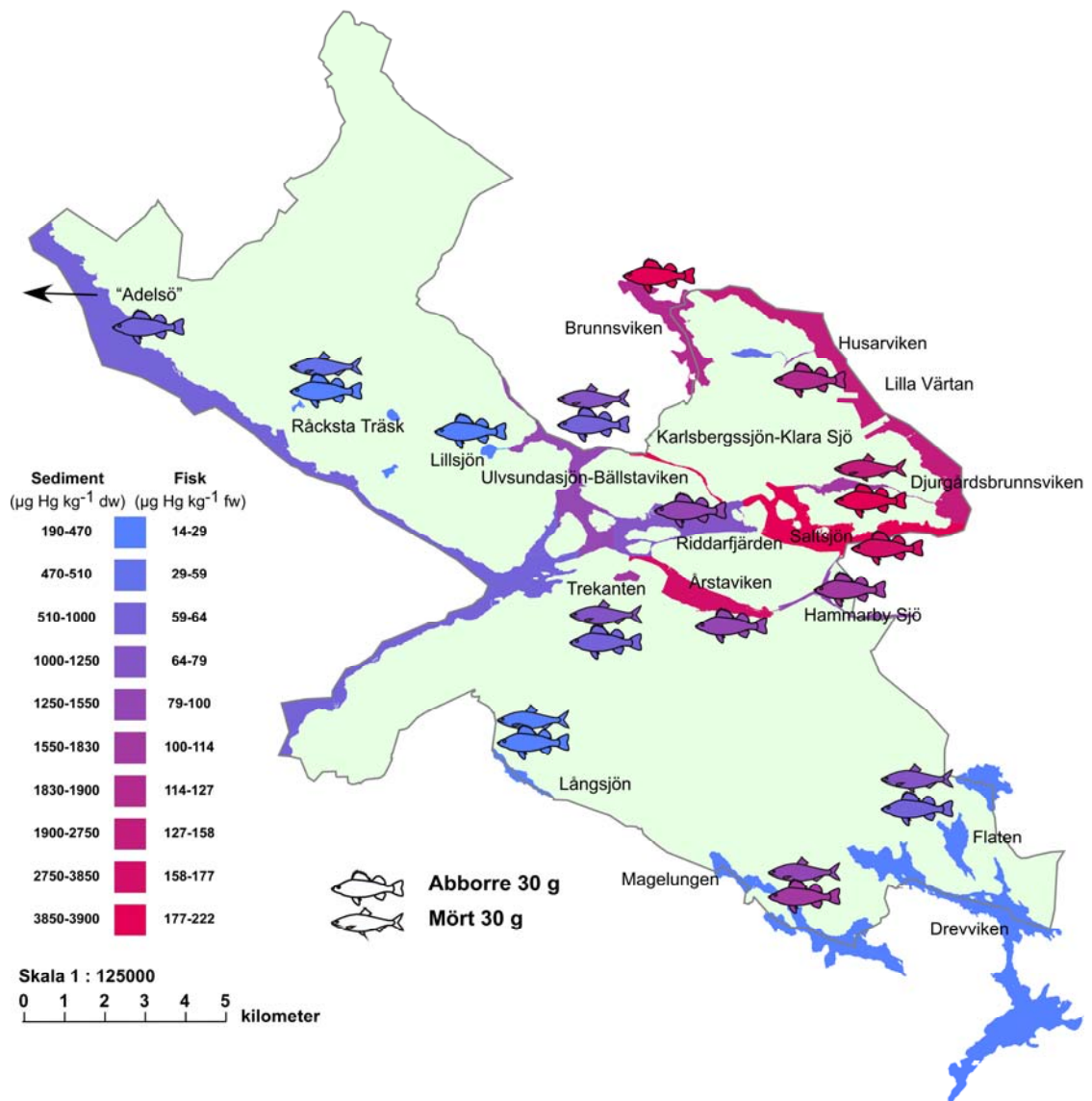
Figur 6. Stabila isotopsignaturer och kvicksilver i bottendjur (samlingsprov) och fiskmuskel (individer) i samtliga undersökta vatten i Stockholm. För varje lokal är de aktuella organismerna ordnade nedifrån och upp efter deras position i näringskedjan: Asellus och märkräftar = detritusätare; mört = smådjur och växter; liten abborre = smådjur; stor abborre = smådjur och fisk; Gädda = fisk. Hg-koncentrationer är här baserade på torrsvikt för vara jämförbara med halterna i bottendjuren. Gröna lodräta linjer visar medelvärdet för varje lokal medan blåa linjer sammanbinder medelvärdena för varje djurgrupp. Box-Plot-diagrammen visar spridningen inom djurgrupper (se Figur 9)

Sjötypiska halter

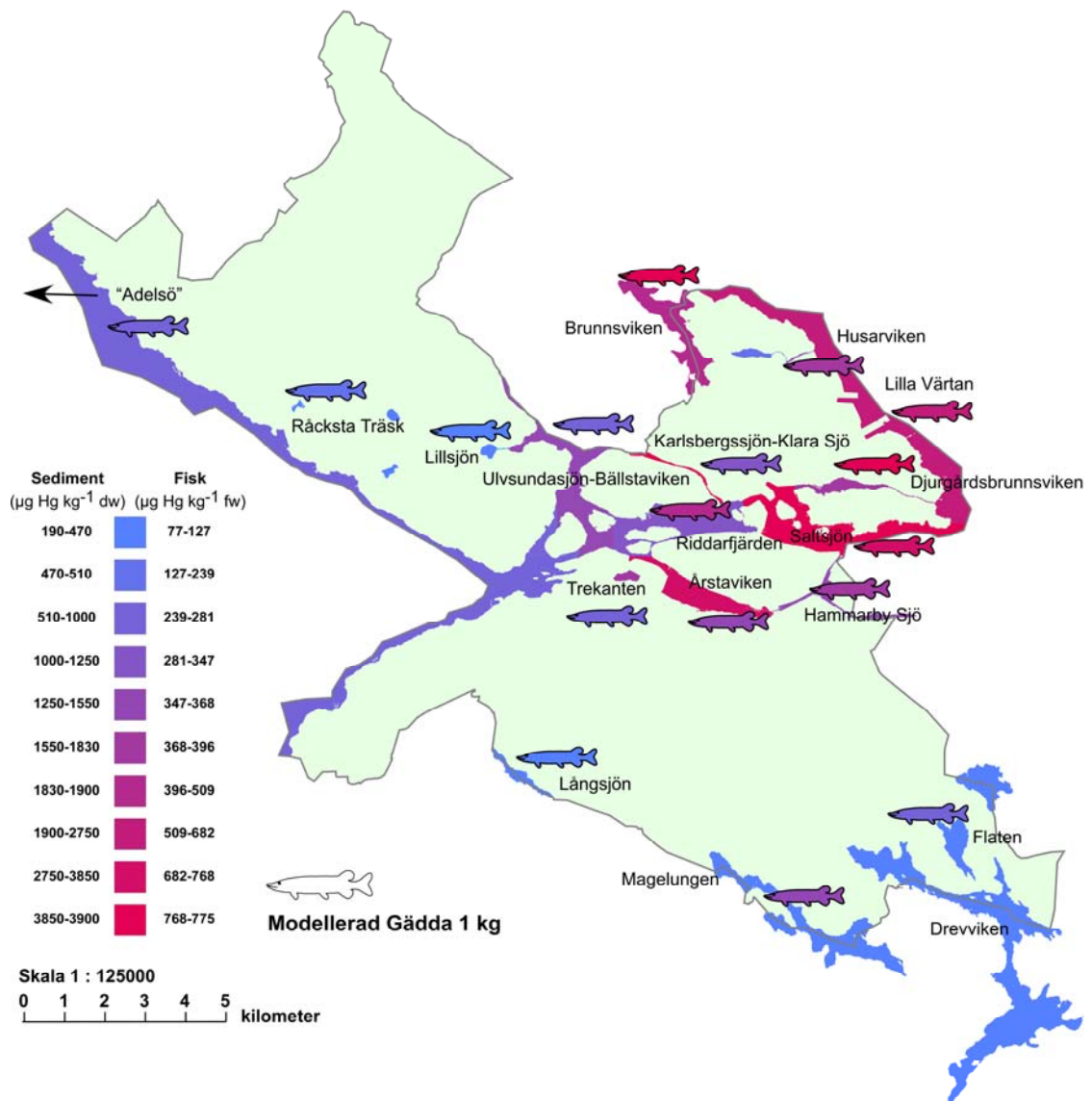
Kartan som visar observerade koncentrationer i de olika lokalerna (Figur 1) antyder att halterna ökade längs en transekt från insjöar, via mälarområden, till skärgården. I grova drag följer även Hg i ytsediment samma mönster. Storleksnormerade halter förändrar inte den bilden i stort även om kopplingen till sediment verkar försvagas eftersom abborre från insjöar i regel var mindre än skärgårdsabborrarna. Detta gäller oavsett om halterna motsvarar abborre (30 g) normerade med lokalt anpassade parametrar (Figur 7) eller enkilos-gädda normerade enligt Skånemodellen (Figur 8). Normerade halter tillåter oss dock att göra rättvisa jämförelser mellan arter och lokaler.

Sammantaget över alla lokaler finns ingen signifikant skillnad i halter mellan mört och abborre normerade till 30 g (ANOVA, $p = 0,35$). Inom sjöar är skillnaden signifikant endast i Långsjön där abborre hade nästan dubbelt så höga halter som mört. Mörtpopulationen i Långsjön är mycket stor och konkurrens mellan arterna kan hämma tillväxten hos abborre eller tvinga abborre att söka föda högre upp i näringskedjan, vilket skulle kunna förklara abborrens högre halter.

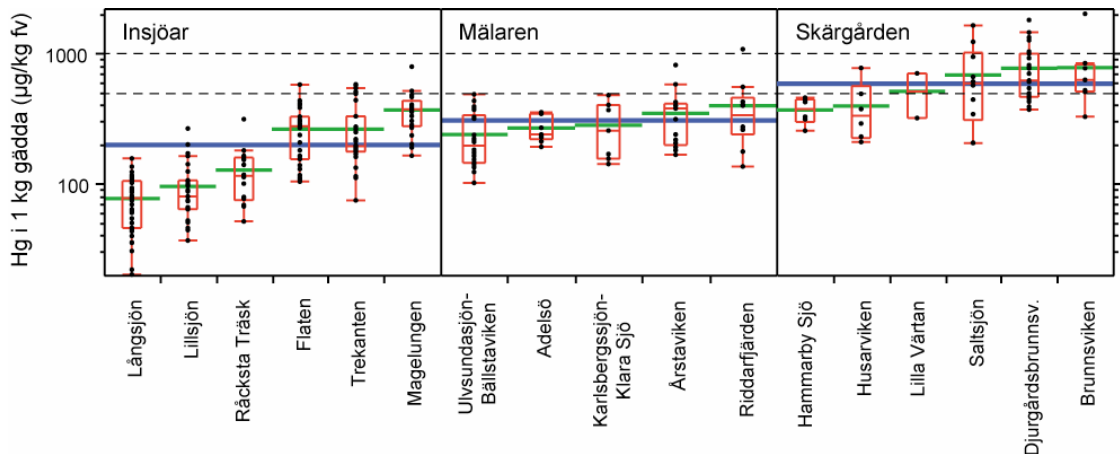
Sjötypiska halter var i medeltal lägst i insjöar, intermediära i Mälaren och högst i skärgården (Figur 9). Inbördes skillnader mellan lokalerna är signifikanta (ANOVA, $p < 0,0001$) oavsett vilken normeringsmodell som används. Inom gruppen sjöar var halterna lägst i de små näringsrika sjöarna, Långsjön, Lillsjön och Råcksta Träsk. De större sjöarna Flaten och Magelungen, samt kontaminerade Trekanten hade signifikant högre halter ($p < 0,0001$) än för den förra gruppen sjöar (Figur 9). Mälarlokalerna uppvisade små skillnader sinsemellan med lägst halter i Ulvsundasjön i väster och högst halter ”nedströms” i Riddarfjärden. Skillnaden mellan dessa två lokaler var statistiskt signifikant ($p = 0,015$) men relativt liten. Halterna i referensstationen utanför Adelsö låg på liknande nivåer som för stationerna inne i Stockholm. I skärgården fanns de högsta halterna i Brunnsviken och Djurgårdsbrunnsviken. Dessa lokaler hade signifikant högre halter ($p = 0,0002$) än Hammarby Sjö och Husarviken, som hade de lägsta halterna i skärgården (Figur 9). Både Brunnsviken och Djurgårdsbrunnsviken är stabilt skiktade och det saltare djupvattnet är normalt syrefritt under hela året, medan bottenvattnet i Hammarby Sjö och Husarviken normalt är syresatt under hela året. I Saltsjön och Lilla Värtan som hade intermediära halter bland skärgårdslokalerna är den syrefattiga perioden i djupvattnet begränsad till hösten. Graden av syrebrist samvarierar alltså med kvicksilvernivåerna i fisk, och skulle kunna förklara en del av skillnaderna mellan lokalerna. Även för mälarlokalerna kan detta resonemang tillämpas. Riddarfjärdens djupvatten uppvisar låga syrehalter under den skiktade perioden och vissa år är helt syrefria då svavelväte uppträder. I Ulvsundasjön som hade lägre halter i fisk kan visserligen syrehalterna ibland sjunka under sommaren men inte i samma grad som i Riddarfjärden. Uppgifterna om syrgasförhållandena är hämtade från Stockholm Vattens faktablad för de olika lokalerna (återfinns under <http://www.stockholmvatten.se/Stockholmvatten/Vattnets-vag/Sjovard>).



Figur 7. Koncentrationer av kvicksilver i sediment, abborre och mört (färgskala) på en karta över Stockholms Stad med alla större ytvatten. Halterna i fisk representerar medelvärdet av individuellt storleksnormerade halter motsvarande en typisk abborre eller mört på 30 g. Normeringen baseras på en icke-linjär regressionsmodell där ett delvis sjöberoende antagande om kvicksilverhaltens storleksberoende har gjorts (se text för detaljer). Fiskarna är insamlade aug.-nov. 2006 förutom för Saltsjön, Riddarfjärden och "Adelsö" där fiskarna fångades sep. 2000. Sedimenthalter är medelvärden av samtliga mätningar gjorda under perioden 1991-2002 (källa: Stockholm Vatten).



Figur 8. Koncentrationer av kvicksilver i sediment och uppskattade halter i enkilosgädda (färgskala) på en karta över Stockholms Stad med alla större ytvatten. Halterna i fiskar av samtliga artar och storlekar har normerats till att motsvara en typisk gädda på 1 kg med en generell metod (Meili, 2004; Meili et al., 2004). Se text för ytterligare information. Fiskarna är insamlade aug.-nov. 2006 förutom för Salt sjön, Riddarfjärden och "Adelsö" där fiskarna fångades sep. 2000. Sedimenthalter är medelvärden av samtliga mätningar under gjorda perioden 1991-2002 (Stockholm Vatten).

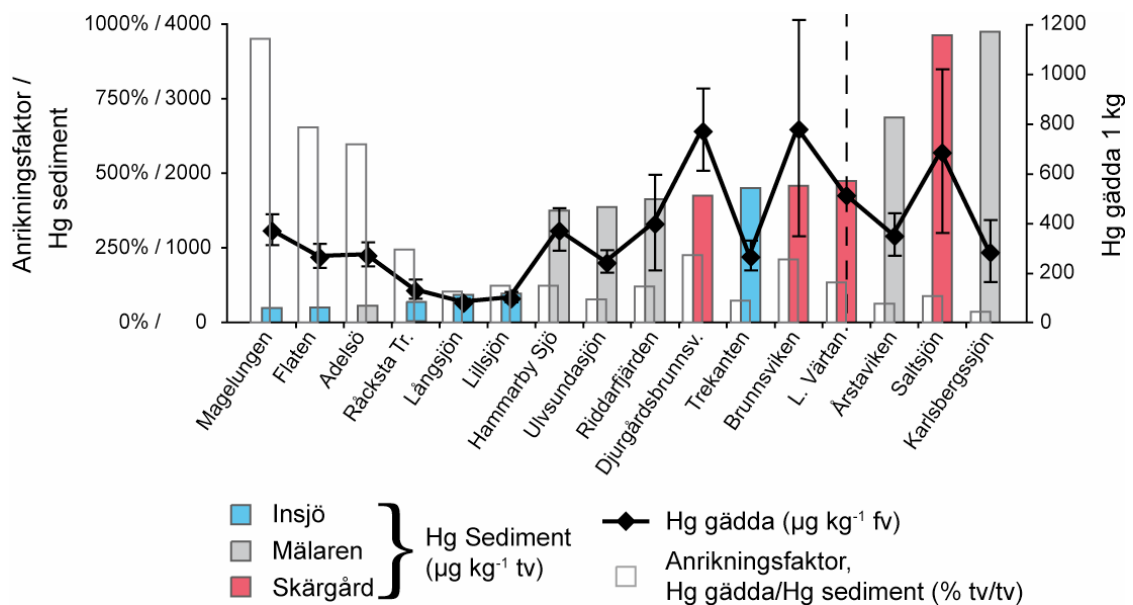


Figur 9. Uppskattade sjötypiska halter av kvicksilver i enkilos-gädda i insjöar, mälaronröden och skärgårdsvikar inom Stockholms Stad. Punkterna representerar enskilda fiskar av samtliga undersökta fiskarter vars Hg-halter har normerats till att motsvara en gädda på 1 kg (fler detaljer ges i texten). Horisontella gröna linjer anger medelvärde för varje lokal, blå linjer medelvärde av medelvärden för varje lokaltyp och box-plot-diagrammen visar median, kvartiler och 1,5 gånger intervallet mellan kvartilerna (interquartile range). Punkter utanför detta intervall kan betecknas som extrema observationer. Den övre vågräta, streckade linjen anger Livsmedelsverkets gränsvärde för kvicksilver i gädda ($1000 \mu\text{g kg}^{-1} \text{fv}$) och den undre anger motsvarande gränsvärde för abborre ($500 \mu\text{g kg}^{-1} \text{fv}$). Halter i enkilos-gädda motsvarar halter i en abborre med en vikt av ungefär 300 g.

Sambandet mellan Hg i sediment och Hg i fisk kan studeras med hjälp av den s.k. anrikningsfaktorn som vi definierar som kvoten mellan de torrviktsbaserade halterna av kvicksilver i fisk och ytsediment. Anrikningsfaktorn innebär inte nödvändigtvis en direkt koppling mellan sediment och fisk utan är ett mått på hur effektivt kvicksilver ackumuleras i fisk givet den aktuella belastningen. Magelungen och Flaten där sedimenthalterna var lägst hade klart störst anrikningsfaktor (Figur 10). Även lokalen utanför Adelsö (Prästfjärden) hade hög anrikningsfaktor. Låg anrikningsfaktor hade extremt näringsrika småsjöar (Långsjön och Lillsjön) samt lokaler som karaktäriseras av en klippig eller artificiella strandlinje, t.ex. Karlbergssjön-Klara Sjö, Ulvsundasjön-Bällstaviken och Hammarby sjö (Figur 10). Gemensamt för dessa lokaler är att de saknar en utbredd litoralvegetation. Även om halterna i fisk ofta var höga i sådana lokaler stod dessa inte i proportion till halterna i sedimentet jämfört med t.ex. Magelungen. Det bör dock nämnas att fördelningen av anrikningsfaktorn mellan lokaler kan bli annorlunda om man i stället uttrycker sedimenthalter på basis av deras innehåll av organiskt material istället för torrsvikt.

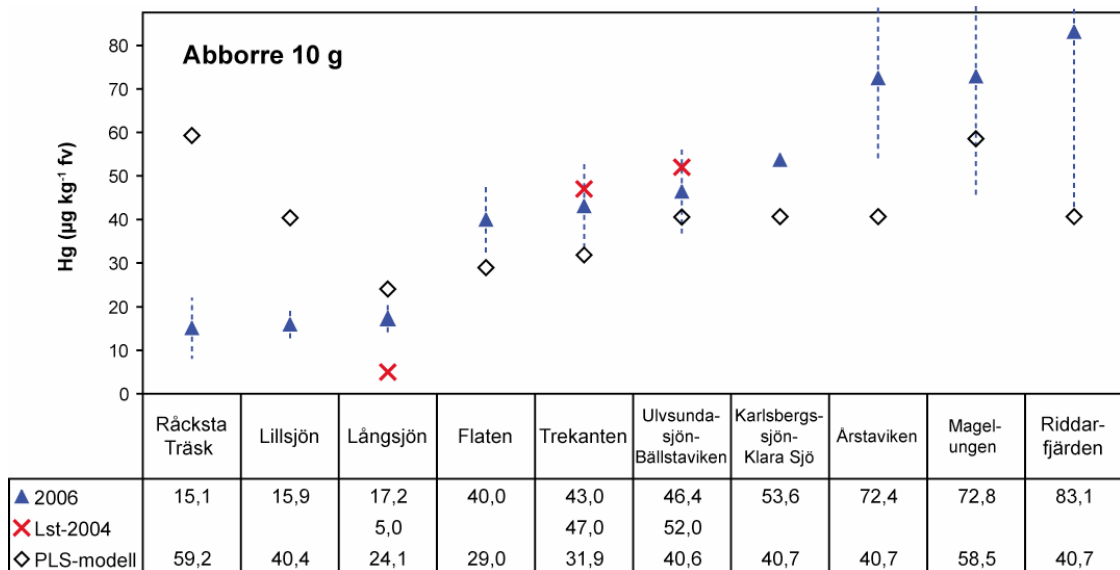
Vi kan alltså konstatera att även om det observerade mönstret (Figur 7 & Figur 8) antyder att kvicksilver i fisk har ett starkt samband med ytsedimentens belastning, spelar andra faktorer också en stor roll. Den dominerande formen av kvicksilver i sediment är oorganiskt Hg medan den form som är mest biotillgänglig är metylkviksilver. Därför bör faktorer som bidrar till ökad exponering för metylkviksilver vara viktiga. Jämförelsevis högst halter i fisk observerades i lokaler med återkommande syrefria perioder i bottenvattnet medan anrikningsfaktorn verkar stimuleras av en naturlig strandzon. Metylering av kvicksilver sker främst genom aktivitet av sulfatreducerande bakterier (Compeau & Bartha, 1985; King *et al.*, 2001). Det är känt att syrefria förhållanden i kombination med god tillgång på organiskt

material och sulfat är goda förutsättningar för dessa organismer (Drott *et al.*, 2007). Betingelser som uppfylls väl av Stockholms brackvattenområden som dessutom har höga halter totalkvicksilver i sedimenten. En olycklig kombination. Att förklara den höga effektiviteten i Magelungen, Flaten och ”Adelsö” är inte lika enkelt. En produktiv och ”ostörd” strandzon kan även den innebära en förhöjd potential för metyleringsprocesser eftersom förmultning av stora volymer växter skapar skarpa redox-gradienter, d.v.s. gränsskikt med mycket låga syrgashalter. Dessutom kan grundvatteninflöde ge ett extra sulfattillskott. En annan bidragande orsak kan vara att näringskedjorna i genomsnitt är längre i mer naturliga ekosystem som präglas av större artrikedom. Av de undersökta lokalerna är Magelungen, Flaten och ”Adelsö” de som är minst påverkade av den urbana miljön. Magelungen och Flaten var också de sjöar som hade största differensen i $\delta^{15}\text{N}$ mellan bottendjur och de fiskar som äter dem, vilket stödjer den hypotesen (från Adelsö saknas isotopdata från bottendjur). Ett undantag var dock Trekanten som också hade en stor skillnad i $\delta^{15}\text{N}$ men låg anrikningsfaktor för kvicksilver. Trekanten var dock den enda sjö som inte uppvisade någon ökning i kvicksilver med ökande trofinitivå, vilket tyder på att kontamineringsvägarna är annorlunda än i övriga lokaler. Förutom en hög föroreningsgrad har olika ingrepp såsom rotenonbehandling, utplanteringar, decimeringsfiske, bubbling och utpumpning av bottenvatten lett till att Trekanten är långt ifrån en naturlig sjö idag.



Figur 10. Kvicksilverhalter i ytsediment och uppskattade halter av Hg i enkilos-gädda i insjöar, mälarområden och skärgårdsvikar inom Stockholms Stad, ordnade efter halten i ytsediment. Halterna i fisk representerar medelvärden av samtliga fiskars halter efter normering till att motsvara enkilos-gädda (se text för detaljer).

Felstaplarna visar 95% konfidensintervall vilka i vissa fall är stora på grund av få analyserade fiskar. Ofyllda staplar visar ”anrikningsfaktorn”, d.v.s. kvoten mellan Hg i gädda och Hg i sediment, båda baserade på torrsvikt (tv). För Husarviken saknas uppgifter om Hg i sediment och visas därför inte. Notera de olika skalorna och att halten i gädda baseras på färsksvikt (fv).



Figur 11. Jämförelse mellan kvicksilverhalter i abborre mellan denna undersökning (2006, medelvärden och 95% konfidensintervall), länsstyrelsens undersökning (Lst-2004) och predikerade värden (PLS-modell). De utritade siffrorna anges även i den infogade tabellen. Lst-2004 representerar samlingsprov där Hg-halten normerats till 10 g abborre med samma metod som använts här (Meili et al., 2004). PLS-modellen (partial least-squares regression) baseras på ett underlag av 25 sjöar i Stockholms län och predikterar Hg i 10g-abborre utifrån höjd över havet, absorbans och pH (Lindeström & Tröjbom, 2006). Ingångsdata har erhållits från kartor och Stockholm Vatten. För de mälarlokaler där data saknas har vattenkemi, pH och absorbans antagits vara likvärdiga med mätstationen vid Görväln strax öster om Stockholm och data har då hämtats från SLUs databas (www.ma.slu.se).

Jämförelse med tidigare studier

Inom Stockholms Stad saknas tidigare heltäckande studier av kvicksilver i fisk. Från länets mindre sjöar och Mälaren väster om Stockholm finns några undersökningar (Sonesten, 1993; Lindeström, 2001). Därutöver finns det spridda skurar av äldre data, bl.a. för gädda i Ältasjön och Drevviken, och det är känt sedan länge att Lilla Värtan har haft förhöjda halter i fisk. Vi gör här ingen sammanställning av dessa mindre undersökningar utan begränsar oss till jämförelser med en rapport om kvicksilver i fisk 2004 som nyligen publicerats av länsstyrelsen i Stockholms län (Lindeström & Tröjbom, 2006). De mätte Hg i abborre i tre av de lokaler som ingår här och har använt sig av samma generella metod för storleksnormering. Halterna i 10-grams-abborre kan alltså jämföras direkt. Dessutom utvecklades en empirisk modell som predikterar Hg utifrån omgivningsfaktorer. Av de många möjliga linjära modellerna kunde en modell med sjöarnas altitud, pH och vattenfärg (absorbans) bäst förklara Hg-halterna i abborre i de 25 undersökta sjöarna:

$$\text{Hg}_{\text{Abb-10g}} = 0,0097 \cdot \text{Alt} + 0,0041 \cdot \text{pH} + 0,33 \cdot \text{Abs} - 0,0012 \cdot \text{Alt} \cdot \text{pH} - 0,012$$

För de lokaler där vi kunde hitta erforderliga uppgifter beräknades Hg med denna ekvation. I Trekanten och Bällstaviken var halterna 2004 jämförbara med dem som vi observerade 2006, medan de var betydligt lägre i Långsjön 2004 (Figur 11). Hg-halter uppskattade med PLS-modellen hamnade endast undantagsvis inom de observerade medelhalternas konfidensintervall. I sjöar med låga halter, Räcksta Träsk, Lillsjön och

Långsjön överskattade modellen halterna medan de underskattades i lokaler med högre observerade halter år 2006 (Figur 11). Den främsta anledningen till att modellen misslyckas är sannolikt att många lokaler i Stockholm mycket näringsrika eller påverkade av lokala Hg-källor till skillnad från de flesta av de sjöar som utgjorde dataunderlag för modellen. Dessutom uppvisar Stockholms sjöar liten variation i ingångsvariablerna: Staden är förhållandevis platt, alla lokaler har högt pH och relativt låg absorptions. Vår slutsats är att denna typ av modell som inte tar hänsyn till den lokala belastningen inte går att tillämpa på Stockholms sötvatten.

4. Osäkerhet

Mätosäkerheten för kvicksilver är vid aktuella provmängder och halter mycket låg (CV i regel < 2%) i jämförelse med variationen mellan individuella prover. Detta gäller även för analyser av stabila isotoper. Osäkerheten var något större för enstaka prover av bottenfauna som låg nära detektionsgränsen på grund av att provmängden var begränsad. För lokaler med litet urval blir naturligtvis skattning av medelvärden och spridning osäker eftersom resultaten i övrigt, liksom tidigare erfarenheter, visar att halter kan variera inom populationer med en faktor 2-4. Vidare kan storleksnormeringen medföra fel, dels på grund av en felaktig ansats, dels på grund av ett otillräckligt datamaterial. Dessa fel kan sannolikt vara så pass stora att de påverkar den inbördes haltordningen mellan vissa lokaler men de genomsnittliga haltnivåerna och generella mönstret med låga halter i sjöar och höga i Brunnsviken och områdena kring Mälarens utlopp kan anses vara tämligen robusta. I brist på mätdata, baseras de uppskattade halterna i typisk enkilos-gädda helt på litteraturuppgifter, som beskrivits ovan. Enligt CLRTAP-manualen (Meili, 2004) ger metoden medelvärdes-skattningar som ligger inom en faktor två från medelvärdet av observerade halter.

Våra resultat baseras på fisk från endast en säsong för varje lokal och det är känt att Hg i fisk uppvisar en mellanårsvariation på upp till 50%. Denna siffra baseras på tidsserier av Hg i 10g-abborre som tagits fram inom den nationella kalkningseffektuppföljningen (IKEU; Sundbom, opublicerat). För flera av insjölokalerna är halterna så pass låga att dessa osäkerhetsfaktorer är av mindre betydelse ur ett riskperspektiv. För lokaler där Hg-koncentrationerna är högre eller där urvalet i denna undersökning var för litet för att ge en god bedömning kan osäkerheten bara undanröjas genom kompletterande analyser. Samtliga ovan nämnda källor till osäkerhet kan bringas under kontroll med ett strategiskt utformat flerårigt övervakningsprogram (se mer nedan).

5. Slutsatser

Mönster och orsaker

För abborre ökade halterna med kroppsstorleken medan storlekssambandet var svagt eller varierande för mört. För likvärdiga fiskar uppgick den individuella variationen till en faktor 2-4, vilken hos abborre delvis kunde förklaras av olika födoval enligt $\delta^{15}\text{N}$ -värden. Stabila-isotopsignaturer visade också att kvicksilverhalterna ökade i de flesta sjöar med ökande trofnivå, från bottendjur upp till gädda. Storleksnormerade, sjötypiska halter var lägst i Stadens insjöar, högre i flera mälarområden och högst i innerskärgården. Lokaler med höga halter i ytsediment hade även höga koncentrationer i fisk. Bland dessa lokaler hade lokaler med konstant eller regelbundet

syrefritt djupvatten särskilt höga halter i fisk. Högst anrikningseffektivitet uppvisade opåverkade större sötvattenslokaler med en naturlig strandzon medan effektiviteten i små övergödda sjöar och lokaler med artificiell strandlinje var låg.

Kvicksilverhalter i relation till Livsmedelsverkets rekommendationer

För ett mindre antal av de analyserade fiskarna överskred halterna de rådande gränsvärdena $1000 \mu\text{g Hg kg}^{-1}$ fv för gädda och $500 \mu\text{g kg}^{-1}$ för abborre (EU-kommissionen, 2001). Sjötypiska, normerade värden låg i samtliga lokaler under gränsvärdena för enkilos-gädda. Men om man istället väljer abborre på 300 g, den storlek som motsvarar enkilos-gädda enligt CLRTAP-manualen (Meili, 2004), ligger medelhalterna över gränsvärdet i Lilla Värtan, Saltsjön, Djurgårdsbrunnsviken och Brunnsviken. Därutöver ligger halterna nära gränsvärdet i Magelungen, Årstaviken, Riddarfjärden, Hammarby Sjö och Husarviken (se Figur 9 & Tabell 4).

Miljöövervakning

Hur ett optimalt övervakningsprogram för kvicksilver i fisk ska utformas beror helt på vilket syfte det har. Om syftet att upptäcka eventuella (och små) förändringar över tiden ställs höga krav på provtagningsfrekvens, fiskurval och normeringsförfarande för att kunna hantera mellanårsvariation och minimera den oförklarade variationen mellan individer. Ett exempel på detta är den nationella övervakningen av metaller i fisk där analyser av både ålder och stabila isotoper numera ingår rutinmässigt. Om syftet däremot är att tillhandahålla ett aktuellt underlag för riskbedömning och rådgivning till allmänheten kan ett enklare upplägg accepteras. Långsiktiga förändringar till följd av t.ex. förändringar i klimat eller deposition är storskaliga processer och vi anser därför att övervakning av tidstrender främst är en uppgift för den nationella miljöövervakningen. Den lokala övervakningens uppgift bör vara att skydda människor och miljö i närområdet genom både översiktliga karteringar (som här) och undersökningar riktade mot riskområden. Ett lokalt övervakningsprogram för kvicksilver i fisk bör därför fokusera på matfisk och fiskar som representerar känsliga delar av ekosystemet. Tidsaspekten är dock inte oviktig även i lokalt sammanhang. Olyckor, extremt väder, anläggningsarbeten eller andra ingrepp kan leda till ökad belastning av Hg (och andra gifter) eller drastiska förändringar i ekologin. Ett övervakningsprogram bör vara tillräckligt intensivt för att för att kunna upptäcka effekterna av sådana oförutsedda händelser som drastiskt kan påverka gifthalterna i fisk. Med utgångspunkt från våra resultat diskuteras här för- och nackdelar med olika arter och möjliga upplägg av ett övervakningsprogram för kvicksilver, som även med fördel kan inkludera andra miljögifter.

Gädda har tidigare använts i mycket stor utsträckning för övervakning av kvicksilver och det finns därför ett gediget jämförelsematerial. Enkilos-gädda har blivit något av ett standardmått för att beskriva tillståndet för en sjö. Dessutom är gädda en populär sportfisk men kanske inte lika populär som matfisk. Däremot kräver gädda speciella insatser för att fångas i tillräcklig mängd, vilket bl.a. framgår av denna undersökning där endast ett fåtal gäddor fångades vid kontrollerade fisken. Visserligen kan ett övervakningsprogram arrangeras så att allmänheten erbjuds att lämna in egenfångade gäddor för analys. Det finns dock en risk att uppgifter om fångstplats och tid är knapphändiga eller felaktiga, samt att fisken inte förvarats på ett tillfredsställande sätt efter fångst. Den generella normeringsmetod som har utvecklats av Meili et al. (2004) och som vi har tillämpat här, har bland annat till syfte att man inte ska behöva mäta Hg

i just enkilos-gäddor utan istället kunna uppskatta samma värde utifrån andra mer lättillgängliga arter.

En sådan art är abborre, även den en populär sportfisk och flitigt använd inom miljöövervakningen av kvicksilver (och andra miljögifter). Kviksilver i abborre har undersökts i många lokaler runtom i Sverige och ofta i större antal fiskar per lokal än för gädda. Abborre förekommer i samtliga undersökta vatten, kan fångas med flera olika metoder under hela året och är på så sätt en mycket praktisk art i miljöövervakningssammanhang. Detta tycker vi är ett tungt vägande skäl för en löpande verksamhet som miljöövervakning. Även om abborren uppvisar större variation i Hg-halter än många andra arter p.g.a. ett starkt storlekssamband och varierande diet, visar vi här att storlekssambandet ganska väl kan beskrivas med en enkel modell, som sedan tillåter att uppskatta halten även i en typisk enkilos-gädda. Normeringsförfarandet till enkilos-gädda bör dock verifieras med ett jämförelsematerial innehållande fler gäddor från lokaler i Stockholm. Alternativt kan större abborre på c:a 300 gram, vars halter i många sjöar ligger nära enkilos-gäddans väljas, för att minska effekten av en felaktig storleksnormering. Denna storlek ligger sannolikt också nära den genomsnittliga middagsabborren.

Nyligen publicerade studier visar också på omfattande toxiska effekter hos abborre i och omkring Stockholm (Hansson *et al.*, 2006a; Hansson *et al.*, 2006b; Linderoth *et al.*, 2006) där många symtom var som störst i nära i anslutning till staden. Även om det är okänt om liknande effekter finns hos andra arter eller vad som orsakat förgiftningssymptomen, verkar abborre vara känslig och kan alltså vara ett strategiskt val även för att övervaka effekter på miljön. En annan egenskap hos abborre är att den har ett bred potentiell diet och kan anpassa sitt födoval efter tillgången på föda. Kviksilver i abborre kan därför vara en känslig indikator för störningar av ekosystemet eller förändrade kontamineringsvägar, vilka kan få konsekvenser även för andra arter.

Flera omständigheter talar emot mört som indikatorart inom miljöövervakning av kvicksilver. För det första, mört är inte lätt att samla in från alla aktuella vatten i Stockholm, åtminstone inte om man ser till våra fångstresultat. För det andra förefaller mört inte uppvisa något enhetligt storlekssamband med kvicksilver och halterna är alltså svårare att storleksnormera. Å andra sidan verkar inte storleken spela lika stor roll som hos abborre och mört kräver då mindre ansträngningar för att fånga likvärdiga individer vid fiskinsamling. Slutligen, kan det vara svårare att kommunicera med allmänheten om eventuella risker baserade på halter i mört jämfört med t.ex. abborre eller gädda, eftersom mört sällan fiskas för att ätas.

Vi förordar alltså abborre för miljöövervakning av kvicksilver i Stockholm. Antingen kan man som här (och inom den nationella miljöövervakningen) välja små abborrar som är lätta att få i tillräckliga mängder, eller så väljer man större abborrar som direkt representerar de abborrar som vanligtvis äts. Större fiskeinsatser kan krävas för det senare alternativet men å andra sidan förenklas databehandlingen. Dessutom kan större och äldre fiskar ha hunnit utveckla förgiftningssymtom i högre grad än småabborre, vilket är en fördel om man är intresserad av den aspekten. Vi tycker dock ändå att man inte bör missa möjligheten att utveckla den lokalanpassade storleksnormering som vi har lagt grunden till i denna studie. Möjligheten att

standardisera halter till enkilos-gäddans är också väsentlig eftersom det förenklar nationella och internationella jämförelser, även tillbaka i tiden.

För att sammanfatta diskussionen kan de önskemål som dryftats ovan tillgodoses genom följande upplägg: övervakning av kvicksilver koncentreras till de lokaler som här visat sig ha förhöjda halter och samtidigt används för fiske efter matfisk. Utöver de kontaminerade områdena bör ett par ”referenser” som är representativa för lokaler som inte är direkt påverkade av den urbana omgivningen tas med i programmet. För att bedöma mellanårsvariationens betydelse eller ha möjlighet att upptäcka större förändringar i tid, bör insamling och analys utföras årligen. Under de första åren rekommenderar vi individuella analyser av c:a 20 abborrar valda från ett brett storleksintervall (c:a 5-500 g) för att kunna fastställa ett tillförlitligt storlekssamband för varje lokal. Under denna period analyseras även gädda (c:a 1 kg) för att kunna uppskatta en optimal transferfunktion. Åldersanalyser kan gärna ingå om det finns resurser för det, men vi anser inte att det är ett krav. I slutändan är naturligtvis de ekonomiska ramarna avgörande för omfattningen och varaktigheten av all miljöövervakning. Därför kan man av besparingsskäl efter en inledande intensiv fas överväga att övergå till samlingsprov eller glesare provtagningar när man anser att man har fått en god uppfattning om storlekssamband samt relationen mellan abborre och enkilos-gädda i Stockholm. Om insamlingen av fisk är lyckad men antalet analyser måste minimeras av kostnadsskäl kan man spara fisk i frys (i täta och väl märkta emballage). Då har man åtminstone möjlighet att i ett senare skede gå tillbaka och förbättra underlaget om man t.ex. misstänker att halterna har förändrats men det befintliga dataunderlaget inte är tillräckligt. Övervakningsprogrammet kan med fördel kombineras med analys av andra miljögifter vilket kan ge ekonomiska och vetenskapliga samordningsvinster.

6. Åtgärder och ansvar

Vår kartering visar att kvicksilverhalterna i matfisk (gädda och stor abborre) från flera av Stockholms vatten är höga och kommer sannolikt att ligga kvar på dessa nivåer under lång tid framöver. En sanering i större skala av kontaminerade områden är orealistisk och alla fysiska ingrepp riskerar att medföra ökade halter, åtminstone på kort sikt. Det är därför angeläget att fortsätta arbetet med att fasa ut användningen av kvicksilver och minimera lokala emissioner från både diffusa källor och punktkällor.

Stadens innevånare och besökare bör hållas informerade om riskerna med att äta fisk fångad i Stockholm, även om halterna understiger gällande gränsvärden i många lokaler. I Livsmedelsverkets riktlinjer eller EU:s förordning anges ingen siffra för det högsta tillåtna dygnsintaget av Hg. Rekommendationerna ges istället i allmänna ordalag, tar ingen hänsyn till regionala skillnader i fiskens kvicksilverhalt och de försöker även att väga in nyttan med att äta fisk. I korthet avråder de svenska riktlinjerna från att för ofta äta fisk av arter där kritiskt höga halter Hg och andra gifter är vanliga. Rekommenderat tidsintervall varierar mellan fiskarter och målgrupp. Särskilda restriktioner gäller för kvinnor som planerar barn, gravida och ammande kvinnor. Dessa uppmanas att helt avstå från att äta abborre, gädda, gös, lake och ål. Sportfiskare som äter egenfångad fisk identifieras som en annan potentiell riskgrupp och uppmanas därför av livsmedelsverket att ta reda på situationen i aktuella fiskevatten genom att kontakta kommunens miljö- och hälsoskyddsförvaltning. Mer finns att läsa om Livsmedelsverkets kostrekommendationer på deras hemsida

(<http://www.slv.se>). Allt detta kan dock vara svårt att ta till sig för många som undrar i vilken utsträckning de ska våga äta fisk de fångar i Stockholm. Informationsansvaret vilar på livsmedelsverket, men även på Staden som alltså enligt livsmedelsverket ska kunna ge lokalt anpassad information. Att som lokal myndighet formulera generella riktlinjer är dock svårt eftersom halterna varierar så pass mycket mellan olika lokaler. Att tillämpa försiktighetsprincipen och avråda från all konsumtion av Stockholmsfisk är inte bra i det här fallet eftersom att fiska och äta sin fångst förhöjer livskvaliteten för många människor. Vår förhoppning är att resultaten i denna rapport kan bidra till en adekvat riskbedömning och rådgivning.

Ett första steg mot detta är att lägga ut uppgifter om kvicksilver i olika typfiskar och i olika vattenområden (eller lokaltyper) på Stockholms webbaserade miljöbarometer. Även Stockholm Vattens utmärkta sammanställningar för olika vattenområden i pdf-format kan med fördel uppdateras med information om Hg i fisk. Vi tycker att människor också bör ges möjlighet att själva räkna ut eller få individanpassade kostrekommendationer gällande lokalt fångad fisk. Ett sätt kan vara att sammanställa en tabell över hur mycket och hur ofta man kan äta fisk av en viss art från en viss sjö, utifrån observerade halter och WHO/FAO:s eller EPA:s högsta tillåtna intag. En sådan tabell kan med fördel utgöra en databas för ett webbaserat, interaktivt verktyg där man kan mata in aktuell art och sjö, sin vikt, kön och huruvida man är gravid, ammar eller planerar bli mamma. Verktöget ska då returnera en rekommendation om hur många gånger per månad som det maximalt är tillrådligt att äta en viss sorts fisk. Dataunderlaget och eventuellt verktyg bör utformas så att det enkelt kan uppdateras i takt med att nya uppgifter tillkommer från stadens övervakningsprogram eller från andra framtida undersökningar. För att kunna förverkliga en sådan tabell eller ge motsvarande information på annat sätt bör denna undersökning kompletteras med följande:

- Statistik över vad, var och hur mycket människor fiskar i Stockholm och i vilken utsträckning de äter fisk från Stockholms vatten. Detta är en förutsättning för en relevant riskbedömning och bör vara till stor hjälp vid en riktad rådgivning
- Sådan statistik kommer troligen visa att det behövs kompletterande kunskap om halter i populära sportfiskar som havsöring, lax, strömming, stor braxen och ål från Stockholmsvatten. Även ytterligare analyser av kvicksilver Gädda, Gös och stor abborre kommer att behövas från flera lokaler eftersom de antagligen är de vanligaste viltbråden som dessutom är kända för att ofta ha förhöjda halter.
- Ett löpande miljöövervakningsprogram för kvicksilver i fisk bör inrättas (se ovan under slutsatser för hur ett sådant kan läggas).
- En studie av kvicksilver längs gradienten sjö-hav bör förlängas västerut inåt Mälaren och österut mot ytterskärgården för att klargöra orsakerna till det observerade mönstret med högre halter i brackvattenlokalerna samt för att testa några av de hypoteser som framställts i denna undersökning. En mätning av kvicksilver längs en sådan gradient skulle samtidigt anknyta till de nyligen publicerade larmen om allvarliga förgiftningssymptom hos abborre i vattnen runt Stockholm.

7. Erkännanden

Tack till Sverker Lovén och Gunnar Berglund, Stockholms idrottsförvaltning, samt Bernt Åström, Ove Klerevall m.fl. från Sportfiskarna i Stockholm för hjälp med insamling av fisk. Tack till Anja Arnerdahl, Miljöförvaltningen, för hjälp med att hitta en vektorbaserad statskarta och till Gunilla Lindgren, Stockholm Vatten, för tillgång till vattenkemidata. Tack till Arne Jonsson, Miljöförvaltningen, för synpunkter på manuskriptet. Stort tack till Louise Sörme, Miljöförvaltningen och Göran Lithner, ITM, för hjälp med olika frågor under arbetets gång.

8. Referenser

- 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.
- Compeau, G. C. & Bartha, R. (1985) Sulfate-Reducing Bacteria - Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, **50**, 498-502.
- 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.
- Eller, G., Deines, P., Grey, J., Richnow, H. H. & Krüger, M. (2005) Methane cycling in lake sediments and its influence on chironomid larval partial derivative $\delta^{13}\text{C}$. *Fems Microbiology Ecology*, **54**, 339-350.
- 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://europa.eu.int/eur-lex/pri/sv/oj/dat/2001/l_077/l_07720010316sv00010013.pdf).
- Hansson, T., Lindesjö, E., Förllin, L., Balk, L., Bignert, A. & Larsson, Å. (2006a) Long-term monitoring of the health status of female perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea shows decreased gonad weight and increased hepatic EROD activity. *Aquatic Toxicology*, **79**, 341-355.
- Hansson, T., Schiedek, D., Lehtonen, K. K., Vuorinen, P. J., Liewenborg, B., Noaksson, E., Tjärnlund, U., Hanson, M. & Balk, L. (2006b) Biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine Pollution Bulletin*, **53**, 451-468.
- Johnsson, C. (2004) *Fish consumption and mercury levels in biological media : a study in anglers' households in Hagfors, Sweden*. Licenciatavhandling, Göteborgs Universitet.
- Johnsson, C., Sällsten, G., Schütz, A., Sjörs, A. & Barregård, L. (2004) Hair mercury levels versus freshwater fish consumption in household members of Swedish angling societies. *Environmental Research*, **96**, 257-263.
- King, J. K., Kostka, J. E., Frischer, M. E., Saunders, F. M. & Jahnke, R. A. (2001) A quantitative relationship that demonstrates mercury methylation rates in marine sediments are based on the community composition and activity of sulfate-reducing bacteria. *Environmental Science & Technology*, **35**, 2491-2496.
- Linderöth, M., Hansson, T., Liewenborg, B., Sundberg, H., Noaksson, E., Hanson, M., Zebühr, Y. & Balk, L. (2006) Basic physiological biomarkers in adult female

- perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine Pollution Bulletin*, **53**, 437-450.
- Lindeström, L. (2001) *Mälarfisk – Innehåll av metaller och stabila organiska ämnen 2001*. Mälarens vattenvårdsförbund, Rapport från ÅF-Miljöforskargruppen F01/35:2.
- Lindeström, L. & Tröjbom, M. (2006) *Kvicksilver i fisk – resultat från en inventering i Stockholms län 2004*. Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm, Rapport 2006:07.
(http://www.ab.lst.se/upload/dokument/publikationer/M/Rapportserien/2006/R2006_07_Kvicksilver_i_fisk_webb.pdf).
- Meili, M. et al. (2004) *Modelling critical loads of metals for aquatic ecosystems: Critical levels of mercury in precipitation*. – In: *United Nations Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (UN/ECE-CLRTAP), Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping of critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends*. Federal Environmental Agency, Berlin, UBA-Texte 52/04, Chapter 5.5.3.2, pp. V.60-63. (ISSN 0722-186X, <http://www.icpmapping.org/htm/manual/manual.htm> (including updates), http://www.icpmapping.org/pub/manual_2004/mapman_5_5.pdf).
- Meili, M., Borg, H. & Kärrhage, P. (2004) *Kvicksilver i fisk och födodjur i 10 skånska sjöar 2002*. Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö, Rapport Skåne i utveckling 2004:19. (ISSN 1402-3393, http://www.m.lst.se/documents/Slutversion_Hg.pdf).
- Sonesten, L. (1993) *Sammanställning och utvärdering av kvicksilverhalter i gädda och abborre från sjöar i Stockholms län 1991-1992, samt jämförelser med tidigare undersökningar*. Länsstyrelsen i Stockholms län, Stockholm, Rapport 1993:19.
- Sonesten, L. (2003) Fish mercury levels in lakes - adjusting for Hg and fish-size covariation. *Environmental Pollution*, **125**, 255-265.
- Svanbäck, R. & Eklöv, P. (2003) Morphology dependent foraging efficiency in perch: a trade-off for ecological specialization? *Oikos*, **102**, 273-284.
- Trudel, M. & Rasmussen, J. B. (2006) Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modelling perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 1890-1902.

9. Bilagor

Bilaga 1. Individuella analysdata för samtliga analyserade fiskar, samt kvicksilverhalter normerade till enkilos-gädda efter en generell metod (Meili, 2004; Meili et al., 2004) och till 30-grams abborre eller mört med lokalt anpassade parametrar (se texten och Bilaga 2).

Lokal	Art & kön	Längd (mm)	Vikt (g)	Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ fv)	Normerat Hg	
					Gädda 1 kg	Abborre & Mört 30 g
Adelsö	Abborre ♀	250	212,8	172,6	238	55
	♀	227	170,7	123,2	192	45
	♀	223	164,1	169	268	63
	♀	232	161,9	142,2	227	54
	♀	232	168,7	134,6	211	50
	♀	231	152,8	208	343	81
	♀	230	164,1	222	353	83
	♀	243	213,2	250	345	80
	♀	292	378,5	230	230	51
Brunnsviken	♀	255	209,26	448	624	144
	♀	247	183,52	560	838	196
	♀	245	229,4	246	326	75
	♀	290	341,03	490	519	116
	♀	290	333,09	470	505	113
	♀	315	315,11	1804	2001	450
	♀	281	254,85	498	623	142
	Mört ♀	295	306,3	332	767	142
Djurgårdsbrunnsviken	Abborre ♀	127	25,13	116,2	426	127
	♀	128	20,6	122,2	479	148
	♀	138	26,24	128,2	463	138
	♀	126	19,57	97,6	389	122
	♂	128	21,19	139	540	166
	♀	120	17,56	169,2	697	222
	♀	128	22,13	117,2	448	137
	♀	117	17,85	90,2	370	118
	♂	144	28,83	514	1793	525
	♀	141	32,16	296	991	285
	♀	189	81,1	358	809	205
	♀	183	64,1	169,2	426	111
	♀	174	65,3	312	779	203
	♀	194	83,45	592	1321	333
	♀	198	84,99	652	1442	363
	♀	179	77,19	542	1254	319
	♀	216	119,78	550	1028	250
	Mört ♀	198	83,31	158,8	617	117
	♀	142	52,84	135,2	604	115
♀	201	78,05	192,6	765	145	
♀	194	75,58	152,8	613	116	
♀	175	57,48	210	916	175	
♀	196	81,82	126	493	93	
Flaten	Abborre juv.	57	1,64	16,42	107	52
	juv.	58	1,72	16	104	50
	juv.	82	5,97	25,6	138	54
Flaten	Abborre juv.	87	5,87	28,4	154	60

Lokal	Art & kön	Längd (mm)	Vikt (g)	Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ fv)	Normerat Hg	
					Gädda 1 kg	Abborre & Mört 30 g
	juv.	89	6,49	29,4	156	60
	♂	102	9,87	61,8	299	106
	♂	110	13,04	68,6	309	104
	♀	109	12,43	58,8	268	91
	♀	131	22,37	34	130	40
	♀	130	23,39	48	180	55
	♀	168	52,97	86,2	236	63
	♀	211	109,03	143,2	281	69
	♀	214	114,59	108,2	207	50
	♀	245	150,37	166	276	66
	♀	244	155,18	67,8	111	26
	♂	255	211,32	83,8	116	27
	♂	245	174,46	106,4	164	38
	Mört juv.	92	6,36	87,8	574	116
	juv.	96	6,52	66,4	433	88
	juv.	98	7,84	62,8	402	81
	♀	103	9,48	44	275	55
	♀	107	9,98	65,4	406	82
	♀	116	15,07	65,2	382	76
	♀	121	16,92	56,8	327	65
	♀	123	20,33	51,6	287	56
	♀	147	27,06	78,6	413	81
	♀	159	39,01	67,4	326	63
Hammarby Sjö	Abborre ♀	132	22,24	85,4	326	100
	♀	141	30,13	127,4	437	127
	♀	147	35,99	97,2	312	88
	♀	132	24,02	113,4	422	127
	♀	133	24,85	124	456	137
	♀	154	35,3	78,8	255	72
Husarviken	Abborre ♀	121	19,38	57,4	229	72
	♀	122	20,57	73,8	289	90
	♂	134	26,48	103,8	373	111
	♂	138	29,9	141,8	488	142
	♀	162	48,41	73,4	209	57
	♀	159	45,63	264	770	210
Karlsbergssjön-Klara Sjö	Abborre ♀	127	20,84	65,4	255	
	Mört ♂	162	40,12	99,2	477	92
	♀	177	54,43	82,8	367	70
	♀	192	74,26	41,8	169	32
	♀	201	91,49	37,6	142	27
	♀	194	82,9	103	401	76
	♀	182	64,12	36,8	155	30
Lilla Värtan	Gädda ♂	492	724,41	264	318	
	Abborre ♀	187	81,22	310	700	
Lillsjön	Gädda ♂	524	1067,08	274	265	
	Abborre ♀	172	54,49	24,4	66	18
	♀	177	67,12	26,2	65	17
	♂	182	65,06	65,2	163	42
	♀	157	42,61	16,94	51	14
	♀	155	39,03	28,6	89	25
Lillsjön	Abborre ♀	175	55,66	29,8	80	21

Lokal	Art & kön	Längd (mm)	Vikt (g)	Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ fv)	Normerat Hg	
					Gädda 1 kg	Abborre & Mört 30 g
	♀	185	66,61	57	141	37
	♀	204	100,12	31,2	64	16
	♀	119	16,84	21,4	89	29
	♀	125	17,36	17,8	74	24
	♂	120	16,65	24,8	104	33
	♀	110	14,01	16,92	75	25
	juv.	103	10,22	10,56	51	18
	juv.	65	2,89	8,56	52	23
	juv.	64	2,59	7,4	46	21
	juv.	63	2,74	5,98	37	16
	juv.	62	2,46	11,84	74	33
	juv.	62	2,39	7,06	44	20
	Gös ♀	173	36,61	52,4	200	
	♀	212	71,13	57,4	171	
	♂	214	73,98	29,8	87	
	♂	206	78,2	33,8	97	
	juv.	87	3,81	10,28	65	
	juv.	87	4,04	19,92	124	
	juv.	100	5,91	17,96	106	
	juv.	105	7,01	17,28	99	
Långsjön	Gädda ♀	534	877	36,8	40	
	Abborre juv.	87	6,7	8,44	45	17
	juv.	84	6,31	12,96	69	27
	juv.	86	6,97	8,74	46	17
	juv.	82	5,27	24,4	135	54
	juv.	82	5,86	19,52	106	41
	juv.	91	8,32	4	20	7
	juv.	99	9,49	8,86	43	15
	♀	94	8	15,34	78	29
	♀	124	19,28	15,9	64	20
	♀	138	25,98	20,6	75	22
	♀	104	10,95	6,48	31	11
	♀	92	8,65	12	60	22
	♀	133	25,03	31,6	116	35
	♀	159	40,16	28	86	24
	♀	153	38,55	36,6	114	32
	♀	147	37,48	33,6	106	30
	♀	166	48,67	35,8	102	27
	♀	161	50,84	29	81	22
	♀	182	63,85	43,6	110	29
	♀	184	63,57	61,8	156	41
	Mört ♂	123	17,05	13,48	77	15
	♂	103	10,9	18,08	111	22
	♂	102	10,75	20	123	25
	♀	106	11,45	15,24	93	19
	♀	129	20,6	11,22	62	12
	♀	161	45,12	7,62	36	7
	♀	152	36,75	4,48	22	4
	♀	152	41,72	19,44	92	18
	♀	147	28,49	8,84	46	9
Långsjön	Gös ♀	134	23,86	9,28	50	10

Lokal	Art & kön	Längd (mm)	Vikt (g)	Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ fv)	Normerat Hg	
					Gädda 1 kg	Abborre & Mört 30 g
	-	77	3,58	5,58	35	
	-	77	3,61	8,6	54	
	-	110	8,62	18,78	104	
	-	109	10,29	17,18	92	
	-	94	5,03	14,66	89	
	♀	196	60,39	23,6	75	
Magelungen	Gädda ♀	423	422,45	145	235	
	Abborre ♀	137	23,47	88	330	100
	♀	152	30,53	140	478	139
	♀	132	19,4	75,8	303	95
	♀	186	64,89	80,2	201	52
	♂	165	42,02	54,4	164	45
	♀	149	32,89	139,2	462	133
	♂	135	24,48	51,2	189	57
	♂	143	26,17	74,4	269	80
	♂	155	33,17	238	788	226
	♀	166	46,74	97,6	282	77
	Mört ♀	144	26,27	67	355	69
	♂	113	14,58	87,2	514	102
	♀	123	15,8	66,8	388	77
	♂	112	11,77	61,4	373	75
	♀	126	17,67	70,6	403	80
	♀	136	20,78	65,6	364	71
	♀	116	13,65	64,2	382	76
	♀	146	28,4	77	401	78
	♀	148	29,63	89,8	463	90
♀	145	27,85	71,2	372	73	
Riddarfjärden	Abborre ♀	266	213,5	400	551	127
	♀	265	247,3	312	397	91
	♀	264	228,6	304	404	93
	♀	257	203,2	124,6	176	41
	♀	260	250,1	336	424	97
	♀	270	280,9	222	263	60
	♀	268	248,7	107	136	31
	♀	264	228,8	195,2	259	60
	♀	282	278,7	902	1072	243
	♀	297	457,7	306	273	60
Räcksta Träsk	Abborre ♂	138	26,71	19,16	69	20
	♀	146	32,78	15,48	51	15
	♀	143	28,68	19,2	67	20
	♀	153	37,7	31,8	100	28
	Mört ♀	122	17,36	27,4	157	31
	♀	125	19,08	24,8	140	28
	♂	117	15,64	53,6	312	62
	♂	115	14,96	13,1	77	15
	♀	121	17,63	13,86	79	16
	♀	130	21,41	20,4	112	22
	♀	128	20,39	29,4	164	32
	♂	117	15,43	30,8	180	36
	♀	118	16,13	20,2	117	23
	Räcksta Träsk	Mört ♂	117	14,9	26	153

Lokal	Art & kön	Längd (mm)	Vikt (g)	Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ fv)	Normerat Hg	
					Gädda 1 kg	Abborre & Mört 30 g
Saltsjön	Abborre ♀	204	94,28	446	938	234
	♂	243	203,8	145	205	48
	♀	247	179,9	1078	1631	382
	♀	252	225	492	659	152
	♀	238	149,4	340	567	135
	♀	253	230,5	458	605	139
	♀	258	227,2	256	341	78
	♀	272	277,3	370	441	100
	♀	281	350	197,4	206	46
	♀	310	470	1390	1222	269
Trekanten	Abborre ♂	106	12,98	55,2	249	84
	♀	101	13,42	36	161	54
	♀	108	14,02	43,6	192	64
	♀	103	12,93	47	212	71
	♀	109	13,97	41,4	183	61
	♂	126	20,62	66,8	262	81
	♀	106	13,67	44,2	196	65
	♀	106	13,25	49	219	74
	♀	118	17,16	45,2	188	60
	♀	122	18,46	47,8	194	61
	♀	149	36,15	35,6	114	32
	♀	151	38,46	105,2	329	92
	♀	151	35,62	151,8	489	138
	♀	166	50,04	26,6	75	20
	♀	146	34,3	54,2	177	50
	♀	206	105,16	55,6	111	27
	♀	218	127,41	73,2	133	32
	Mört ♀	147	35,48	55,2	273	53
	juv.	126	12,51	29,2	176	35
	juv.	105	11,03	28,8	177	35
	juv.	99	8,15	28,8	183	37
	juv.	111	14,36	28,6	169	34
	♂	179	56,63	123,2	540	103
♀	206	65,02	120,2	505	96	
♀	185	59,61	131,2	566	108	
♀	188	60,21	101,4	436	83	
♀	176	45,75	124,2	577	111	
Ulvsundasjön-Bällstaviken	Abborre -	369	743,36	332	222	48
	♀	132	26,35	28,2	102	30
	♀	137	30,47	53,2	182	53
	♂	135	28,13	46,6	164	48
	♀	167	51,9	85,8	237	64
	♀	150	35,93	41,6	134	38
	♀	203	95,2	206	431	107
	♀	152	35,49	45	145	41
	♀	143	33,34	42,6	141	40
	♂	130	27,4	58,8	209	62
	♂	146	33,74	118,6	390	111
	♀	139	30,44	41,8	143	41
	♀	167	51,39	135,2	375	101
Ulvsundasjön-Bällstaviken	Abborre ♀	136	29,45	50	173	50

Lokal	Art & kön	Längd (mm)	Vikt (g)	Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ fv)	Normerat Hg	
					Gädda 1 kg	Abborre & Mört 30 g
	♀	148	36,35	44,2	141	40
	♀	142	30,15	47,4	163	47
	♀	146	33,15	46,2	153	44
	♀	145	34,25	37,6	123	35
	♀	304	354,49	208	216	48
	♀	310	315,39	344	381	86
	♂	147	37,08	99,4	315	89
	♀	167	47,96	113,6	325	88
	Mört ♀	226	128,76	51,8	173	32
	♀	221	119,87	141,4	484	91
	♀	145	33,02	63,2	318	62
	♀	155	40,91	77,2	369	71
Årstaviken	Abborre ♀	317	497,21	466	396	87
	♂	348	618,07	1086	811	176
	♀	149	31,68	118,2	398	115
	♀	141	28,31	61,8	217	64
	♀	293	356,26	382	395	88
	♀	314	419,14	448	421	93
	♀	130	27,13	50,6	180	53
	♂	147	31,1	124,4	422	122
	♀	142	32,57	93,6	312	90
	♀	139	32,2	49,8	167	48
	♂	132	26,68	57,2	205	61
	♀	131	26,71	53,2	191	57
	♀	137	30,33	55,6	190	55
	♂	145	31,98	117,6	395	114
	♂	145	27,92	163,6	577	170
	♀	153	37,85	75,8	238	67
	Mört ♂	165	50,46	83,4	377	72

Bilaga 2. Sammanställninga de parametervärden som används för att storleksnormera kvickilverkoncentrationer i abborre och mört. Värdena utgör den bästa anpassningen till observerade halter av ekvationen $\log Hg = \log(a_i(W^b + c))$ där W är fiskens kroppsvikt. Vid kurvanpassningen användes Icke-linjär regression för att lösa ekvationssystemet med iterativa metoder. SE (standard error) är asymptotiska medelfelet och är ett approximativt mått på parameterskattningens säkerhet. SE blir högt om antalet fiskar är litet eller om modellen ansluter dåligt till analysdata.

Lokal	Parameter	Abborre			Mört		
		Antal	Skattat värde	Approx. SE	Antal	Skattat värde	Approx. SE
Adelsö	a_1	9	499	97	0		
Brunnsviken	a_2	7	1237	245	1		
Djurgårdsbrunnsviken	a_3	17	1635	372	6	461	806
Flaten	a_4	17	453	95	10	276	505
Hammarby Sjö	a_5	6	867	245	0		
Husarviken	a_6	6	845	237	0		
Karlsbergssjön-Klara Sjö	a_7	0			6	178	314
Lilla Värtan	a_8	1			0		
Lillsjön	a_9	18	187	41	0		
Långsjön	a_{10}	20	195	45	10	46	85
Magelungen	a_{11}	10	732	185	10	291	544
Riddarfjärden	a_{12}	10	627	110	0	0	0
Råcksta Träsk	a_{13}	4	165	51	10	101	189
Saltsjön	a_{14}	10	1049	190	0		
Trekanten	a_{15}	17	465	109	10	229	416
Ulvsundasjön-Bällstaviken	a_{16}	22	453	95	4	222	381
Årstaviken	a_{17}	16	690	143	1		
Exponent	b		0,664	0,088		0,642	0,896
"Intercept"	c		0,025	0,010		0,164	0,200



ISSN: 1653-9168