



rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Miljögifter i Vänern – Vilka ämnen bör vi undersöka och varför?



Vänerns vattenvårdsförbund

2004 Rapport nr 34. ISSN 1403-6134

Anna Palm Erik Furusjö Magnus Rahmberg John Sternbeck

B1600

November 2004



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title Miljögifter i Vänern
Telefonnr/Telephone 08 598 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Vänerns Vattenvårdsförbund Naturvårdsverket
Rapportförfattare/author Anna Palm Erik Furuşjö Magnus Rahmberg John Sternbeck	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Miljögifter i Vänern – Vilka ämnen bör vi undersöka och varför?	
Sammanfattning/Summary En utvärdering har gjorts avseende Vänerns vattenvårdsförbunds miljöövervakningsprogram av miljögifter i fisk. De ämnen som regelbundet har mätts i abborre sedan 1996 är As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, PCB samt DDT vid fyra lokaler (Torsö, Millesvik, Åsunda samt Köpmannebro) samt Hg i gädda vid en lokal. Dessutom har punktinsatser gjorts avseende vissa andra ämnen såsom dioxiner, pesticider samt vattendirektivets prioriterade ämnen. Trender har analyserats och visar på ökande halter av Hg, Zn och Cu i abborre vid 1-2 stationer, samt minskande halter av PCB, Ni, och DDT i abborre vid 1-2 stationer. I jämförelse med andra svenska lokaler uppvisar Vänern likartade eller lägre koncentrationer av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn samt DDT och något högre halter av As samt PCB. Halterna av PCB ligger långt under det uppsatta gränsvärdet, medan Hg och dioxiner ligger i närheten av eller strax över gränsvärdet. Vattendirektivets prioriterade ämnen i vänerfisk ligger i allmänhet under detektionsgränsen, eller under nivåer som kan betraktas som säkra för konsumtion. En analys har även gjorts avseende möjligheten att detektera trender förutsatt förändringar i programmet. Rekommendationer för framtida övervakning presenteras också.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords Vänern, metaller, PCB, DDT, fisk, miljögifter	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1600. Vänerns vattenvårdsförbund, 2004 Rapport nr 34. ISSN 1403-6134	
Rapporten beställs via /The report can be ordered via Hemsida: www.ivl.se , e-mail: publicationservice@ivl.se , fax: 08-598 563 90 eller IVL, Box 210 60, 100 31 Stockholm	

Sammanfattning

Vänerns vattenvårdsförbund har haft omfattande miljöövervakning av Vänern ända sedan tidigt 70-tal. Sedan 1996 sker en kontinuerlig övervakning av förekomsten av metaller och vissa organiska miljögifter i fisk från fyra stationer i Vänern (Åsunda, Torsö, Millesvik samt Köpmannebro). De ämnen som regelbundet har mätts är arsenik, kadmium, krom, koppar, nickel, bly, zink, kvicksilver, PCB samt DDT. Dessutom har punktinsatser gjorts avseende vissa andra ämnen såsom dioxiner, pesticider samt vattendirektivets prioriterade ämnen.

Ett behov har nu uttryckts avseende utvärdering av det befintliga övervakningsprogrammet i syfte att föreslå eventuella förändringar, därav föreliggande studie.

Trenderna av metaller, PCB samt DDT i abborre och gädda 1996-2003 har studerats. Statistiskt signifikanta trender (på 90% konfidensnivå) kunde endast påvisas för abborre. Ökande halter av kvicksilver samt zink kunde observeras i abborre från Torsö och Millesvik, samt av koppar i abborre från Torsö. Minskande halter kunde detekteras för Sum(7)PCB i abborre från Torsö och Millesvik samt för nickel, PCB-153 och Sum-DDT (summan av DDD, DDE och DDT) i abborre från Torsö. För samtliga andra lokaler och ämnen var trenderna icke-signifikanta. Torsö är den lokal där trender lättast detekteras, vilket sannolikt beror på den lägre individspridningen här jämfört med övriga stationer. Torsö uppvisar också generellt något lägre halter än övriga stationer, med Köpmannebro för flera ämnen uppvisar högre halter.

I jämförelse med andra svenska lokaler uppvisar Vänern likartade eller lägre koncentrationer av samtliga metaller utom arsenik, där halterna är något högre. Koncentrationen av PCB i Vänerfisk är något högre än vid andra lokaler, medan den för DDT ligger i samma storleksordning. Halterna av PCB i fisk ligger långt under det av Livsmedelsverket uppsatta gränsvärdet (för PCB-153), medan uppmätta koncentrationer av kvicksilver och dioxiner ligger i närheten av eller strax över gränsvärdet. Koncentrationer av vattendirektivets prioriterade ämnen i vänerfisk ligger i allmänhet under detektionsgränsen, eller under nivåer som kan betraktas som säkra för konsumtion.

En analys av möjligheten att detektera trender förutsatt olika provtagningsscenarion visar att en reduktion av antalet individer till 5 per år inte innebär så stora förluster i information, medan en minskning av provtagningsfrekvensen till vartannat år visar på radikalt minskade möjligheter att detektera trender. Samlingsprov kan med fördel användas för detektion av trender, däremot inte för att hitta enskilda individer med förhöjda halter eller för att få ett mått på spridningen i data. Rekommendationer för framtida övervakning har tagits fram mot bakgrund av resultaten i föreliggande utvärdering, och presenteras i tabellen nedan.

Typ av övervakning	Lokaler	Arter	Antal ind.	Typ av prov	Frekvens	Substanser
Övervakning av trender	Torsö, Köpmannebro (+Åsunda)	Abborre	5-10	Ev. samlings- prov	Varje år	Hg, metaller, dioxiner + plana PCB
Övervakning av konsumtionsfisk	Som ovan	Abborre, gädda, gös, öring, lax, siklöja	5-10	Individ- prov	Vart 5:e år	Ev. PCB, DDT
Punktinsats	Som ovan	Abborre, laxfiskar	5-10	Individ- prov		PBDE, PFOS, HBCDD, Fosfor- baserade flam- skyddsmedel, ev. läkemedelsrester

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte.....	1
2	Miljöövervakning i Vänern	2
2.1	Dataunderlag.....	4
3	Tidstrender	6
3.1	Metod.....	6
3.2	Resultat	6
3.3	Sammanfattning och diskussion – trender.....	9
4	Observerade halter i fisk	12
4.1	Halter i relation till gränsvärden och andra lokaler	12
4.1.1	Metaller.....	12
4.1.2	Kvicksilver	14
4.1.3	PCB och DDT.....	15
4.1.4	Dioxiner, pesticider och övriga ämnen.....	17
4.2	Jämförelse mellan olika stationer i Vänern	17
4.3	Samvariation mellan lokaler	18
5	Underlag till reviderat provtagningsprogram.....	19
5.1	Förändringar i miljögiftsbelastningen	19
5.2	Möjlighet till detektion av trender	19
5.2.1	Metod.....	20
5.2.2	Scenarion	20
5.2.3	Slutsatser.....	24
5.3	Nya substanser.....	24
5.4	Andra arter.....	25
5.5	Andra parametrar	25
6	Rekommendationer	26
7	Tack.....	27
8	Referenser	28
	Appendix 1.....	30
	Appendix 2.....	33

1 Inledning

Vänerns vattenvårdsförbund har haft omfattande miljöövervakning av Vänern ända sedan tidigt 70-tal. Sedan 1996 sker en kontinuerlig övervakning av förekomsten av metaller och vissa organiska miljögifter i fisk. De ämnen som regelbundet har mätts är As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, PCB samt DDT. Dessutom har punktinsatser gjorts avseende vissa andra ämnen såsom dioxiner, pesticider samt vattendirektivets prioriterade ämnen

I Sverige föreligger sedan flera år tillbaka förbud av de flesta pesticider inom vattendirektivet, samt av PCB sedan 1995 (delvis förbjudet redan 1972) samt av DDT sedan 1975 (delförbud 1970). Användningen av metallerna As och Cd är reglerad och Pb samt Hg räknas till sk utfasningsmetaller. För vissa av de ämnen som övervakas finns dessutom nationella och/eller europeiska gränsvärden. Enligt Livsmedelsverkets föreskrifter får koncentrationen av PCB 153 i fiskkött ej överskrida 0.1 mg/kg helprodukt (LIVSFS 1993:36). Dessutom finns gränsvärden fastställda inom EU för Pb: 0.2 mg/kg vv fiskkött, Cd: 0.05 mg/kg vv samt Hg: 0.5 mg/kg vv (gädda: 1.0 mg/kg vv) (EGT, 2001a).

Gränsvärden finns även för dioxin, motsvarande 4 pgTEQ/g vv¹ (EGT 2002). Detta värde avser endast dioxiner, men en översyn kommer att göras i december 2004 i syfte att ta med även dioxinlika PCB. Ytterligare en översyn senast i december 2006 skall genomföras i syfte att markant sänka de högsta tillåtna halterna (EGT, 2001b).

Vänerns Vattenvårdsförbund har nu uttryckt ett behov av att utvärdera samtliga data, i syfte att fastställa eventuella tidstrender, samt att föreslå förändringar i miljöövervakningsprogrammet.

Ämneslista

As = arsenik

Cd = kadmium

Cr = krom

Cu = koppar

Ni = nickel

Pb = bly

Zn = zink

Hg = kvicksilver

PCB = polyklorerade bifenyler

DDT = diklordifenyletan

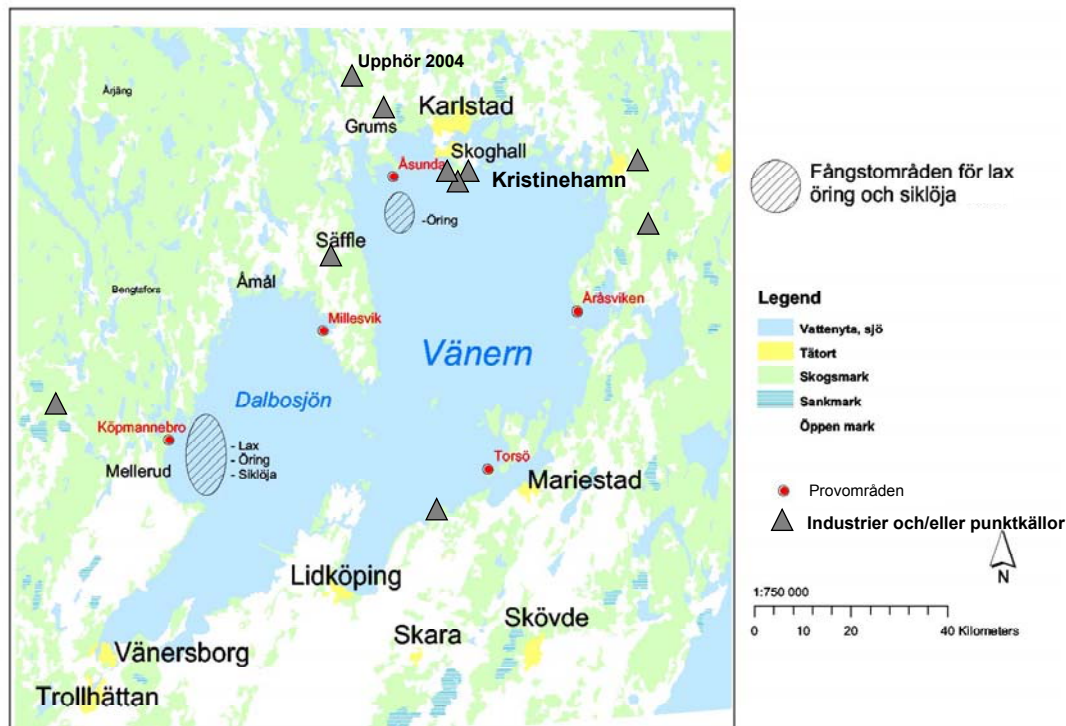
1.1 Syfte

Syftet med projektet är att utvärdera befintliga data avseende metaller och organiska miljögifter i fisk från Vänern, samt att föreslå förändringar i nuvarande program för miljöövervakning.

¹ TEQ står för toxiska ekvivalenter och ger ett mått på giftigheten hos de uppmätta substanserna

2 Miljöövervakning i Vänern

Hela Vänerns yta är 5893 km² och den totala sjövolymen 153 km³. Vattenomsättningen har tidigare bestämts till ca 10 år (9.8 år i Värmlandssjön, 2.8 år i Dalbosjön; Wallin & Persson 1995). Vänern har historiskt sett varit tungt belastad av industriella utsläpp, och fortfarande idag förekommer omfattande industriell verksamhet särskilt vid nordvästra Vänerns strand. Exempel på industrier är pappers- och massabruken Stora Enso AB i Skoghall, Billerud AB i Grums, Nordic Paper AB i Säffle, samt den kemiska industrin Akzo Nobel i Skoghall. Den sistnämnda industrin stod tidigare för omfattande utsläpp av Hg till Vänern, något som medfört höga Hg-halter i Vänerns sediment. Figur 1 visar var de stora industrierna runt Vänern befinner sig, samt vid vilka stationer miljöövervakning skett.



Figur 1. Karta över Vänern med provområden samt exempel på stora industrier och punktkällor utmärkta. De röda punkterna visar fångststationer för abborre och gädda.

Bland annat på grund av den stora industriella belastningen drivs sedan många år omfattande miljöövervakning i Vänern. Vänerns Vattenvårdsförbund övervakar bland annat vattenkvalitet, belastning av närsalter, artsammansättning och artrikedom, sjöfågelbestånd samt miljögifter i fisk. När det gäller det sistnämnda finns mätningar av Hg i fisk från Vänern från

så långt tillbaka som 1967. Den regelmässiga miljöövervakningen i storvänern startade dock 1973 (<http://www.vanern.se>). Till en början bestod övervakningen av fristående mätkampanjer under enskilda år. Sedan 1996 sker en kontinuerlig övervakning av vissa metaller och organiska ämnen i abborre och gädda vid framför allt fyra lokaler. Vid en lokal, Åråsviken, togs prover endast under 1996 (se Figur 1). Millesvik, även kallad Millesviks skärgård, valdes för att representera en mindre påverkad lokal, då den direkta påverkan från punktkällor här är låg och lokalen ligger skyddad inomskärs. Köpmannebro ligger i anslutning till det omdebatterade industriområdet i Bengtsfors där stora dioxinutsläpp skett. Åsunda anses vara den mest påverkade lokalen då den ligger i anslutning till många större industrier. Här är också halterna av många humusämnen höga, då de stora skogsälvarna i Värmland mynnar ut i norra Vänern, vilket medför hög belastning av humusämnen. Torsö är den fjärde lokalen som valts ut. Denna ligger inte i direkt anslutning till några industrier men är mer exponerad än t ex Millesvik. I södra delen av Vänern förekommer mest jordbruk. Förutom dessa fyra lokaler, ämnen och år har punktinsatser även gjorts avseende förekomsten av andra ämnen i andra arter, t ex dioxiner, pesticider samt vattendirektivets prioriterade ämnen i lax, lake, siklöja och öring (Olsson, 1992; Lindeström och Grotell, 1995; Öberg m fl, 2003). Lax och öring som konsumeras från Vänern odlas upp i fiskodlingar på andra ställen i landet och sätts ut i sjön vid 2 års ålder.

Tidigare kartläggningar har bl a identifierat källor till och omsättning av metaller och organiska ämnen i Vänerns vatten (Lindeström, 1995). Här visades att vattendragen stod för den huvudsakliga tillförseln av Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, As och Hg. Även industrier har stor betydelse för tillförseln av Zn, och till viss del även för Cd, Cr samt Ni. Nederbörd var av avgörande betydelse för Pb och var även viktig för tillförseln av Cd. Lindeström (1995) beräknade även tillförsel och fastläggning för olika metaller, och koncentrationer i vatten sammanställdes. Omsättningstiden τ (år) av ett ämne kan på ett övergripande sätt beräknas genom:

$$\tau = C \times V / T \quad (1)$$

där C = koncentration i vatten (kg/m^3), V = totala sjövolymen (m^3) och T = totala tillförseln ($\text{kg}/\text{år}$). Ekvationen förutsätter att tillförseln är lika stor som utförseln samt att koncentrationen har uppnått en steady state-nivå, dvs att tillflödet och utflödet är konstant över tiden. Utgående ifrån data i Lindeström (1995) har den totala omsättningstiden av Cu, Zn, Pb respektive Cd beräknats till 5.1, 4.5, 0.6 respektive 2.9 år. Omsättningstiden för flera metaller är med andra ord betydligt kortare än omsättningstiden för vatten i Vänern, vilket innebär att en eventuell förändring i belastning torde kunna ge en snabb respons i metallkoncentrationer i vatten, och sannolikt även i biota, eftersom koncentrationen av de flesta metaller är biologiskt reglerad i fisk.

2.1 Dataunderlag

Den kontinuerliga övervakningen av miljögifter i fisk omfattar abborre vid totalt fyra stationer; Åsunda, Millesvik (även kallad Millesviks skärgård), Torsö (även kallad V Onsö) samt Köpmannebro (se Figur 1). För 1996 finns mätningar även från Åråsviken.

Övervakningen av gädda omfattar endast Hg och endast vid en lokal (Millesvik, år 1996-2003). Tabell 1 visar omfattningen av miljögiftsövervakningen i abborre, och Tabell 2 visar ett urval av övriga undersökningar under de senaste 20 åren. Mätningarna av metaller i fisk mäts i lever, medan Hg och organiska ämnen analyseras i muskel.

Tabell 1. Miljögiftsövervakning i abborre. Me = metaller. Normalt provtas 8-10 individer per lokal och år.

Årtal	Köpmannebro	Millesvik	Torsö	Åråsviken	Åsunda
1996	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT
1997	Me, Hg, PCB, DDT		Me, Hg, PCB, DDT		Me, Hg, PCB, DDT
1998	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT		Me, Hg, PCB, DDT
1999	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT		
2000	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT		Me, Hg, PCB, DDT
2001	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT		Me, Hg, PCB, DDT
2002	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT		Me, Hg, PCB, DDT
2003	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT	Me, Hg, PCB, DDT		Me, Hg, PCB, DDT

Tabell 2. Urval av undersökningar i Vänern utanför det kontinuerliga övervakningsprogrammet.

År	Art	Antal individer/lokal	Lokal	Ämnen	Referenser
1984	Lax	4		PCB	Olsson, 1992
1984	Öring	4		PCB	Olsson, 1992
1987	Lax	2		PCDD/F	Olsson, 1992
1990	Lax	10 (samlingsprov, individuella prov endast för Hg)	Kräklingarna, Måns Bengtskär	Hg, PCDD/F, PCB, PCC, OCS, DDT, HCH, HCB	Olsson, 1992
1990	Öring	10 (samlingsprov, individuella prov endast för Hg)	Bärön, Kräklingarna	Hg, PCDD/F, PCB, PCC, OCS, DDT, HCH, HCB	Olsson, 1992
1990	Siklöja	49 (samlingsprov)	Kräklingarna, Måns Bengtskär	PCDD/F, PCB, PCC, OCS, DDT, HCH, HCB	Olsson, 1992
1996	Öring	10	Dalbosjön, Värmlandssjön	Hg, PCB, DDT, dioxiner	Lindeström & Grotell, 1997
2001	Öring	9-10 (samlingsprov)	Dalbosjön, Värmlandssjön	Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen	Öberg m fl., 2003
2001	Lake	9-10 (samlingsprov)	Dalbosjön, Värmlandssjön	Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen	Öberg m fl., 2003
2001	Lax	7-10 (samlingsprov)	Dalbosjön, Värmlandssjön	Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen	Öberg m fl., 2003

3 Tidstrender

I detta avsnitt presenteras observerade trender baserat på data från den kontinuerliga övervakningen (gädda och abborre 1996-2003). Under dessa år har samma provtagnings- samt analysmetoder använts, och samma laboratorium har anlåtats (MeAna-konsult i Uppsala, metaller; Allumite i Fors, ålder; SINTEF, Oslo, PCB, DDT). Övriga data beaktas ej i detta avsnitt då det för trendanalys krävs en homogenitet i data avseende provtagnings- och analysmetoder. En jämförelse mellan halter i vänerfisk samt fisk från andra lokaler görs i kapitel 4.

För As finns inga mätdata före 1998 och många prover har halter under detektionsgränsen. Detta leder till större osäkerhet i resultaten för As. Även för Ni faller många individprover under detektionsgränsen för Torsö och Åsunda.

3.1 Metod

Tidstrender har analyserats med log-linjär regression såsom beskrivs av Bignert (2003). Konfidensintervall med 95% konfidensnivå har skattats för koefficienten som beskriver tidsberoendet. Ett s.k. p-värde för regressionen, d.v.s. sannolikheten att observera de data man har under förutsättning att ingen trend finns, har beräknats. Om sannolikheten är mindre än en specificerad gräns α , vanligen 10% eller 5%, har en statistiskt signifikant trend detekterats. Vi har i denna rapport använt 90% konfidensnivå, vilket innebär att trender med $p < 0.10$ anses statistiskt signifikanta.

Värden under detektionsgränsen har skattats utifrån fördelningen av övriga värden i serien såsom föreslås av Bignert (2003) i de fall antalet värden över detektionsgränsen är tillräckligt för att tillåta en sådan beräkning. Detta förfarande för att behandla data under detektionsgränsen innebär att den skattade koncentrationen ibland kan överstiga detektionsgränsen men metoden har konstaterats vara effektivare än ersättning med halva detektionsgränsen som är standardförfarandet i många analyser.

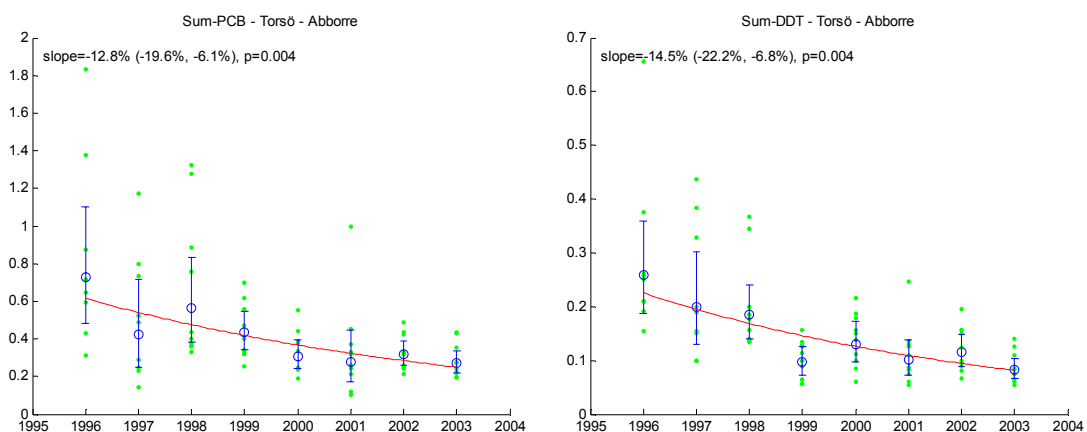
3.2 Resultat

Trendanalys har utförts för samtliga mätserier av metaller och fetthaltsnormaliserade värden av Sum-PCB, PCB-153 och Sum-DDT i abborre från Köpmannebro, Millesvik, Torsö och Åsunda samt Hg i gädda från Millesvik. Resultaten visas i Tabell 3 och i Appendix 1. Notera att även icke-signifikanta trenders skattade storlek visas i Appendix 1. Ingen tolkning ska göras utifrån trendens storlek i dessa fall eftersom osäkerheten är så stor att ingen trend kan detekteras.

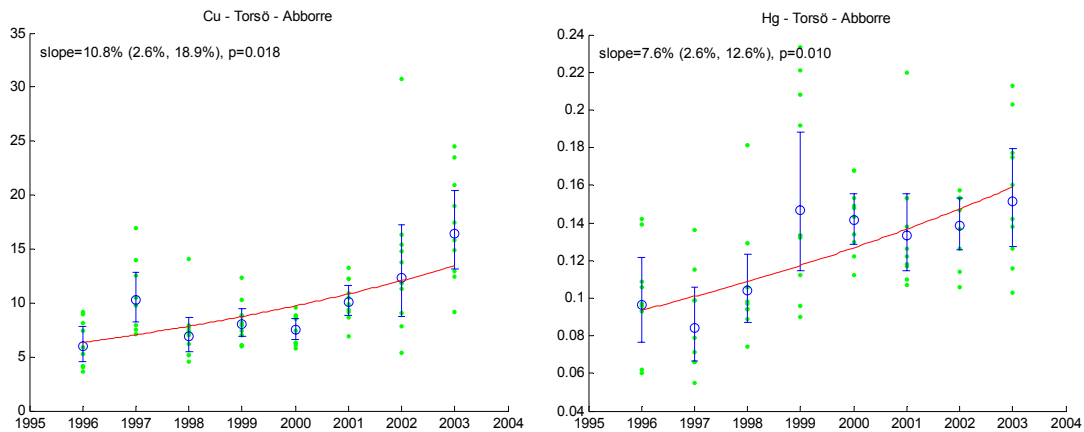
Tabell 3. Signifikanta ($p < 0.10$) trender för mätningar i från Köpmannebro, Millesvik, Torsö och Åsunda. Trendens storlek, som uppskattad årlig förändring i %, anges och för denna även ett 95% konfidensintervall (inom parentes). Samtliga trender (även icke-signifikanta) visas i Appendix 1.

Lokal	Art	Substans	k (årlig förändring)	P
Millesvik	Abborre	Zn	3.0% (-0.4%, 6.4%)	0.07
		Hg	7.1% (-1.3%, 15.4%)	0.08
		Sum-PCB	-7.3% (-16.7%, 2.0%)	0.10
Torsö	Abborre	Cu	10.8% (2.6%, 18.9%)	0.02
		Zn	4.3% (0.4%, 8.1%)	0.04
		Ni	-13.7% (-27.6%, 0.2%)	0.05
		Hg	7.6% (2.6%, 12.6%)	0.01
		Sum-PCB	-12.8% (-19.6%, -6.1%)	0.00
		PCB-153	-14.3% (-19.2%, -9.3%)	0.00
		Sum-DDT	-14.5% (-22.2%, -6.8%)	0.00

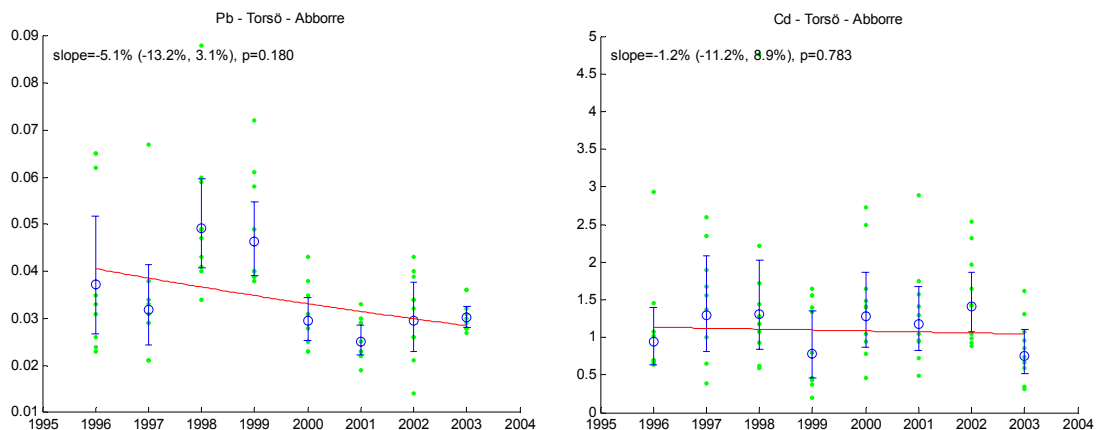
Inga signifikanta trender finns i mätdata från Köpmannebro och Åsunda. I Millesvik hittas en signifikant ökning av halterna Zn och Hg i abborre. Samma ökning ses i abborre från Torsö och där finns även en signifikant ökande trend av Cu. Nickel, Sum-PCB, PCB-153 och Sum-DDT uppvisar en statistiskt säkerställd avtagande trend i abborre fångad vid Torsö. Exempel på trender från Torsö visas i Figur 2, Figur 3 och Figur 4.



Figur 2. Exempel på signifikanta avtagande trender: Sum-PCB (vänster) och Sum-DDT (höger) från Torsö. De gröna punkterna är den enskilda mätningarna på individer, den blåa cirkeln är deras medelvärde med tillhörande konfidensintervall. Den röda linjen är den skattade trenden.



Figur 3. Exempel på signifikanta ökande trender: Cu (vänster) och Hg (höger) från Torsö. De gröna punkterna är den enskilda mätningarna på individer, den blåa cirkeln är deras medelvärde med tillhörande konfidensintervall. Den röda linjen är den skattade trenden.

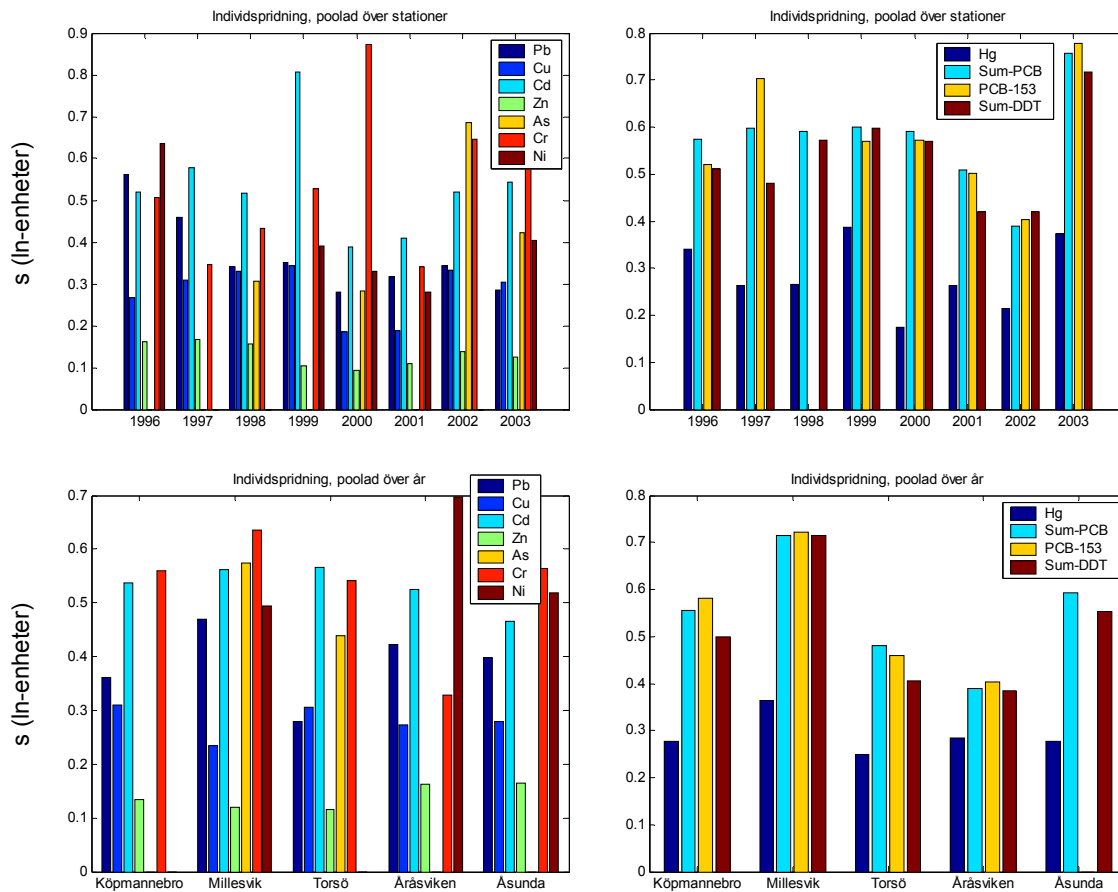


Figur 4. Exempel på icke-signifikanta trender: Pb (vänster) och Cd (höger) från Torsö. De gröna punkterna är den enskilda mätningarna på individer, den blåa cirkeln är deras medelvärde med tillhörande konfidensintervall. Den röda linjen är den skattade (icke-signifikanta) trenden.

Man kan konstatera att skillnaden mellan lokaler vad gäller signifikanta trender är stor: i Köpmannebro och Åsunda hittas inga signifikanta trender medan 3 av 11 trender är signifikanta i Millesvik och 7 av 11 trender är signifikanta i Torsö. Detta kan ha två skilda orsaker: att trenderna är större i Torsö eller att den slumpmässiga spridningen i data är mindre, vilket gör det lättare att detektera en trend. En analys av variansen i de individuella proverna för varje år och lokal har utförts och resultat visas i Figur 5.

Det finns inga tydliga tendenser i individspridningen sedd över de åtta åren studien omfattar. Däremot visar analysen att spridningen mellan individerna är mindre i prov från

Torsö än från Köpmannebro. Skillnaden är statistiskt säkerställd för de organiska ämnen ($p=0.002$) men orsaken är inte känd. Det är dock troligt att den lägre spridningen mellan individer är en bidragande orsak till att trender detekteras i högre grad i data från Torsö än från Millesvik. Åråsviken har endast prover under ett år (1996) och kan bortses ifrån i jämförelsen. Det finns även tecken på att individspridningen är mindre vid Torsö än övriga lokaler för Zn och Hg, dock ej för Cu.



Figur 5. Spridningen i individuella prover från varje lokal sammanviktad över år och lokaler. För Åråsviken finns endast data från 1996, vilket gör resultaten osäkrare. Spridningen anges som standardavvikelse i ln-enheter.

3.3 Sammanfattning och diskussion – trender

En sammanfattning av observerade trender visas i Tabell 4. Som framgår av tabellen och som diskuterats ovan är det endast två lokaler som uppvisar trender, varav positiva trender detekterats för Zn, Hg samt för Cu vid en station. Negativa trender har hittats för PCB samt vid en station även för DDT samt Ni.

Tabell 4. Sammanfattning av statistiskt säkerställda trender vid de fyra lokalerna. En statistiskt säkerställd positiv trend indikeras av +, en negativ med -, medan 0 betyder att ingen trend kunnat säkerställas.

Trend	Åsunda	Torsö	Millesvik	Köpmannebro
+		Cu, Zn, Hg	Zn, Hg	
0	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg Sum-PCB, PCB-153, Sum-DDT	As, Cd, Cr, Pb	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb PCB-153, Sum-DDT	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg Sum-PCB, PCB- 153, Sum-DDT
-		Ni, Sum-PCB, PCB- 153 Sum-DDT	Sum-PCB	

Trender av miljögifter i fisk från marina lokaler har sammanställts av Bignert m fl. (2004). Kvicksilver uppvisar ett mycket heterogent mönster avseende trender vid olika lokaler. Exempelvis påvisades stigande trender i strömning och torsk från Landsort respektive Gotland, medan avtagande trender hittades i strömning från Ängskärsklubb och Karlskrona samt abborre från Kvädöfjärden. Sternbeck m fl. (2004) kom till samma slutsats. Ökande halter av Hg i fisk kunde påvisas vid vissa lokaler, minskande vid andra (avseende perioden 1999 – 2002). Nederbördsdata från västkusten från den nationella databasen (www.ivl.se) visar inga tydliga trender avseende Hg, möjligen kan en svag minskning skönjas. Det har tidigare visats att t ex syresättning av sediment kan påverka biotillgängligheten av Hg. Med andra ord kan man inte utesluta att förändringar av Hg-koncentrationer i den akvatiska miljön och därmed i akvatisk biota åtminstone delvis kan ha biologiska förklaringar.

Ökande halter av Zn i sill under åren 1981-2002 har detekterats vid den marina lokalen Fladen samt för de senaste tio åren även vid Utlängan, vilket överensstämmer med ökningen vid två lokaler i Vänern. Minskande koncentrationer observerades dock i mussla och sillgrissla (Bignert m fl., 2004). Jämförelsen haltar dock något med tanke på att Zn-halterna i Vänern sannolikt till stor del härrör från en enda lokal källa (se kapitel 5.1).

De ökande halter av Cu som observeras vid en lokal i Vänern visar inte samma mönster som marina data, där en nedåtgående trend observerades vid en lokal, men i övrigt påvisades inga signifikanta trender någonstans (Bignert m fl., 2004). När det gäller Cu är det känt att biotillgängligheten påverkas starkt av biologiska faktorer och att måttliga förhöjningar i den akvatiska miljön kan leda till betydligt starkare upptag i biota.

Nickel uppvisar en starkt avtagande trend vid Torsö. Avtagande trender har också påvisats vid samtliga marina lokaler mellan åren 1995-2002 (Bignert m fl., 2004). Likaså observerade Kindbom m fl. (2001) en statistiskt säkerställd avtagande trend för Ni i nederbörd mellan åren 1989 - 1998 på tre mätstationer, däribland västkusten. Enligt

Lindeström (1995) står nederbörd för ca 13 % av den totala tillförseln av Ni i Vänern, varför en samvariation mellan nederbörd och förekomst i Vänern kan förväntas, under förutsättning att inga andra källor ökar sin tillförsel.

PCB uppvisar minskande koncentrationer med 7-13 % vid två lokaler i Vänern. Avtagande trender i samma storleksordning påvisades vid samtliga marina lokaler under perioden 1980-2002 (4 – 10 % per år; Bignert m fl., 2004). Likaså minskar DDT vid marina lokaler med 2 – 13% per år sedan 70-talet, vilket kan jämföras med den detekterade trenden på –14.5 % vid Torsö. Det skall noteras att de marina mätningarna sträcker sig över en längre tidsperiod.

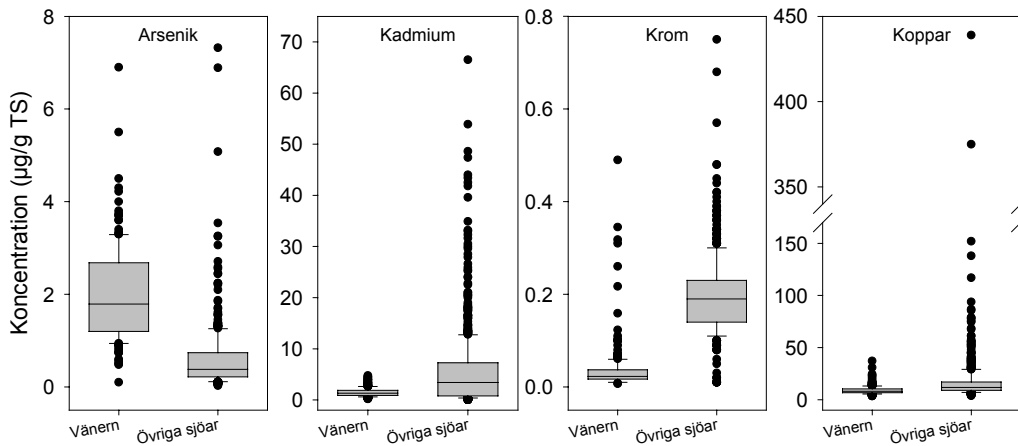
4 Observerade halter i fisk

4.1 Halter i relation till gränsvärden och andra lokaler

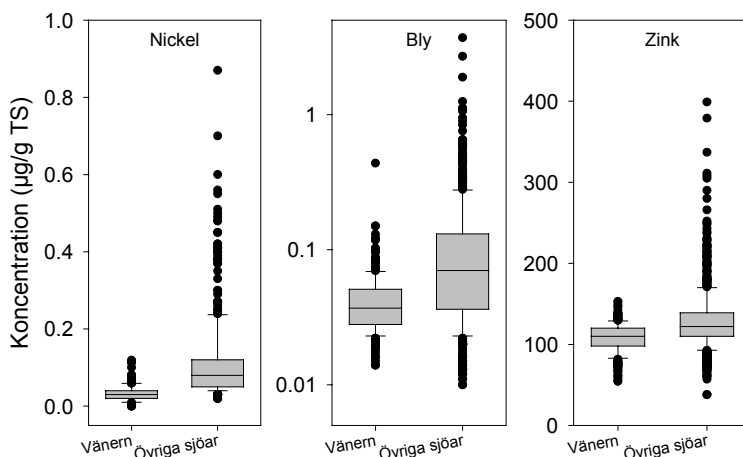
I detta avsnitt jämförs uppmätta koncentrationer i vänerfisk med koncentrationer i fisk från andra svenska sjöar samt i förekommande fall med svenska och/eller europeiska gränsvärden. I vissa fall görs även jämförelser med data från det nationella marina övervakningsprogrammet. Samtliga jämförelsedata har tagits från Naturvårdsverkets nationella databas Miljögifter i biota som handhas av datavärden IVL (www.ivl.se). Det skall här framhållas att jämförelsematerialet är mycket heterogent med olika antal sjöar och totalt antal analyserade individer. För vissa metaller finns data endast från ett fåtal sjöar (t ex As), medan metaller som Hg har ett betydligt större jämförelsematerial. En detaljerad analys av observerade koncentrationer med avseende på trender har gjorts i kapitel 3. Denna presentation är främst avsedd att ge en överblick över i vilka nivåer halterna i vänerfisk ligger. I de jämförande diagrammen har därför ingen särskild uppdelning gjorts med avseende på individstorlek eller ålder. Icke detekterade halter har ej beaktats, då de i denna typ av jämförelse inte bidrar nämnvärt till helhetsbilden.

4.1.1 Metaller

Figur 6 och Figur 7 visar uppmätta metallkoncentrationer i vänerabborre 1996-2003 i relation till andra svenska sjöar. Som framgår av figurerna ligger halterna av metaller i vänerabborre generellt i samma storleksordning eller något under halterna i andra svenska sjöar för motsvarande år. Endast As verkar något förhöjta halter i jämförelse med övriga sjöar. För denna metall finns dock inget gränsvärde.



Figur 6. Koncentration av As, Cd, Cr samt Cu ($\mu\text{g/g}$ torrsbstans (TS)) i abborrlever i Vänern samt övriga svenska sjöar, under åren 1996-2003. Den grå boxen utgör 90 % av alla värden, linjen i boxen indikerar medianvärdet medan boxens gränser utgör 10- och 90-percentilen. Staplarna visar 5- respektive 95-percentilerna och prickarna visar mätvärden utanför dessa.



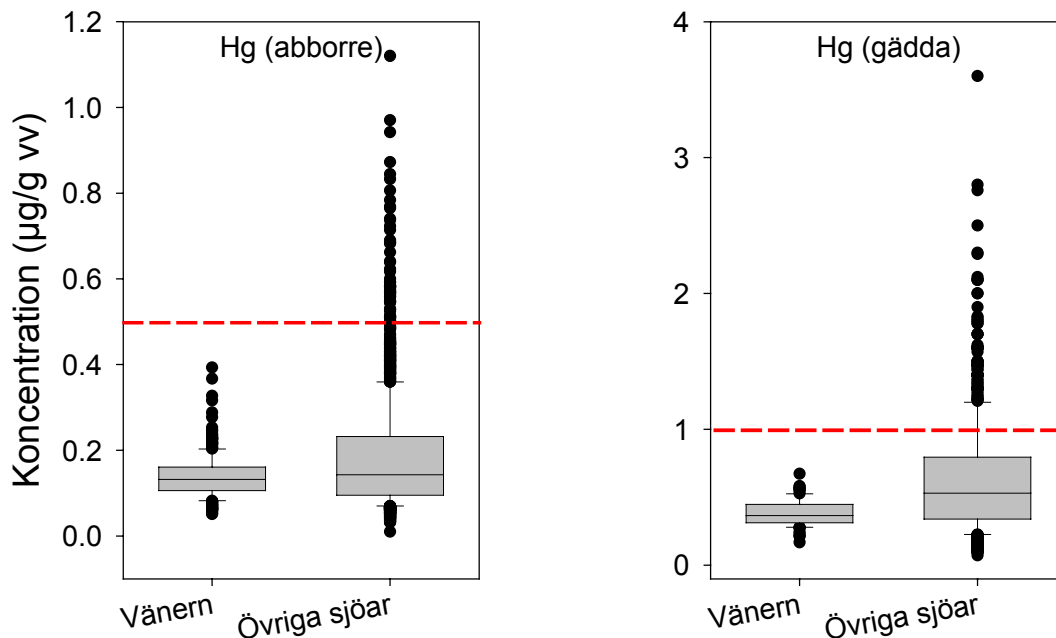
Figur 7. Koncentration av Ni, Pb samt Zn i abborrlever i Vänern samt övriga svenska sjöar avseende åren 1996-2003. Observera den logaritmiska skalan för Pb.

Kadmium i abborre från Vänern uppvisar betydligt lägre spridning än i svenska sjöar generellt (Figur 6). Medianhalten i Vänern för åren 1996-2003 var $1.3 \mu\text{g/g}$ TS. Räknet på en typisk TS-halt om 20 % motsvarar detta ca $0.26 \mu\text{g/g}$ vv i abborrlever. EUs uppsatta gränsvärde är $0.05 \mu\text{g/g}$ vv för fiskkött. Det skall dock betonas att gränsvärdet avser fiskkött och inte lever. Kadmium har en stark förmåga att ackumuleras i organismers ”skräporgan” (njure, lever), utan att utsöndras, varför man kan förvänta sig en väsentligen förhöjd halt i lever jämfört med muskel (T Viktor, pers. komm; K Pettersson-Grawé, pers. komm). Enligt Öberg m fl. (2003) var koncentrationen av Cd i muskel från lax, öring samt röding från Vänern och Vättern $<0.0006 \mu\text{g/g}$ TS, vilket omräknat till våtvikt

är mer än 100 gånger lägre än gränsvärdet. Liknande koncentrationer har tidigare uppmätts i muskel från abborre (medel $<0.0005 \mu\text{g/g vv}$, 3 individer), ål ($0.0082 \mu\text{g/g vv}$) samt östersjöströmming (medel $0.024 \mu\text{g/g vv}$, 3 individer; Engman & Jorhem, 1998).

4.1.2 Kvicksilver

Figur 8 visar uppmätta halter av Hg i abborr- och gäddmuskel (1996-2003) för Vänern i relation till andra sjöar och jämfört med EUs gränsvärde. Som framgår av figuren ligger halterna i Vänern generellt under halterna från andra sjöar. I abborre ligger medianhalten ungefär 5 ggr under det uppsatta gränsvärdet, medan medianen för gädda ligger ca 2 ggr under gränsvärdet (Figur 8). Inget prov överskrider heller detta värde.

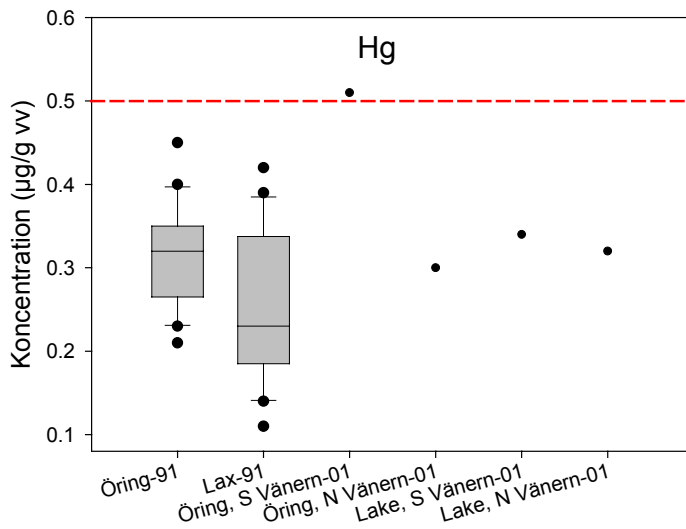


Figur 8. Koncentration av Hg i abborr- och gäddmuskel i Vänern samt övriga svenska sjöar avseende åren 1996-2003. Den streckade linjen avser det uppsatta gränsvärdet för fiskkött enligt EGT (2001).

Förutom abborre och gädda har kvicksilver tidigare även mätts i andra arter i Vänern (öring, lax, lake, se Figur 9). För dessa arter låg halterna närmre gränsvärdet, och i ett öringprov från 2001 överskreds gränsvärdet (Öberg, 2003 se Figur 9). Sundström m fl. (2004) har nyligen undersökt kvicksilverhalterna i fisk från svenska vatten och från Östersjön år 2001-2002. Här fann man att både lax, öring och lake från Vänern i vissa fall överskred gränsvärdet. Vid en jämförelse med marina data fann man dessutom att halterna i dessa arter från Vänern generellt låg över halterna i östersjöfisk. Trots att lax

och öring är odlade på annat håll (se kapitel 2) är alltså halterna av Hg i dessa arter avsevärt högre än i naturliga arter som abborre och gädda.

Med anledning av överskridandet av gränsvärdet för vissa arter, samt med tanke på den detekterade ökande trenden av Hg i abborre vid två lokaler i Vänern (se Tabell 3) finns det anledning att fortsätta övervakningen av Hg.

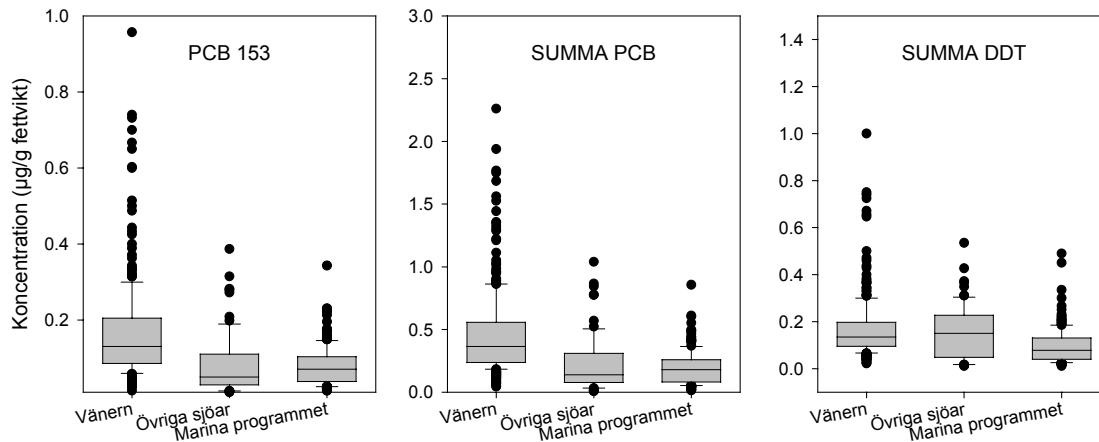


Figur 9. Uppmätta koncentrationer (µg/g våtvikt) av kvicksilver i öring, lax samt lake från tidigare studier (Olsson, 1992; Öberg m fl., 2003), i relation till EU:s gränsvärde (den streckade linjen). För öring och lake från 2001 finns endast resultat från ett samlingsprov per lokal, därav punkterna.

4.1.3 PCB och DDT

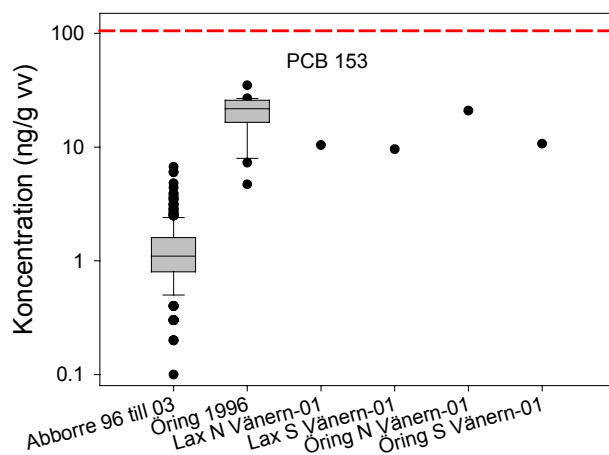
Figur 10 visar uppmätta koncentrationer av PCB-153, summa(7)PCB samt summa-DDT i abborrmuskel från Vänern år 1996-2003 i relation till andra svenska lokaler. Då PCB-mätningar i sötvatten är relativt ovanliga (Palm m fl., 2001) görs här en jämförelse även med data från det marina programmet, vilket inkluderar abborre från två stationer för 8 år (1996-2003).

Som framgår av Figur 10 ligger halterna av PCB i vänerabborre något över uppmätta koncentrationer vid andra svenska lokaler, vilket delvis kan bero på den historiskt tunga industriella belastningen i Vänern. En jämförelse av PCB- och DDT-halterna i laxartade fiskar från 1996 gav dock det omvända sambandet med högre halter i Östersjön jämfört med Vänern och Vättern (Lindeström & Grotell, 1998).



Figur 10. Koncentration av PCB 153, $\Sigma(7)$ PCB samt Σ DDT ($\mu\text{g/g}$ fettvikt) i abborrmuskel från Vänern, övriga svenska sjöar samt marina lokaler avseende åren 1996-2003.

Gränsvärdet för PCB 153 är baserat på helprodukt, varför koncentrationerna i abborre har räknats om till $\mu\text{g/g}$ våtvikt och jämförs med gränsvärdet i Figur 11. Här visas även uppmätta koncentrationer av PCB 153 i öring år 1996, samt halter från lax och öring 2001. Som framgår av figuren ligger halterna i Vänern långt under de uppsatta gränsvärdena. Med hänseende till de observerade nedåtgående trenderna av PCB (se kapitel 3) menar vi att vänerfisk kan anses vara säker för konsumtion med avseende på PCB. Dock bör man vara uppmärksam på eventuella nya rön om dessa leder till ändringar i gränsvärdet. Ovanstående resonemang gäller dock inte plana, ”dioxinlika” PCB, då dessa kommer att ingå i framtida gränsvärden för dioxin (se avsnitt 1).



Figur 11. Koncentration av PCB 153 i abborre (1996-2003), öring (1996) samt samlingsprov från lax och öring 2001 (Öberg, 2003) (ng/g våtvikt) i relation till gränsvärdet enligt LIVSFS 1993:96 (den streckade linjen). För öring och lax från 2001 finns endast resultat från ett samlingsprov per lokal, därav punkterna. Observera den logaritmiska skalan.

4.1.4 Dioxiner, pesticider och övriga ämnen

Som nämnts tidigare har utöver de kontinuerliga mätningarna även punktinsatser gjorts avseende andra substanser i andra arter. *Dioxiner* har mätts i lax, öring och siklöja 1990, 1996 samt 2001. Även tidigare mätningar har gjorts avseende vissa ämnen, men dessa data anses inte relevanta för denna studie, då syftet är att ta ställning till vidare övervakning utifrån det nuvarande miljötillståndet. Halterna av dioxiner i lax och öring låg 1990 samtliga över 4 pg TEQ/g (nordiska ekvivalenter) vilket är mycket nära den enhet TEQ som används internationellt. För siklöja var halterna något lägre (1.4-2.1 pg TEQ/g Olsson, 1992). 1996 låg motsvarande halter i öring strax över eller nära 4 pg TEQ/g och för ”dioxinlika” PCB var halterna högre än 4 pg TEQ /g vv (WHO-ekvivalenter (Lindeström och Grotell, 1998)). År 2001 undersöktes återigen halterna av dioxiner i fisk och även denna gång låg halterna nära gränsvärdet. I kombination med dioxinlika PCB hamnade samtliga prover i höjd med eller över gränsvärdet (Öberg, 2003).

Vissa *pesticider* mättes i lax och öring 1990, och man påvisade låga halter av toxafen och HCB. Hexaklorcyklohexan (HCH) detekterades i lax och öring men halterna hade minskat med över 50 % jämfört med 1984 och låg i nivå med halterna av DDT (Olsson, 1992). HCH förbjöds 1989 och används inte i Sverige.

Öberg (2003) mätte koncentrationen av *vattendirektivets* 33 prioriterade ämnen i fisk från Vänern (och Vättern). Majoriteten av de prioriterade pesticiderna låg under detektionsgränsen, nämligen endosulfan, trifluralin, atrazin, simazin, alachlor, klorfenvinfos, samt isoproturon. Dessutom låg de flesta PAH samt alla nonyl- (<0.1-<0.9 mg/kg TS) och oktylfenoler under detektionsgränsen. Påträffades gjorde dock ftalaten DEHP i öring och lake (0.35 – 3.3 mg/kg) samt tributyl- och trifenyltenn (0.3 – 21 µg/kg).

4.2 Jämförelse mellan olika stationer i Vänern

Tabell 5 visar resultat från en statistisk jämförelse mellan medelhalterna av 6 metaller, kvicksilver, PCB och DDT för åren 2001-2003. Detaljerad information av p-värden m.m. finns i Appendix 1. För många ämnen finns en statistiskt säkerställd skillnad i halter mellan de olika lokalerna. I Köpmannebro är halterna av Cd, Cr och PCB förhöjda jämfört med medelvärdet för alla stationer. I Millesvik är halterna av Pb förhöjda medan Cu ligger under medelvärdet. I Torsö är Cu och Zn förhöjda medan Pb, Cd, Cr, PCB och DDT ligger under medelvärdet.

Tabell 5. Resultat från jämförelse mellan lokaler för åren 2001-2003. "Över medel" indikerar statistiskt högre halter jämfört med medelhalten i Vänern, "under medel" att halterna är statistiskt lägre än medelvärdet i sjön, medan "medel" indikerar att ingen statistisk skillnad finns. Detaljerad statistisk information finns i Appendix 1.

	Åsunda	Torsö	Millesvik	Köpmannebro
Över medel		Cu, Zn	Pb	Cd, Cr, Sum-PCB
Medel	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg Sum-PCB, PCB-153, Sum-DDT	As, Ni, Cr, Hg	As, Cd, Cr, Ni, Zn, PCB-153, Sum-DDT Sum-PCB	Cu, Ni, Pb, Zn, Hg PCB-153, Sum-DDT
Under medel		Pb, Cd, Sum-PCB, PCB-153 Sum-DDT	Cu, Hg	As

Halterna vid Torsö är de som skiljer sig mest signifikant från medelhalterna av samtliga lokaler, och är i de flesta fall lägre än medel. Åsunda, som ansetts vara den mest påverkade lokalen uppvisar halter av samtliga ämnen som ligger i nivå med medelhalterna i sjön. Detta skulle delvis kunna ha sin förklaring i de höga halterna av humusämnen som förekommer här (A. Christensen pers. komm.). Dessutom förekommer en relativt stor spridning mellan individer i Åsunda, vilket delvis kan förklara att inga statistiskt signifikanta skillnader från medelvärdena kan hittas.

4.3 Samvariation mellan lokaler

I syfte att utröna huruvida halterna i fisk på olika lokaler samvarierar eller inte (dvs finns det två eller fler lokaler där utvecklingen går åt samma håll?), utfördes en statistisk jämförelse med hjälp av sk principalkomponentanalys (PCA – se Appendix 2). Denna analys gav dock ingen ytterligare information än vad som framgår i kapitel 3, dvs ingen tydlig samvariation kunde identifieras för de olika lokalerna.

5 Underlag till reviderat provtagningsprogram

I det följande görs en genomgång av olika faktorer som har betydelse för eventuella förändringar i övervakningsprogrammet. Faktorer som har betydelse är t ex kända förändringar i miljögiftsbelastningen, antal analyser och år som krävs för att detektera trender, kända kommande gränsvärden eller lagkrav, behov av övervakning av nya arter samt nya ämnen.

5.1 Förändringar i miljögiftsbelastningen

I Karlstad ligger Svenska Rayon som historiskt har haft stora utsläpp av zink till Vänerns vatten. Verksamheten lades ner under 2004, varvid zinkutsläppen kan förväntas minska drastiskt. Enligt Kemikalieutsläppsregistret (KUR) var utsläppen av Zn till vatten från Svenska Rayon 40 ton/år 2001 samt 2002. År 2003 hade de minskat till 23 ton. Enligt Svenska Rayons miljörapport från 2003 minskade utsläppen från 113 till 84 kg/dygn år 2003, efter en optimering av zinkåtervinningen i det utgående processvattnet. Sedan 1989 finns ett koncessionsbeslut som tillåter ett maximalt utsläpp med processvattnet om 150 kg/dygn. Då den årliga drifttiden är 273 dygn skulle detta ge ett maximalt utsläpp om 41 ton, vilket är i linje med de rapporterade utsläppen för 2001 och 2002. Räknat med en uppehållstid för zink på 4.5 år ger utsläpp om ca 200 ton – vilket skulle motsvara en halt på 1.3 µg/L i Vänern om man antar total omblandning. Enligt datavärdena för vattenkemi låg de uppmätta halterna av Zn på ca 2 µg/L år 2003 (Dagskärsgrund) och i början av 90-talet runt 5 µg/L (Tärnan och Megrundet; www.ma.slu.se), dvs i samma storleksordning. En möjlig slutsats av detta, trots de mycket förenklade beräkningarna, är att Svenska Rayon kan antas ha stått för en betydande del av zinkinnehållet i Vänern och att den nyligen genomförda nedläggningen kan förväntas ge tydliga effekter på Zn-halterna i vatten såväl som biota. Av denna anledning är det intressant att fortsätta övervaka Zn.

När det gäller övriga ämnen känner vi inte i nuläget till några förestående förändringar i belastningen.

5.2 Möjlighet till detektion av trender

I detta avsnitt undersöks hur lång tid det skulle ta att detektera givna trender baserat på antalet analyserade individer samt provtagningsfrekvens. Resultatet ger en fingervisning om hur ett provtagningsprogram kan revideras utan att väsentlig information går förlorad.

5.2.1 Metod

Teststyrka är ett mått som kan användas för att kvantifiera ett provtagningsprogramms möjlighet att detektera trender i miljödata. För att kunna bedöma teststyrkan hos ett provtagningsprogram behöver man känna till osäkerheten i de data som analyseras samt ansätta en trend som ska kunna detekteras. Monte Carlo-simulering kan sedan användas för att bedöma sannolikheten att detektera trenden efter olika längd på övervakningsprogrammet. En trend har betraktats som detekterad om den är signifikant med 95% konfidensnivå, dvs $p < 0.05$.

I de simuleringar som är utförda har osäkerheten i mätningar kvantifierats utifrån de mätdata som finns tillgängliga från 1996 till 2003 samt de trendanalyser som diskuteras ovan. Den osystematiska variationen i data kan anses bestå av två komponenter: variation mellan olika individer i populationen samt en osystematisk år-till-år-variation hos hela populationen. Den senare ska inte sammanblandas med en systematisk variation hos hela populationen, vilket ju är den trend som ska detekteras/kvantifieras. Båda de osystematiska variationskomponenterna kan skattas utifrån skillnaden mellan skattade trender och uppmätta data under 1996-2003 och denna metodik har använts i de analyser som utförts. Observera att dessa komponenters storlek är olika för varje substans och lokal.

5.2.2 Scenarion

Analyser av olika provtagningsstrategier för samtliga ämnen och lokaler är inte meningsfullt. Istället har några fall som anses representativa valts ut och resultaten från dessa generaliseras sedan. De fall som studerats är:

1. Pb i Millesvik och Torsö. Inte i någon av dessa lokaler har en signifikant trend detekterats utifrån idag existerande data. Simuleringarna syftar till att svara på hur lång tid det kan tänkas ta att detektera en trend med olika scenarier och provtagningsprogram.
2. PCB i Millesvik. Ingen på gränsen till signifikant trend ($p=0.10$) detekterats utifrån idag existerande data i Millesvik. Simuleringarna syftar till att svara på hur lång tid det kan tänkas ta att detektera en trend med olika scenarier och provtagningsprogram.
3. Zn i Millesvik och Torsö. En signifikant positiv trend kan utifrån idag existerande data men p.g.a. den nedläggning av Svenska Rayon som diskuteras ovan kan man spekulera i en brytning av denna trend. Simuleringarna syftar till att undersöka hur länge det skulle ta att detektera en nedgående trend i Zn med olika scenarier och provtagningsprogram.

För simuleringarna av Pb har en årlig minskning på 5% använts som scenario. Detta val baseras på skattningen av k för Pb på mellan -6% och -4% för de fyra lokalerna som visas i Appendix 1. Fortsatt provtagning i Millesvik och Torsö med 5, 10, 20 individer per år samt 10 individer vartannat år har simulerats. Resultaten finns i Tabell 6 och indikerar att chansen att upptäcka en trend på -5% idag (efter 2003 års provtagning) är 21% respektive 26% med den skattning av osäkerheten i data som använts. Fortsätter provtagning enligt nuvarande princip kommer en trend troligen detekteras mellan 2005 och 2010. Denna chans påverkas inte så mycket av om 5, 10 eller 20 individer analyseras per år fr o m 2004. Däremot minskar chansen att detektera en trend avsevärt om provtagning endast utförs vartannat år.

Tabell 6. Teststyrka för några olika trendscenarion och provtagningsprogram för Pb i Millesvik och Torsö med antagande om en fortsatt trend från 1996 (se diskussion i texten). Tidsangivelserna gäller från detta år. Individ- och populationspridning i beräkningarna är baserade på existerande mätningar. Raderna markerade med kursiv fetstil motsvarar en fortsättning på nuvarande mätprogram.

Trend ^a	Individer ^b	Lokal ^c	Teststyrka				
			5 år (2000)	8 år (2003)	10 år (2005)	15 år (2010)	20 år (2015)
-5%	5	Millesvik			37%	84%	100%
-5%^d	10^d	Millesvik^d	7%	21%	37%	90%	100%
-5%	20	Millesvik			40%	93%	100%
-5%	10 per 2 år	Millesvik			33%	66%	99%
-5%	5	Torsö			44%	93%	100%
-5%^d	10^d	Torsö^d	9%	26%	44%	94%	100%
-5%	20	Torsö			44%	95%	100%
-5%	10 per 2 år	Torsö			38%	78%	99%

^a Scenario för årlig minskning av Pb-halt, se text.

^b Antal individer som analyseras per år eller vartannat år fr.o.m. innevarande år. För 1996-2003 har använts 10 individer per år såsom i utförda mätningar.

^c Indikerar vilken spridning som använts i analysen: Millesvik ($s_{ind}=0.47$ ln-enheter, $s_{pop}=0.19$ ln-enheter) eller Torsö ($s_{ind}=0.28$ ln-enheter, $s_{pop}=0.20$ ln-enheter). Se text.

^d Detta provtagningsprogram är en fortsättning på nuvarande program.

För simuleringarna av PCB i Millesvik har tre olika scenarier analyserats, nämligen årliga minskningar om 7%, 10% och 13%. Dessa val baseras på den skattade minskningen i Millesvik som är 7% (Tabell 3), medelvärdet av samtliga skattningar av PCB-trender i de fyra lokalerna (även icke-signifikanta) som är -10% (Appendix 1) samt den skattade minskningen i Torsö, som är 13%. Bortsett från diffus spridning från förorena-

de markområden är det inte troligt att PCB har pågående lokala källor i Vänern, varför diskussionen utgår från scenariot med medeltrenden på -10% per år. Analyserna med -7% och -13% kan ses som en känslighetsanalys.

Resultaten, som återfinns i Tabell 7, visar att sannolikheten att utifrån existerande data ha detekterat en trend på -10% per år är ca 65%. Det är troligt att trenden bekräftats med högre konfidensnivå än 90% efter ytterligare ett par års provtagning (2005). Sannolikheten för detta påverkas endast marginellt av förändringar i provtagningsprogrammet eftersom en relativt lång mätserie redan finns där man analyserat 10 individer per år. Förändringar de följande två åren påverkar resultaten endast marginellt.

Tabell 7. Teststyrka för några olika trendscenarion och provtagningsprogram för PCB i Millesvik med antagande om en fortsatt trend från 1996 (se diskussion i texten). Tidsangivelseerna gäller från detta år. Individ- och populationsspridning i beräkningarna är baserade på existerande mätningar från Millesvik ($s_{ind}=0.72$ ln-enheter, $s_{pop}=0$). Raderna markerade med kursiv fetstil motsvarar en fortsättning på nuvarande mätprogram.

Trend ^a	Individer ^b	Teststyrka				
		5 år (2000)	8 år (2003)	10 år (2005)	15 år (2010)	20 år (2015)
<i>-7%</i> ^c	<i>10</i> ^c	<i>12%</i>	<i>39%</i>	<i>69%</i>	<i>99%</i>	<i>100%</i>
-7%	5			62%	98%	100%
-7%	20			75%	100%	100%
-7%	10 per 2 år			62%	95%	100%
<i>-10%</i> ^c	<i>10</i> ^c	<i>19%</i>	<i>66%</i>	<i>93%</i>	<i>100%</i>	<i>100%</i>
-10%	5			88%	100%	100%
-10%	20			96%	100%	100%
-10%	10 per 2 år			89%	100%	100%
<i>-13%</i> ^c	<i>10</i> ^c	<i>26%</i>	<i>87%</i>	<i>99%</i>	<i>100%</i>	<i>100%</i>
-13%	5			98%	100%	100%
-13%	20			99%	100%	100%
-13%	10 per 2 år			98%	100%	100%

^a Scenario för årlig minskning av PCB-halt, se text.

^b Antal individer som analyseras per år eller vartannat år fr.o.m. innevarande år. För 1996-2003 har använts 10 individer per år såsom i utförda mätningar.

^c Detta provtagningsprogram är en fortsättning på nuvarande program.

Simuleringarna för Zn utgår från att den idag existerande trenden bryts och syftar till att undersöka hur lång tid det tar att detektera en ny trend för Zn. De scenarier som använts är årliga minskningar om 3%, 5%, samt 10%. Dessa baseras på att omsättningstiden för

Zn i Vänern är ca 5 år (se kapitel 2), samt att industrier står för ca 25 % av belastningen, varav Svenska Rayon antas utgöra den dominerande mängden. Detta skulle innebära en minskande trend motsvarande ungefär -5 % om all industriell tillförsel av Zn stoppas. Då denna beräkning inte är exakt används även scenarier motsvarande en snabbare (-10 %) respektive långsammare (-3 %) minskning.

Resultaten visas i Tabell 8. Provtagning vartannat år minskar kraftigt möjligheten att detektera trender. Analys av 20 individer per år innebär enbart mycket små vinster jämfört med 10 individer, medan analys av 5 individer per år innebär en tydligare, om än inte markant, minskning av teststyrkan. En trend på -10% per år detekteras säkert inom 7 år och troligen inom 5 år oberoende av antal individer. Är trenden -3% eller -5% tar det troligen 7-10 år respektive 10-15 år att detektera den med idag existerande provtagningsprogram.

Tabell 8. Teststyrka för några olika trendscenarion och provtagningsprogram för Zn med antagande om en ny trend fr.o.m. 2005 (se diskussion i texten). Tidsangivelserna gäller från detta år. Individ- och populationsspridning i beräkningarna är baserade på existerande mätningar från Torsö och Millesvik ($s_{ind}=0.118$ ln-enheter, $s_{pop}=0.083$ ln-enheter).

Trend ^a	Individer ^b	Teststyrka					
		3 år	5 år	7 år	10 år	15 år	20 år
-3%	5	5%	11%	24%	68%	100%	100%
-3%	10	5%	11%	32%	77%	100%	100%
-3%	20	7%	11%	33%	78%	100%	100%
-3%	10 per 2 år		9%	14%	33%	94%	100%
-5%	5	6%	21%	61%	98%	100%	100%
-5%	10	6%	25%	64%	99%	100%	100%
-5%	20	7%	27%	68%	100%	100%	100%
-5%	10 per 2 år		9%	30%	67%	100%	100%
-10%	5	10%	59%	99%	100%	100%	100%
-10%	10	10%	66%	100%	100%	100%	100%
-10%	20	10%	68%	100%	100%	100%	100%
-10%	10 per 2 år		19%	70%	99%	100%	100%

^a Scenario för årlig minskning av Zn-halt, se text.

^b Antal individer som analyseras per år eller vartannat år.

Ett alternativ till individprover är att istället utföra mätningar på samlingsprover. Nackdelen med detta är att man inte får någon uppfattning om spridningen mellan individer, dvs man får inget mått på osäkerheten i data. Det blir dessutom svårare att upptäcka

outliers och enskilda individer med höga värden där t ex ett gränsvärde överskrids. För att detektera trender innebär det dock ingen informationsförlust att analysera samlingsprover istället för individprover, eftersom trenderna baseras på medelvärden och ett samlingsprov ger ett resultat ungefär motsvarande medelvärdet på de individuella proverna. Statistiska jämförelser mellan platser eller två enskilda år går dock inte att göra om man har samlingsprov istället för individprov, då man inte känner till osäkerheten i data. Om man väljer att analysera samlingsprov är det extra viktigt att de individer som ingår i provet är homogena avseende ålder, längd, vikt samt fetthalt. Dessutom innebär det en viss merkostnad att framställa homogenat, vilket bör tas hänsyn till i övervägandet. Därmed är den ekonomiska vinsten av att göra samlingsprov större för dyrare analyser som organiska ämnen, t ex dioxiner än för de relativt billiga metallanalyserna.

5.2.3 Slutsatser

Simuleringar av teststyrka för PCB och Pb visar att antalet individer kan minskas till 5 per år utan att möjligheten att detektera redan existerande trender reduceras nämnvärt. Detta beror dock till stor del på de redan utförda mätningarna på 10 individer per år under 1996-2003. Analysen för scenariot med en ny trend för Zn visar att en minskning av antalet individer till 5 per år medför en något minskad möjlighet att detektera nya trender. Provtagning vartannat år ger kraftigt minskade möjligheter att detektera både pågående och nya trender. Samlingsprov kan med fördel användas för att detektera trender, framför allt för organiska ämnen (p g a dyrare analyser), förutsatt att man har homogena prover, medan individprov är att föredra för att ge ett mått på spridning samt för att möjliggöra jämförelse mellan stationer och mellan enstaka år.

5.3 Nya substanser

Dioxiner har mätts vid ett antal tillfällen och påvisat halter som ligger nära eller överskrider gränsvärdet som uppsatts inom EU (4 pg TEQ/g färskvikt). För närvarande diskuteras inom EU en sänkning av nämnda gränsvärde, liksom en inkludering av plana, dioxinlika PCB i detta. Det är även oklart huruvida Sverige får behålla sitt undantag avseende försäljning av fisk som överskrider gränsvärdet. Av denna anledning är det angeläget att kontinuerligt övervaka halten av dioxiner och plana PCB för att på så sätt kunna detektera om eventuella åtgärder resulterar i lägre halter, samt för att säkerställa att gränsvärdet ej överskrids.

Vattendirektivets prioriterade ämnen har nyligen undersökts, och gav inget märkbart skäl till oro. Dock har resultaten för flamskyddsmedlet PBDE ännu ej presenterats. PBDE har känd bioackumulerande förmåga och potentiella toxiska effekter varför det är av intresse att utröna om ämnet förekommer i vänerfisk.

Höga halter av flamskyddsmedlet HBCDD (hexabromcyklododekan) har påträffats i vild lax fångad utanför Söderhamn (Remberger et al., 2003). Nya efterföljare till PBDE och HBCDD är s k fosforbaserade flamskyddsmedel. Det finns belägg för toxiska effekter av dessa ämnen och användningen tros öka även om den totala omfattningen är okänd. Svenska miljödata av dessa föreningar förekommer mycket sparsamt, men då dess fysikalisk-kemiska egenskaper tillåter fördelning till samtliga media kan det vara relevant att undersöka förekomsten i vänerfisk, inte minst ur konsumtionssynpunkt.

Ytterligare ämnen som kan vara av intresse är t ex perfluoroktansulfonat (PFOS), som är ett vanligt förekommande ytaktivt ämne och används i applikationer som t ex impregneringsmedel för läder och textil, rengöringsmedel, som ytaktivt ämne i färger och lacker och i släckskum för brandbekämpning. Dess bindningsmekanismer skiljer sig från konventionella organiska miljögifter och det har starkt bioackumulerande förmåga. Då användningen av detta ämne ökar starkt vore det intressant att ta reda på om vänerfisk är särskilt belastad.

Andra substanser som kan vara intressanta är läkemedelsrester. En ny studie är planerad avseende läkemedel i avloppsvatten i Vänerns avrinningsområde (A. Christensen pers. komm.). Resultaten från den studien kan vara vägledande avseende vilka substanser som fisken i Vänern kan tänkas exponeras för och kan ge en indikation på vad man bör gå vidare med.

5.4 Andra arter

Förutom de arter som tidigare övervakats finns det även andra arter som kan vara av intresse. Gös är ett exempel på en art där både fiske och export ökar, och den är av stor ekonomisk betydelse för yrkesfisket, liksom är fallet för sik. Siklöja är den allra viktigaste arten för yrkesfisket, särskilt på den inhemska marknaden, avseende rommen. För fritidsfisket är det framför allt öring, lax abborre och gädda som är av intresse, vilka ju också tidigare övervakats regelbundet. All denna information är relevant att väga in vid designen av ett nytt provtagningsprogram.

5.5 Andra parametrar

Utöver de substanser och arter som nämnts ovan kan man också tänka sig andra parametrar för att bedöma den ekologiska statusen i Vänern m a p fisk. Detta skulle t ex kunna vara procentuell andel kläckta fiskägg, eller biologiska förändringar i fisk. Det ligger dock utanför projektets omfattning att genomföra en utvärdering av dylika parametrar, varför rekommendationerna begränsas till faktorer som har direkt anknytning till miljögifter i fisk.

6 Rekommendationer

Baserat på materialet som tagits fram i denna studie vill vi framföra följande rekommendationer:

- *Lokaler:* Behåll Torsö och Köpmannebro som kontinuerliga lokaler. Torsö för att den uppvisar låga halter i ett relativt perspektiv, samtidigt som homogeniteten i populationen här medför att det är lättare att detektera trender. Köpmannebro är intressant p g a närheten till det dioxindrabbade området Bengtsfors och med tanke på att gränsvärdet för dioxin i många fall överskridits. Åsunda finansieras redan idag genom industrins recipientkontroll så den blir också kvar (A. Christensen, pers.komm.). På så sätt får man kvar en lokal i vardera norra och södra Vänern samt en i mitten (Torsö). Den kontinuerliga övervakningen vid Millesvik kan däremot upphöra då nivåerna och trenderna inte skiljer sig nämnvärt från Torsö, samtidigt som trender inte detekteras lätt här.
- *Arter:* Fortsätt med abborre, av den enkla anledningen att det är dumt att bryta långa tidsserier, samtidigt som den är intressant ur konsumtionssynpunkt. Om Millesvik avvecklas som provstation innebär det även att övervakningen av gädda upphör. Vi anser dock detta vara försvarbart, då inga trender kan observeras för gädda (Tabell 3) samtidigt som halterna i gädda inte i något fall överskrider gränsvärdet. Avståndet till gränsvärdet är ungefär lika stort som för abborre. Punktinsatser kan göras för andra arter; t ex gös som är kommersiellt viktigt. Som tidigare kan även punktinsatser göras för lax och öring som är viktiga för fritidsfisket. Sik är en laxfisk och behöver inte nödvändigtvis övervakas i sig självt. Siklöja och dess rom kan också vara intressanta m a p dioxiner.
- *Antal individer:* Om det finns behov att frigöra resurser för fler ämnen; överväg begränsning av antalet individer till 5 per lokal och år. 10 individer ger visserligen något större möjligheter att detektera trender men förlusten av information blir ganska liten vid en minskning till fem individer.
- *Samlingsprov kontra individprov:* Individprov är att föredra för att få ett mått på spridningen i data, samt för att kunna jämföra provstationer samt enstaka år med varandra. Det möjliggör även detektion av outliers samt enstaka individer med förhöjda halter. För detektion av trender kan dock samlingsprover vara tillräckligt (betydligt billigare än individuella analyser), och är särskilt värdefullt för dyrare analyser där merkostnaden för provbearbetning blir mer eller mindre försumbar.
- *Provtagningsfrekvens:* För att detektera trender, fortsätt att mäta varje år. Möjligheten att detektera trender avtar avsevärt om provtagningsfrekvensen minskar. För att

kontrollera koncentrationer i relation till t ex gränsvärden kan det räcka med vart 5:e år, såvida inte koncentrationerna ligger väldigt nära gränsvärdet.

- *Substanser:*
 - Om ekonomin tillåter, inför kontinuerlig övervakning av dioxiner och plana PCB i 5-10 individer per år vid åtminstone en lokal (t ex Köpmannebro – då den ligger nära känd dioxinkälla). Gränsvärdet tangeras eller överskrids redan idag samtidigt som en sänkning av detta är nära förestående, nationella trender är otydliga och en känd dioxinkälla ligger i avrinningsområdet
 - Upphör med den kontinuerliga övervakningen av DDT (dvs DDD, DDE samt DDT). Halterna kan anses vara säkra för konsumtion och uppvisar en signifikant nedåtgående trend. Analysera dessa ämnen vart femte år för att kontrollera nivåerna. Var observant på eventuella förändringar i gränsvärden, varvid en ny bedömning måste göras. Kontinuerlig övervakning av $\Sigma(7)$ PCB skulle också kunna upphöra, men då analys av dessa substanser knappast medför någon betydande merkostnad vid analys av plana PCB, där övervakningsbehov föreligger, kan de ändå behållas i programmet.
 - Fortsätt övervaka Hg och metaller, särskilt m a p Cd och Zn, men även övriga metaller då dessa analyser enligt uppgift är förhållandevis billiga. Analysera även muskel med jämna mellanrum då det främst är detta organ som konsumeras. Överväg gradvis övergång till ICP-MS, vilket ger fler metaller i samma analys. Byt dock ej labb förhastat då detta kan ge oönskade avbrott i dataserien.
- *Övriga substanser:* I syfte att utröna behovet av kontinuerlig övervakning av andra substanser, använd sparade resurser till att år 2005 genomföra en undersökning av halterna av t ex följande ämnen: PBDE, PFOS, HBCDD, Fosforbaserade flamskyddsmedel, då dessa utgör potentiella nya faror. Eventuellt skulle läkemedelsrester också kunna ingå i en sådan undersökning. Innan en undersökning har gjorts är det svårt att avgöra behovet av inkludering i kontinuerlig övervakning.

7 Tack

Tack till Agneta Christensen på Vänerkansliet, Tomas Viktor vid IVL samt Kerstin Pettersson-Grawé vid Svenska Livsmedelsverket. Studien har utförts på uppdrag av Vänerns Vattenvårdsförbund och finansierats av Naturvårdsverket.

8 Referenser

- Bignert A., Asplund L., Wilander A. 2004. Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota
- Bignert A., 2003. Biological Aspects and Statistical Methods to Improve Assessments in Environmental Monitoring. Doktorsavhandling. Institutionen för zoologi, Stockholms universitet.
- Engman J, Jorhem L. 1998. Toxic and essential elements in fish from Nordic waters, with the results seen from the perspective of analytical quality assurance. Food Addit Contam, 15, 884-892
- EGT (Europeiska Gemenskapens Officiella Tidning). 2001a. Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 av den 8 mars 2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel. EGT L 77. 16.3. 2001.
- EGT (Europeiska Gemenskapens Officiella Tidning). 2001b. Rådets förordning (EG) nr 2375/2001 av den 29 november 2001 om ändring av kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel
- EGT (Europeiska Gemenskapens Officiella Tidning). 2002. Kommissionens direktiv (EG) nr 69/2002 om fastställande av provtagnings- och analysmetoder vid offentlig kontroll av dioxiner och bestämning av dioxinlika PCB i livsmedel. EGT L 209, 6.8.2002
- Lindström L, Grotell C. 1997. Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/-97. Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 5 1998. ISSN 0282-7298
- Lindström L. 1995. Metaller och stabila organiska ämnen i Vänern. Tillstånd, utveckling, källfördelning, risker. Åtgärdsgrupp Vänern. Rapport nr 2
- Olsson L. 1992. Miljögifter i Vänerlax. Kvicksilver och klororganiska föreningar i lax, öring och siklöja. Länsstyrelsen i älvsbirgslän. 1992:7. ISSN 1100-9640
- Palm A., Sternbeck J., Brorström-Lundén E. 2001. Metaller och organiska miljögifter i svensk biota – en inventering av nationella och regionala data. IVL A21145
- Pettersson-Grawé K. Svenska Livsmedelsverket. Personlig kommunikation.
- Remberger M., Sternbeck J., Palm A., Kaj L., Strömberg K., Brorström-Lundén E. 2004. The environmental occurrence of hexabromocyclododecane in Sweden. Chemosphere 54, pp 9-21.

Sternbeck J., Kvernes E., Strömberg K. 2004. Förslag till indikator för kvicksilver i fisk. IVL U 1028

Sundström B., Jorhem L., Engman J., Grawé K. 2004. Mercury in Fish, Mainly from the Baltic Sea and Swedish Waters. Poster presenterad vid den internationella konferensen Trace Elements in Food, Bryssel, 7-8 okt, 2004.

Viktor, Tomas. IVL Svenska Miljöinstitutet, Personlig kommunikation

Wallin M., Persson J. 1995. Kväveretention i Vänern, underlag för beslut om kväverening vid fyra kommunala avloppsreningsverk. Åtgärdsgrupp Vänern/Vänerkansliet, rapport 3.

Öberg T., Darnerud P-O., Hajslova J., 2003. Miljögifter i fisk 2001/2002. Rapport nr 73 från Vätternvårdsförbundet.

Appendix 1

Trender för mätningar i från Köpmannebro, Millesvik, Torsö och Åsunda. Samtliga trender visas men det är endast de med $p < 0.10$ som är signifikanta. För dessa ges även ett 95% konfidensintervall för trendens storlek. I övriga fall kan ingen signifikant trend detekteras och ingen tolkning ska göras ifrån den storlek som anges.

Lokal	Art	Substans	k (årlig förändring)	p
Köpmannebro	Aborre	<i>Pb</i>	-5.6%	0.38
		<i>Cu</i>	3.7%	0.35
		<i>Cd</i>	4.2%	0.34
		<i>Zn</i>	2.9%	0.19
		<i>As</i>	-10.9%	0.34
		<i>Cr</i>	-1.0%	0.92
		<i>Ni</i>	-8.8%	0.24
		<i>Hg</i>	2.2%	0.51
		<i>Sum-PCB</i>	-7.1%	0.26
		<i>PCB-153</i>	-7.0%	0.24
		<i>Sum-DDT</i>	-5.1%	0.23
Millesvik	Gädda	<i>Hg</i>	-2.2%	0.31
	Aborre	<i>Pb</i>	-4.2%	0.36
		<i>Cu</i>	0.4%	0.76
		<i>Cd</i>	-1.6%	0.79
		Zn	3.0% (-0.4%, 6.4%)	0.07
		<i>As</i>	8.3%	0.50
		<i>Cr</i>	-6.7%	0.32
		<i>Ni</i>	-6.8%	0.39
		Hg	7.1% (-1.3%, 15.4%)	0.08
		Sum-PCB	-7.3% (-16.7%, 2.0%)	0.10
		<i>PCB-153</i>	-7.4%	0.11
<i>Sum-DDT</i>	-5.4%	0.28		

Lokal	Art	Substans	k (årlig förändring)	p		
Torsö	Aborre	<i>Pb</i>	-5.1%	0.18		
		Cu	10.8% (2.6%, 18.9%)	0.02		
		<i>Cd</i>	-1.2%	0.78		
		Zn	4.3% (0.4%, 8.1%)	0.04		
		<i>As</i>	-1.8%	0.87		
		<i>Cr</i>	-5.4%	0.26		
		Ni	-13.7% (-27.6%, 0.2%)	0.05		
		Hg	7.6% (2.6%, 12.6%)	0.01		
		Sum-PCB	-12.8% (-19.6%, -6.1%)	0.00		
		PCB-153	-14.3% (-19.2%, -9.3%)	0.00		
		Sum-DDT	-14.5% (-22.2%, -6.8%)	0.00		
		Åsunda	Aborre	<i>Pb</i>	-4.5%	0.18
				<i>Cu</i>	4.8%	0.16
<i>Cd</i>	2.9%			0.67		
<i>Zn</i>	3.5%			0.22		
<i>As</i>	-10.5%			0.43		
<i>Cr</i>	4.4%			0.56		
<i>Ni</i>	-3.0%			0.72		
<i>Hg</i>	-1.9%			0.27		
<i>Sum-PCB</i>	-1.6%			0.76		
<i>PCB-153</i>	1.3%			0.86		
<i>Sum-DDT</i>	0.3%			0.96		

Medelhalter under 2001-2003 av substanser i respektive lokal. p anger signifikansen för en skillnad mot medelvärdet av samtliga lokaler. För de ämnen/lokaler där en signifikant skillnad finns visas även den relativa differensen mot det total medelvärdet. För Ni har ingen jämförelse utförts p.g.a. ett mycket stort antal analyser under detektionsgränsen. För As är resultaten osäkrare p.g.a. relativt många analyser under detektionsgränsen.

Lokal	Medelhalt	P	Rel. diff.	Medelhalt	P	Rel. diff.
	Pb (µg/g ts)			Cu (µg/g ts)		
<i>Köpmannebro</i>	0.035	ej sign.		9.5	ej sign.	
<i>Millesvik</i>	0.045	0.009	21%	8.3	<0.001	-15%
<i>Torsö</i>	0.028	<0.001	-24%	12.7	<0.001	29%
<i>Åsunda</i>	0.043	ej sign.		9.3	ej sign.	
Tot. medel	0.037			9.8		
	Cd (µg/g ts)			Zn (µg/g ts)		
<i>Köpmannebro</i>	1.45	0.045	15%	111	ej sign.	
<i>Millesvik</i>	1.21	ej sign.		116	ej sign.	
<i>Torsö</i>	1.08	0.021	-15%	119	0.022	4%
<i>Åsunda</i>	1.36	ej sign.		114	ej sign.	
Tot. medel	1.27			115		
	As (µg/g ts)			Cr (µg/g ts)		
<i>Köpmannebro</i>	1.5	0.013	-17%	0.039	0.065	37%
<i>Millesvik</i>	2.2	ej sign.		0.027	ej sign.	
<i>Torsö</i>	1.8	ej sign.		0.024	0.070	-16%
<i>Åsunda</i>	2.0	ej sign.		0.025	ej sign.	
Tot. medel	1.8			0.028		
	Hg (µg/g vs)			PCB-153 (µg/g fv)		
<i>Köpmannebro</i>	0.15	ej sign.		0.14	0.014	22%
<i>Millesvik</i>	0.12	0.007	-12%	0.10	ej sign.	
<i>Torsö</i>	0.14	ej sign.		0.10	0.012	-17%
<i>Åsunda</i>	0.14	ej sign.		0.13	ej sign.	
Tot. medel	0.14			0.12		
	Sum-PCB (µg/g fv)			Sum-DDT (µg/g fv)		
<i>Köpmannebro</i>	0.43	0.003	27%	0.13	ej sign.	
<i>Millesvik</i>	0.29	ej sign.		0.13	ej sign.	
<i>Torsö</i>	0.29	0.022	-15%	0.10	0.001	-20%
<i>Åsunda</i>	0.37	ej sign.		0.13	ej sign.	
Tot. medel	0.34			0.12		

Appendix 2

Den multivariata dataanalysmetoden som används är principalkomponentanalys (PCA). Den bygger på s.k. latent variabler, som används för att reducera den effektiva dimensionaliteten i data genom att ta hänsyn till att det ofta finns samvariation i olika former mellan variabler i en uppsättning data. Teorin beskrivs inte här men finns utförligt beskriven i litteraturen².

PCA är en teknik för visualisering och tolkning av data. Alla data som används för modellering betraktas lika.

PCA beskriver data som *loadings* och *scores*. PCA reducerar dimensionaliteten i data genom att hitta ett antal dolda (latenta) variabler, s.k. principalkomponenter, som effektivare än de ursprungliga variablerna beskriver variationen i data. Principalkomponenterna hittas som de största variationsriktningarna i data.

Loadings beskriver de latent variablerna, dvs förhållandet mellan uppmätta variabler och samvariationsmönstret i data. Varje principalkomponent har en uppsättning loadings som oftast representeras grafiskt.

- Variabler som har positiva loadings varierar åt samma håll med avseende på det fenomen som komponenten modellerar, dvs höga värden på en av de variabler som har positiv loading hänger ihop med höga värden på andra som också har det.
- Variabler som har negativa loadings har motsatt variation, dvs ovanligt låga värden av dessa hänger ihop med ovanligt höga värden av variabler med positiv loading (och vice versa).
- Variabler som har loadings nära noll ingår inte i den variation som modelleras av principalkomponenten.

Scores beskriver hur objekten (proverna, tidpunkterna) placerar sig i förhållande till de nya, dolda variablerna.

- Objekt som har liknande scores har också liknande värden på de ursprungliga variablerna, dvs är lika varandra.

² Se t.ex. den klassiska referensen Martens och Naes, *Multivariate calibration*, John Wiley & Sons, 1989

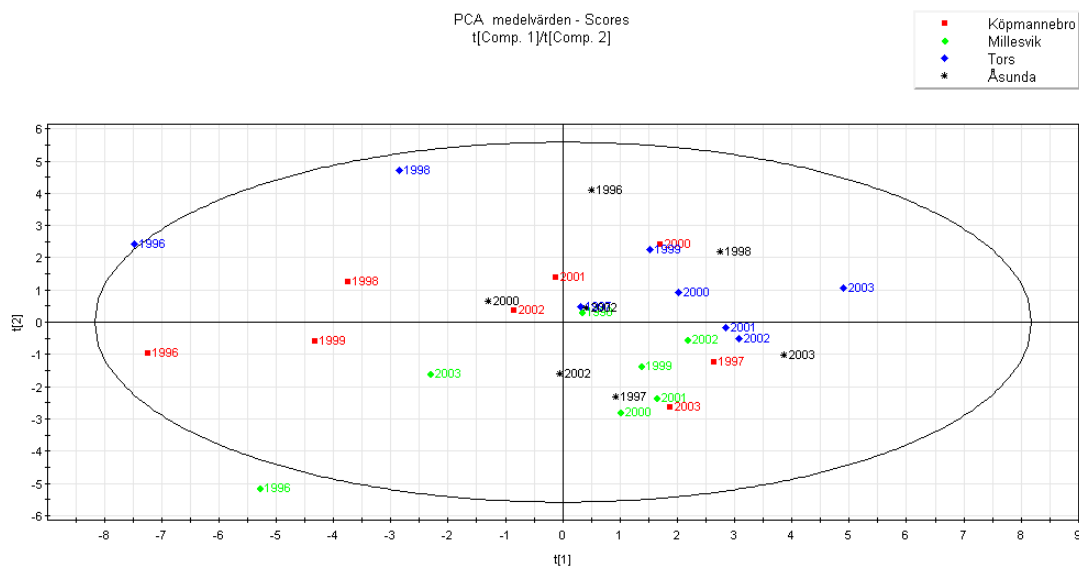
- Höga score-värden för ett objekt innebär att det har "mycket" av det fenomen som beskrivs av motsvarande loadings, dvs höga värden på de variabler som har positiva loadings och låga värden på de variabler som har negativa loadings.
- Vid negativa scores gäller det omvända förhållandet, dvs låga värden på de variabler som har höga loadings.
- Scores nära noll innebär att objektet ligger nära medeltillståndet med avseende på den variation som modelleras av komponenten.

Loadings och scores i kombination används ofta för att tolka varför vissa observationer har ett visst läge i eller avviker från normaltillståndet. Sådan tolkning sker ofta i ett kombinerat loading- och score scatterdiagram. Observationer (visualiserade som scores) som ligger nära variabler har då "mycket", dvs höga värden, av dem och lite av de variabler som ligger på motsatt sida grafen.

PCA medelvärden för varje lokal

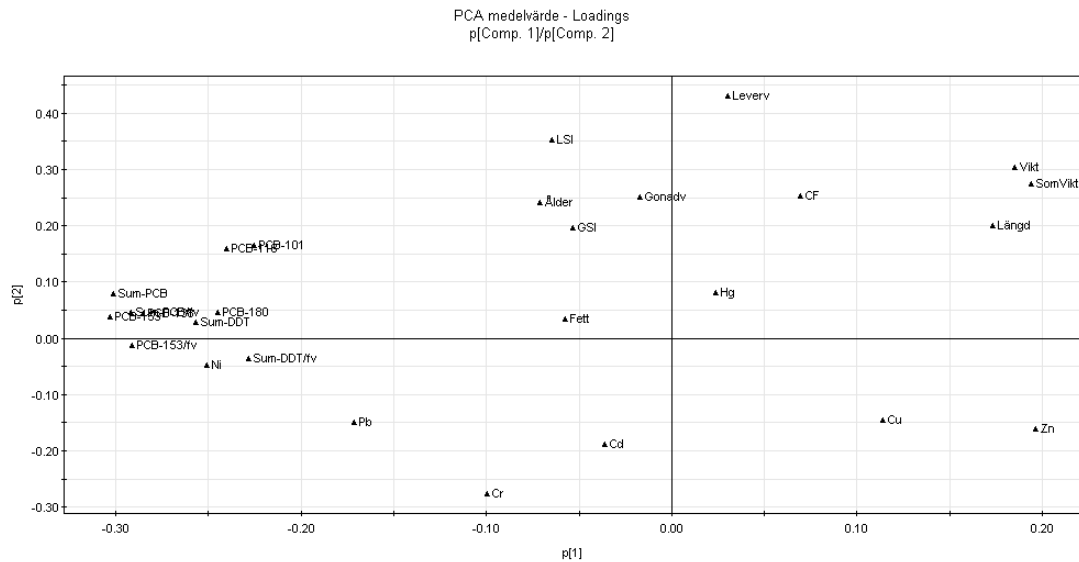
För att studera eventuella samband mellan de olika lokalerna utförs en PCA för medelvärdet vid varje lokal och år.

I figur 1 ses scores för komponent 1 och 2. För lokalen Torsö ses en förändring över åren där de senaste åren ligger mer till höger i figuren jämfört med de tidigare som ligger långt till vänster. Inga tydliga grupperingar för de olika lokalerna uppträder i figuren.



Figur 1. Scores för komponent 1 och 2.

Loadings för de 2 komponenterna ses i figur 2. I figuren syns det tydligt att alla de organiska föreningarna grupperar sig till höger längs den första komponenten. Metaller- na zink och koppar uppträder tillsammans i det nedersta högra hörnet av figuren. Kadmium, krom och bly grupperar sig i den nedre vänstra delen. Alla de fisk fysiologiska variablerna uppträder i den övre delen av figuren.

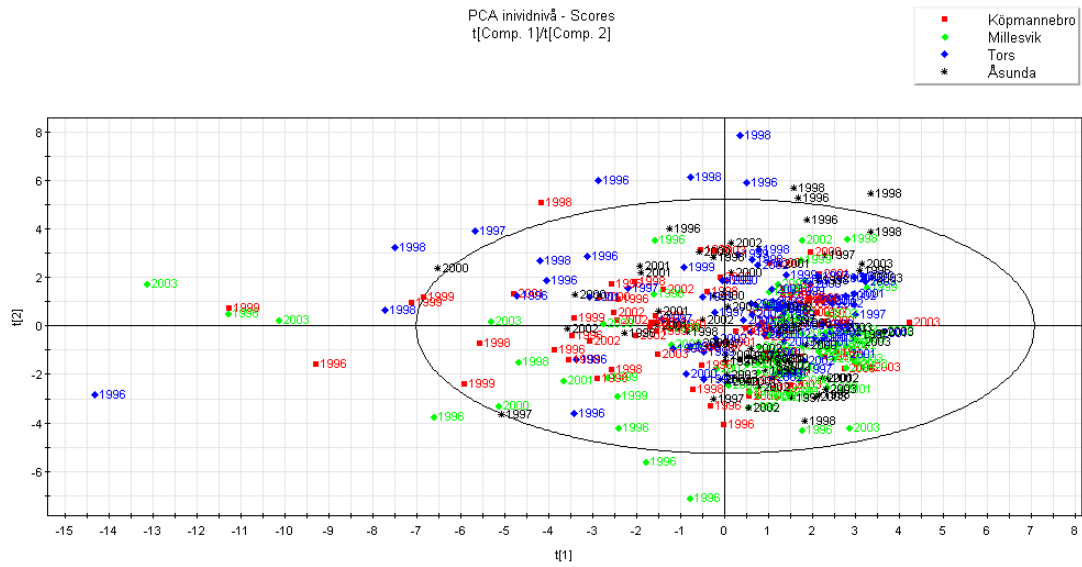


Figur 2. Loadings för komponent 1 och 2.

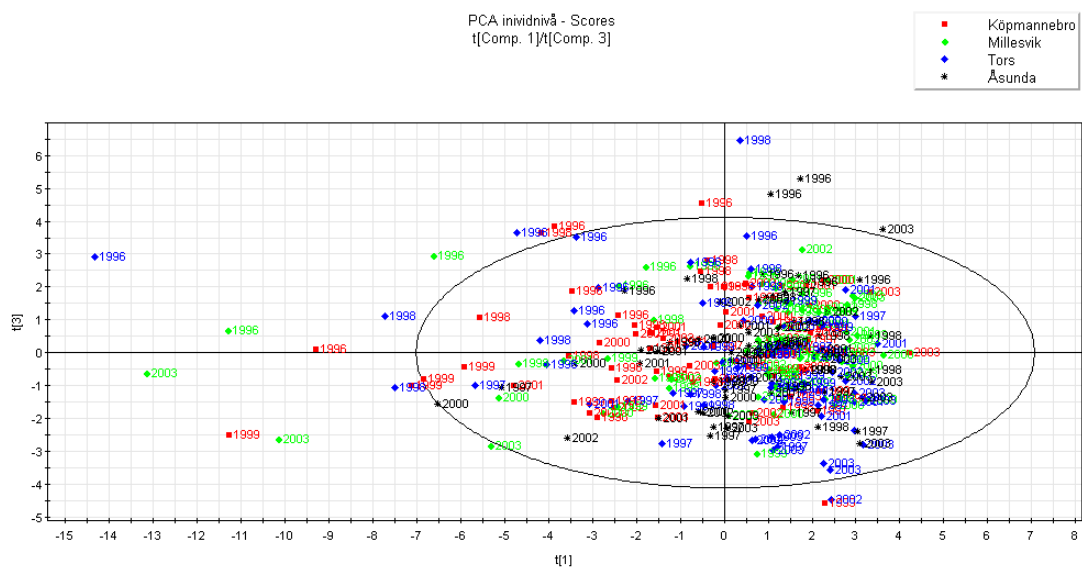
När figur 1 och 2 studeras tillsammans kan vissa slutsatser dras gällande de olika lokalerna och de mätta variablerna. Orsaken till att observationerna i Torsö rör sig från vänster till höger i figur är till största del beroende av att medelhalterna av de mätta organiska föroreningarna minskat i abborrarna.

PCA Individnivå

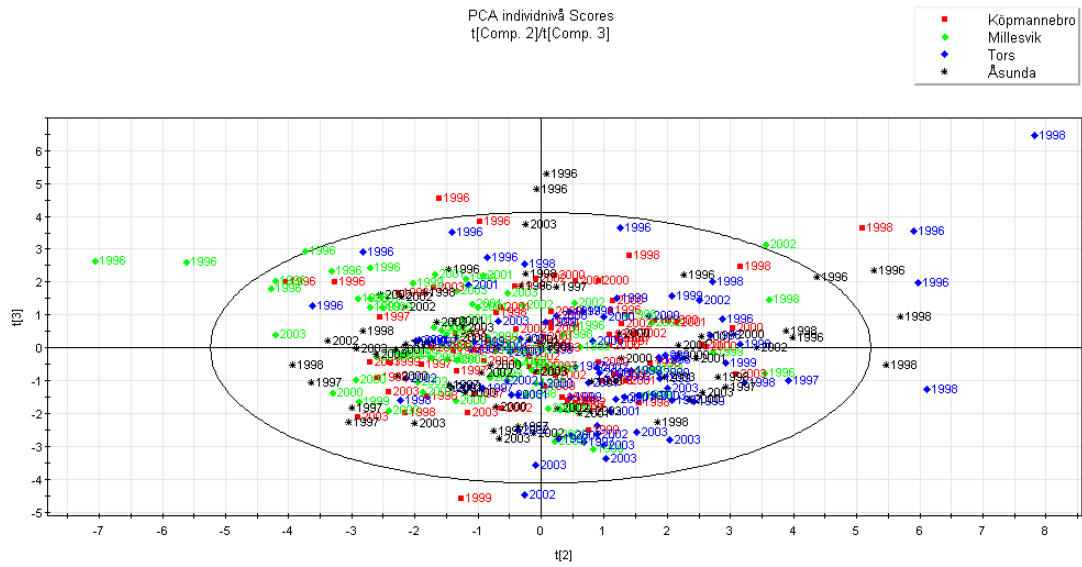
Liknande analys har utförts på individnivå för varje lokal. I figurerna nedan redovisas scores och loadings för komponent 1-3.



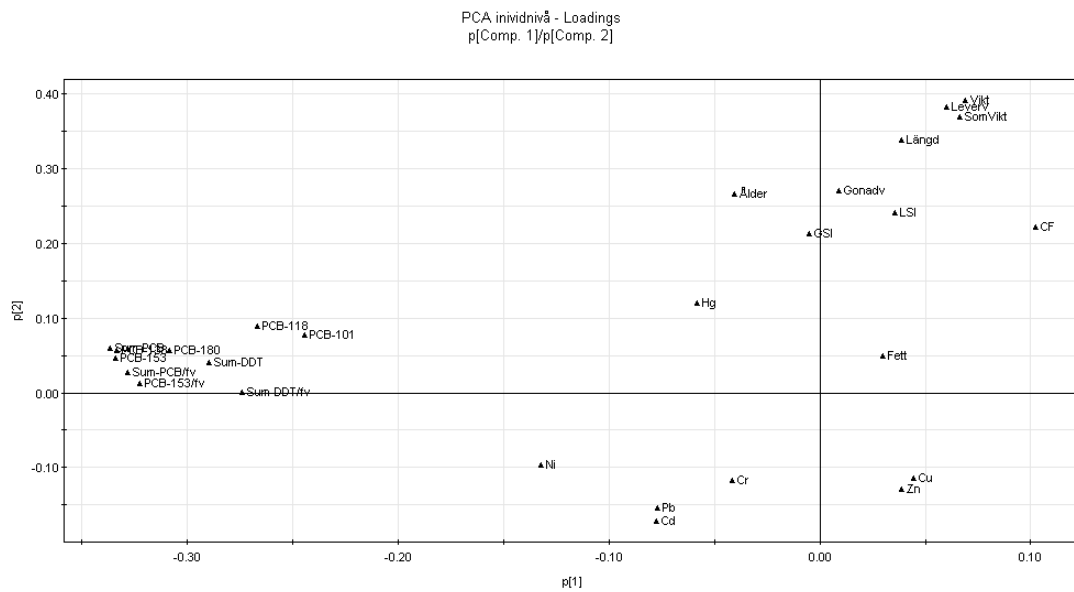
Figur 3. Scores för komponent 1 och 2.



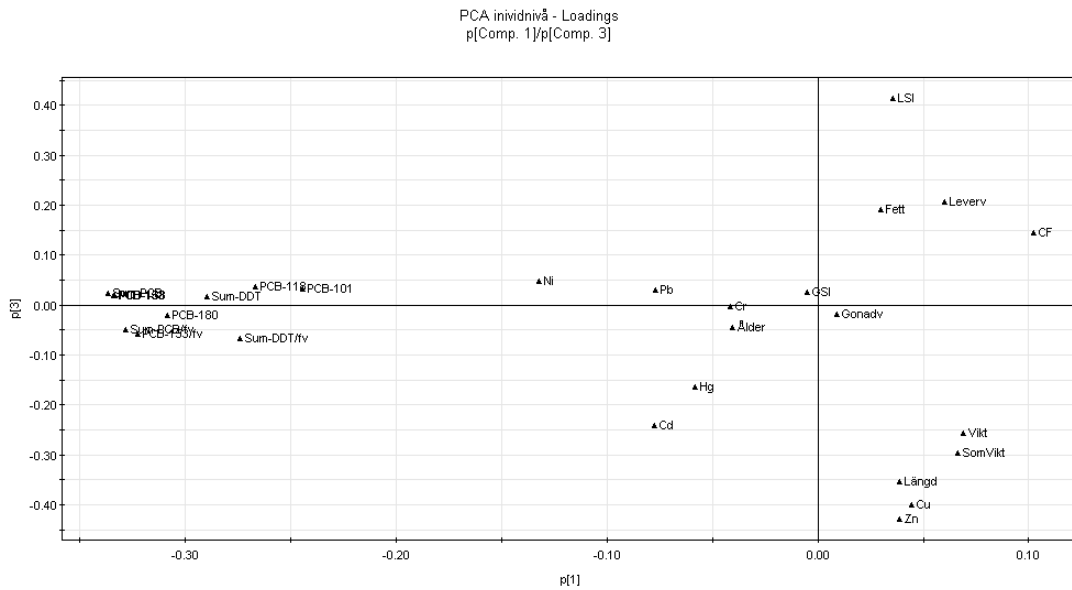
Figur 4. Scores för komponent 1 och 3.



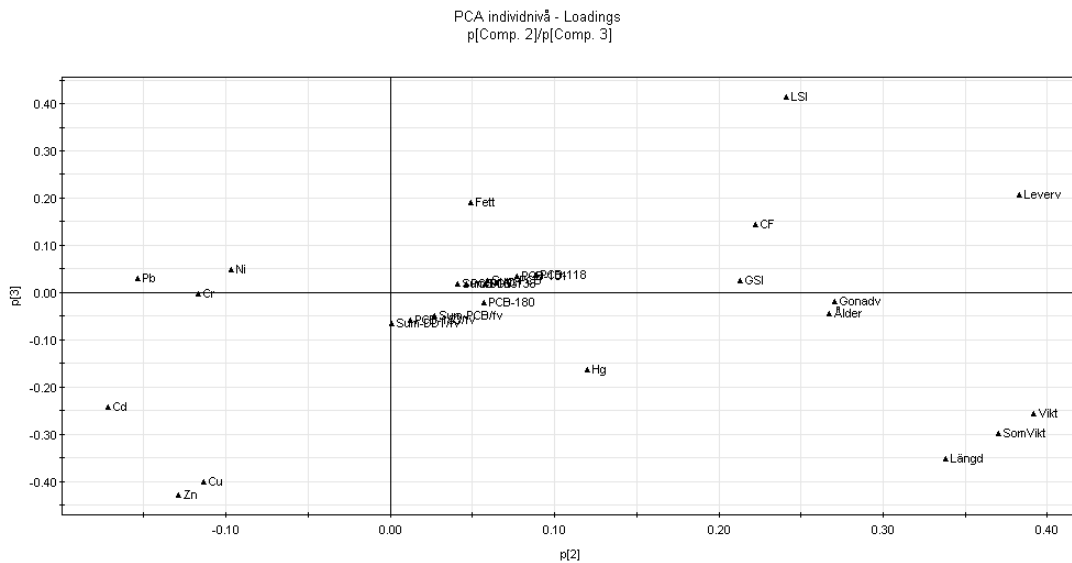
Figur 5. Scores för komponent 2 och 3.



Figur 6. Loadings för komponent 1 och 2.



Figur 7. Loadings för komponent 1 och 3.



Figur 8. Loadings för komponent 2 och 3.

Utifrån figurerna ovan ses det att komponent 1 beskriver halten av PCB och DDT, komponent 2 förklarar mest av levervikten och komponent 3 beskriver halterna av framförallt metallerna koppar och zink men även vikt och längd.

En tolkning av figurerna är att fiskar med en hög vikt har lägre halter av metallerna bly, krom och nickel.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

P.O. Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

www.ivl.se

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O. Box 5302, SE-400 14 Göteborg
Aschebergsgatan 44
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 0472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90