

Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2017



Titel: Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2017

Tryckår: 2018

ISSN: 1403–6134

Författare: Caroline Grotell, ÅF consult

Illustration framsidan: akvarell av Linda Nyman

Utgivare: Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 106

Rapporten finns som pdf på www.vanern.se

Copyright: Vänerns vattenvårdsförbund. Kopiera gärna texten i rapporten men ange författare och utgivare. Användande av rapportens fotografier eller bilder i annat sammanhang kräver tillstånd från Vänerns vattenvårdsförbund.

Förord

Under 2017 genomfördes undersökningar av metaller och organiska föreningar i abborre både inom den nationella miljöövervakningen i Vänern och inom den samlade recipientkontrollen i norra Vänern (SRK Norra Vänern). Vänerns vattenvårdsförbund har samordnat projektet.

Undersökningen finansierades med medel från Vänerns vattenvårdsförbund, Norra Vänerns intressenter och Havs- och vattenmyndigheten.

Sara Peilot
Vänerns vattenvårdsförbund
2018-10-23



Innehåll

Sammanfattning.....	2
Abstract - Metals and organic substances in perch from Lake Vänern 2017	4
1 Inledning.....	6
2 Metodik.....	8
3 Resultat 2017	9
3.1 Morfometri och ålder	9
3.2 Metaller i fiskmuskel	11
3.2.1 Kvicksilver i abborre	11
3.2.2 Prioriterade metaller i muskel	13
3.3 Metaller i fisklever	14
3.4 Organiska föreningar	21
3.4.1 Inledning	21
3.4.2 PCB	21
3.4.3 Dioxiner och dioxinlika PCB	22
3.4.4 PBDE och HBCD	24
3.4.5 PFAS och PFOS i muskel	26
3.4.6 PFAS och PFOS i fisklever.....	27
4 Förslag till ändringar i framtida undersökningar.....	29
5 Kostråd och gränsvärden.....	30
6 Referenser.....	31



Sammanfattning

Målet är att årliga undersökningar skall genomföras på abborre från Åsunda, norra Vänern, och från Torsö, sydöstra Vänern. I undersökningen ingår analyser avseende metaller och organiska miljögifter såsom dioxiner, PCB (polyklorerade bifenyler), PBDE (polybromerade difenyletrar) och PFAS (perfluorerade ämnen).

I årets rapportering ingår även resultat av metaller från sju recipientkontrollstationer i norra Vänern (Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Kolstrandsviken).

Kvicksilverhalten i 1-hg abborre från Torsö 2017 är inom intervallet 100-150 ng/g vv, såsom de senaste åren, medan halten i 1-hg:s abborre från Åsunda, tenderar att vara på en något högre haltnivå (150–250 ng/g vv).

Kvicksilverhalten i fisk från de alla undersökta stationerna i Vänern 2017 överskred det lågt satta gränsvärden för skydd av djur, vilket är ett generellt fenomen för ytvatten i Sverige.

De registrerade kvicksilverhalten år 2017 underskred däremot gränsvärden för abborre beträffande konsumtion. Kvicksilverhalten kan dock vara högre i större fiskar.

Dioxiner och dioxinlika PCB i muskel från abborre har analyserats sedan år 2004, undantaget Åsunda 2014/2015. Halterna av dioxiner och dioxinlika PCB i muskel från abborre år 2017 var under gällande gränsvärden för livsmedel samt gällande miljö kvalitetsnorm enligt HVMFS 2013:19.

PCB₇ i abborremuskel från Åsunda och Torsö har analyserats sedan år 1996, undantaget Åsunda 2014/2015. PCB-halten i abborre var låg 2017. PCB-halten underskred gällande gränsvärde för livsmedel samt bedömningsgrunden för att uppnå god status.

Halten av PFAS i fiskmuskel vid Torsö och Åsunda 2017 var i nivå resultaten från de senaste årens undersökningar. Föreningen PFOS (perfluoroktan-sulfonat) som bidrog med största andelen underskred gränsvärdet för PFOS i biota. PFOS i lever underskred angivna värde framtaget för expertbedömning enligt Havs- och Vattenmyndighetens vägledning 2016.

Halten av PBDE i fiskmuskel från Torsö och Åsunda var den lägst noterade under hela undersökningsperioden 2011–2017. Halten överskred trots detta, det lågt fastställda gränsvärdet, vilket är ett generellt fenomen för svenska ytvatten. Halten av HBCD (hexabrom-cyclododekan) underskred däremot gränsvärdet med marginal.



Metallerna bly, nickel och kadmium i muskel från de sju recipientkontrollstationerna underskred analysernas rapporteringsgränser. Detta är i linje med tidigare undersökningar i Vänern, trots att dessa metaller mäts i fisklever kan dessa knappt registreras i fiskmuskel. Gällande gränsvärden för fiskkött avseende bly och kadmium underskreds med marginal.

Metaller har analyserats årligen på abborrelever från Torsö och Åsunda sedan 1996, och de övriga sju områdena undersöks vart tredje år sedan 2005.

Senaste års mätningar visar generellt på en något högre zink- och kopparhalt i fisklever från Åsunda jämfört med Torsö. Zink- och kopparhalterna 2017 var inom det intervall som registrerats tidigare i Vänern. Det kan inte registreras någon trend för zink i de sju områdena, då liknande mellanårsvariationer och haltnivåer inom samma intervall som vid Åsunda och Torsö mäts.

Såsom för Åsunda och Torsö förekommer mellanårsvariationer även för koppar i de sju områdena. Kopparhalten i Byviken tenderar att vara på en lägre nivå jämfört med övriga sex områden, medan Kolstrandsviken i den östra delen av norra Vänern, tenderar att vara på en högre nivå.

Kadmiumhalten i fisklever från Torsö har varit på en lägre nivå sedan 2009, så även 2017. Halten vid Åsunda är även på en lägre nivå jämfört med tidigare, men uppvisar större mellanårsvariationer. Kadmiumhalten i de övriga sju områdena varierar mellan stationerna. Byviken, Varnumsviken och Kolstrandsviken uppvisar generellt de lägsta haltnivåerna över tid. Mellanårsvariationer förekommer även här, där 2017 års värden var på en högre nivå för dessa tre områden. Kadmiumhalten i Åsfjorden och Kattfjorden tenderar att ha minskat, medan halten i Hammarösjön och Sätterholmsfjärden uppvisar de högsta haltnivåerna och den största variationen av de sju områdena. Medelhalterna 2017 i de två sistnämnda områdena är högre än vad som registrerats vid Åsunda under senare år.

Arsenikhalten i fisklever från Åsunda tenderar att vara på en högre nivå jämfört med fisk från Torsö. De övriga sju områdena uppvisar över tid varierande haltnivåer av arsenik. I fisk från Kolstrandsviken registrerades det lägsta medelvärdet 2017 jämfört med hela undersökningsperioden och övriga områden, medan det högsta medelvärdet registrerades i Sätterholmsfjärden. Anledningen till varierande resultat är oklar. Utöver belastningen kan omgivningsfaktorer såsom vattenkvaliteten (t.ex. pH, halten av organiskt material, näringsförhållanden och förekomsten av andra metaller) påverka vattenorganismers upptag av arsenik och metaller.

Halterna av bly, nickel och krom år 2017 var låga i fisklever från alla undersökningsområden i Vänern, då dessa i regel var under analysernas rapporteringsgränser, som tidigare år.



Abstract

- Metals and organic substances in perch from Lake Vänern 2017

The goal is annual surveys on perch from Åsunda, in the northern part of Lake Vänern, and from Torsö, southeast part of Lake Vänern. The studies include analysis of metals and organic substances such as dioxins, PCB (polychlorinated biphenyl), PBDE (polybrominated diphenyl ethers) and PFCS (perfluorinated substances). Metals in perch from seven areas for recipient monitoring in northern part of Lake Vänern (Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Varnumsviken, Sätterholmsfjärden, Hammarösjön and Kolstrandsviken) is carried out every third year.

Mercury content in fish from Åsunda tend to be at a slightly higher level compared to Torsö. The results from both areas 2017 were within the range previously measured. Mercury content in Byviken tend to be at a lower level compared to Åsunda, while Kolstrandsviken has a higher mercury content compared to Åsunda.

Mercury content in fish from Lake Vänern in 2017 exceeds the low limit values for the protection of the ecosystem, which is a general phenomenon for Sweden surface water. On the other hand, mercury content was lower than limit value for food consumption. However, the mercury content may be higher in larger fish.

Dioxins and dioxin-like PCBs in perch muscle have been analyzed since 2004, except Åsunda 2014/2015. The levels of dioxins and dioxin-like PCBs in perch in 2017 were below the limit values concerning food consumption as well as environmental quality standards.

PCB7 in perch muscle from Åsunda and Torsö has been analyzed since 1996, except Åsunda 2014/2015. PCB content in perch was low in 2017. The PCB content were below the limit value concerning food consumption and the criterion concerning good status for surface water.

The level of PFAS in fish muscle at Torsö and Åsunda in 2017 was according to results in recent years. PFOS (perfluorooctane sulfonate) in muscle and liver was below limit values.

PBDE content in fish muscle from Torsö and Åsunda was the lowest since 2011, when the analysis was included in the study. However, the level exceeded the low limit value, which is a general phenomenon for Swedish surface water. The level of HBCD (hexabromocyclododecane), on the other hand, was below the limit value by margin.

Lead, nickel and cadmium in muscle from the seven areas in the northern part of Lake Vänern was below the detection limits. This is according to other surveys in



Vänern. Although these metals are detected in fish liver, these can barely be recorded in fish muscle and are below limit values for fish meat by margin.

Metals have been analyzed annually on perch liver from Torsö and Åsunda since 1996, and the other seven areas every third year since 2005.

Last year's measurements generally show a slightly higher zinc and copper content in fish liver from Åsunda compared with Torsö. Zinc and copper levels in 2017 were within the range previously recorded in Vänern. Similar variations can be observed in the seven areas in northern part of Lake Vänern. As for Åsunda and Torsö, variations also occur for copper in the seven areas. The copper content in Byviken tends to be at a lower level compared to the other six areas, while Kolstrandsviken tends to be on a higher level.

The cadmium content in fish liver from Torsö has been on a lower level since 2009. Cadmium content at Åsunda, although higher than Torsö, is also at a lower level compared to previously measured. Cadmium content in the other seven areas varies. Byviken, Varnumsviken and Kolstrandsviken generally show the lowest levels, although variations also occur in these three areas. The content in Åsfjorden and Kattfjorden tends to have decreased. Cadmium in fishliver from Hammarösjön and Sätterholmsfjärden have the greatest variations, and in 2017 the content is higher than that recorded at Åsunda in recent years.

Arsenic content in Åsunda tends to be on a higher level compared to fish from Torsö. The other seven areas have varying levels of arsenic over time. The lowest content of arsenic was recorded in Kolstrandsviken 2017, while the highest was recorded in Sätterholmsfjärden. There is no clear explanation to the variations. In addition to emissions, environmental factors such as water quality (pH, content of organic matter, nutritional conditions and the presence of other metals) may affect the absorption of arsenic and metals by aquatic organisms.

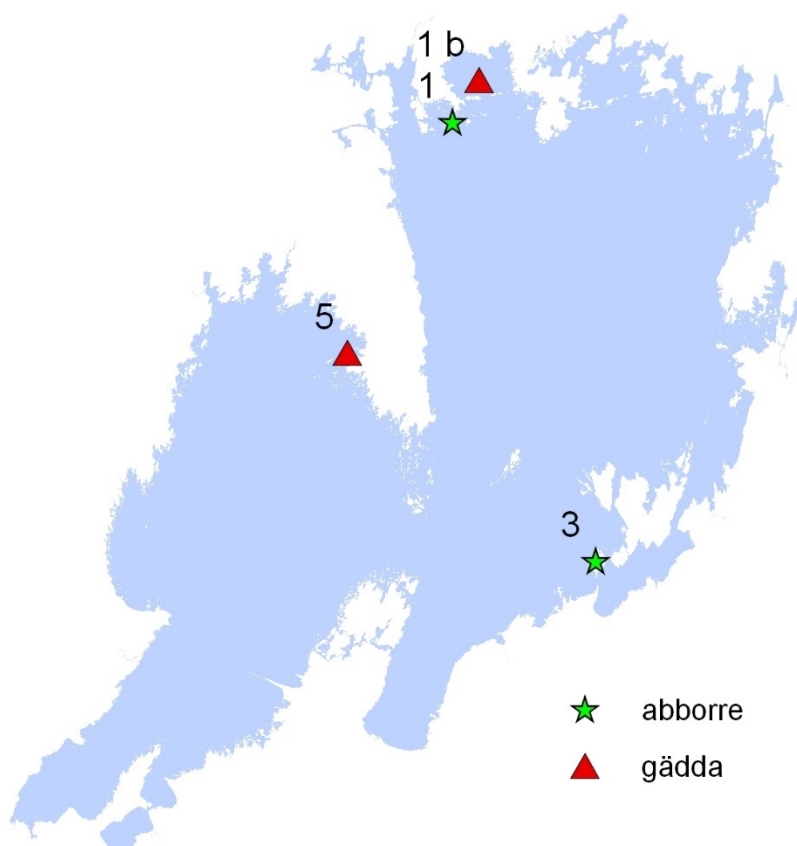
The levels of lead, nickel and chrome in 2017 were low in fish liver from all areas, usually below the analytical reporting limits, as in previous years.



1 Inledning

I föreliggande utredning redovisas resultat från 2017 års nationella övervakning och samordnade recipientkontroll avseende metaller och organiska föreningar i Vänernfisk.

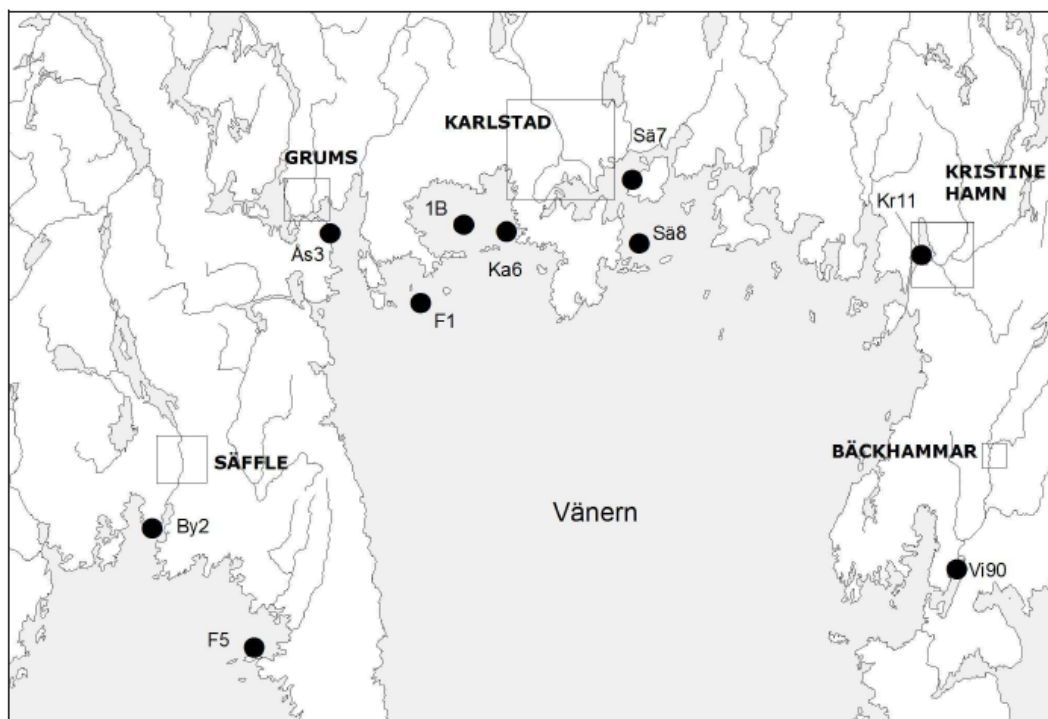
I 2017 års nationella övervakning ingick analys av abborre från område i sydöstra Vänern (Torsö, station 3 i Figur 1). Ämnen som analyserades var bl.a. PCB, dioxiner och kvicksilver i muskel samt metaller i lever, vilka har analyserats sedan 1996. Vidare studerades även haltnivån av PBDE och PFAS i muskel, vilka har analyserats sedan 2011/2012. I årets undersökning erhöles även resultat gällande PFAS i lever.



Figur 1. Lokaler för insamling av abborre från Vänern för nationell övervakning (station 3) och för den samordnade recipientkontrollen (station 1) år 2017.

I 2017 års samordnade recipientkontroll ingick abborre från område i norra Vänern (Åsunda, station 1 i Figur 1 och F1 i Figur 2) med samma analysupplägg som för Torsö. Abborre från Åsunda har ingått i övervakningsprogrammet sedan 1996 med samma upplägg som Torsö. Lokal fiskare saknas sedan 2014 varför enstaka undersökningsår/-parametrar utgått i brist på material.

Målet var att analysera 20 abborrhonor mellan 17 och 20 cm från vardera stationen. I 2017 års studie erhöles 16 abborrhonor från respektive undersökningsområde.



Figur 2. Lokaler för insamling av abborre från Vänern för den samordnade recipientkontrollen år 2017, undantaget F5 och 1B.

I årets rapportering ingår även resultat från sju stationer i norra Vänern för den samordnade recipientkontrollen (se Figur 2). Abborre har insamlats från Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) och Kolstrandsviken (Vi90).

Dessa områden undersöks vart tredje år sedan 2005 gällande metaller i lever och kvicksilver i muskel samt morfometriska parametrar (bl.a. längd, storlek och ålder). Målet är att erhålla 25 abborrhonor i samma storleksintervall som ovan, d.v.s. mellan 17 och 20 cm från respektive station. I andra hand kan mindre abborrar ingå i studien (storleken 15–17 cm). Av dessa analyseras 10 individer från respektive station gällande metaller.

I 2017 års studie uppnåddes inte målet 25 individer per station. I Tabell 2 framgår antalet undersökta fiskar per station. Däremot uppnåddes målet för metallanalyser (10 individer/station för metallanalyser), undantaget Varnumsviken och Byviken (se Tabell 2 för antal).

I avsnitt 3 redovisas resultaten från 2017 i sammanfattande tabeller och i figurer vid jämförelse med tidigare undersökningsår. Samtliga enskilda analysresultat kan erhållas från Nationell datavärd eller från Vänerkansliet (Åsunda/Torsö) och från StoraEnso Skoghalls Bruk (Margareta Sandström) och Länsstyrelsen i Värmland (Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Kolstrandsviken).

Föreliggande utredningen redovisas dels i Vänerns vattenvårdsförbunds regi och dels i norra Vänerns intressenters regi (samordnad recipientkontroll, SRK Norra Vänern).



2 Metodik

Abborre från undersökningsområdet Torsö insamlades av lokal fiskare i september/oktober 2017. Lokal fiskare saknas vid Åsunda sedan 2014. Fisket vid område Åsunda samordnades med de övriga sju undersökningsområdena inom norra Vänerens recipientkontroll 2017. Insamlingen av abborre i norra Väneren genomfördes i slutet av juli/början av augusti av Medins Havs och Vattenkonsulter.

Vid preparering av abborrarna registrerades längd, totalvikt, somatisk vikt (exklusive inälvor), levervikt och gonadvikt (romsäck). Abborrens gällock sparades för åldersbestämning.

En bit av abborrens ryggmuskel provtogs för analys av kvicksilver, totalt tio enskilda prover från respektive undersökningsområde, undantaget Varnumsviken och Byviken. Tio enskilda leverar från respektive område analyserades avseende metaller, undantaget Varnumsviken och Byviken p.g.a. för få fiskar (se vidare Tabell 2).

Ytterligare analyser genomfördes på fisk från stationerna Åsunda och Torsö. Ett samlingsprov av ryggmuskel provtogs från abborrarna för analys av PCB (polyklorerade bifenyler), dioxiner/furaner, dioxin-lika PCB, PBDE (polybromerade difenyletrar), HBCD (hexabromcyklododekan) och perfluorerade ämnen (PFAS). I årets undersökning från Åsunda och Torsö analyserades även PFAS på lever.

Alla lever- och muskelprov frystes efter provtagning och transporterades till laboratorier för analyser. För mer utförlig beskrivning om ansvariga laboratorier och analysmetodik, se Faktarutor.

Ansvariga för analyser och utvärdering

Allumite i Fors – åldersbestämning

ALS Scandinavia i Luleå – analys av metaller

Eurofins i Hamburg/Lidköping – analys av PCB₇, dioxiner, dioxin-lika PCB, PBDE, PFAS och fett

ÅF i Karlstad – preparering av abborre, resultatsammanställning och rapportering

Analys av metaller i muskel och lever

Analys av kvicksilver utfördes med ICP-SFMS (masspektrometri med induktivt kopplad plasma) på individuella muskelprover från abborre. Analys av arsenik, kadmium, krom, koppar, nickel, bly och zink utfördes med ICP-SFMS på individuella leverprover från abborre. Torrhaltsbestämning utfördes efter frystorkning av lever. Analyserna utfördes av ALS Scandinavia AB, Luleå.

Analys av stabila organiska ämnen i muskel och lever

Analys av stabila organiska ämnen utfördes på samlingsprov. PCB₇, PBDE och HBCD bestämdes (efter extraktion) med GC-ECD i muskelprov medan PFAS bestämdes (efter extraktion) med LC-MS-MS i lever- och muskelprov. Dioxinlika PCBer och dioxiner (PCCD/ PCDF) bestämdes med HR-GC/MS (högupplöst GC-MS) i muskelprov. Fetthaltsbestämning av lever- och muskelprov utfördes (efter extraktion) med gravimetri. Analyser genomfördes av Eurofins Environment AB, Lidköping och Hamburg, Tyskland.



3 Resultat 2017

3.1 Morfometri och ålder

I Tabell 1 och Tabell 2 redovisas resultat från 2017 års undersökning avseende morfometriska parametrar, d.v.s. fiskens storlek samt ålder, från alla de nio undersökta områdena i Väneren.

Tabell 1. Resultat på morfometriska parametrar på abborre från Åsunda och Torsö 2017. Medelvärde med 95% konfidensintervall (median för ålder#).

Parameter	Enhet	Abborre 2017	
		Åsunda	Torsö
Antal		16	16
Längd	Cm	20,3 ± 0,3	19,3 ± 0,6
Vikt	gram	89 ± 5	82 ± 8
Somatisk vikt	gram	83 ± 4	76 ± 7
Lever	gram	1,10 ± 0,13	0,98 ± 0,14
Gonad	gram	0,47 ± 0,04	1,29 ± 0,51
Ålder#	År	3+	4+
CF		1,07 ± 0,03	1,12 ± 0,05
LSI	%	1,32 ± 0,13	1,28 ± 0,15
GSI	%	0,56 ± 0,04	1,22 ± 0,52

Resultaten i Tabell 1 visar att abborren från **Åsunda** var något större i medelstorlek jämfört med abborre från **Torsö**, vilket beror på fångstresultatet. Abborrarna från Åsunda uppvisade en jämn storlek inom intervallet 19–21 cm, d.v.s. något större än målet. Abborre från Torsö var inom intervallet 17–20 cm, undantaget enstaka individer över 20 cm.

Detta förklarar varför medelvärdet för parametrarna vikt, somatisk vikt (utan inälvor) och levervikt var högre vid Åsunda jämfört med Torsö (Tabell 1).

De beräknade indexen konditionsfaktorn (CF) och LSI (leversomatiskt index), relateras däremot till fiskens vikt (se Faktaruta), varför samma skillnad mellan undersökningsområdena inte kan registreras för dessa parametrar. Konditionen var god hos fisken, då medelvärdet för konditionsfaktorn (CF) var kring 1 (Tabell 1).

Indexberäkning

Konditionsfaktorn (CF), totalvikt i relation till kroppslängd, beräknas enligt:

$$CF = 100 * (\text{totalvikt (g)} / (\text{totallängd (cm)})^3)$$

Leversomatiskt index (LSI) och **gonadsomatiskt index (GSI)**, organens vikt i relation till somatisk vikt, beräknas enligt:

$$LSI = 100 * (\text{levervikt (g)} / \text{somatisk vikt (g)})$$

$$GSI = 100 * (\text{gonadvikt (g)} / \text{somatisk vikt (g)})$$



Fiskstorleken från de **övriga sju områdena i norra Vänern** i uppvisade en relativt likartad bild (Tabell 2), vilket överensstämmer med att medianåldern var densamma för alla områden i norra Vänern. Den största vikten registrerades vid Byviken och denna station uppvisade även den högsta konditionsfaktorn (CF), medan den lägsta vikten registrerades på fisk från Hammarösjön. Alla stationer uppvisade ett CF-värde som indikerade på god kondition.

Byvikens högre medelvikt kan troligen kopplas till att underlaget dels var något mindre i kombination med att ett par individer var något större (> 20 cm). Dessa individer bidrog även till att medelvärde för levervikten var större jämfört med övriga sex undersökningsområden (Tabell 2). Hammarösjöns lägre medelvikt kan förklaras av samma skäl, d.v.s. underlaget bestod här av individer med mindre storlek (se Tabell 2).

Det kan registreras ett högre medelvärde för gonadvikt och GSI vid Torsö jämfört med Åsunda (Tabell 1). Denna jämförelse är dock inte relevant, då fiskinsamlingen skedde under två olika tidsperioder. Fisken från Torsö insamlades under hösten, då gonaderna hunnit mogna inför vårens lek, medan fisk från Åsunda insamlades under sommaren. De individer som registrerades som mogna för vårens lek vid Torsö, GSI-värde > 1, var alla 4-åriga individer.

Även fisken från de övriga sju områdena i norra Vänern insamlades under sommarperioden och värdet för gonadvikt och GSI utvärderas inte ytterligare (Tabell 2).

Tabell 2. Sammanfattning av resultaten på de biologiska mätvariablerna på fisk från norra Vänern 2017. Medelvärden med 95 %-ig konfidensintervall, förutom ålder (medianvärde[#]).

Enhet	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90
Total antal	8	15	22	14	20	5	20
Antal:17-20cm	8	8	20	8	15	4	15
Antal:15-17 cm	-	3	2	6	5	1	5
Längd cm	18,9 ± 1,7	17,9 ± 0,8	18,6 ± 0,5	17,3 ± 0,8	18,6 ± 0,8	18,6 ± 1,7	18,2 ± 0,7
Vikt g	81 ± 26	62 ± 8	66 ± 5	56 ± 8	70 ± 9	70 ± 18	64 ± 8
Somv. g	75 ± 25	58 ± 8	62 ± 5	53 ± 7	65 ± 8	66 ± 18	60 ± 8
CF	1,18 ± 0,12	1,04 ± 0,03	1,03 ± 0,02	1,06 ± 0,02	1,06 ± 0,03	1,05 ± 0,05	1,02 ± 0,03
Lever g	1,05 ± 0,58	0,58 ± 0,15	0,64 ± 0,09	0,55 ± 0,08	0,87 ± 0,19	0,75 ± 0,21	0,77 ± 0,17
LSI %	1,39 ± 0,32	1,12 ± 0,10	1,03 ± 0,12	1,05 ± 0,09	1,28 ± 0,16	1,16 ± 0,21	1,23 ± 0,19
Gonad g	0,37 ± 0,13	0,36 ± 0,04	0,36 ± 0,05	0,34 ± 0,06	0,40 ± 0,07	0,44 ± 0,16	0,47 ± 0,08
GSI %	0,50 ± 0,12	0,63 ± 0,06	0,55 ± 0,07	0,64 ± 0,05	0,60 ± 0,06	0,68 ± 0,17	0,77 ± 0,11
Ålder[#] år	3+	3+	3+	3+	3+	3+	3+

Somv. = somatisk vikt (totalvikt utan inälvor)

CF = konditionsfaktor

LSI = leversomatiskt index

GSI = gonadsomatiskt index



3.2 Metaller i fiskmuskel

3.2.1 Kvicksilver i abborre

Kvicksilverhalt i abborre från **Torsö** och **Åsunda** framgår av Tabell 3, dels som medelvärde baserad på registrerade analysvärden och dels som beräknad kvicksilverhalt för normerad 1 hg:s abborre. Jämförelse med tidigare undersökningsår redovisas i Figur 3.

Tabell 3. Medelvärde för registrerad kvicksilverhalt i fiskmuskel från Åsunda och Torsö 2017, inklusive spridningsmått 95% konfidensintervall. Medelvärde för beräknad kvicksilverhalt för normerad 1 hg:s abborre.

Parameter	Enhet	Abborre 2017	
		Åsunda	Torsö
MUSKEL			
Antal		10	10
Kvicksilver	ng/g vv	154 ± 25	95 ± 12
Hg 1-hg	ng/g vv	178	128

Hg 1-hg = beräknad kvicksilverhalt per 1 hektos abborre

Kvicksilverhalt i abborre från **norra Vänerns recipientkontrollstationer 2017** framgår av Tabell 4, även här dels som medelvärde baserad på registrerade analysvärden och dels som beräknade kvicksilverhalt för normerad 1 hg:s abborre. Jämförelse med tidigare undersökningsår redovisas i Figur 4.

Tabell 4. Metaller i fiskmuskel från norra Vänerns recipientkontrollstationer 2017. Medelvärde för kvicksilver och median för övriga metaller. Spridningsmättet för kvicksilver är 95% konfidensintervall. Medelvärde för beräknad kvicksilverhalt för normerad 1 hg:s abborre.

	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90
MUSKEL							
Kadmium µg/g ts	<0,002	<0,003	<0,003	<0,002*	<0,003	<0,004	<0,003
Bly µg/g ts	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,03	<0,02
Nickel µg/g ts	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,03	<0,02
MUSKEL							
Hg ng/g vv	107 ± 15	122 ± 28	165 ± 24	187 ± 30	151 ± 22	141 ± 47	282 ± 39
Hg 1-hg ng/g vv	136	173	221	298	183	212	364

Hg = kvicksilver; Hg 1-hg = beräknad kvicksilverhalt per 1 hektos abborre; * 1 registrerbar halt

De registrerade kvicksilverhalterna i fisk från alla de undersökta stationerna Väner 2017 underskrider gränsvärdet för kvicksilver i livsmedel gällande abborre (0,5 mg/kg vv enligt EG 1881/2006). Högre kvicksilverhalter kan dock förekomma i större och äldre abborrar.

Kvicksilverhalten i abborrar från Väner 2017 överskrider gränsvärdet för biota (0,020 mg/kg vv) (HMFVS 2015:4), som är framtaget för att skydda fåglar och däggdjur som

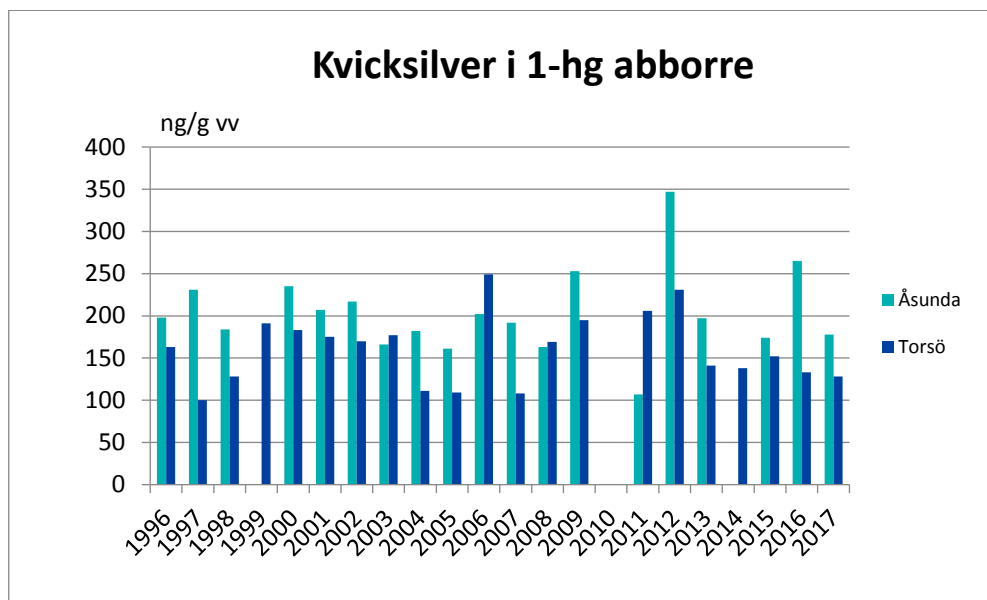


lever på fisk och andra vattenlevande organismer. Att kvicksilverhalten överskrider det lågt fastställda satta gränsvärdet är inget unikt för Vänernförhållanden. I stort sett alla Sveriges ytvatten överskrider miljö kvalitetsnormen. Detta beror på främst atmosfärisk deposition huvudsakligen från europeiska källor (VISS).

De registrerade kvicksilverhalterna i abborre har normerats som kvicksilverhalt i 1 hg:s abborre. Denna normering görs eftersom kvicksilver ökar med storlek/ålder, varför normering ger en mer rättvis bild vid jämförelse av tid och plats. I Figur 3 och Figur 4 framgår de normerade kvicksilverhalterna tillsammans med tidigare undersökningar i Vänern.

Kvicksilverhalten i 1-hg abborre från **Torsö** är fortsatt på en något lägre nivå jämfört med kvicksilverhalten i fisk från **Åsunda** (Figur 4). Kvicksilverhalten i Torsö har under senare år, inklusive 2017, varit relativt stabilt, i intervallet 100–150 ng/g vvt.

Kvicksilverhalten i fisk från Åsunda kan för vissa år visa på stora mellanårsvariationer (Figur 3). I regel har dock medelhalten av kvicksilver varit på nivån 150–250 ng/g vvt, och så även för år 2017.

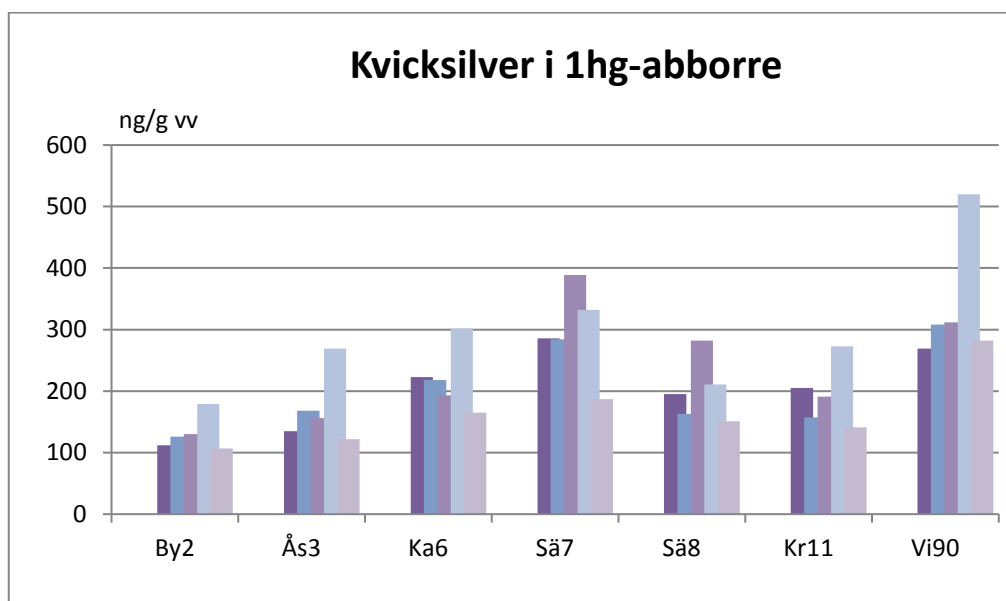


Figur 3. Medelhalter av kvicksilver i 1-hg:s abborre från Åsunda och Torsö 1996–2017.



Kvicksilverhalten i fisk från de **sju recipientkontrollstationerna i norra Vänern** (Figur 4), uppvisar skillnader mellan områdena. Haltnivån i Byviken (By2) tenderar att vara på en lägre nivå, lägre än Åsunda (Figur 3). Även Åsfjorden (Ås3) tenderar att vara på en något lägre nivå jämfört med Åsunda, undantaget år 2014. Kattfjorden (Ka6), Sätterholmsfjärden (Sä8) och Varnumsviken (Kr11) har en liknande haltnivå som Åsunda i norra Vänern (se Figur 2).

De högsta normerade kvicksilverhalten har registrerats i Hammarösjön (Sä7) och Kolstrandsviken (Vi90). Dessa har över tid varit på en generellt högre nivå kring 300 ng/g vv och högre, d.v.s. högre än vad som registrerats vid Åsunda. Undantaget är senaste analyserna för Hammarösjön, där en lägre medelhalt registrerades 2017 och var på samma nivå som Åsunda.



Figur 4. Medelhalter av kvicksilver i 1-hg:s abborre från Norra Vänern 2005–2017.

3.2.2 Prioriterade metaller i muskel

Enligt EU:s ramdirektiv för vatten (2000/060/EG) har nickel, bly och kadmium utsetts till prioriterade ämnen. Dessa metaller har analyserats på fiskmuskel från de **sju recipientkontrollstationerna inom norra Vänerns recipientkontroll** 2017. Fisk från Åsunda och Torsö analyseras varannat år, senast 2016.

Det finns inga gränsvärden framtagna för dessa metaller i biota enligt Hav- och Vattenmyndighetens förordning för bedömning av ytvatten (HMFVS 2013:19). Det finns gränsvärden för bly och kadmium i livsmedel, muskelkött från fisk enligt EG1881/2006 (0,05 µg/g vv för bly och 0,3 µg/g vv för kadmium).

Resultaten från 2017 visar att haltnivåerna är mycket låga i muskel (Tabell 4), då dessa underskrider analysernas rapporteringsgränser, med ett undantag för kadmium. Ovannämnda gränsvärden underskrids med bred marginal, inklusive det enskilt registrerade mätvärdet (0,019 µg/g vv).

Resultaten är i linje med tidigare undersökningar på abborremuskel från Vänern åren 2004/2005 (Grotell, 2006), år 2012 (Sjölin, 2013), år 2014 (Sjölin, 2015), och år 2016 (Grotell, 2017). Det finns således inga indikationer på att dessa metaller ansamlas i fiskmuskel även om dessa kan registreras i fisklever.



3.3 Metaller i fisklever

Medelhalter av metaller i abborrelever från Åsunda och Torsö framgår av Tabell 5. Medelhalter av metaller i abborrelever från sju undersökningslokaler i norra Vänern framgår av Tabell 6. Jämförelse med tidigare undersökningsår redovisas i efterföljande figurer, först Åsunda och Torsö följt av norra Väterns undersökningsområden.

Tabell 5. Resultat från analyser på fisklever från abborre år 2017. Medelvärde med 95%-konfidensintervall (förutom median för bly, krom och nickel markerat med #).

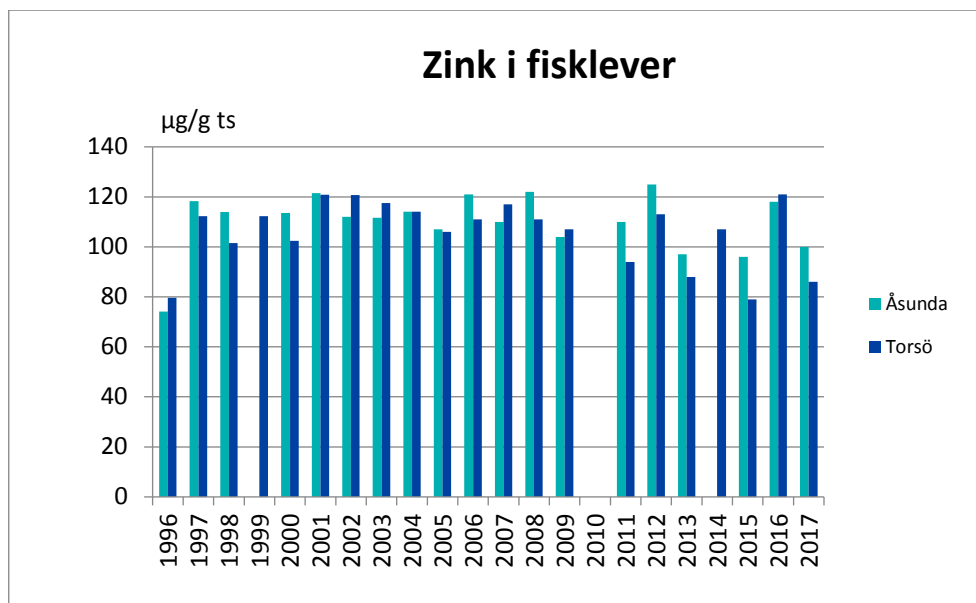
Parameter	Enhet	Abborre 2017	
		Åsunda	Torsö
Antal		10	10
LEVER			
Zink	µg/g ts	100 ± 5	86 ± 6
Koppar	µg/g ts	7,7 ± 0,8	6,2 ± 0,5
Kadmium	µg/g ts	0,79 ± 0,12	0,47 ± 0,14
Bly#	µg/g ts	<0,1	<0,09
Krom#	µg/g ts	<0,07	<0,07
Nickel#	µg/g ts	<0,1	<0,09
Arsenik	µg/g ts	1,4 ± 0,4	0,9 ± 0,2
Torrsvikt (ts)	%	25 ± 0,8	25 ± 1,0

Tabell 6. Sammanfattning av resultaten på metaller i abborrelever från norra Vänern 2017. Medelvärden med 95 %-ig konfidensintervall. <-värden representerar medianvärde.

	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90	
LEVER								
Zink	µg/g ts	94 ± 10	98 ± 5	105 ± 3	121 ± 10	118 ± 5	107 ± 10	100 ± 10
Koppar	µg/g ts	7,3 ± 1,0	8,6 ± 1,1	8,4 ± 0,8	8,9 ± 1,3	8,0 ± 1,0	9,2 ± 3,4	14 ± 2,9
Kadmium	µg/g ts	1,01 ± 0,32	1,20 ± 0,48	0,75 ± 0,13	1,94 ± 1,21	1,50 ± 0,45	0,99 ± 0,62	0,81 ± 0,19
Bly	µg/g ts	<0,08	<0,1	<0,1	0,02	0,01	<0,07	<0,08
Krom	µg/g ts	<0,06	<0,07	<0,08	0,03	0,03	<0,1	<0,06
Nickel	µg/g ts	<0,09	<0,1	<0,1	0,12	0,06	<0,1	<0,08
Arsenik	µg/g ts	1,2 ± 0,2	1,4 ± 0,4	1,2 ± 0,2	0,8 ± 0,2	2,0 ± 0,4	1,1 ± 0,2	0,2 ± 0,0
Torrsvikt	%	29 ± 1,7	27 ± 0,8	26 ± 1,5	26 ± 0,9	24 ± 1,3	25 ± 0,8	25 ± 1,5

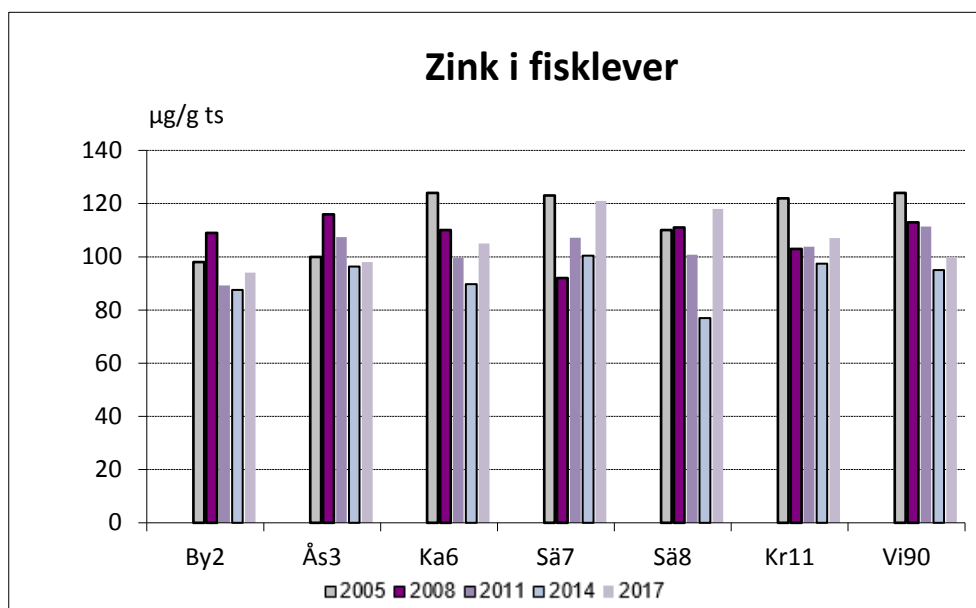


Zinkhalten i fisklever från Åsunda var högre 2017 jämfört med Torsö (Tabell 5). Senaste års mätningar visar generellt på något högre zinkhalt i Åsunda jämfört med Torsö. Båda stationerna uppvisar på mellanårsvariationer (Figur 5), vilket förklaras av att zink även är en essentiell metall för en organism, d.v.s. de ingår i flera livsuppehållande system, varför fisken har relativt god förmåga att reglera.



Figur 5. Medelhalter av zink i abborrlever från Åsunda och Torsö 1996–2017.

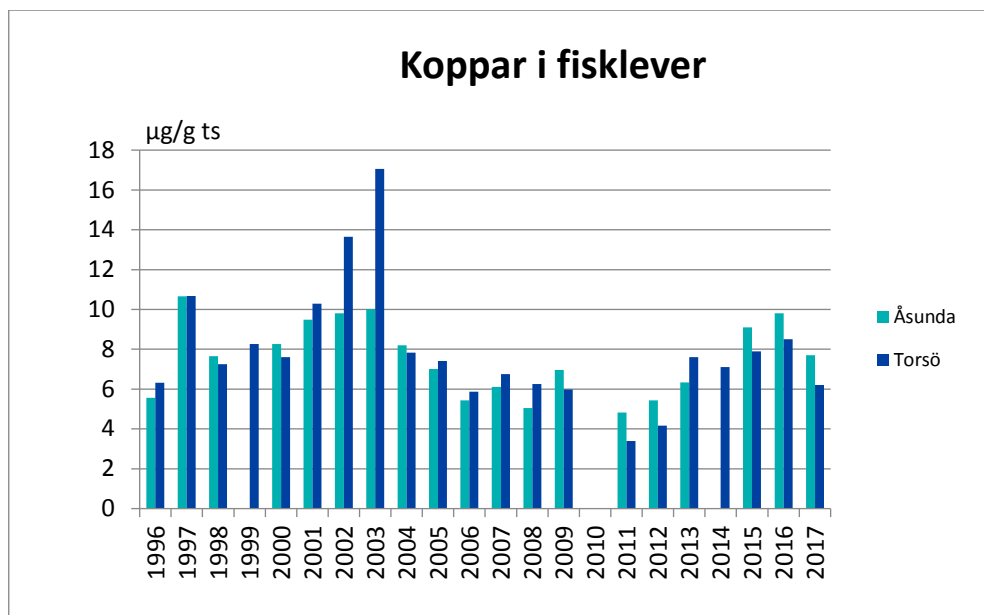
Zinkhalten i stationerna Sä7 och Sä8 (Hammarösjön och Sätterholmsfjärden) var på en högre nivå jämfört med övriga stationer i norra Vänern 2017 (Tabell 6). Det kan däremot inte registreras någon tydlig trend över tid (Figur 6). Liknande mellanårsvariationer och inom samma haltintervall råder som vid Åsunda och Torsö (Figur 5).



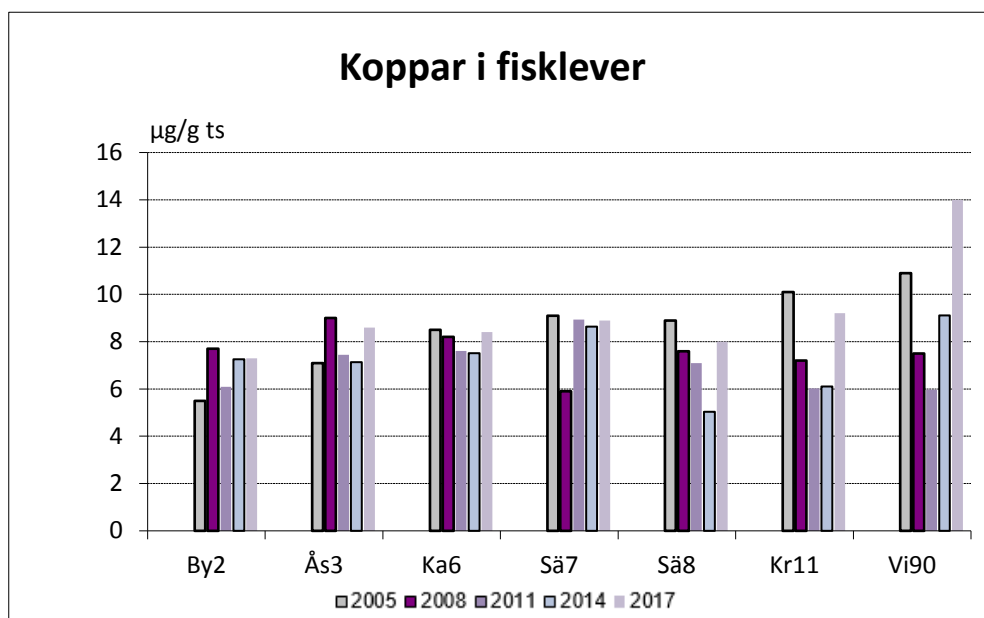
Figur 6. Medelhalter av zink i abborrlever från Norra Vänern 2005–2017.



Kopparhalten är även högre i abborrelever från Åsunda jämfört med Torsö 2017 (Tabell 5). Såsom för zink visar senaste års mätningar generellt på en något högre kopparhalt i Åsunda jämfört med Torsö (Figur 7). En viss variation förekommer, dels då även koppar är en essentiell metall, dock mer som cykler (se Figur 7).



Figur 7. Medelhalter av koppar i abborrelever från Åsunda och Torsö 1996–2017.



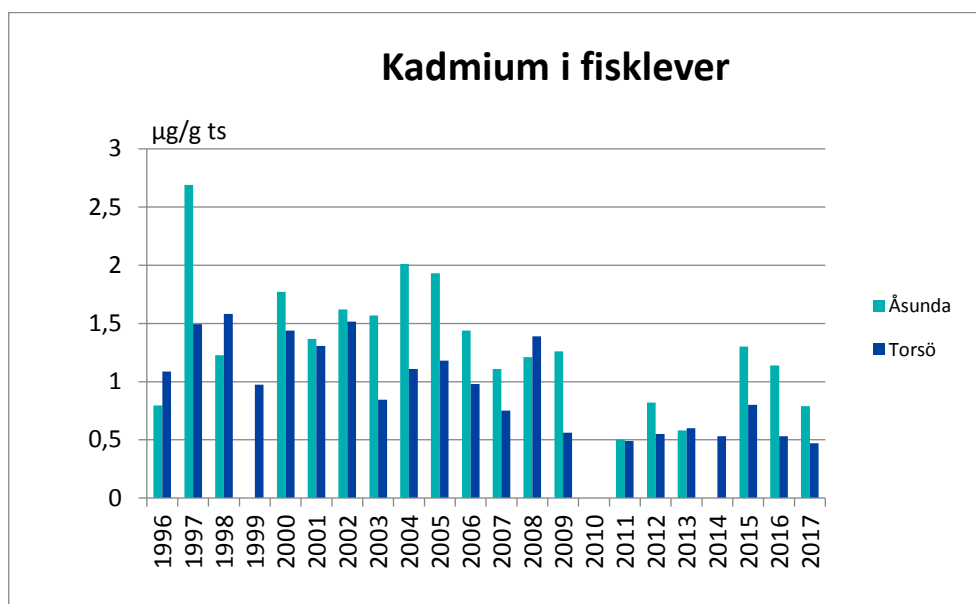
Figur 8. Medelhalter av koppar i abborrelever från Norra Vänern 2005–2017.

Såsom för Åsunda och Torsö förekommer mellanårsvariationer för koppar även i de övriga lokalerna i norra Vänern (Figur 8). Provtagningarna sker här med glesare intervall, varför en likadan bild av variationen som för Åsunda och Torsö inte kan ses. Från resultaten kan skönjas en bild där kopparhalten i Byviken (By2) tenderar att vara på en lägre nivå jämfört med övriga och här noterades det lägsta medelvärdet av de



sju områdena. De två stationerna i den östra delen i norra Vänern (Kr11 och Vi90, se Figur 2), tenderar å andra sidan att övertid uppvisa de högsta kopparhalterna och den största mellanårsvariationen. Alla stationer uppvisar kopparhalter 2017 inom samma intervall som för Åsunda och Torsö, där Kolstrandsviken (Vi90) tangerar toppnivån som registrerades i början av 2000-talet vid Torsö (Figur 7).

Kadmiumhalten var tydligt högre i Åsunda jämfört med Torsö 2017 (Tabell 5 och Figur 9). Kadmiumhalten i fisklever från Torsö har varit på en lägre nivå sedan 2009, så är även fallet för år 2017. Halten vid Åsunda har däremot varierat mer under senare år, även om haltnivån i detta område är lägre jämfört med tidigare.



Figur 9. Medelhalter av kadmium i abborrlever från Åsunda och Torsö 1996–2017.

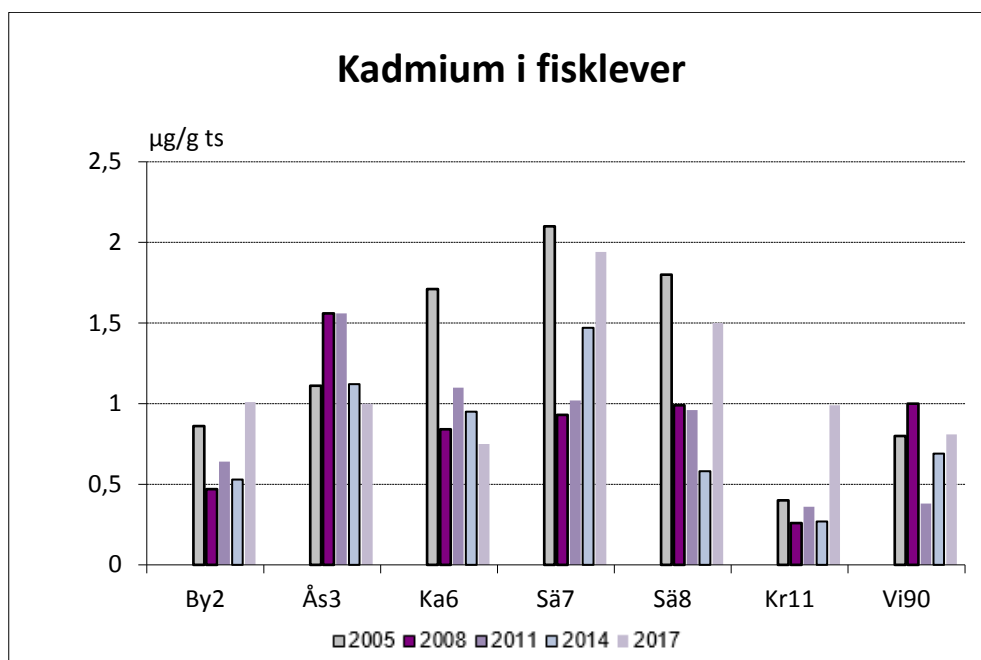


Kadmiumhalten i norra Vätern varierar mellan stationerna (Tabell 6; Figur 10). Byviken (By2) i väster och de två stationerna i östra delen av undersökningsområdet (Kr11 och Vi90), uppvisar generellt de lägsta haltnivåerna över tid. Mellanårsvariationer förekommer även här, där 2017 års värden var på en högre nivå för dessa områden, speciellt i Varnumsviken (Kr11). I Varnumsviken har tidigare lägre kadmiumhalter registrerats, lägre än Torsö och Åsunda. Det bör noteras att underlaget var mindre från station Kr11 (5 individer av önskade 10) samt 1 individ bidrog med ett högre värde som höjde medelvärdet för stationen.

Kadmiumhalten i fisklever från Åsfjorden och Kattfjorden (Ås3 och Ka6) tenderar att ha minskat och följt samma utveckling som Åsunda, som är belägen i norra delen av Vätern, och relativt sett i närheten av dessa områden (se Figur 2).

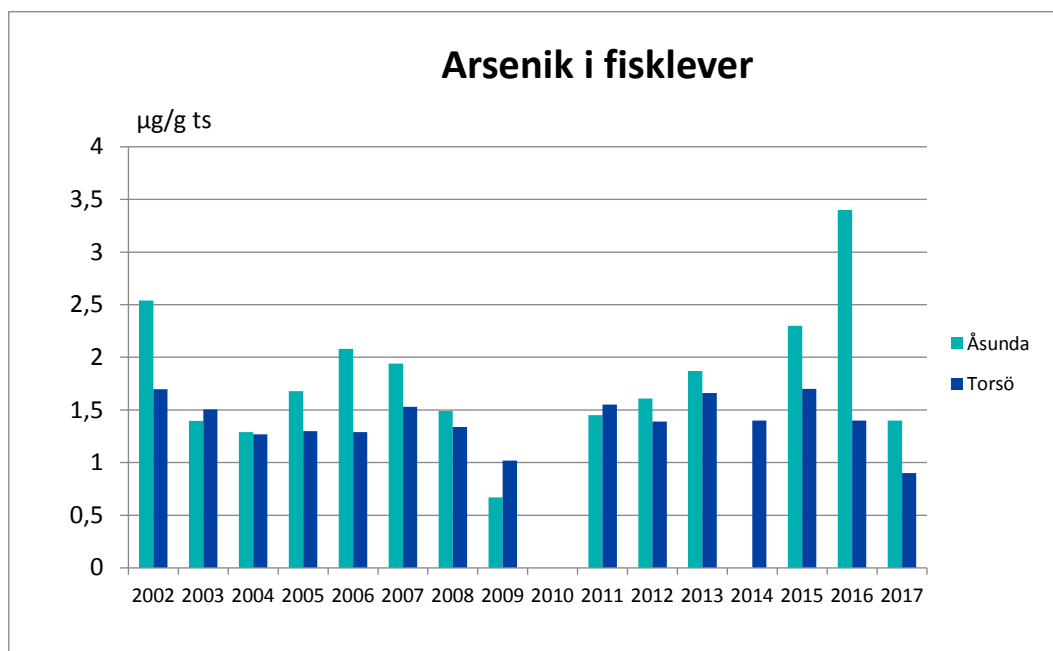
Hammarösjön och Sätterholmsfjärden (Sä7 och Sä8) uppvisar de högsta haltnivåerna och den största variationen av de sju undersökta stationerna. Dessa områden är belägna inom samma delområde (se Figur 2). Medelhalterna 2017 är högre än vad som registrerats vid Åsunda under senare år.

Uptaget av kadmium, och därmed halten i lever styrs av flera faktorer. Utöver själva belastningen från punktkällor och markavrinning däribland transporten från vattendrag, beror haltnivån i fisk även på bl.a. sjöns näringsstatus och förekomst av joner/föreningar i vattenområdet som påverkar organismens kadmiumupptag.

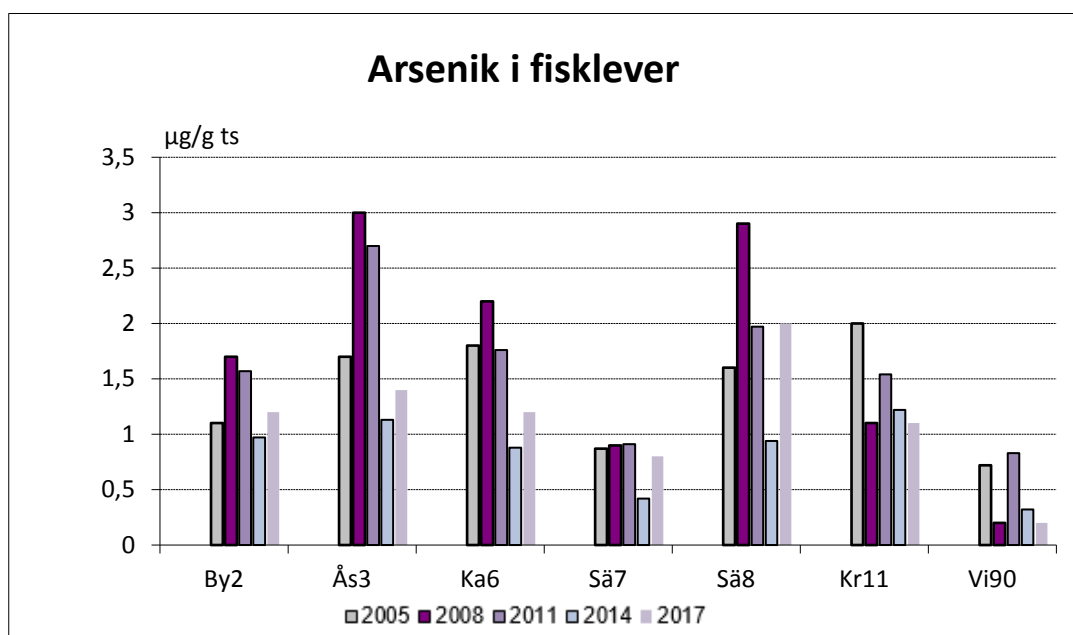


Figur 10. Medelhalter av kadmium i abborrlever från Norra Vätern 2005–2017.

Såsom för ovannämnda metaller tenderar **arsenik**halten i fisklever från Åsunda att vara på en högre nivå samt visar på större mellanårsvariation jämfört med registrerade halter i fisk från Torsö (Figur 11). Så är även fallet år 2017, d.v.s. en något högre arsenikhalt vid Åsunda jämfört med Torsö (Tabell 5). Den högre halten 2016 vid Åsunda spekulerades i om den berodde på den lägre fiskstorleken 2016. Metaller kan ibland uppvisa en negativ korrelation till fiskens vikt, exempelvis koppar i Vänerfisk 1996/1997 (Lindeström & Grotell, 1997).



Figur 11. Medelhalter av arsenik i abborrlever från Åsunda och Torsö 2002–2017.



Figur 12. Medelhalter av arsenik i abborrlever från Norra Vänern 2005–2017.

De sju recipientkontrollstationerna uppvisar varierande nivåer av arsenikhalter (Figur 12). Likartade haltnivåer som i Åsunda har även registrerats i andra områden i norra Vänern, såsom Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6) och Sätterholmsfjärden (Sä8). Lokalen Hammarösjön (Sä7) som är belägen i närheten av Sätterholmsfjärden uppvisar å andra sidan bland de lägsta haltnivåerna.

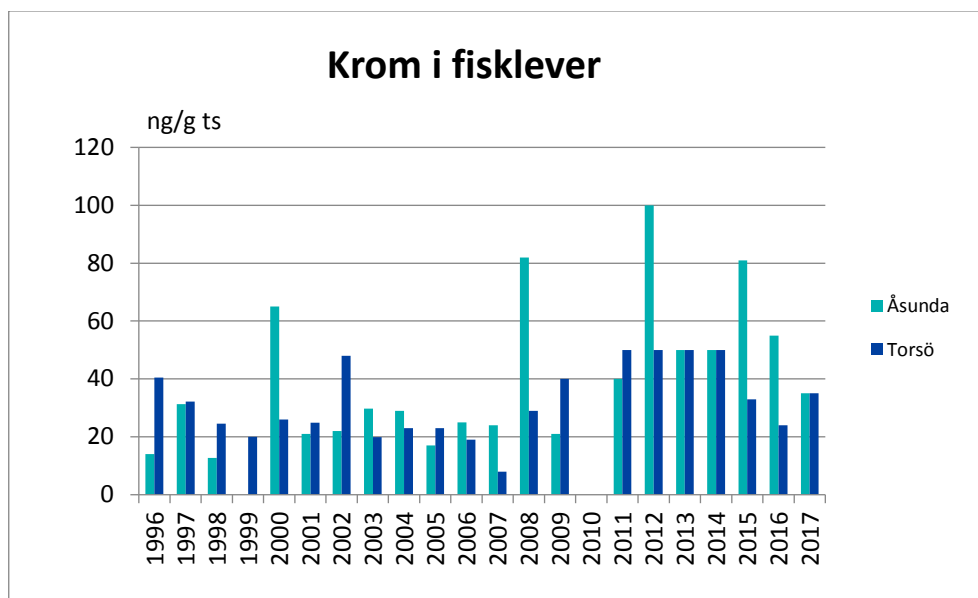
Kolstrandsviken (Vi90) uppvisar även lägre medelhalter, där det lägsta medelvärdet noterades 2017 jämfört med hela undersökningsperioden. År 2017 registrerades det högsta medelvärdet av arsenik i fisk från Sätterholmsfjärden.



Anledningen till dessa varierande resultat är oklar. Utöver belastningen av arsenik kan omgivningsfaktorer såsom vattenkvaliteten (t.ex. pH, halten av organiskt material, näringsförhållanden och förekomsten av andra metaller) påverka vattenorganismers upptag av arsenik och metaller.

Kromhalter i fisklever från Vänerns alla undersökningsstationer 2017 var i regel under analysernas rapporteringsgränser (Tabell 5 och 6). Rapporteringsgränserna varierar beroende på bl.a. små leverar. Enstaka kromhalter har registrerats, och även dessa är låga.

Under 1996–2007 användes en annan metodik för analys av krom, som medförde mycket låga detektionsgränser, vilket förklarar att medelhalterna är lägre under denna period, jämfört med perioden 2008–2017. Det förekommer alltså ingen ökning av halterna i lever, vilket resultaten i Figur 13 antyder, utan här har skett ett metodikbyte av analysen med högre rapporteringsgränser.



Figur 13. Medelhalter av krom i abborrlever från Åsunda och Torsö 1996–2017. Mätvärden under analysens rapporteringsgräns har delats med 2.

Bilden är densamma för **nickel** och **bly**, ett metodikbyte av analysen har medfört högre rapporteringsgränser fr.o.m. år 2008. Därför redovisas inte några diagram för dessa metaller, då det enbart visar halva rapporteringsgränsen för analyserna än de relevanta mätvärdena.

Nickel- och blyhalterna har varit mycket låga i Vänern (Åsunda och Torsö) under hela undersökningsperioden 1996–2017. Nickel- och blyhalter i fisklever från Vänern var fortsatt under analysernas rapporteringsgränser år 2017 (Tabell 3), som tidigare undersökningsår (Grotell, 2010; Sjölin, 2015).

Bilden är likartad för de sju undersökningsområdena i norra Vänern. Halten av bly nickel och krom är låga (Tabell 4) och är på samma låga nivå som tidigare undersökningsår (Sjölin, 2015), d.v.s. halter i regel under eller kring analysernas rapporteringsgränser.



3.4 Organiska föreningar

3.4.1 Inledning

I Tabell 7 redovisas resultat från 2017 års undersökning avseende organiska ämnen i fiskmuskel från Åsunda och Torsö.

Tabell 7. Resultat på organiska ämnen i fiskmuskel (samlingsprov) från Åsunda och Torsö 2017.

Parameter	Enhet	Abborre 2017	
		Åsunda	Torsö
MUSKEL			
Fett	%	0,74	0,84
PCB ₇	ng/g vv	0,73	0,80
PCB ₇	µg/g fv	0,10	0,09
PCDD/PCDF	pg/g vv WHO-TEQ	0,070**	0,070**
PCDD/PCDF	ng/g fv WHO-TEQ	0,009**	0,008**
Plana PCB	pg/g vv WHO-TEQ	0,081**	0,069**
Plana PCB	ng/g fv WHO-TEQ	0,011*	0,008*
HBCD*	ng/g vv	0,0113	0,0047
HBCD*	µg/g fv	0,002	0,0006
PBDE ₆	ng/g vv	0,027	0,040
PBDE ₆	µg/g fv	0,004	0,005
PFOS	ng/g vv	2,26	2,38
PFOS	µg/g fv	0,31	0,28
PFAS ₁₀	ng/g vv	4,11	3,92
PFAS ₁₀	µg/g fv	0,56	0,47

*alfa (Åsunda)/alfa& gamma (Torsö) ** Värde baserat på rapporteringsgränsvärdet (upper bound/inkl LOQ)

3.4.2 PCB

PCB (polyklorerade bifenyler) har analyserats avseende sju enskilda PCB-föreningar, (CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 och CB180) och benämns PCB₇.

Mätvärdena för de s.k. enskilda kongenerna redovisas i analysprotokoll, vilka kan erhållas från Vänerkansliet.

Totalhalten av PCB₇ i fiskmuskel från Torsö och Åsunda 2017 var 0,86 respektive 0,83 ng/g vv (inkl LOQ, d.v.s. i de fall där enskilda kongener har underskridit rapporteringsgränsen, har halten baserat på rapporteringsgräns (Tabell 7).

Gränsvärde för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk för PCB₆, d.v.s. exklusive kongen CB118, är 125 ng/g vv (EU1259/2011). Totalhalten av PCB₆ i fiskmuskel från Torsö och Åsunda 2017 var 0,8 respektive 0,77 ng/g vv (inklusive LOQ). Halten av PCB₆ i Vänerabborre 2017 är låg och underskrider gränsvärdet med bred marginal.

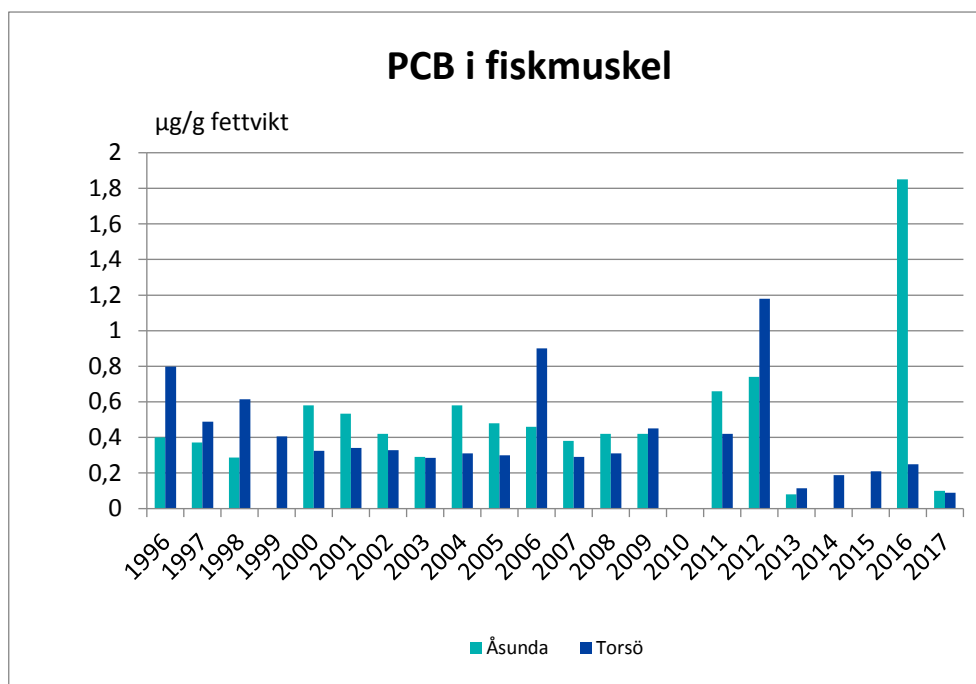
Ovannämnda gränsvärde för PCB₆ (125 ng/g vv) är även satt som bedömningsgrund för att uppnå god status för PCB₆ i biota (även benämnd icke-dioxinlika PCB) (HVMFS



2013:19). Enligt Havs- och Vattenmyndighetens vägledning bör registrerad halt lipidnormaliseras till 5 %-fetthalt (HaV 2016:26). Detta då koncentrationerna i hel fisk (inkluderande skinn och fettrika organ såsom lever) för fettlösliga ämnen är troligen något högre än i muskel, och riskerna via näringskedjan kan då underskattas om bara muskel analyseras. Vid lipidnormalisering till 5 % erhålls i detta fall högre värden då fetthalten i abborre är låg (0,8 respektive 0,7 % fetthalt). De beräknade lipid-normaliserade värdena (5 %) är 4,3 respektive 5,2 ng/g vv för Torsö och Åsunda 2017 och underskrider ändå med bred marginal bedömningsgrunden enligt HVMFS 2013: 19.

I tidigare undersökningar inom Vänerens vattenvårdsförbund har jämförelse mellan olika undersökningsår och -plats, för PCB (och andra fettlösliga ämnen såsom dioxiner, PBDE och PFAS) relaterats till muskelns fetthalt. Detta då fettlösliga ämnen ackumuleras i organismers fettvävnad och halterna varierar därmed med fetthalten. Dessa värden är inte likvärdiga med lipidnormalisering till 5 % fetthalt. PCB-halten relaterat till fetthalt redovisas i Figur 14 (som µg/g fettvikt), tillsammans med tidigare resultat från Vänerabborre.

Enstaka toppar av högre halter av PCB₇ har ibland registrerats under undersökningsperioden 1996–2016. Sedan 2013 registreras vid Torsö en lägre haltnivå av PCB₇, så även 2017. Bilden av PCB-halten vid Åsunda är inte lika tydlig, då fisk saknats vissa år samt en topp registrerades år 2016. I 2017 års undersökning registrerades en låg PCB-halt vid Åsunda.



Figur 14. PCB₇ i abborrmuskel från Väneren för perioden 1996–2017. Resultaten från 1996–2003 är medelvärde, medan fr.o.m. 2004 är resultat baserat på ett samlingsprov per område. Halter av enskilda kongener som underskridit rapporteringsgränsen, har dividerats med två, för beräkning av PCB₇.

3.4.3 Dioxiner och dioxinlika PCB

Till ämnesgruppen "dioxiner" räknas normalt de polyklorerade dibenzo-pdioxinerna (PCDD) och -furanerna (PCDF). Sjuttion olika föreningar (kongener) av dioxiner (PCCD/PCDF) har analyserats år 2017 som under tidigare år.



Även andra ämnen än PCDD och PCDF uppvisar genom sitt snarlika utseende egenskaper som liknar dioxiners. Tolv enskilda kongener av PCB (polyklorerade bifenyler) har analyserats och kallas härefter dioxinlika PCB. Dessa skall dock inte likställas med ovannämnda PCB₆/PCB₇.

Varje kongen av dioxin, furan eller dioxinlika PCB uppvisar olika grad av toxicitet. Varje kongens relativa toxicitet kan uttryckas med en toxisk ekvivalentfaktor (TEF). TEF baseras på det mest toxiska dioxinet 2,3,7,8-TCDD (tetraklordibenso-p-dioxin), där TCDD innehar TEF-värdet 1. TEF-värdena utgår från en beräkningsmodell av Världshälsoorganisationen (WHO). Respektive kongens TEF-värde används för att beräkna den totala koncentrationen av TCDD-ekvivalenter i fisken, d.v.s. halten av dioxiner/furaner och dioxin-lika föreningar.

Halten av summan av dioxiner och furaner (PCDD/PCDF) samt dioxin-lika PCB redovisas i Tabell 7 baserat på våtvikt (vv) enligt ovannämnda beräkningar (WHO-TEQ). Mätvärdena för de enskilda kongenerna redovisas i analysprotokoll, vilka kan erhållas från Vänerkansliet.

Halten av dioxiner/furaner och dioxinlika kan uttryckas, som lower bound eller upper bound. För lower bound används endast kvantifierbara halter av kongenerna. För upper bound adderas till totalhalten, även värden för de kongener som är under respektive rapporteringsgräns, benämns även här inklusive LOQ.

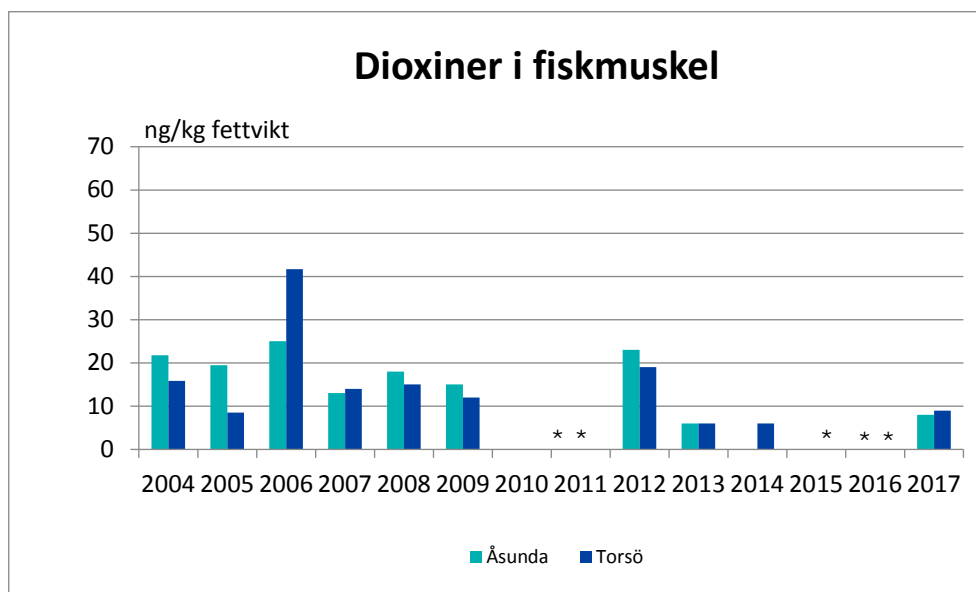
Gränsvärdet för livsmedel gällande den totala halten av dioxiner/furaner och dioxinlika PCB är 6,5 pg/g vv samt 3,5 pg/g vv för enbart dioxiner/furaner (EU1259/2011). Samma gränsvärde för totalhalten av dioxiner/furaner och dioxinlika PCB gäller enligt för skydd av ekosystemet enligt HVMFS 2013:19.

Summan av halten av dioxiner/furaner samt dioxinlika PCBer i abborre från Torsö och Åsunda, är 0,14 respektive 0,15 pg/g WHO-TEQ (inkl LOQ) och för enbart dioxiner/furaner 0,07 pg/g WHO-TEQ (inkl LOQ). Trots en viss överskattning då LOQ inkluderats, underskrids gränsvärdena med marginal. Den låga halten av både dioxiner/furaner och dioxinlika föreningar beror bl.a. på att abborre är en mager fisk och dessa föreningar ansamlas inte i lika stor grad som i feta fiskar, exempelvis lax.

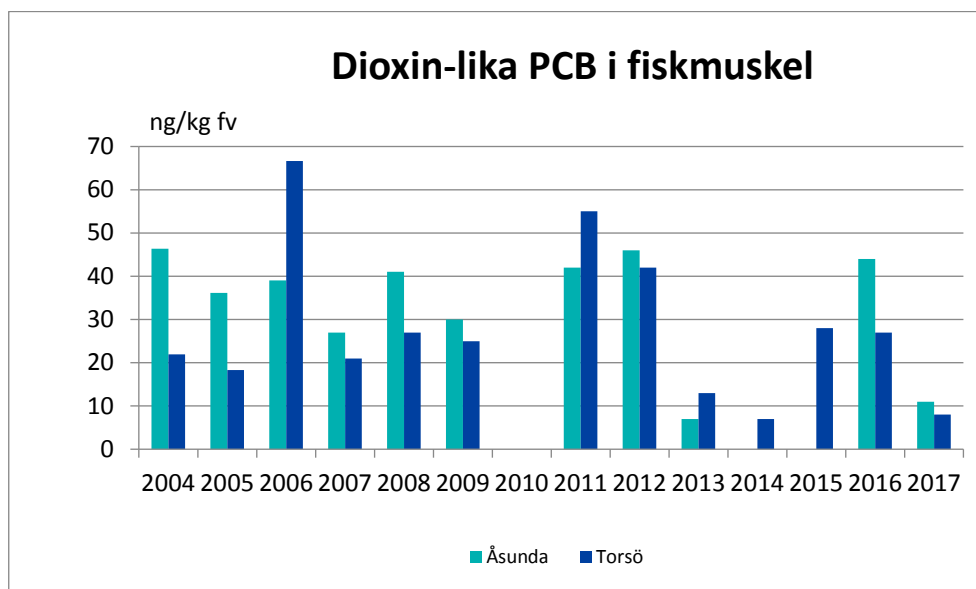
På samma sätt som ovan för PCB₇ lipidnormaliseras dioxinvärdet till 5 % fetthalt, för att jämföra med bedömningsgrunden enligt HVMFS 2013:19, för att även bedöma risken för övriga organismer i näringskedjan. Värdet för att bedömas som god status är densamma som ovan för totalhalten av dioxiner och dioxinlika föreningar (6,5 pg/g vv). De beräknade lipidnormaliserade värdena (5 %) är 0,8 respektive 1,0 pg/g WHO-TEQ (inkl LOQ) för Torsö och Åsunda 2017 och underskrider fortsatt bedömningsgrunden enligt HVMFS 2013:19.

I Figur 15 och 16 redovisas halten av dioxiner och dioxinlika PCB relaterat till muskelns fetthalt, vilket inte är jämförbart med lipidnormalisering till 5 % fetthalt. För vissa år har högre rapporteringsgränser för dioxiner/furaner erhållits, vilka har exkluderats i Figur 15, då dessa ger en missvisande information. Halterna har under dessa år ändock med marginal underskridit ovannämnda gränsvärden. Halten av dioxiner och dioxinlika föreningar relaterat till fetthalt uppvisar 2017 inga avvikande värden för Åsunda och Torsö jämfört med tidigare undersökningsperiod.

I jämförelse med andra sjöar har det registrerats liknande haltnivåer av dioxin-lika PCB och dioxiner i Upperusälven (Grotell, 2011) och i bakgrundslokaler med diffus belastning, som exempelvis Bysjön i Värmland (Sternbeck et al., 2004).



Figur 15. Dioxiner/furaner i aborremuskel från Åsunda och Torsö 2004–2017, inkl LOQ. *Högre rapporteringsgränser, som exkluderats då de i denna figur ger missvisande information.



Figur 16. Dioxinlika PCBer i aborremuskel från Åsunda och Torsö 2004–2017 (inkl LOQ).

3.4.4 PBDE och HBCD

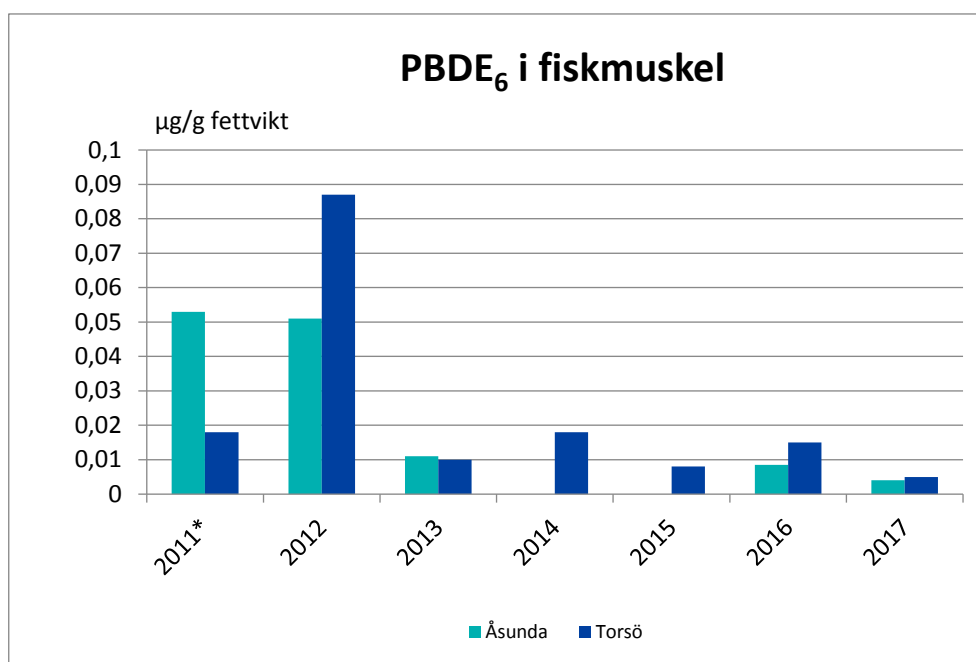
I 2017 års analys av PBDE (polybromerade difenyletrar) analyserades 24 olika föreningar. Årets undersökning avviker från tidigare analyser då analysmetodiken har bearbetats och betydligt lägre detektionsgränser har erhållits. Tidigare undersökningsår har i regel endast tre kongener av PBDE i fiskmuskel registrerats; BDE-47, BDE-99 och BDE-100. Trots mångfald lägre detektionsgränsvärden kan dock enbart enstaka föreningar detekteras ytterligare; BDE-49, BDE-66 (ej Torsö), BDE-153 (ej Åsunda) och BDE-154. Mätvärdena och rapporteringsgränserna för de enskilda kongenerna redovisas i analysprotokoll, vilka kan erhållas från Vänerkansliet.



Gränsvärde för PBDE₆ är 0,0085 ng/g våtvikt enligt HMFVS 2013:19, baserat på kongenerna BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 och BDE-154. Vid summering av de enskilda värdena med halter under rapporterings-gränsen har dessa tidigare dividerats med 2. I 2017 års undersökning kan det konstateras att skillnaden är försumbar om beräkningen görs som tidigare eller om beräkningen baseras direkt på rapporteringsgränsvärdena (LOQ). Totalhalten av PBDE₆ i fiskmuskel från Torsö och Åsunda 2017 är 0,040 respektive 0,027 ng/g år (Tabell 7) och överskrider fortsatt gränsvärdet, trots lägre halter än tidigare (se Figur 17). Den lägre totalhalten beror dels på att detektionsgränserna har minskat, men även att halten av BDE-47 minskat som bidragit med större andel, jämfört med övriga analyserade föreningar.

Detta är inget unikt för förhållandena i Väneren att gränsvärdet överskrids, utan är ett generellt fenomen för både inlands- och kustvatten i Sverige (VISS), då gränsvärdet är lågt satt.

PBDE-halten i Figur 17 har relaterats till fettvikt ($\mu\text{g/g}$ fv), och resultaten är den lägst noterade under hela undersökningsperioden 2011–2017.



Figur 17. Halter av PBDE₆ i abborremuskel från Åsunda och Torsö 2011–2017, (*PBDE₅ exkl BDE-28). Vid summering av de enskilda värden med halter under rapporteringsgränsen, har dessa dividerats med 2 (se kommentar löpande text för 2017).

Tre olika kongener avseende HBCD/HBCDD (hexabromcyclododekan) har analyserats i fiskmuskel (alfa-, beta- och gamma-HBCD). Halten av HBCD i fisk från Torsö och Åsunda 2017, var 0,0047 respektive 0,0113 ng/g vv, där alfa-HBCD utgjorde hela/huvudsakliga andelen av HBCD.

HBCD-halten år 2017 är i nivå med tidigare registrerade haltnivåer i Väneren-abborre. Åren 2011/2012 registrerades i intervallet <0,02 till 0,02 ng/g vv (Sjölin, 2012). Under 2013/2014 underskred HBCD-halten analysens rapporteringsgräns (<0,1 ng/g vv) (Sjölin, 2015). Under 2015/2016 har halterna varierat inom samma intervall; från 0,024 respektive 0,016 ng/g vv för Torsö 2015 och Åsunda 2016 till under en låg rapporteringsgräns (<0,0012 ng/g vv för Torsö 2016) (Grotell, 2017).



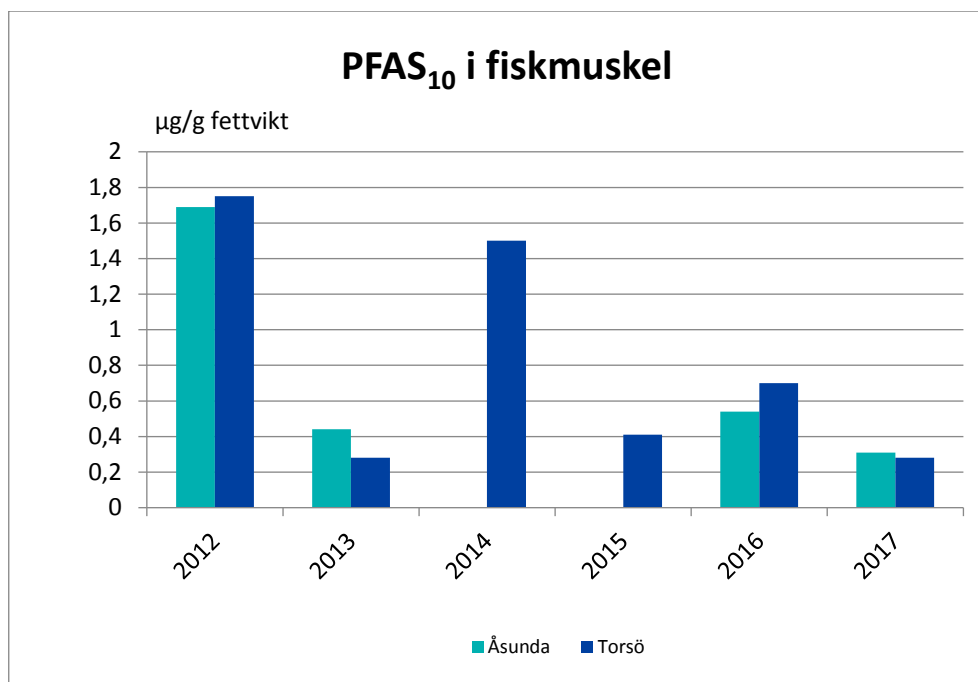
De undersökningar som genomförts under perioden 2011–2016 och för 2017 gällande HBCD, visar att halten i Vänerabborre underskrider med stor marginal gällande gränsvärde (167 ng/g v v enligt HVMFS 2013:19).

3.4.5 PFAS och PFOS i muskel

Totalt analyserades 18 olika föreningar av PFAS/PFC (perfluorerade ämnen) på abborremuskel från Torsö och Åsunda år 2017, varav de som detekterades var perfluorodekansyra (PFDA), perfluoroktansulfonat (PFOS) och perfluoroundekansyra (PFUnA) samt för Åsunda perfluorotridekansyra (PFTrA). Mätvärdena och rapporteringsgränserna för de enskilda kongenerna redovisas i analysprotokoll, vilka kan erhållas från Vänerkansliet. PFOS utgör dock den huvudsakliga andelen.

Av de 18 föreningar har tidigare 10 följts upp (PFDS, PFDA, PFHpA, PFHxS, PFHxA, PFNA, PFOSA, PFOS, PFOA, PFUnA), se vidare förklaringar i Faktaruta med förkortningar. Vid summering till en totalhalt av PFAS₁₀ har värden för de enskilda föreningarna med halter under rapporteringsgränsen dividerats med 2.

I Figur 18 framgår resultaten i relation till muskelns fetthalt ($\mu\text{g/g}$ fettvikt) i jämförelse med resultat från tidigare undersökningsår i Väner. Analysresultaten från 2017 är i nivå med senaste års undersökningar, vilka varit på en lägre nivå jämfört med 2012 och 2014.



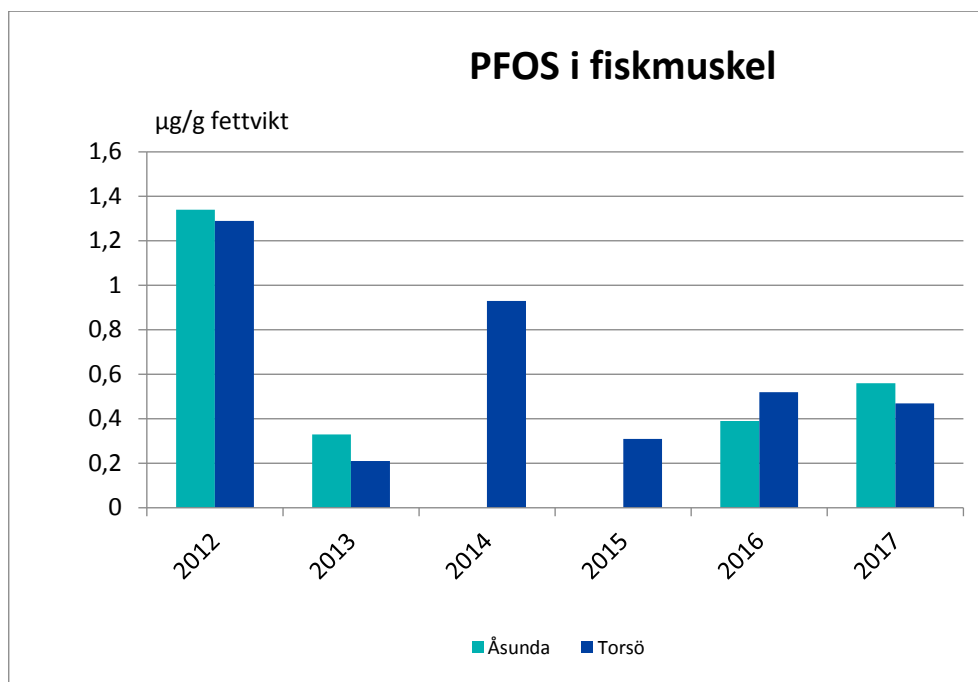
Figur 18. Halter av PFAS (10 föreningar) i abborre från Åsunda och Torsö 2012–2017. Vid summering till PFAS har värden för de enskilda föreningar ämnen med halter under rapporteringsgränsen dividerats med 2.

När det gäller PFOS har följande PFOS-halter registrerats i fiskmuskel från Torsö och Åsunda 2017; 2,4 respektive 2,3 ng/g v v. Gränsvärdet för PFOS i biota är 9,1 ng/g v v (HVMFS 2013:19), vilken underskrids 2017, såsom 2015/2016.

I Figur 19 framgår PFOS-halten i relation till muskelns fetthalt ($\mu\text{g/g}$ fettvikt). Då PFOS utgör större delen av PFAS, så är bilden densamma som för PFAS₁₀. Halten är på samma nivå som senaste åren.



Vissa av tidigare undersökningsår har PFOS-halten i Vänernabborre varit i närheten av gränsvärdet och år 2012 överskreds gränsvärdet något vid Åsunda (Sjölin, 2013). Att PFOS-halterna i fisk är i närheten av gränsvärdet är inte unikt för Vänern. Detta är i linje med studier från Stockholms regionen, inklusive Mälaren (Karlsson & Victor, 2014), där PFOS-halter år 2013 var i intervallet knappa 5 till ca 20 ng/g vv i abborrmuskel. PFOS-halten i den inre delen av Mälaren, kring Västeråsområdet, var år 2013 ca 5–7 ng/g vv. Studien från Stockholmsregionen visade även att PFOS-halterna hade minskat från ca 20–45 ng/g vv år 2000–2002 (Karlsson & Victor, 2014), där Västeråsområdet hade halter på ca 20–32 ng/g vv år 2000–2002.



Figur 19. Halter av PFOS i abborre från Åsunda och Torsö.

3.4.6 PFAS och PFOS i fisklever

I 2017 års undersökning erhöles tillräckligt med material för analys av PFAS-föreningar i lever, se resultat i Tabell 8. Såsom i muskel, utgör PFOS den största andelen av totalhalten. Övriga detekterbara föreningar var som för muskel samt därtill PFDOA, PFNA och PFTA (se vidare i Faktaruta med förkortningar).

För flera av undersökningsåren har denna analys inte genomförts, p.g.a. brist på tillräcklig levervolym för analys.

De analyser som genomförts indikerar på lägre haltnivåer under senare år, såsom i muskel. År 2011 registrerades vid Åsunda och Torsö högre halter av PFOS i lever; 110 respektive 120 och relaterat till fettvikt 2,2 respektive 2,4 µg/g fv (Sjölin, 2012).

År 2015 registrerades vid Torsö 87 ng/g vv (Grotell, 2016), vilket är likartad nivå som 2017 (59–66 ng/g vv). (Fettanalys saknades 2015 p.g.a. avsaknad av provmaterial, såsom för Åsunda).

Gränsvärdet för PFOS i biota enligt HVMFS 2013:19 gäller för muskel. Ett värde har tagits fram för expertbedömning av PFOS-halt i lever enligt HaV 2016:26; 140 ng/g vv. De PFOS-halter som nämns ovan för 2011, 2015 och 2017 underskrider angivna värde.



Tabell 8. Resultat på organiska ämnen i lever (samlingsprov) från Åsunda och Torsö 2017.

Parameter	Enhet	Abborre 2017	
		Åsunda	Torsö
LEVER			
Fett	%	4,02	3,96
PFOS	ng/g vv	66,2	58,5
PFOS	µg/g fv	1,65	1,48
PFAS10	ng/g vv	84,7	69,7
PFAS10	µg/g fv	2,11	1,76



4 Förslag till ändringar i framtida undersökningar

Analys av kadmium, bly och nickel i abborremuskel rekommenderas att utgå från programmet för de sju recipientkontrollstationerna i norra Vänern, vilka nu genomförs vart tredje år.

Nämnda metaller är förvisso utpekade enligt EU:s vattendirektiv (EG 2000/60) som prioriterade ämnen, och analys av dessa metaller i muskel har därför kompletterats kontrollprogrammet. Analysresultaten har dock visat att såväl kadmium, bly som nickel i regel är under rapporteringsgränserna. Enstaka registrerade mätvärden och analysernas rapporteringsgränser underskrider gällande gränsvärden med bred marginal. Detta är i linje med flera tidigare genomförda undersökningar från Vänern under 2000-talet (Grotell, 2007).

Det finns därmed ingen anledning att fortsätta att analysera metaller i muskel, utan fortsätta uppföljningen av metaller genom analys av lever. Det kan noteras att specifikt nickel och bly är även mycket låga i fiskelever från Vänernfisk.



5 Kostråd och gränsvärden

Kostråd beträffande abborre, gädda, gös och lake

Om du äter dessa fiskar oftare än en gång per vecka kan du få i dig kvicksilvermängder som på sikt kan skada din hälsa. Därför är det bra att variera med andra sorters fisk.

Kvinnor som är eller försöker bli gravida eller som ammar bör även vara försiktiga med fisk som kan innehålla kvicksilver, och bör inte äta fisk som kan innehålla kvicksilver oftare än 2–3 gånger per år under tiden man försöker bli gravid, liksom under graviditet och amning.

Kostråd beträffande lax, öring och sik från Vänern

Barn, både flickor och pojkar upp till 18 år, kvinnor i barnafödande ålder, gravida och ammande rekommenderas att inte äta fisk som kan innehålla höga halter dioxin och PCB oftare än 2–3 gånger per år.

(Livsmedelsverket: www.livsmedelsverket.se)

Gränsvärden för fisk avseende konsumtion:

Gränsvärden för livsmedel avseende **kvicksilver** i muskelkött från fisk (EG 1881/2006): 0,5 mg/kg våtvikt i **abborre**

Gränsvärden för livsmedel avseende **kadmium** och **bly** i muskelkött från fisk (EG 1881/2006): 0,05 mg/kg (kadmium) respektive 0,3 mg/kg (bly)

Gränsvärde för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk för **PCB6*** (EU1259/2011): 125 ng/g våtvikt

Gränsvärde för livsmedel avseende **dioxiner** i fiskkött (EU1259/2011):

- dioxiner/furaner (PCCD/PCDF): 3,5 pg/g våtvikt WHO-TEQ
- dioxiner/furaner samt summan av dioxinlika PCB: 6,5 pg/g WHO-TEQ våtvikt

Gränsvärden och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2013:19; reviderad 2015:4:

Gränsvärde för **kvicksilver** i biota: 20 ng/g våtvikt

Gränsvärde för summan av **dioxinlika PCB och dioxiner/furaner** i biota: 6,5 pg/g WHO-TEQ våtvikt

Gränsvärde för perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (**PFOS**) i biota: 9,1 ng/g våtvikt

Gränsvärde för **HBCD (HBCDD)** i biota: 167 ng/g våtvikt

Gränsvärde för summan av **PBDE₆**** i biota: 0,0085 ng/g våtvikt

Bedömningsgrund för inlandsytvatten, summan av **icke-dioxinlika PCBer*** i fiskmuskel: 125 ng/g vv

*Kongenerna CB28, CB52, CB101, CB138, CB153 och CB180

**Kongenerna BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 och BDE 154)



6 Referenser

- EG1881/2006. Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel. Europeiska unionens officiella tidning 2006, L364/5.
- EU1259/2011. Kommissionens förordning (EU) nr 1259/2011 av den 2 december 2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner,
- HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19).
- HVMFS 2015:4. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs – och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2015:4.
- Grotell, C., 2006. Miljögifter i Vänerfisk 2004/2005. Kap. i Årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund 2006 nr 42: s. 51–61.
- Grotell, C., 2010. Metaller och stabila organiska föreningar i abborre och gädda 2009. Ingår i Årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund 2010.
- Grotell, C., 2011. Metaller och dioxiner i abborre i Dalslands Kanals år 2010. Rapport från Dalslands Kanals Vattenvårdsförbund juni 2011.
- Grotell, 2016. Metaller och organiska föreningar i Vänerfisk år 2015. Ingår i Årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens Vatten 2016 nr 96.
- Grotell, 2017. Metaller och organiska föreningar i abborre från Väneren år 2016. Vänerens vattenvårdsförbund, 2017.
- HaV, 2016:26. Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.
- Karlsson, M & T. Victor, 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholms regionen. Rapport från IVL Svenska Miljöinstitutet. B 2214.
- Lindeström, L. & Grotell, C., 1997. Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/97. Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 5, 1998.
- LIVSFS 2012:3. Livsmedelsverkets föreskrifter om främmande ämnen i livsmedel. 2012.
- Sjölin, 2015. Metaller och stabila organiska ämnen i abborre. År 2014. Ingår i Årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund 2015 rapport nr 91, s 56–77.
- Sjölin, 2013. Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre 2012. Vänerens Vattenvårdsförbund 2013 rapport nr 77.
- Sjölin, 2012. Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre och gädda 2010–2011. Vänerens Vattenvårdsförbund 2012 rapport nr 71.
- Sternbeck, J., L. Kaj, M. Remberger, A. Palm, E. Junedahl, A. Bignert, P. Haglund, K. Lindkvist, M- Adolfsson-Erici, K. Nylund & L. Asplund (2004). Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundslokaler. IVL rapport B1576.
- VISS (Vatteninformationssystem i Sverige). www.viss.lst.se



Använda förkortningar

CF	konditionsfaktor
LSI	leversomatiskt index
GSI	gonadsomatiskt index
ts	torrsubstans/torrsvikt
vv/vs	vätvikt/våtsubstans (färsksvikt)
fv	fettvikt
Hg	kvicksilver
PCB	polyklorerade bifenyler
PCDD	polyklorerade dibensodioxiner
PCDF	polyklorerade dibensofuraner
WHO-TEQ	toxiska ekvivalenter enligt WHO
PBDE	polybromerade difenyletrar
HBCD	hexabromcyklododekan
PFAS	perfluorerade ämnen
PFOS	perfluoroktansulfonat
PFDA	perfluordekansyra
PFUnA	perfluoroundekansyra
PFTTrA	perfluortridekansyra
PFDoA	Perfluordodekansyra
PFNA	Perfluornonansyra
PFTA	Perfluortetradekansyra
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid
PFDS	Perfluordekansulfonat
PFOA	Perfluoroktansyra
PFHpA	Perfluorheptansyra
PFHXS	Perfluorhexansulfonat
PFHxA	Perfluorhexansyra
PFNA	Perfluornonansyra

Rapporter i Vänerens vattenvårdsförbunds rapportserie

4. Väneren 1996 - årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 1997. Rapport nr 4 1997.
5. Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/-97. L. Lindeström. Vänerens vattenvårdsförbund 1998. Rapport nr. 5.
6. Väneren 1997 - årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 1998. Rapport nr 6.
7. Väneren - årsskrift 1999 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 1999. Rapport nr 7.
8. Embryonal utveckling hos vitmärla i fyra sjöar – Väneren, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön. B. Sundelin m.fl. Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 7, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 1999.
9. Fågelskär i Väneren 1999. E. Landgren & T Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 9.
10. Program för samordnad nationell miljöövervakning i Väneren. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 10.
11. Väneren – tema biologisk mångfald. Årsskrift 2000 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 11.
12. Övervakning av bottenfauna i Väneren och dess vikar – ett tioårigt perspektiv. W. Goedkoop, SLU. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 12.
13. Övervakning av fågelfaunan på Vänerens fågelskär – Metodutvärdering och förslag till framtida inventeringar. E. Landgren & T. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 13.
14. Alger som fastnar på fisknät i Väneren, Vättern och Hjälmaran. R. Bengtsson. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 14.
15. Vegetationsförändringar vid Vänerens stränder – Jämförelser av land- och vattenvegetationens utveckling från 1975 till 1999. L. Granath. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 15.
16. Stråkvis inventering av Vänerens strandvegetation – Övervakningssystem för framtida kontroll av igenväxning och vegetationsförändringar. J Lannek. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 16.
17. Fågelskär i Väneren 2000. E. Landgren & T Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 17.
18. Väneren. Årsskrift 2001 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 18.
19. Bekämpningsmedelsrester i yt- och grundvatten i Vänerens avrinningsområde. A-B. Bilén. Vänerens vattenvårdsförbund Rapport nr 19 och SLU Miljöanalys, 2001.
20. Livet vid Väneren, Vättern och Mälaren – en berättelse om natur och miljö. 16 sidor broschyr. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet, Mälarens vattenvårdsförbund, Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2002.
21. Om laxar, sjöormar, galärskepp... i Väneren. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund 2002. Rapport nr 21.
22. Väneren. Årsskrift 2002 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2002. Rapport nr 22.
23. Vegetationsförändringar i Väneren steg två. Projektplan för att utreda orsaken till igenbuskningen av skär och stränder samt dynamik hos vattenvegetationen. J. Strand & S. Weisner. Vänerens vattenvårdsförbund, 2002. Rapport nr 23.
24. Vitmärlans reproduktion i Väneren och Vättern 2002. B. Sundelin m.fl. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 24, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
25. Miljögifter i fisk 2001/2002. Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Väneren och Vättern. T. Öberg. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 25, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
26. Paleolimnologisk undersökning i Väneren och Vättern. I. Renberg m.fl. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 26, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
27. Väneren. Årsskrift 2003 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2003. Rapport nr 27.
28. Metodbeskrivning för inventering av kolonihäckande sjöfåglar i Väneren. T. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 28.
29. Kväve och fosfor till Väneren och Västerhavet - Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde. L. Sonesten, M. Wallin & H. Kvarnäs Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 29, Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Länsstyrelsen i Värmlands län. 2004.
30. Fågelskär i Väneren 2001-2003. T. Landgren och E. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 30.
31. Förändringar av strandnära vegetation runt Väneren – metodutveckling och analys. C. Finsberg och H. Paltto från Pro Natura. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 31.
32. Inventering av bottenfaunan i tio litorala biotoper i Väneren. J. Johansson, 2004. Examensarbete på Högskolan i Kristianstad. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 32.
33. Väneren. Årsskrift 2004 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 33.
34. Miljögifter i Väneren – Vilka ämnen bör vi undersöka och varför? A. Palm m.fl. Utgiven av IVL rapport B1600 och Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 34. 2004.

35. Inventering av undervattensväxter i Vänern 2003. M. Palmgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 35.
36. Mål och åtgärder - Vattenvårdsplan för Vänern. Huvuddokument. Remissutgåva. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 36.
37. Hur mår Vänern? Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 1. Remissutgåva. A. Christensen m.fl. Vänerens vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 37.
38. Vänern. Årsskrift 2005 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 38.
39. Mål och åtgärder - Vattenvårdsplan för Vänern. Huvuddokument. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 39.
40. Hur mår Vänern? Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 1. A. Christensen, J. Johansson, N. Lidholm. Vänerens vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 40.
41. Submersa makrofyter och kransalger Vänern 2005 - Basinventering Natura 2000, miljöövervakning, översiktlig scanning av strandlinjer. A. Olsson, Melica. Vänerens vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 41.
42. Vänern. Årsskrift 2006 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 42.
43. Vänern och människan. Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 3. A. Christensen, N. Lidholm, J. Johansson, Vänerens vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 43.
44. Djur och växter i Vänern – Fakta om Vänern. Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 2. A. Christensen, N. Lidholm, J. Johansson, Vänerens vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 44.
45. Bullermätningar i Vänerskärgrården vid Kållandsö och Hovden sommaren 2006. S. Peilot. Vänerens vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 45, samt Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
46. Åtgärdsidéer för några sandständer och strandängar i Götene, Lidköpings och Mariestads kommuner. S. Peilot. Vänerens vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 46, samt Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
47. Vänern. Årsskrift 2007 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 47.
48. Skötsel av fågelskär i Vänern – skötselobjekt och skötselråd för Götene, Lidköpings och Mariestads kommun. E. Landgren och T. Landgren, Thomas Landgren Naturanalys. Vänerens vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 48.
49. Vänern. Årsskrift 2008 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2008. Rapport nr 49.
50. Gåsbete och vasstäthet i Vänervikar. E. Palm. Vänerens vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 50.
51. Vänern. Årsskrift 2009 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 51.
52. Metaller och organiska miljögifter i Vänersediment 2008/2009. Alcontrol AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 52.
53. Övervakning av gåsbete av vass – en metodutveckling. Delprojekt i miljöeffektuppföljningen av Vänerens nya vattenreglering. Centrum för Geobiosfärvetenskap Naturgeografi och Ekosystemanalys Lunds Universitet Seminarieuppsats nr 170. Vänerens vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 53.
54. Vänerens fågelskär. Inventering av sjöfåglar 1994-2009. T. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 54.
55. Vänerens fåglar. Broschyr 8 sidor. S, Peilot & A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 55.
56. Förändringar av strandvegetation vid Vänern – Stråkviss inventering 2009. C. Finsberg och H. Paltto. Vänerens vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 56.
57. Vänern. Årsskrift 2010 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 57.
58. Vänervikar, växtplankton och vattenkemi 2009. M. Uppman och S. Backlund, Pelagia Miljökonsult AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 58.
59. Gåsbete och vasstäthet i fyra Vänervikar – en jämförelse mellan år 2009 och 2010. H. Persson. Vänerens vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 59.
60. Påväxtalger i Vänern 2009. R. Bengtsson. Vänerens vattenvårdsförbund, 2010. Rapport nr 60.
61. Undervattensväxter i Vänern 2010 - Delrapport typvikar i Vänern. T. Kyrkander, Örnborg Kyrkander Biologi & Miljö AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 61.
62. Vegetationsförändringar vid Vänerens stränder. Jämförelser av land- och vattenvegetationens utveckling från 1999 till 2009 med flygfotografier. T. Löfgren, NaturGis AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 62.
63. Förändringar i strandvegetation vid Vänern - effekter av nedisningen vårvintern 2010. Stråkviss inventering 2010. C. Finsberg och H. Paltto. Vänerens vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 63.
64. Program för samordnad nationell miljöövervakning i Vänern från 2011. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 64.
65. Provfisken i Vänern 2009-2010. M. Andersson, A. Sandström, Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium. Vänerens vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 65.
66. Vänern. Årsskrift 2011 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2011. Rapport nr 66.

67. Förändringar i strandvegetation vid Vänern - effekter av nedisningen vårvintern 2011. Stråkvis inventering 2011. C. Finsberg. Vänerens vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 67.
68. Undervattensväxter i Vänern 2010-2011 – inklusive undersökning av typvikarna 2010-2011. T. Kyrkander. Örnberg Kyrkander Biologi & Miljö AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 68.
69. Fiskundersökningar i Vänerens strandzon – en test av två kvantitativa provtagningsmetoder. A. Sandström, B. Bergquist, H. Ragnarsson-Stabo och M. Andersson. SLU-sötvattenslaboratoriet. Vänerens vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 69.
70. Glacialrelikta kräfdjur i Vänern och Vättern 2011. B. Kinsten. Vätternvårdsförbund, 2012. Rapport nr 115. Vänerens vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr. 70.
71. Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre och gädda 2010-2011. A. Sjölin. Toxicon AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 71.
72. Inventering av öppen strandmiljö runt Vänern. Del 1 i projekt Skötsel av Vänerens stränder. C. Finsberg. Pro Natura. Vänerens vattenvårdsförbund. 2012. Rapport nr 72.
73. Vänern. Årsskrift 2012 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2012. Rapport nr 73.
74. Förändringar i strandvegetation vid Vänern. Stråkvis inventering 2012. C. Finsberg. Vänerens vattenvårdsförbund, 2013. Rapport nr 74.
75. Provfisken i Vänern 2009-2012. Från stranden till öppna sjön. M. Andersson, A. Sandström, A. Asp & S. Bergek, SLU Sötvattenlaboratoriet. Vänerens vattenvårdsförbund, 2013. Rapport nr 75.
76. Sedimentundersökning i Byviken, Åsfjorden och Hammarösjön i Vänern i Maj/juni 2013. ALcontrol Laboratories. Länsstyrelsen i Värmlands län. Vänerens vattenvårdsförbund, 2013. Rapport nr 76.
77. Vänern. Årsskrift 2013 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2013. Rapport nr 77.
78. Glacialrelikta kräfdjur i Vänern och Vättern 2013. B. Kinsten. Vänerens vattenvårdsförbund, 2014. Rapport nr 78. Vätternvårdsförbundet, 2014. Vättern-FAKTA NR 1:2014.
79. Växtplankton och vattenkemi i Vänervikar – Undersökningar 2012/2013. H. Hogfors, A. Stål Delbanco & M. Olbers. Calluna AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2014. Rapport nr 79.
80. Växtplankton och vattenkemi i Vänern fyra typvikar – Undersökningar 2009-2013. A. Stål Delbanco & M. Olbers. Calluna AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2014. Rapport nr 80.
81. Undervattensväxter i Vänern 2013 – Lokalisering av lämpliga miljöövervakningsområden. T. Kyrkander. Örnberg Kyrkander Biologi & Miljö AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2014. Rapport nr 81.
82. Förändringar i strandvegetation vid Vänern. Effekter av nedisningen vintern 2012-2013. Stråkvis inventering 2013. C. Finsberg. Vänerens vattenvårdsförbund, 2014. Rapport nr 82.
83. Öppen strandmiljö runt Vänern – värden, analys av skötselbehov och kostnader. Del 2 i projekt Skötsel av Vänerens stränder. C. Finsberg & V. Bengtsson. ProNatura. Vänerens vattenvårdsförbund, 2014. Rapport nr 83.
84. Vänern. Årsskrift 2014 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2014. Rapport nr 84.
85. Undervattensväxter i Vänern 2014 – Lokalisering av lämpliga miljöövervakningsområden. T. Kyrkander. Örnberg Kyrkander Biologi & Miljö AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2015. Rapport nr 85.
86. Glacialrelikta kräfdjur i Vänern och Vättern 2014. B. Kinsten. Vänerens vattenvårdsförbund, 2015. Rapport nr 86. Vätternvårdsförbundet, 2015. Vättern-FAKTA NR 4:2015.
87. Inventering av Vänerens strandvegetation i stråk 2014. Stråkvis inventering 2014. C. Finsberg. Vänerens vattenvårdsförbund, 2015. Rapport nr 87.
88. Bottenfauna vid Vänerens stränder 2014. En undersökning av sju strandlokaler. C. Nilsson, K. Johansson, A. Bostrom & M. Liungman. Medins Biologi AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2015. Rapport nr 88.
89. Vänern – utveckling och status 1973-2013. A. Engdahl, C. Nilsson, J. Palmkvist, M. Mattsson, Medins Biologi AB. Vänerens vattenvårdsförbund, 2015. Rapport nr 89.
90. Satellitdata för miljöövervakning och fiskeriförvaltning i Sveriges stora sjöar. P. Philipson. Brockmann Geomatics. A. Sandström, A. Asp, T. Axenrot, A. Kinnerbäck, H. Ragnarsson-Stabo och W. Dekker. SLU Sötvattenlaboratoriet. Vänerens vattenvårdsförbund, 2015. Rapport nr 90. Vätternvårdsförbundet, Vättern-FAKTA NR 5:2015. Mälarens vattenvårdsförbund. Hjälmarens vattenvårdsförbund.
91. Vänern. Årsskrift 2015 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2015. Rapport nr 91.
92. Glacialrelikta kräfdjur vid Lurö, Vänern och Hästholmen, Vättern 2015 – resultat av Håvning. B. Kinsten. Vänerens vattenvårdsförbund, 2016. Rapport nr 92. Vätternvårdsförbundet, Vättern-FAKTA NR 1:2016.
93. Vad händer med Vänern som dricksvattenresurs? – Hur blir råvattnets kvalitet i framtiden? A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2016. Rapport nr 93.
94. Fem skäl att satsa på Vänern. Vattenvårdsplan – kampanjer 2016-2021. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2016. Rapport nr 94.

95. Inventering av Vänerns strandvegetation i stråk 2015. Stråkviss inventering 2015. F. Larsson. Vänerns vattenvårdsförbund, 2016. Rapport nr. 95.
96. Väner. Årsskrift 2016 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2016. Rapport nr 96.
97. Övergripande riskanalys för Väner som råvattentäkt. H. Eklund, L. Ruderfelt & L. Grahn. Sweco Environment AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2016. Rapport, nr 97.
98. Glacialrelika kräftdjur i Väner, Vättern och Mälaren 2016. Resultat av håvning. B. Kinsten. Vänerns vattenvårdsförbund, 2017. Rapport nr 98. Vätternvårdsförbundet, Vättern-FAKTA NR 1:2017.
99. Hur jag sköter min Vänervik. Broschyr 12 sidor. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund, 2017. Rapport nr 99.
100. Vänerns fågelskär. Inventering av sjöfåglar 1994-2016. J. Rees. Vänerns vattenvårdsförbund, 2017. Rapport nr 100.
101. Gädda i Väner – test av metoder för inventering av lek- och uppväxtområden och bedömning av beståndstatus. Sandström. A, Asp. A, Sundblad. G, SLU Aqua Sötvattenslaboratoriet och Belin. P, Jons-son. S Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund. 2017. Vänerns vattenvårdsförbund, 2017. Rapport nr 101.
102. Vad händer i Väner? Vänerns vattenvårdsförbund 2017. Rapport nr 102.
103. Råvattenkampanj 2017. E. Hilding. ALcontrol AB. Vänerns vattenvårdsförbund och Vätternvårdsförbundet. 2017. Rapport nr 103.
104. Glacialrelika kräftdjur i Väner, Vättern och Mälaren 2017. Resultat av håvning. B. Kinsten. Vänerns vattenvårdsförbund, 2018. Rapport nr 104. Vätternvårdsförbundet, Vättern-FAKTA NR 1:2018.
105. Vänervikar 2017 – Växtplankton och vattenkemi. Kokic, J. Calluna AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2018. Rapport nr 105.
106. Metaller och organiska föreningar i abborre från Väner år 2017. Grotell, C. ÅF. Vänerns vattenvårdsförbund, 2018. Rapport nr 106.



Vänerns vattenvårdsförbund

Vänerns vattenvårdsförbund är en ideell förening med totalt 71 medlemmar varav 35 stödjande medlemmar. Medlemmar i förbundet är alla som nyttjar, påverkar, har tillsyn eller i övrigt värnar om Vänern.

Förbundet ska verka för att Vänerns naturliga miljöförhållanden bevaras genom att:

- fungera som ett forum för miljöfrågor för Vänern och för information om Vänern
- genomföra undersökningar av Vänern
- sammanställa och utvärdera resultaten från miljöövervakningen
- formulera miljömål och föreslå åtgärder där det behövs. Vid behov initiera ytterligare undersökningar. Initiera projekt som ökar kunskapen om Vänern
- informera om Vänerns miljö tillstånd och aktuella miljöfrågor
- ta fram lättillgänglig information om Vänern
- samverka med andra organisationer för att utbyta erfarenheter och effektivisera arbetet.

Medlemmar är samtliga kommuner runt Vänern, industrier och andra företag med direktutsläpp till Vänern, organisationer inom sjöfart och vattenkraft, landsting, region, intresseorganisationer för fiske, jordbruk, skogsbruk och fritidsbåtar, naturskyddsföreningar, andra vattenvårdsförbund och vattenförbund vid Vänern med flera. Länsstyrelserna kring Vänern, Havs- och vattenmyndigheten och SLU Aqua Sötvattenslaboratoriet deltar också i föreningsarbetet.

Mer information om Vänern och Vänerns vattenvårdsförbund finns på förbundets webbplats: www.vanern.se. Förbundets kansli kan svara på frågor, tel 010-224 52 05

