

# Metaller och miljögifter i abborre och gädda från Vänern 2020



Titel: Metaller och miljögifter i abborre och gädda från Vänern 2020

Tryckår: 2021

ISSN: 1403-6134

Rapportnummer: 128

Författare: Jennie Barthel Svedén, Thomas Andersson, Calluna AB.

Foto: Calluna AB

Utgivare: Vänerns vattenvårdsförbund

Rapporten finns som pdf på [www.vanern.se](http://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 2020 genomfördes undersökningar av metaller och organiska miljögifter i abborre i Vänern på totalt tio stationer. Inom den nationella miljöövervakningen i Vänern ingår station 3 Torsö i sydöstra Vänern. I år utökades också undersökningen med en ny lokal i Dalbosjön utanför Åmål. Den stationen redovisas inte i denna rapport utan i rapport nr 129. Inom den samlade recipientkontrollen i Norra Vänern ingick i år åtta stationer, station 1 Åsundaön samt de sju stationerna som undersöks vart tredje år: Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Kolstrandsviken i norra Vänern.

Vid 2020-års undersökning ingick också resultaten av kvicksilverhalterna som analyserades i gädda. Dels från Millesvik som undersöks vart femte år inom den nationella miljöövervakningen, dels från Kattfjorden som undersöks årligen inom norra Vänerns recipientkontroll.

Vänerns vattenvårdsförbund har samordnat projektet. Undersökningen har finansierats med medel från Havs- och vattenmyndigheten, Vänerns vattenvårdsförbund och Norra Vänerns intressenter.

*Sara Peilot  
Vänerns vattenvårdsförbund  
2021-11-22*



Metaller och miljögifter i abborre och  
gädda från Vänern 2020

#### **OM RAPPORTEN:**

**Titel:** Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2020

**Version/datum:** 2021-10-15

**Rapporten bör citeras enligt följande:** Barthel Svedén J, Andersson T (2021). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2020. Calluna AB.

**Foton i rapporten:** © Calluna AB där inget annat anges

**Omslag:** bilden tagen i samband med fiske efter abborre vid Åsunda

#### **OM UPPDRAGET:**

**På uppdrag av:** Länsstyrelsen Västra Götalands län

**Uppdragsgivarens kontaktperson:** Sara Peilot

**Utfört av:** Calluna AB (organisationsnummer: 556575-0675)  
Adress huvudkontor: Linköpings slott, 582 28 Linköping  
Hemsida: [www.calluna.se](http://www.calluna.se)  
Telefon (växel): +46 13-12 25 75

**Projektledare:** Thomas Andersson (Calluna AB)

**Rapportförfattare:** Thomas Andersson & Jennie Barthel Svedén (Calluna AB)

**Kvalitetssäkring:** Andreas Brutemark (Calluna AB)

**Callunas interna projektkod:** ABK0029b



# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	<b>4</b>
<b>1 Inledning</b>	<b>5</b>
Uppdragets syfte .....	5
Bakgrund .....	5
Områdesbeskrivning .....	5
<b>2 Metod och genomförande</b>	<b>8</b>
Provfiske .....	8
Datainsamling, gränsvärden och utvärdering av data .....	11
<b>3 Resultat – Morfometriska parametrar</b>	<b>13</b>
<b>4 Resultat – Metaller i fiskmuskel</b>	<b>15</b>
<b>5 Resultat – metaller i fisklever</b>	<b>19</b>
Zink och koppar .....	20
Kadmium.....	23
Arsenik.....	25
Krom, nickel och bly.....	26
<b>6 Resultat – organiska föreningar</b>	<b>30</b>
PCB. ....	30
Dioxiner och dioxinlika PCB.....	32
PBDE och HBCDD.....	34
PFAS och PFOS .....	35
<b>7 Diskussion</b>	<b>38</b>
<b>8 Slutsatser och rekommendationer</b>	<b>39</b>
<b>9 Referenser</b>	<b>40</b>

## Bilaga 1 – Analysrapporter från Eurofins Water Testing Sweden AB

## Bilaga 2 – Analysrapporter från Synlab AB

## Sammanfattning

Sedan 1996 har tungmetaller och PCB undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsunda i sydöstra respektive norra Vänern. Analyser av ytterligare organiska föroreningar, såsom dioxiner och PFAS, har tillkommit under åren. Vart tredje år utökas provtagningen med undersökningar av metaller i abborre från lokalerna Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Kolstrandsviken i norra Vänern. Abborre har 2020 infångats från samtliga nio lokaler i Vänern och resultaten redovisas samt jämförs med tidigare års mätningar i denna rapport. Dessutom ingår i rapporten resultat av kvicksilverhalter analyserade i gädda från Millesvik (undersöks vart femte år) och Kattfjorden (undersöks årligen inom norra Vänerns recipientkontroll) som fiskats 2020.

De morfologiska undersökningarna visade att fiskarnas kondition var övervägande god. Fiskarnas leverar visade inga tydliga tecken på föroreningspåverkan. Samtliga infångade gäddor från Kattfjorden och majoriteten av gäddorna från Millesvik hade en vikt som låg under eller över det eftersträvade storleksintervallet. Detta kan påverka resultaten och bör tas i åtanke vid jämförelser med tidigare undersökningar.

Resultaten visar att kvicksilverhalten i fiskmuskel, för både abborre och gädda, generellt ligger på liknande nivåer som tidigare och i regel under gällande gränsvärden för konsumtion. Dock kan gränsvärdet, för både abborre och gädda, överskridas av enskilda individer. Gränsvärdet för biota överskrids, i likhet med alla svenska ytvattenförekomster. De lokaler som analyserats med avseende på bly, kadmium och nickel i fiskmuskel låg generellt, i likhet med tidigare undersökningar, på halter under analyserande laboratoriums rapporteringsgränser samt också under gällande gränsvärden.

Halterna av organiska föroreningar i muskel och lever av abborre från Åsunda och Torsö var generellt något lägre 2020 än jämfört med 2019. Halterna var förhållandevis låga eller på liknande nivåer som tidigare mätningar. Dock försvårar varierande rapporteringsgränser jämförelser över tid. Befintliga gränsvärden för konsumtion överskrids inte. Endast PBDE (en grupp bromerade flamskyddsmedel) överskred gällande gränsvärden för biota. Dessa gränsvärden överskrids i samtliga svenska vattenförekomster.

# 1 Inledning

## Uppdragets syfte

Calluna AB har tillsammans med Eurofins Water Testing Sweden AB samt Pelagia Nature & Environment AB fått i uppdrag att provfiska, preparera och analysera abborre och gädda från Vänern 2020. Dessutom provfiskade Calluna AB en lokal (Kattfjorden) för gädda där fiskarna preparerades och analyserades av Synlab AB. Lokaler i norra Vänern (abborre) fiskades av Medins Havs och Vattenkonsulter AB. Resultat från samtliga fisken ingår i föreliggande rapport. Analyserna görs för att kunna studera exponeringen för vissa metaller och organiska föreningar. Fisket kompletterar de kemiska undersökningarna som utförs på sediment i Vänern. I undersökningarna ingår även att bedöma hälsostatus hos abborre och gädda. Syftet med mätningarna är utöver detta att fungera som referens till undersökningar av andra fisksamhällen från områden med en annan påverkansbild.

## Bakgrund

Undersökning av abborrar från Vänern har skett sedan 1996 vid de två lokalerna Torsö (Väst Torsö/Onsö) och Åsunda (SO Åsundaön). Torsö ingår i den nationella miljöövervakningen medan Åsunda ingår i Norra Vänerns recipientkontroll. Förutom årligt fiske av abborre vid dessa två lokaler insamlas både abborre och gädda från ytterligare lokaler med längre intervall (3 respektive 5 år). Under 2020 insamlades abborre från Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden öster (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) och Kolstrandsviken (Vi90). Dessa ingår i Norra Vänerns recipientkontroll. Gädda insamlades under 2020 från Millesvik (Nationell miljöövervakning) och Kattfjorden (recipientkontroll för Norra Vänern). Analyserade parametrar för abborre har varierat sedan 1996, baserat på utvärderingar av resultaten, utveckling av nya analysmetoder och gällande rekommendationer. Sedan starten har nästan samtliga metaller och PCB<sub>7</sub> analyserats i abborre från lokalerna, medan arsenik tillkom 1998. Under 2000-talet har problemen kring olika organiska föreningar uppmärksamats allt eftersom, vilket medfört att dioxin och dioxinlika PCB tillkom 2004 och PBDE 2011. Åren 2011 och 2012 utökades analyserna även med PFAS. Gädda har med olika tidsintervall analyserats med avseende på kvicksilver sedan 1974 för Kattfjorden och 1983 för Millesvik.

Genom att mäta halter i abborre och gädda ges möjlighet till jämförelser mellan olika delar av landet. Fiskarna är allmänt förekommande i hela landet och viktig både för yrkes- och fritidsfisket genom att det är en vanlig matfisk. Undersökning av innehållet av metaller och organiska föreningar i abborre ger förutom en bild av miljöpåverkan även viktig information kring risker vid konsumtion av fisk från Vänern. Det finns kostrekommendationer kring abborre, gädda och annan fisk från Livsmedelsverket, eftersom fisk är en stor exponeringskälla för många miljögifter. Rovfisk som gädda, särskilt äldre fiskar, kan innehålla höga halter av kvicksilver.

## Områdesbeskrivning

Abborrar fiskades under 2020 vid totalt nio lokaler i Vänern (tabell 1, figur 1 och 2). Av dessa besöks Åsunda och Torsö årligen. Torsö är Vänerns största ö och ligger i östra Vänern i Mariestads kommun. Lokalen Torsö ligger sydväst om ön Torsö (väster om Onsö) och är vald p.g.a. dess läge i en mindre påverkad del av Vänern, vilket gör att den kan fungera som referenslokal. Åsunda (SO Åsundaön) ligger i norra Vänern i Karlstads kommun och är en mer



strandnära lokal. Den ingår i Norra Vänerns recipientkontroll och är vald för att få en bild av påverkan från olika typer av verksamheter och markanvändning. Övriga lokaler för abborre, som fiskas var tredje år, ingår alla i Norra Vänerns recipientkontroll och representerar olika vikar, fjärdar och fjordar i norra Vänern (figur 2).

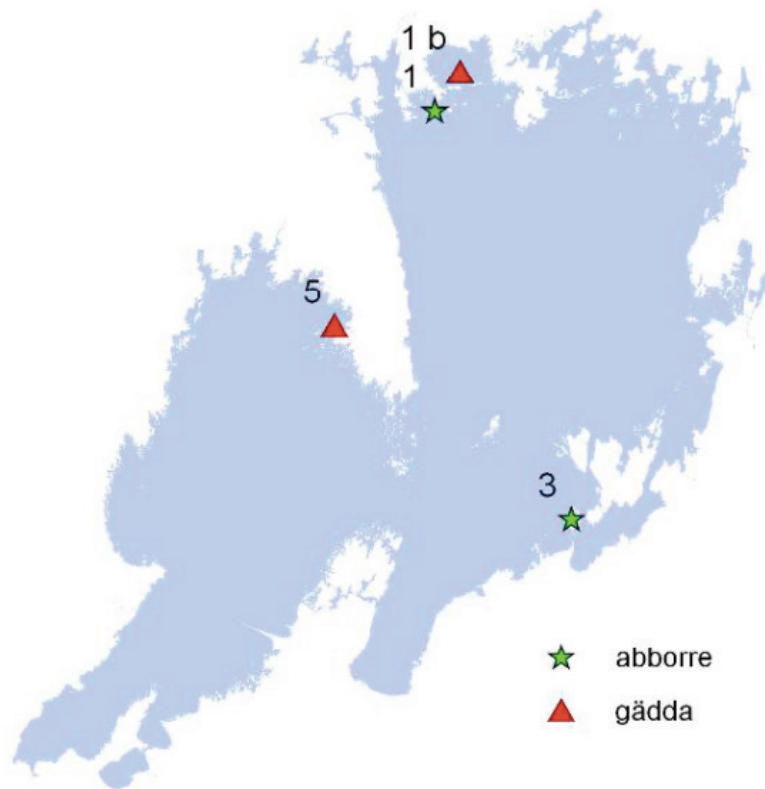
De två lokalerna för gäddfiske visas i tabell 2 och figur 1. Lokalen Millesvik utanför Säffle fungerar bland annat som referens för industrins undersökningar. Lokalen Kattfjorden ligger i norra Vänern och undersökningarna här bekostas av industrin.

**Tabell 1.** Insamlingslokaler för abborrar 2020.

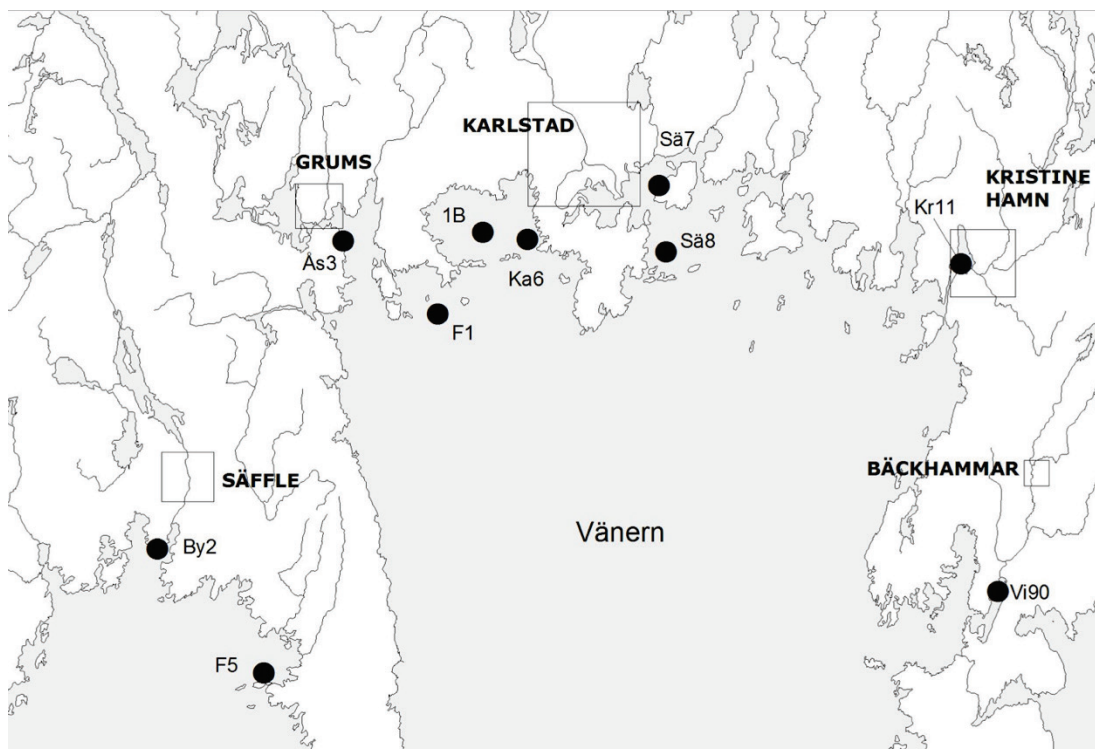
Lokal	Nr	RT90		VISS EU_CD	Fisk	Fiskeperiod	Program
		X	Y				
V Torsö (Onsö)	3	6514922	1376413	SE651492- 137641	Abborre, årligen	augusti- oktober	NMÖ, Stora sjöarna
SO Åsundaön	1	6575535	1356638	SE657554- 135664	Abborre, årligen	augusti	Norra Vänerns recipientkontroll
Byviken	By2	6554270	1332400	SE655427- 133240	Abborre, vart 3:e år	augusti- september	Norra Vänerns recipientkontroll
Åsfjorden	Ås3	6580650	1348340	SE658065- 134834	Abborre, vart 3:e år	augusti- september	Norra Vänerns recipientkontroll
Kattfjorden Öster	Ka6	6580750	1364100	SE658075- 136410	Abborre, vart 3:e år	augusti- september	Norra Vänerns recipientkontroll
Hammarösjön	Sä7	6585400	1375400	SE658540- 137540	Abborre, vart 3:e år	augusti- september	Norra Vänerns recipientkontroll
Sätterholms- fjärden	Sä8	6579700	1376000	SE657970- 137600	Abborre, vart 3:e år	augusti- september	Norra Vänerns recipientkontroll
Varnumsviken	Kr11	6578650	1401300	SE657865- 140130	Abborre, vart 3:e år	augusti- september	Norra Vänerns recipientkontroll
Kolstrands- viken	Vi90	6550600	1404500	SE655060- 140450	Abborre, vart 3:e år	augusti- september	Norra Vänerns recipientkontroll

**Tabell 2.** Insamlingslokaler för gädda 2020.

Lokal	Nr	RT90		VISS EU_CD	Fisk	Fiskeperiod	Program
		X	Y				
Millesvik	5	6543738	1342089		Gädda, vart 5:e år	mars-april	NMÖ, Stora sjöarna
Kattfjorden	1B	6581384	1360316	SE658138- 136031	Gädda, årligen	mars-april	Norra Vänerns recipientkontroll



**Figur 1.** Områdeskarta över insamlingslokaler för abborre och gädda i Vänerns Vattenvårdsförbunds regi. Fiske har 2020 skett för abborre vid lokal 1 (Åsunda) och lokal 3 (Torsö) samt för gädda vid lokal 1b (Kattfjorden) och 5 (Millesvik). Karta från Vänerns Vattenvårdsförbund.



**Figur 2.** Områdeskarta över insamlingslokaler för abborre inom Norra Vänerns recipientkontroll. Karta från Program för samordnad recipientkontroll i norra Vänern med tillflöden (ALcontrol Laboratories 2017).

## 2 Metod och genomförande

### Provfiske

Insamling av abborre (honor) i storleksklassen 17–20 cm (huvudsakligen) skedde med nät (figur 3). Ansvarig för fisket var Thomas Andersson på Calluna AB. Fiske vid lokalen Åsunda utfördes av Calluna AB i augusti 2020. Lokal fiskare insamlade abborrar vid Torsö mellan augusti och oktober 2020. Abborrar från norra Vänerns lokaler Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Kolstrandsviken fiskades av Medins Havs och Vattenkonsulter AB under augusti-september 2020. Gädda från Kattfjorden och Millesvik fiskades av Calluna AB i april 2020. Direkt efter fisket frystes fisken in i PVC-fria plastpåsar.



**Figur 3.** Abborrar fiskades med nät, här i undersökningsområdet Åsunda.

Preparering av abborrar och gädda (Millesvik) utfördes av Thomas Andersson, Anders Engström och Fredric Svensson (Calluna AB). Vid preparering registrerades längd, totalvikt, somatisk vikt (exklusive inälvor), levervikt, gonadvikt och maginnehåll (vikt). Fiskarnas gällock kokades och rengjordes för att sedan skickas till Pelagia Nature & Environment AB för åldersbestämning. Åldersbestämning görs genom att räkna årsringar på gällocksbenet (operculum). Samtliga morfometriska parametrar som analyseras anges i tabell 3.

Preparering av gäddor från Kattfjorden gjordes av Synlab AB. Längd och vikt registrerades.

**Tabell 3.** Morfometriska parametrar som ingår i analysprogrammet för Vänern.

Parameter	Enhet	Analyserande laboratorium
Längd	Centimeter	Calluna AB
Vikt	Gram	Calluna AB
Somatisk vikt	Gram	Calluna AB
Lever	Gram	Calluna AB
Gonad	Gram	Calluna AB
Maginnehåll	Gram	Calluna AB
Ålder	År	Pelagia Nature & Environment AB
Leversomatiskt index, LSI	%	Calluna AB
Gonadsomatiskt index, GSI	%	Calluna AB
Konditionsfaktor, CF		Calluna AB

I regel fiskades 20 abborrar per lokal. Vid 2020 års fiske infångades dock endast fem individer från Byviken, 10 från Varnumsviken och 15 från Kolstrandsviken. Muskel togs i regel från 10 individer abborre per lokal för undersökning av kvicksilver. För lokalerna Byviken, Hammarösjön, Kattfjorden Öster, Kolstrandsviken, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Åsfjorden undersöktes även bly, kadmium och nickel i muskel från abborre. Från respektive område togs även lever från i regel 10 abborrar för analys av bly, nickel, krom, kadmium, koppar, zink och arsenik. Då endast fem abborrar insamlades i Byviken baseras undersökningarna från denna lokal på muskel och lever från fem individer.

Från Åsunda och Torsö togs även samlingsprov på lever från 10 abborrar för analys av PFAS. Samlingsprov togs också från individernas muskler för analys av PCB, PCDD/PCDF, PBDE, HBCDD samt PFAS. Analyspaket och analyserande laboratorium är sammanfattade i tabell 4. Ingående ämnen/kongener i de olika analyspaketen anges i tabell 5.

Från Millesvik och Kattfjorden insamlades 10 respektive åtta gäddor för analys av kvicksilver i muskel. Gäddmuskler från Millesvik analyserades av Eurofins Environment Testing Sweden AB medan muskler från gäddor fiskade i Kattfjorden analyserades av Synlab AB.

**Tabell 4.** Analysparametrar för metaller och miljögifter i abborre. Samtliga samlingsprover kommer från 10 individer från respektive område, undantaget Kolstrandsviken (5 individer).

Analyspaket	Muskel	Lever	Analyserande laboratorium
As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn		10 fiskar (By2 5 fiskar)	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Hg	10 fiskar (By2 5 fiskar)		Eurofins Environment Testing Sweden AB
Pb, Cd, Ni	10 fiskar (Ej Åsunda och Torsö, By2 5 fiskar)		Eurofins Environment Testing Sweden AB
Torrvikt		Samling (pga. liten provmängd) <sup>1</sup>	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Råfett	Samling <sup>2</sup>	Samling <sup>2</sup>	Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB
PCB <sub>7</sub>	Samling <sup>2</sup>		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
Dioxinlika PCB	Samling <sup>2</sup>		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
Dioxin (PCDD/PCDF)	Samling <sup>2</sup>		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
PBDE	Samling <sup>2</sup>		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
HBCD	Samling <sup>2</sup>		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
PFAS	Samling <sup>2</sup>	Samling <sup>2</sup>	Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB

<sup>1</sup> Torrvikt har ej uppmätts för samlingsprover Byviken och Varnumsviken pga. otillräcklig provmängd.

<sup>2</sup> Endast Åsunda och Torsö.

**Tabell 5.** Ingående ämnen/kongener i analyspaketet för organiska föreningar.

PCB <sub>7</sub>	Dioxinlika PCB	Dioxin (PCDD/PCDF)	PBDE <sub>6</sub> och HBCDD	PFAS <sub>10</sub>
PCB 28	PCB 77	2,3,7,8-tetra CDD	BDE-28	PFHxA
PCB 52	PCB 81	1,2,3,7,8-penta CDD	BDE-47	PFHpA
PCB 101	PCB 105	1,2,3,4,7,8-hexa CDD	BDE-99	PFOA
PCB 118	PCB 114	1,2,3,6,7,8-hexa CDD	BDE-100	PFNA
PCB 138	PCB 118	1,2,3,7,8,9-hexa CDD	BDE-153	PFDA
PCB 153	PCB 123	1,2,3,4,6,7,8-hepta CDD	BDE-154	PFUnDA
PCB 180	PCB 126	oktalogdibensodioxin	HBCD/HBCDD	PFHxS
	PCB 156	2,3,7,8-tetra CDF		PFOS
	PCB 157	1,2,3,7,8-penta CDF		PFDS
	PCB 167	2,3,4,7,8-penta CDF		PFOSA
	PCB 169	1,2,3,4,7,8-hexa CDF		
	PCB 189	1,2,3,6,7,8-hexa CDF		
		1,2,3,7,8,9-hexa CDF		
		2,3,4,6,7,8-hexa CDF		
		1,2,3,4,6,7,8-hepta CDD		
		1,2,3,4,7,8,9-hepta CDD		
		oktalogdibensofuran		

## Datainsamling, gränsvärden och utvärdering av data

Ann-Charlotte Norborg Carlsson (Synlab AB) har tillhandahållit analysresultat gällande kvicksilver i gädda från Kattfjorden 2020 (Bilaga 2). Historiska data har erhållits från Sara Peilot (Vänerns Vattenvårdsförbund) och Margareta Sandström (Stora Enso) samt inhämtats från datavärd (SGU 2021), från tillgängliga årsrapporter online (september 2021) för Norra Vänerns recipientkontroll (Norborg Carlsson 2012, 2013, 2015, 2019a, 2019b) och ur diagram från Grotell (2018).

Konditionsfaktor (CF, Fultonvärde) beräknades för varje enskild individ och är ett mått på vilken kondition fisken är i. Ju högre värde desto bättre kondition hos fisken. Värdet beräknas enligt:

$$\frac{\text{Vikt (g)} \times 100}{\text{Total längd (cm)}^3}$$

Leversomatiskt index (LSI) och gonadsomatiskt index (GSI) har beräknats enligt:

$$\frac{\text{organvikt (g)}}{\text{somatisk vikt (g)}} \times 100$$

För de metallhalter som underskrider rapporteringsgränsvärdet har halva gränsvärdet använts vid sammanställningen av data. För organiska föreningar har istället rapporteringsgränsen (LOQ-värdet) använts vid summeringen av halter.

Vid uträkning av normerad halt av kvicksilver dividerades först uppmätt halt (färsk/våtvikt, vv) med fiskens vikt (g) för att få ett värde per g fisk. Sedan multiplicerades denna halt med 100 (abborre) eller 1000 (gädda) för att få halten per 1hg abborre eller 1kg gädda. Fettviktshalt (fv) har beräknats enligt:

$$\frac{\text{våtviktshalt}}{\text{fetthalt (\%)} \times 0,01}$$

Vid lipidnormalisering 5% multiplicerades fettviktshalten med 0,05.

De individuella leverproverna utgjorde 2020 mycket små provmängder vilket medförde höga rapporteringsgränsvärden. En osäkerhet i de utrapporterade resultaten på torrsviktshalter (bilaga 1) är att torrsubstansen, pga. liten provmängd, endast kunnat bestämmas på samlingsprov från samma lokal, och inte för de individuellt analyserade levernarna. För Byviken och Varnumsviken har torrsubstansen inte kunnat bestämmas alls 2020. En annan osäkerhetsfaktor är att prover som förvaras länge i frys i väntan på analys kan frystorka. En koncentrationsökning till följd av frystorkning blir särskilt betydelsefull om provmängden är liten, vilket är fallet med de individuellt analyserade abborrlevernarna. Då de inför analys invägda leverproverna visade sig ha lägre vikt än de levervikter som uppmättes vid dissektion gjordes en omräkning av metallhalterna i lever. De erhållna analysresultaten (mg/kg ts) räknades om till mg/kg vv med den använda torrsubstansen från samlingsproverna. Mängd av respektive metall per prov räknades ut genom att multiplicera våtviktshalterna med invikterna från analysen. En ny våtviktshalt räknades sedan ut genom att dividera metallmängderna/prov med vikten av



respektive lever vid dissekering. Ett antagande gjordes att leverproverna, på grund av den ringa provmängden, användes i sin helhet. Torrsviktshalten räknades sedan ut med en torrsubstans som utgjordes av medelvärden av tidigare års torrsubstanser för varje lokal.

För Torsö och Kolstrandsviken (Vi90) har en individ vardera exkluderats ur utvärderingen av metaller i lever. Dessa individer hade kraftigt förhöjda rapporteringsgränsvärden jämfört med övriga individer och därför ingår endast leveranalyser från 9 individer i utvärderingen av metallhalter i lever hos fisk från dessa lokaler. En gäddindivid från Kattfjorden har också exkluderats ur datautvärderingen av samma orsak. All data redovisas dock i bilaga 1.

Flera av de ämnen som har analyserats har olika gränsvärden för fisk, sammanställda i tabell 6. Gränsvärden från EG/EU-förordningarna är kopplade till livsmedel för att skydda konsumenter från för högt intag av skadliga ämnen via födan. Förutom dessa gränsvärden finns även kostrekommendationer från Livsmedelsverket kring hur mycket fisk olika konsumentgrupper maximalt bör inta. De gränsvärden som HVMFS 2019:25 anger är relaterade till biota och används som bedömningsgrunder för klassificering av ekologisk status och ytvattenstatus. Dessa gränsvärden är ofta kopplade till sekundär risk för förgiftning och har som uppgift att skydda ekosystemtjänster och de mest utsatta organismerna. De kan även i vissa fall vara kopplade till risker som kan uppkomma när människor konsumerar fisken (HaV 2016).

**Tabell 6.** Gränsvärden för aktuella miljögifter i biota baserat på HVMFS 2019:25 samt livsmedelsgränsvärden enligt EG-förordning 1881/2006 och EU-förordning 1259/2011. Samtliga värden gäller för våtvikt.

Ämne	HVMFS 2019:25	EG 1881/2006 EU 1259/2011*	Kommentar
Bly		0,3 mg/kg	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från fisk.
Kadmium		0,05 mg/kg	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från fisk.
Kvicksilver	20 ng/g	0,5 mg/kg (1 mg/kg gädda)	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från fisk.
Summan av dioxiner		3,5 pg/g*	Enligt WHO-PCDD/F-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk.
Summan av dioxiner och dioxinlika PCB	6,5 pg/g	6,5 pg/g*	Enligt WHO-PCDD/F-PCB-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk.
Summa PCB <sub>6</sub>	125 ng/g	125 ng/g*	Kongenerna PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 samt PCB 180. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk. HVMFS gränsvärde gäller för fiskmuskel.
PFOS	9,1 ng/g		
HBCD/HBCDD	167 ng/g		
PBDE <sub>6</sub>	0,0085 ng/g		Kongenerna BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 och BDE-154.

### 3 Resultat – Morfometriska parametrar

De morfometriska resultaten gällande abborre från lokalerna Åsunda och Torsö presenteras i tabell 7. Utifrån den okulära besiktningen av fisken från de två lokalerna var det inget som indikerade försämrad fiskhälsa under 2020. För en individ från Torsö noterades att den var rund i formen. Vid dissekeringen kunde parasiter på lever noteras på 2 av abborrhonorna från Torsö (5 stycken 2019). Abborrarna från Torsö var i medeltal något längre och tyngre än dem från Åsunda, i likhet med 2019. Åldern 3+ dominerade, liksom 2019, både vid Åsunda och Torsö (medianålder 3, medelålder 3,1 respektive 3,15).

Konditionsfaktorn (CF) är en beskrivning av fiskens energitillstånd och resultatet visar att det inte finns någon indikation på att fiskens kondition blivit sämre jämfört med tidigare år. Konditionsfaktorn var något högre 2020 än 2018 och 2019 (Grotell 2019, Olsson och Andersson 2020). Fiskarnas kondition bedöms som god vid båda lokalerna. Konditionsfaktorn brukar vanligen öka med fiskens ålder och storlek och påverkas även av fiskens föda. Uträknat leversomatiskt index (LSI) var något lägre för abborrarna från Torsö än för dem från Åsunda, till skillnad från 2019 då LSI var betydligt högre vid Torsö. LSI tyder inte på någon påverkan av föroreningar i de två undersökningsområdena. Fisk i områdena förorenade av organiska föreningar kan ofta ha förstörd lever och därmed förhöjt LSI-värde, vilket gör LSI-värdet till en viktig indikation på om fisken utsatts för organiska miljögifter. GSI-värdet var i medeltal, liksom 2019, betydligt högre i fiskar från Torsö. Detta kan hänga samman med att fiskarna från Torsö var något större och äldre. Dessutom samlades fiskarna från Torsö in senare vilket också påverkar hur långt gängen gonadnaden är.

**Tabell 7.** Resultat för morfometriska parametrar för abborre 2020, Åsunda och Torsö. Medelvärde med standardavvikelse beräknat på 20 individer.

Parameter	Enhet	Åsunda	Torsö
Antal		20	20
Längd	cm	18,5 ± 1,08	18,9 ± 1,02
Vikt	Gram	72,5 ± 16	79,0 ± 11,6
Somatisk vikt	Gram	67,5 ± 15	73,5 ± 10,4
Lever	Gram	0,69 ± 0,24	0,67 ± 0,21
Gonad	Gram	0,27 ± 0,18	0,54 ± 0,31
Ålder	År	3+	3+
CF		1,13 ± 0,08	1,17 ± 0,10
LSI	%	1,02 ± 0,24	0,90 ± 0,26
GSI	%	0,38 ± 0,21	0,72 ± 0,41

De morfometriska resultaten för abborre från Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) och Kolstrandsviken (Vi90) presenteras i tabell 8. Vid dissekeringen kunde parasiter på lever noteras på abborrhonor från samtliga lokaler utom Åsfjorden; Byviken (3 individer av 5), Kattfjorden (1 individ), Hammarösjön (10 individer) Sätterholmsfjärden (4 individer), Varnumsviken (1 individ) och Kolstrandsviken (2 individer). För Hammarösjön noterades en individ med stor lever. De infångade abborrarna från Byviken och Kolstrandsviken var i medeltal mindre och lättare, respektive större och tyngre, än vid övriga lokaler. Det bör dock



noteras att dataunderlaget är mindre för dessa lokaler, och med ett flertal individer som ligger utanför eftersträvat storleksintervall (17–20 cm). Åldern 3+/4+ dominerade men i Åsfjorden och Varnumsviken noterades också flertalet yngre (2+) och äldre (5–6+) fiskar.

**Tabell 8.** Resultat morfometriska parametrar för abborre, lokaler i norra Väner 2020. Medelvärde med standardavvikelse beräknat på 20 individer, undantaget Byviken, Varnumsviken och Kolstrandsviken. Åldersanalys har endast gjorts på 10 individer (Byviken fem individer).

Parameter	Enhet	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90
Antal		5	20	20	20	20	10	15
Längd	cm	16,1 ± 0,83	17,9 ± 2,20	18,4 ± 1,24	18,4 ± 1,12	17,9 ± 1,19	17,1 ± 3,29	19,2 ± 3,33
Vikt	Gram	46,9 ± 12,6	69,1 ± 27,7	70,5 ± 14,0	73,0 ± 15,7	63,8 ± 12,0	65,5 ± 43,8	83,2 ± 49,2
Somatisk vikt	Gram	44,1 ± 12,1	64,7 ± 25,7	66,8 ± 13,0	67,8 ± 14,2	60,0 ± 11,3	60,9 ± 41,6	75,0 ± 43,9
Lever	Gram	0,56 ± 0,19	0,78 ± 0,42	0,58 ± 0,28	0,76 ± 0,40	0,68 ± 0,24	0,82 ± 0,61	0,95 ± 0,75
Gonad	Gram	0,2 ± 0,07	0,2 ± 0,15	0,30 ± 0,18	0,48 ± 0,20	0,23 ± 0,16	0,17 ± 0,16	0,87 ± 0,70
Ålder	År	3+	4+	3+	4+	3+	3+	3+
CF		1,11 ± 0,14	1,14 ± 0,11	1,12 ± 0,07	1,15 ± 0,10	1,11 ± 0,05	1,16 ± 0,10	1,05 ± 0,13
LSI	%	1,26 ± 0,19	1,15 ± 0,39	0,86 ± 0,40	1,10 ± 0,46	1,11 ± 0,31	1,36 ± 0,43	1,12 ± 0,44
GSI	%	0,45 ± 0,12	0,28 ± 0,15	0,43 ± 0,22	0,69 ± 0,27	0,36 ± 0,21	0,28 ± 0,19	0,99 ± 0,44

Konditionsfaktorn (CF) var vid samtliga lokaler höge än vid undersökningen 2017 (Grotell 2018) och fiskarnas kondition bedöms som god. LSI-värdet vid lokalerna var jämfört med 2017 lägre eller endast något högre, undantaget Varnumsviken som 2017 hade ett värde på 1,16 (2020: 1,36). Dock innehåller dataunderlaget från Varnumsviken 2020 ett par äldre individer med högre levervikt som påverkar resultatet. GSI-värdet var generellt lägre 2020 jämfört med 2017, undantaget Kolstrandsviken där några stora individer (ej åldersbestämda) hade förhållandevis mycket hög gonadvikt. Åsfjorden och Varnumsviken hade, både jämfört med 2017 och med övriga lokaler 2020, ett lågt GSI. Detta kan bero på en större andel yngre fiskar med låg gonadvikt samt tidpunkten för insamling.

De morfometriska resultaten gällande gädda från lokalerna Millesvik och Kattfjorden presenteras i tabell 9. Det bör noteras att endast tre av de infångade gäddorna från Millesvik och ingen av gäddorna från Kattfjorden ligger inom det eftersträvalde storleksintervallet 0,8–1,2 kg. Flera av de stora och äldre individerna innehöll höga halter av kvicksilver, vilket visar på att kvicksilver ackumuleras och biomagnifieras. Ett par gäddor från Kattfjorden var särskilt stora och hade också höga kvicksilverhalter (se 4 Resultat – Metaller i fiskmuskel). Konditionsfaktorn (CF) låg i medeltal på 0,69 vid de båda lokalerna, vilket tyder på god kondition. Dock är CF lägre för Millesvik beräknat på endast de tre individer som faller inom eftersträvat storleksintervall (0,65). Vid senaste fiske i Millesvik (2015) var konditionsfaktorn också 0,69. Kattfjorden har tidigare uppvisat både lägre (2018; 0,54 dock bara två individer) och högre (2017; 0,72, 2016; 0,76) CF.

**Tabell 9.** Resultat för morfometriska parametrar för gädda från Millesvik och Kattfjorden 2020. Medelvärde med standardavvikelse beräknat på 10 respektive 8 individer.

Parameter	Enhet	Millesvik	Kattfjorden
Antal		10	8
Längd	cm	60,7 ± 5,9	67,7 ± 25,8
Vikt	Gram	1587 ± 532	3312 ± 3455
Somatisk vikt	Gram	1466 ± 502	
Lever	Gram	29 ± 13	
Gonad	Gram	5,4 ± 3,3	
Ålder	År	4+	
CF		0,69 ± 0,07	0,69 ± 0,14
LSI	%	1,96 ± 0,48	
GSI	%	0,37 ± 0,15	

## 4 Resultat – Metaller i fiskmuskel

Både kvicksilver och många av dess föreningar är giftiga för djur och miljö och orsakar skador på nervsystemet. I naturen omvandlas kvicksilver delvis till metylkvicksilver, som ackumuleras i vävnader hos djur eftersom det är svårnedbrytbart och utsöndras långsamt. Sveriges utsläpp av kvicksilver till luft har minskat kraftigt de senaste decennierna men eftersom kvicksilver kan spridas långt via luften har utländska utsläpp fortfarande stor påverkan på mängden kvicksilver som faller ned över Sverige. Dessutom biomagnifieras kvicksilver vilket gör att höga halter av kvicksilver återfinns hos fisk och andra djur högt upp i näringskedjan (Naturvårdsverket 2021a). Halten av kvicksilver i fisk varierar och styrs av fångstplats, fiskart och fiskens ålder.

Resultaten från 2020 års undersökning av kvicksilver i abborrar från Åsunda och Torsö samt övriga lokaler inom norra Vänerns recipientkontroll visas som halter i våtvikt i tabell 10–11. Samtliga resultat i mg/kg ts redovisas i bilaga 1. Resultaten för kvicksilver redovisas både som medelvärde av analysvärdet samt som medelvärde av kvicksilverhalt för normerade 1-hg abborrar. Normering används för att få en mer representativ jämförelse av kvicksilverhalt i fisk av olika storlek, eftersom kvicksilver normalt ökar med ökande storlek och ålder. Resultaten i relation till historiska data presenteras i figur 4–5.

**Tabell 10.** Kviksilverhalt i abborrmuskel från Åsunda och Torsö 2020. Resultaten visas som medelvärde av analysresultat och som medelvärde av normerad 1-hg abborre och jämförs med gränsvärden från HVMFS 2019:25 och EG-förordning 1881/2006.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	HVMFS 2019:25	EG1881/2006
Kviksilver	Muskel	ng/g vv	112 ± 43	109 ± 40	0,020 mg/kg vv	0,5 mg/kg vv i muskel
Kviksilver normerad 1-hg abborre	Muskel	ng/g vv	166	148		

**Tabell 11.** Metallhalter i abborrmuskel från lokaler i norra Vänern 2020. Resultaten för kvicksilver visas som medelvärde av analysresultat och som medelvärde av normerad 1-hg abborre. Från Kolstrandsviken har en individ exkluderats ur datasetet p.g.a. förhöjda rapporteringsgränsvärden jämfört med övriga individer.

Ämne	Matris	Enhet	By2 <sup>1</sup>	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90 <sup>2</sup>
Kvicksilver	Muskel	ng/g vv	95±25	121±34	181±64	193±57	141±44	97±65	240±86
Kvicksilver normerad 1-hg abborre	Muskel	ng/g vv	204	162	245	261	206	166	433
Bly*	Muskel	µg/g vv	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Kadmium*	Muskel	µg/g vv	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005	0,007	0,005
Nickel*	Muskel	µg/g vv	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03

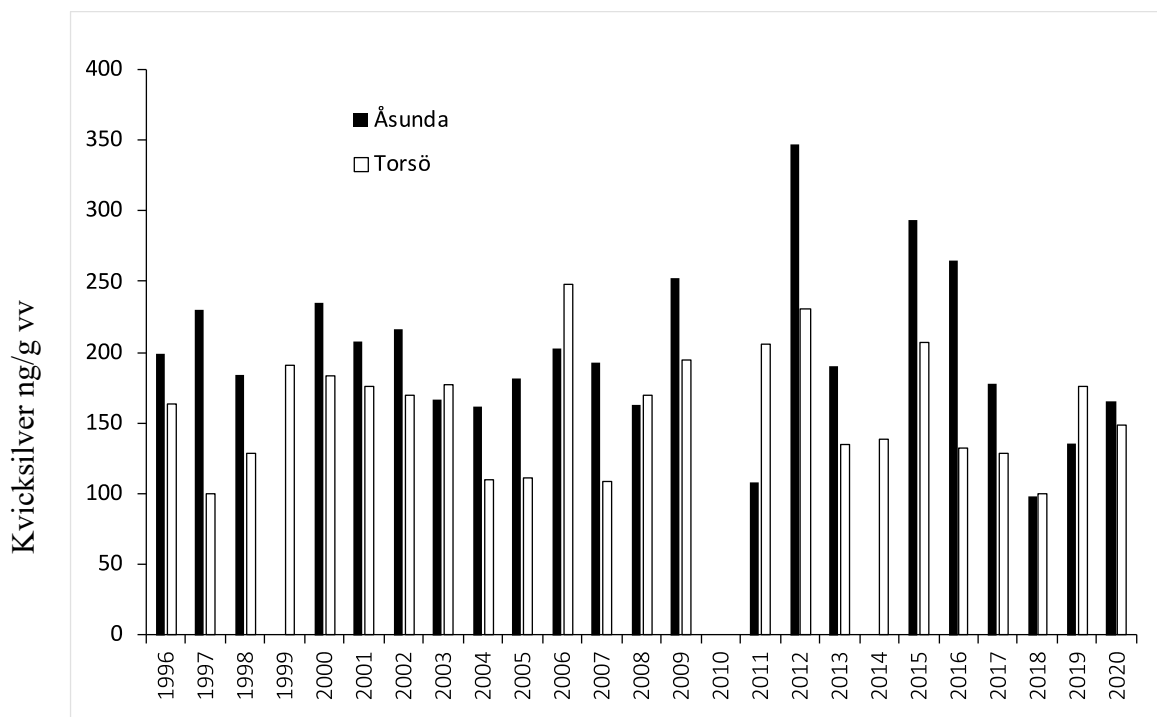
\*Medelhalter baseras på ½ LOQ. Endast en individ från Varnumsviken hade detekterbar halt av nickel.

<sup>1</sup> Medel av endast fem individer 2020.

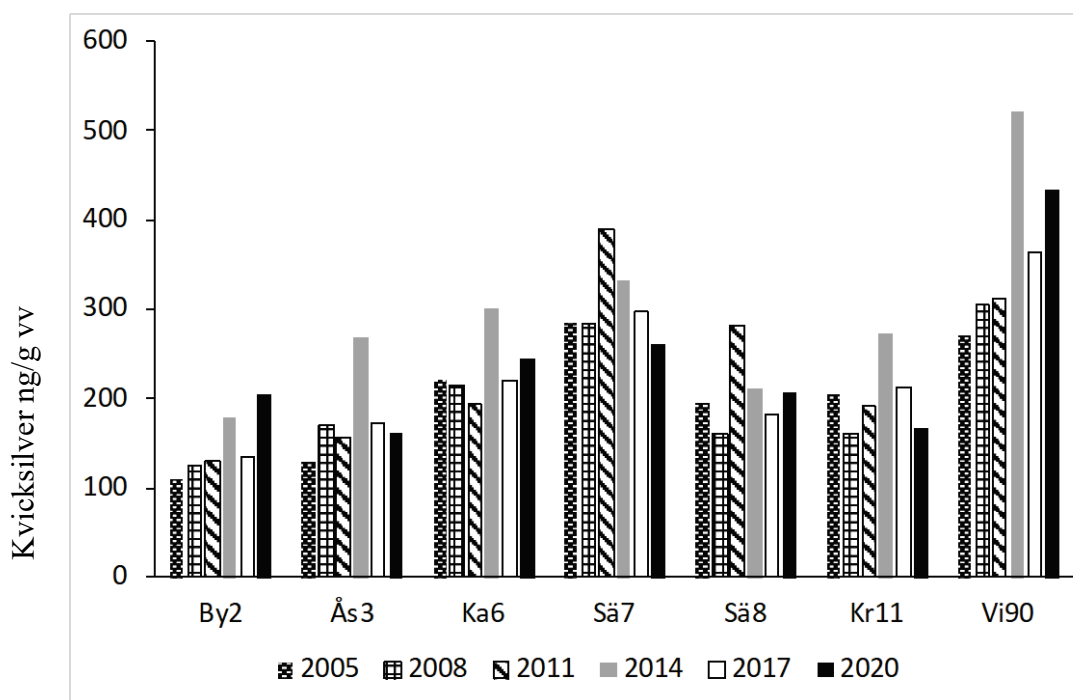
<sup>2</sup> Medel nio individer 2020.

Många människor exponeras för kvicksilver främst genom födan, där intaget av fisk har stor betydelse (Livsmedelsverket 2021a). Därför finns gränsvärden för hur mycket kvicksilver som får finnas i muskel av fisk, den del av fisken som normalt konsumeras av människor. Gränsvärdet för kvicksilver i abborrmuskel är 0,5 mg/kg vv (EG-förordning 1881/2006). För både Åsunda och Torsö underskrider kvicksilverhalten i muskel gränsvärdet, precis som tidigare år (tabell 10). Detta gäller även övriga undersökta lokaler (tabell 11). Tre individer från Kolstrandsviken (Vi90) överskred dock gränsvärdet beräknat på normerad 1-hg abborre. En av dessa exkluderades ur datautvärderingen p.g.a. förhöjda rapporteringsgränser jämfört med övriga individer. Vid denna lokal har gränsvärdet i medeltal överskridits tidigare (2014, figur 5) med avseende på 1-hg abborre. Dessutom kan en tendens till ökning över tid ses vid Kolstrandsviken (figur 5).

Samtliga lokaler överskrider kraftigt gränsvärdet 0,020 mg/kg vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Gränsvärdet har överskridits sedan mätningarna påbörjades, men alla ytvattenförekomster i Sverige överskrider detta gränsvärde (VISS 2021). Värdet är satt för att skydda vattenlevande organismer samt fiskätande fåglar och däggdjur (Åkerblom och Johansson 2008).



**Figur 4.** Medelhalt kvikksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-hg abborre från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020. Gränsvärde för kvikksilver i fiskmuskel för konsumtion är 0,5 mg/kg (500 ng/g) våtvikt.



**Figur 5.** Medelhalt kvikksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-hg abborre från lokaler i norra Vänern 2005–2020. Gränsvärde för kvikksilver i fiskmuskel för konsumtion är 0,5 mg/kg (500 ng/g) våtvikt. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att halterna 2005–2008 är uppskattade från diagram i Grotell (2018).

Generellt har halterna de flesta år varit något lägre i Torsö än i Åsunda och även varierat något mindre (figur 4). Jämfört med 2019 var halten 2020 högre i Åsunda och lägre i Torsö. Halterna 2020 avviker dock inte ifrån vad som tidigare uppmätts och resultaten visar att fisken fortsatt ligger under det gränsvärde för konsumtion som är satt av EU.

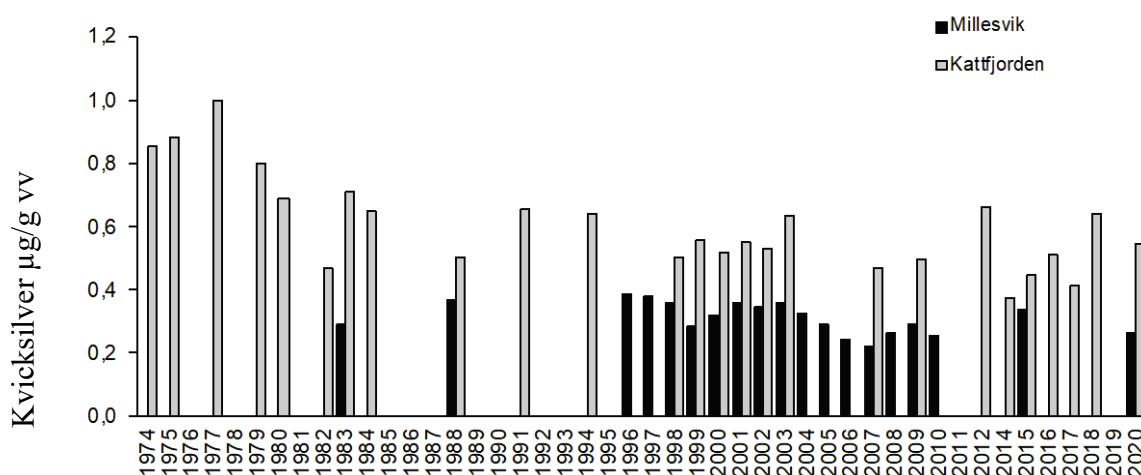
Även övriga lokaler uppvisar halter som ligger i linje med tidigare mätningar av kvicksilver (figur 5). Halten i Byviken (By2) var dock 2020 den högsta för tidsserien (2011–2020). Även i abborrar från Kolstrandsviken (Vi90) uppmättes en högre medelhalt 2020 än tidigare. Halten var dock inte så hög som 2014, då gränsvärdet för konsumtion överskreds. Hammarösjön (Sä7) och Varnumsviken (Kr11) visar däremot en nedåtgående trend med avseende på kvicksilverhalter.

Abborrar fiskade i lokaler i norra Vänern har 2020 även analyserats med avseende på bly, kadmium och nickel i fiskmuskel (tabell 11). Med undantag av halten nickel i en individ från Varnumsviken (0,9 mg/kg Ts) låg halterna av dessa metaller under rapporteringsgränsen för samtliga analyserade individer vid samtliga lokaler. Detta är samstämmigt med tidigare undersökningars resultat (Grotell 2018) och innebär även att gränsvärdena för bly och kadmium i fiskmuskel, 0,3 mg/kg respektive 0,05 mg/kg (EG 1881/2006), underskreds med marginal.

Undersökningarna av kvicksilver i gädda 2020 visar att gränsvärdet (1 mg/kg vv) enligt förordningen i medeltal inte överskreds (tabell 12). Dock överskred en enskild individ från Kattfjorden gränsvärdet. Detta var en liten individ (224 g) som vid omräkning till normerad 1-kg gädda får en hög koncentration. Båda lokalerna överskrider kraftigt gränsvärdet 0,020 mg/kg vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Resultaten ligger i linje med vad som historiskt har uppmätts vid de båda stationerna men halterna kan påverkas av att gäddorna 2020 i hög utsträckning låg utanför eftersträvat storleksintervall (figur 6).

**Tabell 12.** Kviksilverhalt i gäddmuskel från Millesvik och Kattfjorden 2020. Resultaten visas som medelvärde av analysresultat och som medelvärde av normerad 1-kg gädda och jämförs med gränsvärden från HVMFS 2019:25 och EG-förordning 1881/2006. Värden inom parentes visar halter beräknade på endast de tre individer som ligger inom eftersträvat storleksintervall.

Ämne	Matris	Enhet	Millesvik	Kattfjorden	HVMFS 2019:25	EG1881/2006
Kviksilver	Muskel	µg/g vv	0,423 ± 0,214 (0,257 ± 0,05)	0,869 ± 0,628	0,020 mg/kg vv	1 mg/kg vv i muskel
Kviksilver normerad 1-kg gädda	Muskel	µg/g vv	0,267 (0,247)	0,550		



**Figur 6.** Medelhalt kvicksilver uttryckt som µg per g våtvikt för normerad 1-kg gädda från de båda lokalerna Millesvik och Kattfjorden under 1974–2020. Gränsvärde för kvicksilver i fiskmuskel för konsumtion är 1 mg/kg (1 µg/g) våtvikt.

## 5 Resultat – metaller i fisklever

Människan har under lång tid genom sin verksamhet spridit olika tungmetaller till miljön och dessa återfinns därför i levande organismer (Naturvårdsverket 2021b). Till skillnad från kvicksilver analyseras övriga metaller i leverprover, eftersom metallerna lättare ansamlas i lever (Jeziarska och Witeska 2006).

Flera faktorer påverkar metallhalterna i fisk. Olika utsläppskällor ger lokal variation i utsläpp och påverkar därmed även halten i fisk. Stora lokala utsläpp kan komma från industrier och reningsverk, medan mer diffusa utsläpp kommer från biltrafik, jord- och skogsbruk och vedeldning. Biotillgängligheten påverkas av i vilken form metallerna förekommer. Metalljoner kan lätt tas upp av organismer medan metaller i mineralform är mycket svårare att ta upp. Dessutom påverkar vattnets kemiska egenskaper metallernas tillgänglighet. Biotillgängligheten ökar i vatten med lågt pH, närings- och humusfattiga vatten samt i vatten med låg hårdhet (Naturvårdsverket 2007).

Resultat från analyserna av metaller visas som medelvärden i tabell 13–14. Gränsvärden för livsmedel finns för kadmium och bly i muskel, men inte för lever. De gränsvärden som finns är därmed inte direkt tillämpbara på de metallhalter som uppmätts i abborrlever. Dessutom gäller gränsvärdet för livsmedel våtvikt i muskel medan halterna i tabellerna visas som torrsvikt.

**Tabell 13.** Metallhalter i fisklever från de två lokalerna Åsunda och Torsö 2020. Halterna är presenterade som medelvärde inklusive standardavvikelse och visas som torrsvikt. Resultatet är ett medelvärde av 10 individer från Åsunda och 9 individer från Torsö. Från Torsö har en individ exkluderats ur datasetet p.g.a. kraftigt förhöjda rapporteringsgränsvärden jämfört med övriga individer. Rapporteringsgränserna för metaller är generellt förhöjda p.g.a. liten provmängd.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	EG1881/2006 (EU1259/2011)
Zink (Zn)	Lever	µg/g ts	94,0 ± 14,5	81,3 ± 24,8	
Koppar (Cu)	Lever	µg/g ts	8,09 ± 1,90	9,53 ± 2,73	
Kadmium (Cd)	Lever	µg/g ts	0,77 ± 0,26	0,61 ± 0,25	0,05 µg/g i muskel
Arsenik (As)	Lever	µg/g ts	1,99 ± 0,42	0,93 ± 0,41	
Bly (Pb)	Lever	µg/g ts	0,06 ± 0,03	0,06 ± 0,02	0,3 µg/g i muskel
Krom (Cr)	Lever	µg/g ts	0,17 ± 0,09	0,15 ± 0,04	
Nickel (Ni)	Lever	µg/g ts	0,17 ± 0,09	0,14 ± 0,04	
Torrsubstans (Ts)	Lever	%	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>	

<sup>1</sup> Torrsubstansen som använts för beräkningar är ett medel av tidigare års torrsubstanser.

**Tabell 14.** Metallhalter i fisklever från lokaler i norra Vänern 2020. Halterna är presenterade som medelvärde inklusive standardavvikelse och visas som torrsvikt. Resultatet är ett medelvärde av 10 individer, med undantag av Byviken (By2, 5 individer) samt Kolstrandsviken (Vi90, 9 individer). Från Kolstrandsviken har en individ exkluderats ur datasetet p.g.a. kraftigt förhöjda rapporteringsgränsvärden jämfört med övriga individer. Rapporteringsgränserna för metaller är generellt förhöjda p.g.a. liten provmängd.

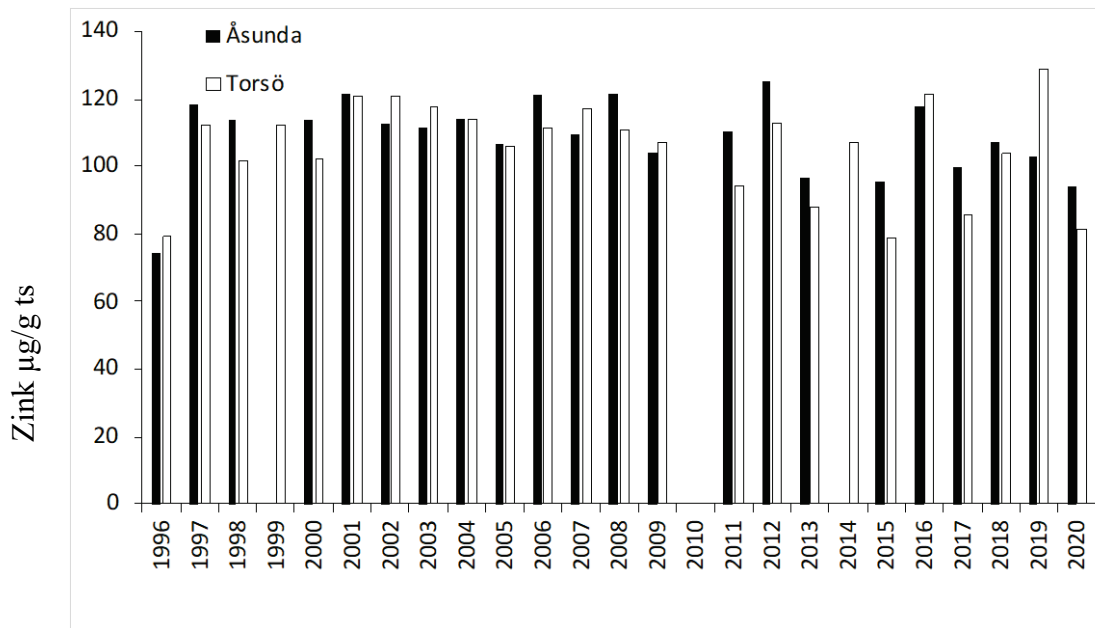
Ämne	Enhet	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90
Zn	µg/g ts	78,3 ± 14,1	89,7 ± 29,1	86,3 ± 21,0	82,2 ± 25,6	92,9 ± 15,9	105 ± 66,4	117 ± 26,7
Cu	µg/g ts	4,88 ± 1,03	5,55 ± 1,76	6,78 ± 1,51	6,74 ± 2,50	6,41 ± 1,34	10,7 ± 11,5	14,6 ± 10,7
Cd	µg/g ts	0,87 ± 0,31	0,86 ± 0,71	0,53 ± 0,29	1,52 ± 1,67	1,03 ± 0,33	0,59 ± 0,41	2,09 ± 2,12
As	µg/g ts	0,51 ± 0,15	1,40 ± 0,49	1,27 ± 0,45	0,28 ± 0,10	1,38 ± 0,35	0,76 ± 0,72	0,34 ± 0,17
Pb	µg/g ts	0,07 ± 0,03	0,04 ± 0,04	0,06 ± 0,02	0,05 ± 0,05	0,06 ± 0,04	0,06 ± 0,05	0,13 ± 0,07
Cr	µg/g ts	0,19 ± 0,05	0,11 ± 0,09	0,14 ± 0,04	0,17 ± 0,17	0,11 ± 0,03	0,15 ± 0,13	0,36 ± 0,17
Ni	µg/g ts	0,17 ± 0,08	0,10 ± 0,09	0,15 ± 0,05	0,15 ± 0,12	0,11 ± 0,03	0,15 ± 0,13	0,33 ± 0,17
Ts	%	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Torrsubstansen som använts för beräkningar är ett medel av tidigare års torrsubstanser.

## Zink och koppar

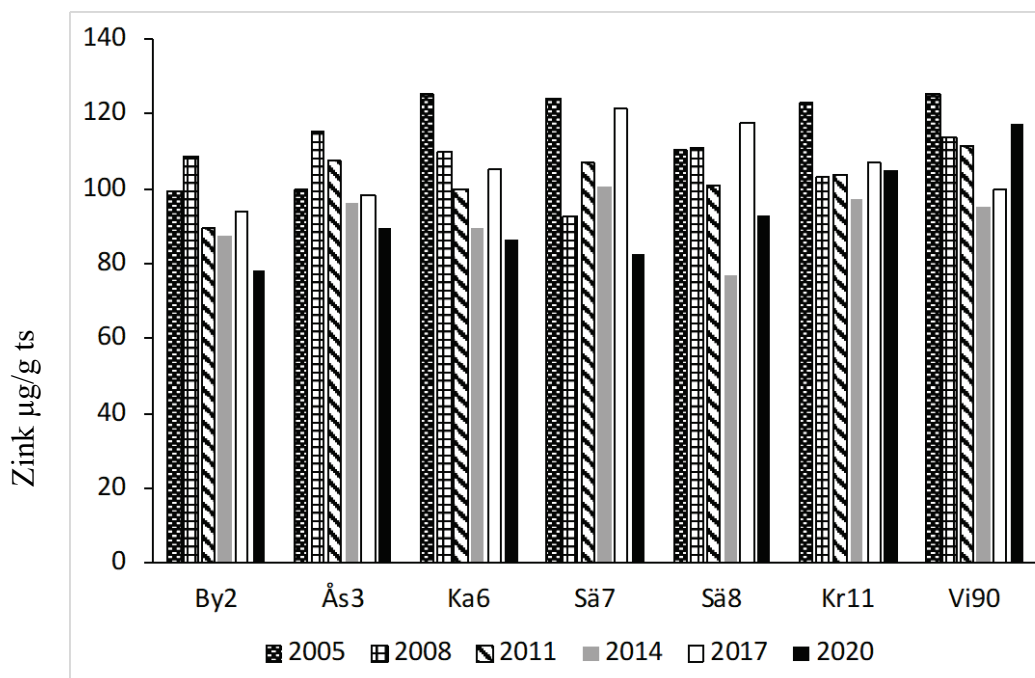
Zink är en livsviktig metall för alla organismer och krävs för att ämnesomsättningen ska fungera. För höga halter är dock skadliga och kan störa både beteende och reproduktion hos vattenlevande organismer (Naturvårdsverket 2021c). Diffusa källor står för de största utsläppen till både luft och vatten (Naturvårdsverket 2021d; Naturvårdsverket 2021e). Sedan 1990-talet har utsläppen till luft minskat med ungefär 40% (Naturvårdsverket 2021e) och industriutsläppen till vatten verkar ha minskat efter millennieskiftet (Naturvårdsverket 2021d).

Medelhalten av zink i abborrlever från Åsunda och Torsö 2020 ligger på liknande nivåer som tidigare år (figur 7). Den under 2019 mycket höga medelhalten av zink i Torsö återupprepades inte under 2020. Även Åsunda uppvisade en lägre halt 2020 än 2019.



Figur 7. Medelhalt zink uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020.

Zinkhalterna i övriga lokaler i norra Vänern ligger på likartade nivåer som för Åsunda och Torsö (figur 8) men Varnumsviken (Kr11) och Kolstrandsviken (Vi90) hade 2020 något högre medelhalter än övriga lokaler. Det var dock endast Kolstrandsviken (Vi90) som uppvisade en ökad halt jämfört med senaste mätningen 2017. Vid övriga lokaler har halterna minskat mellan 2017 och 2020, även om minskningen vid Varnumsviken (Kr11) är liten.

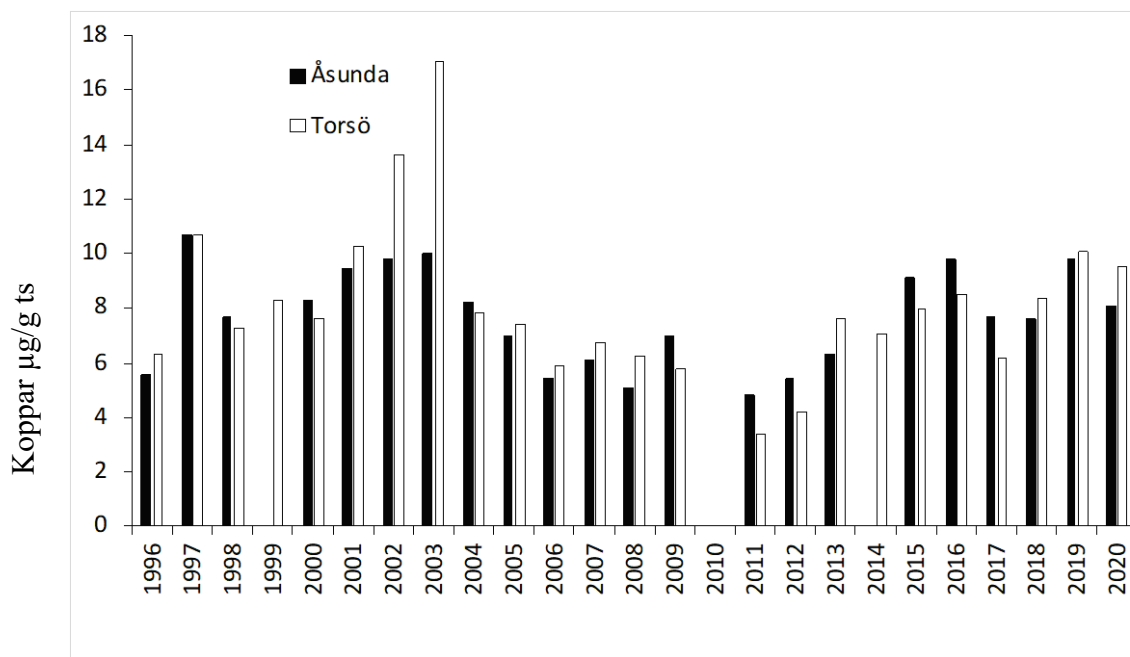


Figur 8. Medelhalt zink uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från lokaler i norra Vänern under 2005–2020. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018).

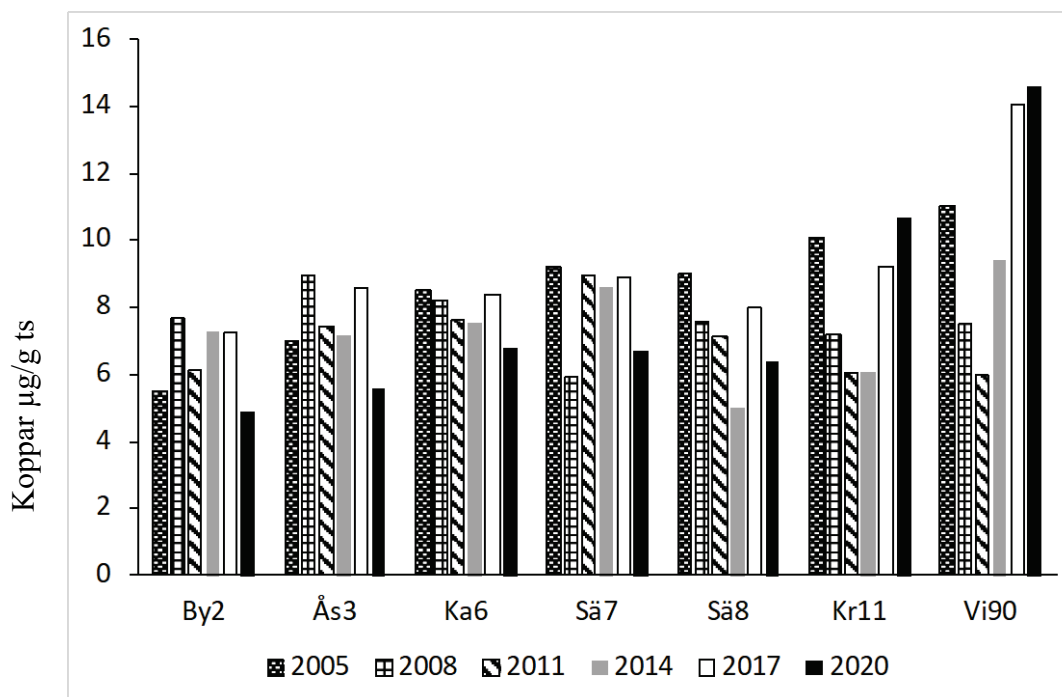


Precis som zink är koppar ett livsviktigt näringsämne som är giftigt i för höga halter, särskilt för vattenlevande organismer. Transportsektorn utgör den största utsläppskällan av koppar till luft, medan de största utsläppen till vatten kommer från avloppsreningsverk samt pappers- och massaindustrin. Utsläppen har minskat sedan 1990-talet (Naturvårdsverket 2021f).

Även kopparhalterna låg 2020 generellt på liknande nivåer som tidigare uppmätts (figur 9–10). För tredje året i rad var halten vid Torsö högre än vid Åsunda (figur 9). Övriga lokaler i norra Vänern uppvisade i flera fall lägre medelhalter än tidigare år (figur 10). Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3) och Kattfjorden (Ka6) uppvisade 2020 sina lägsta halter för tidsserien. Både Varnumsviken (Kr11) och Kolstrandsviken (Vi90) uppvisade dock 2020 de högsta medelhalterna för perioden 2005–2020, en ökning som inleddes 2017 respektive 2014.



**Figur 9.** Medelhalt koppar uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020.



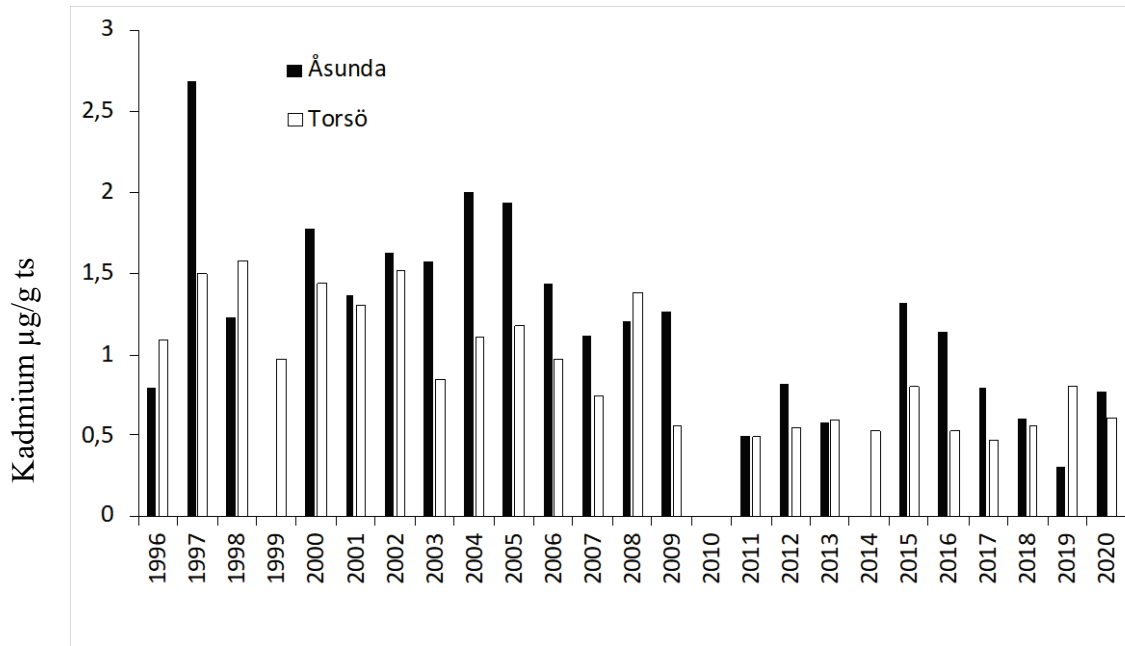
**Figur 10.** Medelhalt koppar uttryckt som  $\mu\text{g/g ts}$  i abborrlever från lokaler i norra Vänern under 2005–2020. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018).

## Kadmium

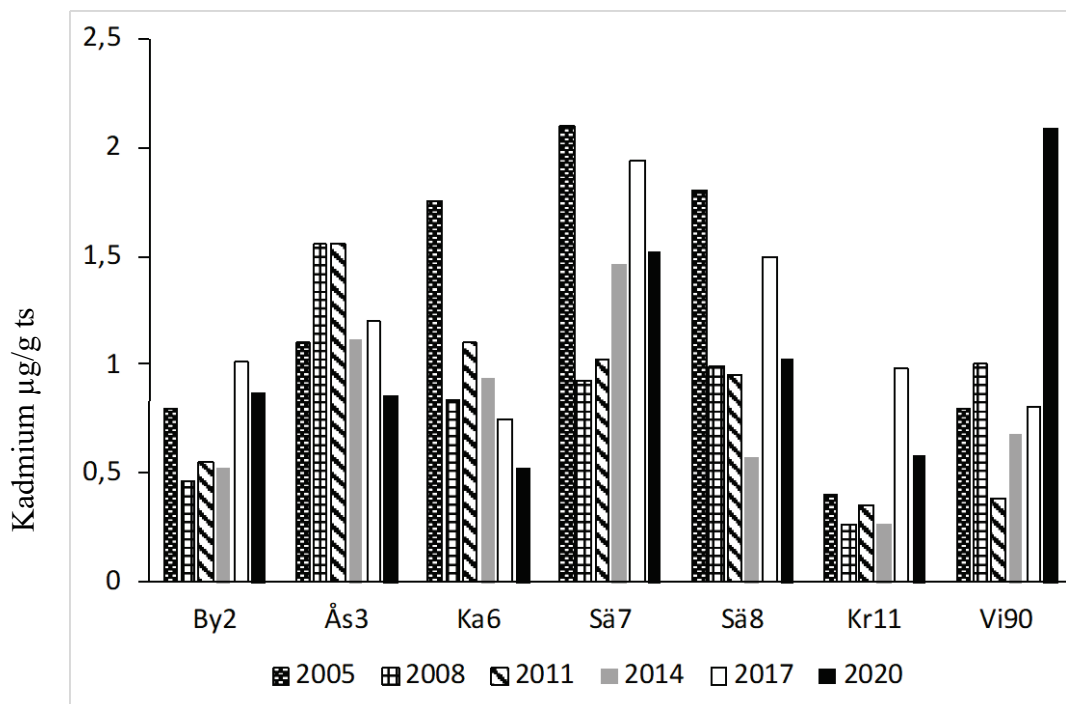
Kadmium har använts flitigt inom industrin, men sedan slutet av 1970-talet är användningen betydligt mer begränsad och hårt reglerad. Trots att utsläppen har minskat har halterna i exempelvis fisk inte sjunkit (Naturvårdsverket 2021g). Kadmium kan vara toxiskt redan i låga nivåer och påverkar bland annat beteende och tillväxt (Okocha och Adedeji 2011).

Medelhalter 2020 av kadmium för Åsunda och Torsö samt övriga lokaler i norra Vänern jämförs med tidigare år i figur 11 respektive 12. Jämfört med 2019 har halterna minskat vid Torsö och ökat vid Åsunda (figur 11), vilket bryter den nedåtgående trend som tidigare har anats för Åsunda. Halterna ligger dock inom intervallet för vad som uppmätts 2015–2017.

Övriga lokaler i norra Vänern (figur 12) uppvisar varierande halter. Åsfjorden (Ås3) och Kattfjorden (Ka6) hade 2020 de lägsta medelhalterna för tidsperioden medan övriga lokaler hade förhållandevis höga halter. Särskilt Kolstrandsviken utmärker sig med höga kadmiumhalter 2020. Nationella undersökningar som gjorts visar att kadmiumhalterna inte har minskat trots utsläppsminskningar.



**Figur 11.** Medelhalt kadmium uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020.



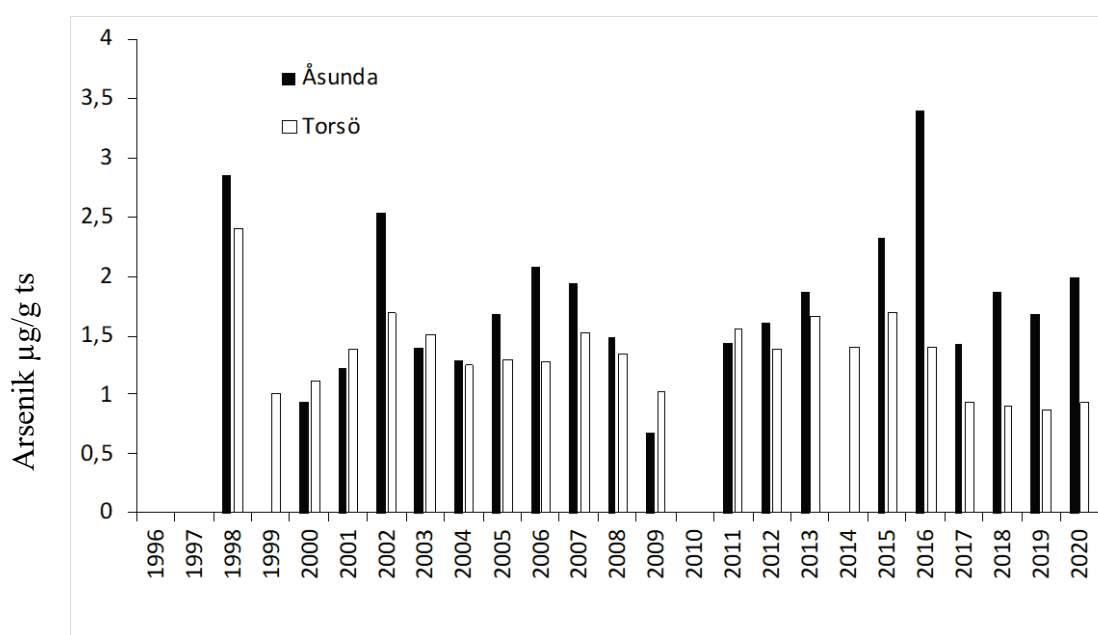
**Figur 12.** Medelhalt kadmium uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från lokaler i norra Vänern under 2005–2020. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018).

## Arsenik

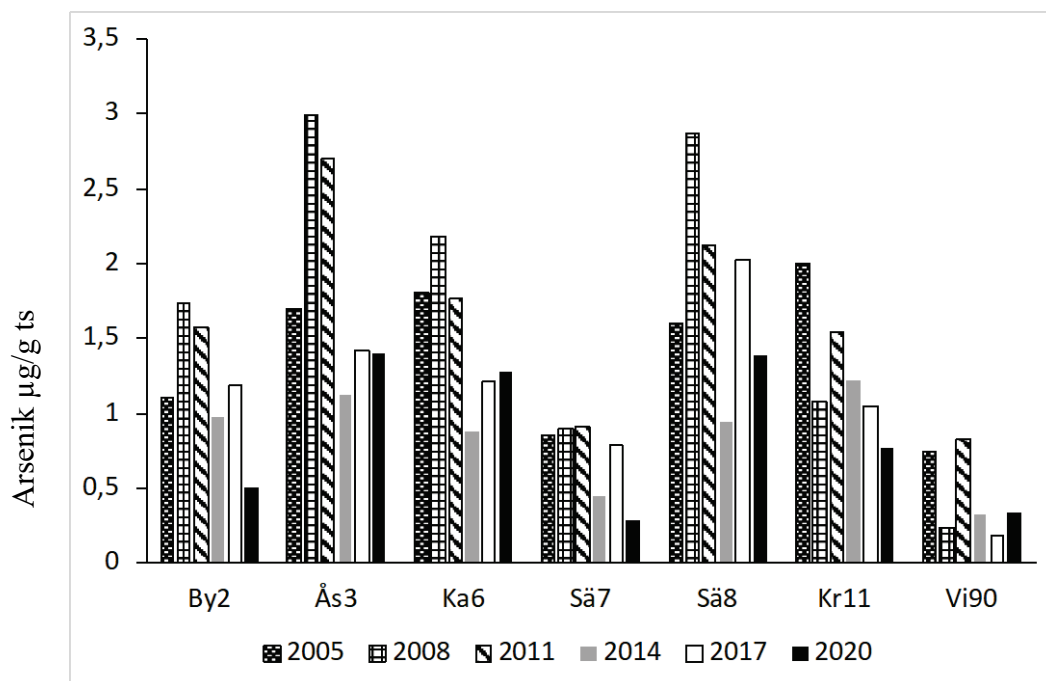
Arsenik är mycket giftigt för vattenlevande organismer (Naturvårdsverket 2021h). Ämnet har tidigare använts som exempelvis träsnyddsmiddel och bekämpningsmedel, men användningen är idag hårt reglerad och har minskat kraftigt i Sverige. Fortfarande släpps dock mindre mängder arsenik ut i Sverige, framför allt till vatten från avloppsreningsverk och pappersmassaindustri.

Halterna av arsenik 2020 vid både Åsunda och Torsö låg i linje med de senaste årens mätningar (figur 13). Medelhalten vid Åsunda hade stigit något sedan 2019. De stora skillnaderna som observerats mellan Åsunda och Torsö de senaste åren kvarstår, med en betydligt högre halt i Åsunda. Lokalen Torsö är vald för att den finns i en mindre påverkad del av Vänern och ska därför kunna fungera som referens för övriga lokaler. I området runt Åsunda finns flera verksamheter som släpper ut arsenik till vatten, vilket ger en skillnad i lokal belastning (Naturvårdsverket 2021i). Detta kan vara en anledning till de högre halter som observeras i Åsunda, men även andra faktorer kopplade till vattnets kemiska egenskaper har betydelse för om en metall är tillgänglig för upptag.

Övriga lokaler i norra Vänern uppvisar varierande halter under tidsperioden 2005–2020 (figur 14). Åsfjorden (Ås3) och Sätterholmsfjärden (Sä8) har generellt haft de högsta medelhalterna och så även 2020. Arsenikhalterna i Byviken (By2) Hammarösjön (Sä7) och Varnumsviken (Kr11) var 2020 däremot de lägsta för tidsserien (figur 14).



**Figur 13.** Medelhalt arsenik uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1998–2020.

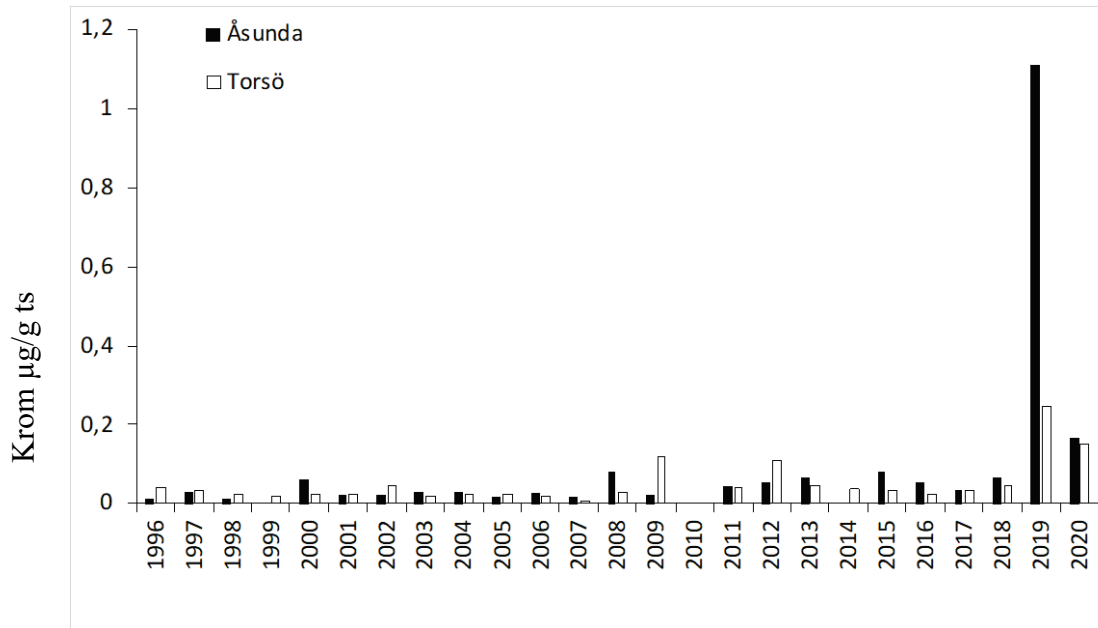


**Figur 14.** Medelhalt arsenik uttryckt som  $\mu\text{g/g ts}$  i abborrlever från lokaler i norra Vänern under 2005–2020. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018).

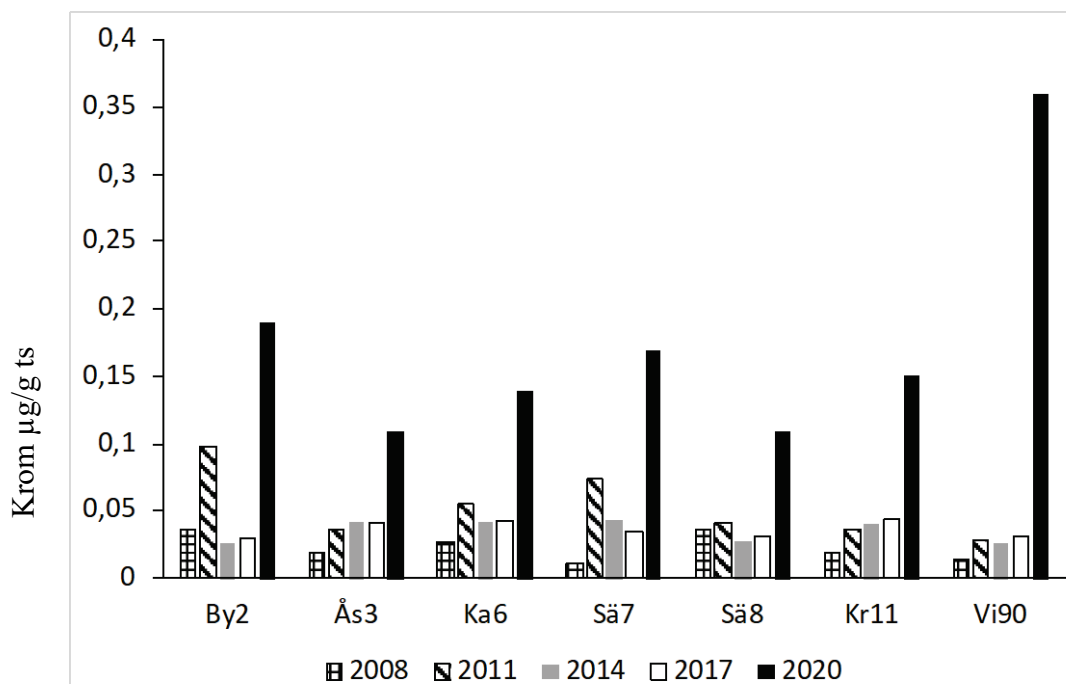
### Krom, nickel och bly

Medelhalter 2020 av krom, bly och nickel visas i tabell 13–14. Under undersökningsperioden har analysmetoden ändrats, från att 1996–2007 haft väldigt låga rapporteringsgränser till en metod som har något högre rapporteringsgränser (Grotell 2018, Olsson och Andersson 2020). Eftersom de flesta resultat avseende krom, nickel och bly ligger under rapporteringsgränsvärdena påverkar detta tolkningen av resultaten då halva LOQ-värdet används vid datautvärderingen. En jämförelse mellan år blir missvisande då det snarare visar skillnader i LOQ än skillnader i verkliga halter.

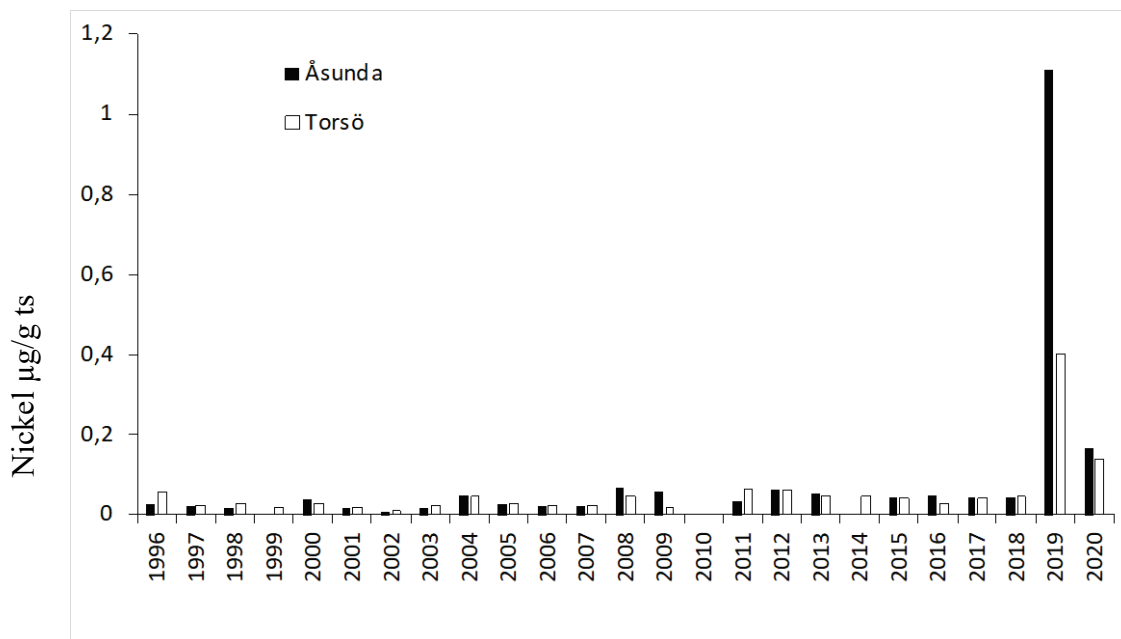
Jämfört med tidigare undersökningsår hade analyserna både 2019 (Olsson och Andersson 2020) och 2020 avsevärt högre rapporteringsgränser. Leverhalterna av krom, bly (främst 2019) och nickel ser ut att vara mycket höga 2019–2020 vid Åsunda och Torsö (se figur 15, 17 och 19). Även övriga lokaler i norra Vänern uppvisade 2020 till synes genomgående mycket högre halter än tidigare, undantaget blyhalten (figur 16, 18 och 20). Resultatet beror sannolikt inte på någon förändring i omgivningen utan kan förklaras av de förhöjda rapporteringsgränsvärdena för dessa metaller jämfört med tidigare år. De flesta resultat gällande krom, nickel och bly ligger även 2020 under rapporteringsgränsen.



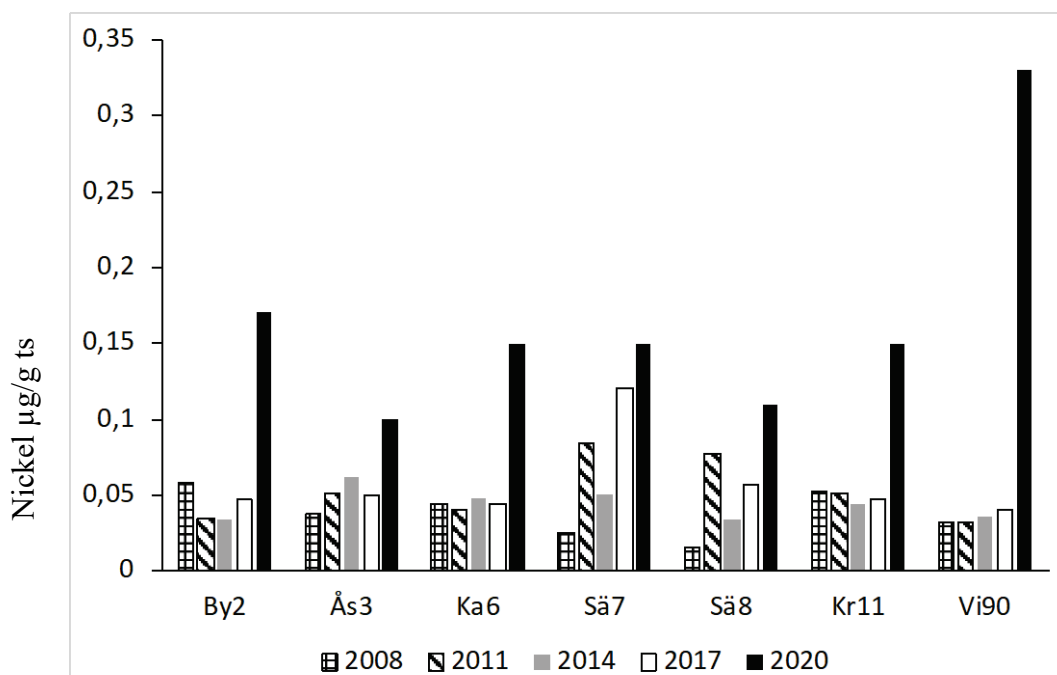
**Figur 15.** Medelhalt krom uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020. Observera att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen vilket medför att tidsserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter.



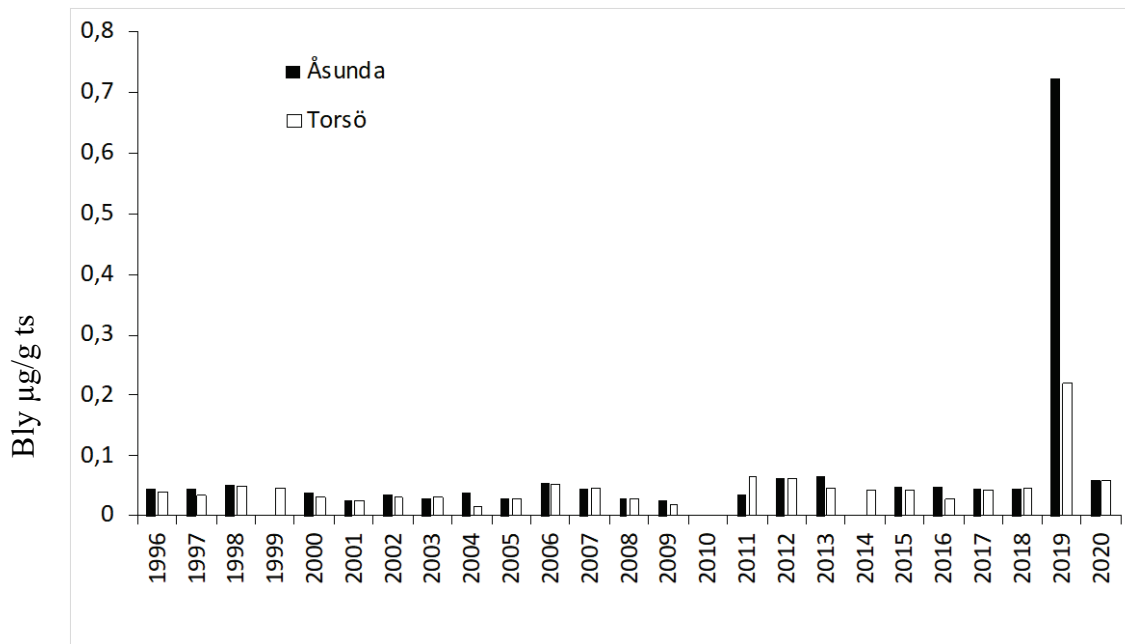
**Figur 16.** Medelhalt krom uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från lokaler i norra Vänern under 2008–2020. Observera att halterna 2011–2017 baseras på medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen, vilket medför att tidsserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter.



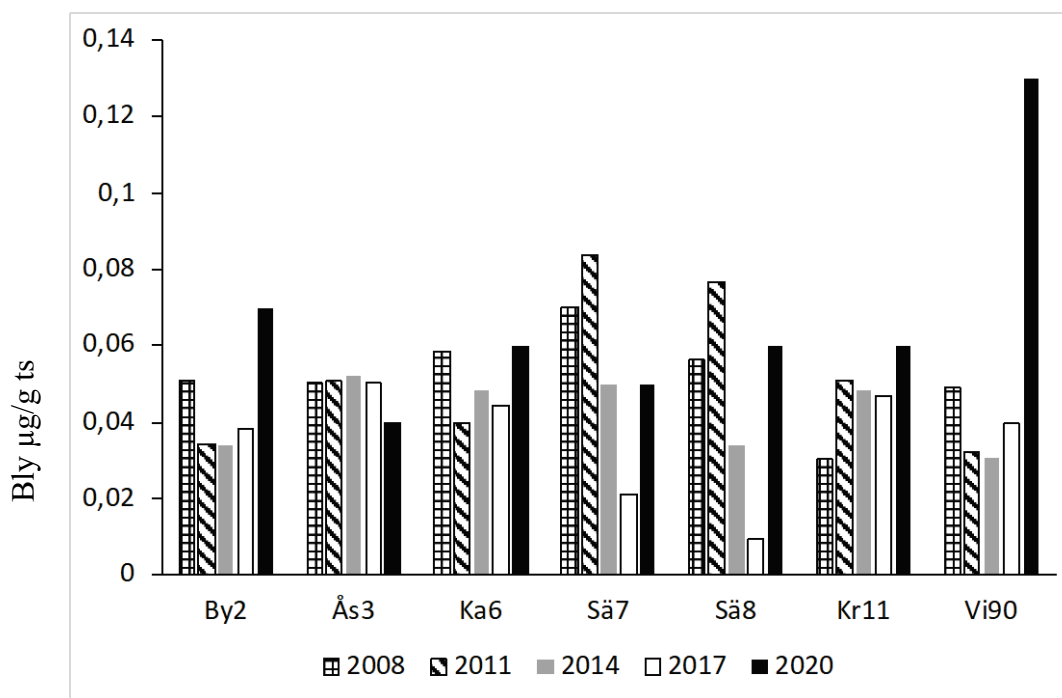
**Figur 17.** Medelhalt nickel uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020. Observera att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen vilket medför att tidserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter.



**Figur 18.** Medelhalt nickel uttryckt som µg/g ts i abborrlever från lokaler i norra Vänern under 2008–2020. Observera att halterna 2011–2017 baseras på medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen, vilket medför att tidserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter.



**Figur 19.** Medelhalt bly uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020. Observera att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen vilket medför att tidsserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter.



**Figur 20.** Medelhalt bly uttryckt som µg/g ts i abborrleaver från lokaler i norra Vänern under 2008–2020. Observera att halterna 2011–2017 baseras på medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019a) och att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen, vilket medför att tidsserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter.



## 6 Resultat – organiska föreningar

Analysprogrammet för organiska föreningar har utökats sedan undersökningarna startade 1996. I dagsläget analyseras PCB, dioxin, dioxinlika PCB, PBDE, HBCD samt PFAS/PFOS.

Resultaten från analyserna av organiska ämnen förutom PFAS på samlingsprover av muskel från 2020 är sammanfattade i tabell 15 tillsammans med gällande gränsvärden för livsmedel samt för biota. Organiska föreningar ansamlas i fettrik vävnad och resultaten har därför även räknats om till fettvikt.

**Tabell 15.** Organiska föreningar förutom PFAS/PFOS i samlingsprov av abborrmuskel från de två lokalerna Åsunda och Torsö 2020. Gulmarkerade värden överskrider gällande gränsvärde. Gränsvärde för PCB samt summa dioxin och dioxinlika PCB bör jämföras med lipidnormaliserade halter.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	HVMFS 2019:25	EG1881/2006 (EU1259/2011)
PCB <sub>7</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	0,937	1,3		
PCB <sub>7</sub> <sup>1</sup>	Muskel	µg/g fv	0,119	0,2		
Summa PCB <sub>6</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv inkl LOQ	0,875	1,22	125 ng/g	125 ng/g
Summa PCB <sub>6</sub> <sup>1</sup> -lipidnormaliserad	Muskel	ng/g 5%-fv	5,5	9,4	125 ng/g	
Dioxinlika PCB <sup>1</sup>	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,056	0,091		
Dioxinlika PCB <sup>1</sup>	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,007	0,014		
PCDD/PCDF <sup>1</sup>	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,07	0,07		3,5 pg/g i muskel
PCDD/PCDF <sup>1</sup>	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,009	0,01		
Summa dioxiner och dioxinlika PCB	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,127	0,162	6,5 pg/g	6,5 pg/g i muskel
Summa dioxiner och dioxinlika PCB – lipidnormaliserad	Muskel	pg/g 5%-fv WHO-TEQ	0,80	1,25	6,5 pg/g	
PBDE <sub>6</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	0,046	0,048	0,0085 ng/g	
PBDE <sub>6</sub> <sup>1</sup>	Muskel	µg/g fv	0,006	0,007		
HBCD/HBCDD <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	0,048	0,046	167 ng/g	
HBCD/HBCDD <sup>1</sup>	Muskel	µg/g fv	0,006	0,007		
Råfett	Muskel	%	0,79	0,65		

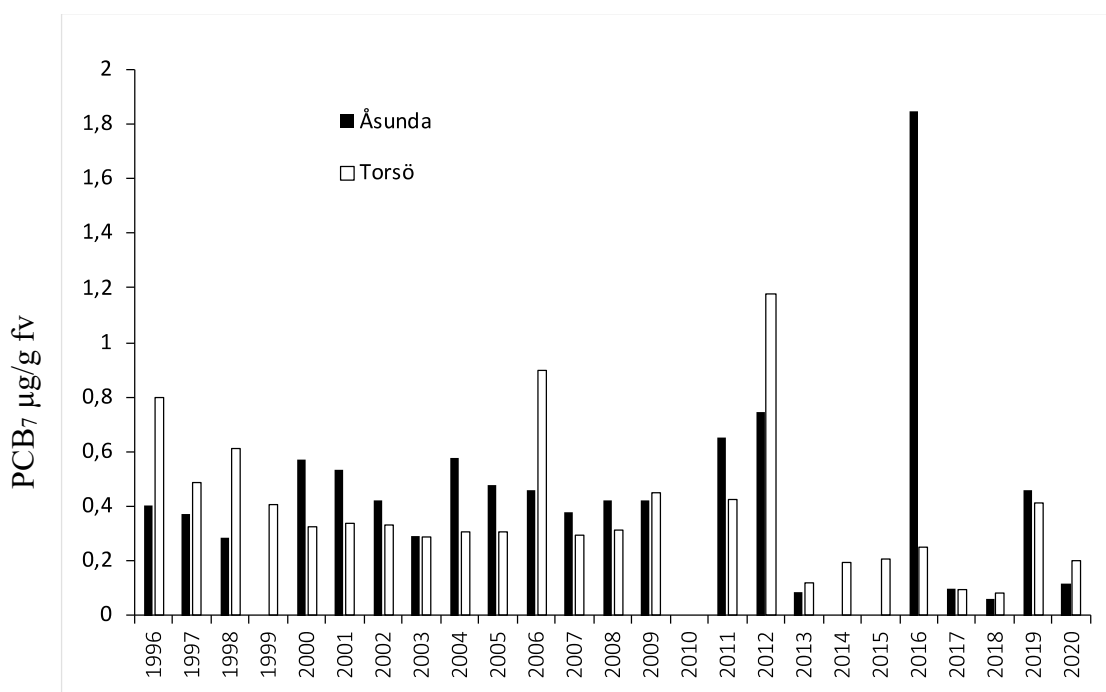
<sup>1</sup> Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

### PCB

Polyklorerade bifenyl, PCB, är ett samlingsnamn för 209 olika ämnen, s.k. kongener, som innehåller flera kloratomer. Precis som andra organiska miljögifter är de persistenta, d.v.s. de bryts ned väldigt långsamt och det tar lång tid innan de försvinner från miljön. I Sverige förbjöds användning i nya produkter 1978 och all användning 1995. Många byggnader, transformatorer och kondensatorer innehåller PCB sedan innan förbudet och ämnena sprids fortfarande till miljön. PCB är fettlösligt och ansamlas i vävnader hos organismer. Dessutom ackumuleras PCB i näringskedjan och anrikas i t.ex. fisk. Sedan användningen förbjöds har halterna enligt den nationella miljöövervakningen minskat i både sill och sillgrissleägg (Naturvårdsverket 2021j).

Abborre från Torsö och Åsunda har sedan 1996 analyserats med avseende på PCB<sub>7</sub> (se tabell 5 för ingående kongener). Analyserna skedde fram till 2003 på enskilda muskelprover och sedan 2004 på samlingsprov av muskel. Fram till 2016 har värdet på de kongener som underskridit rapporteringsgränsen delats med två, men från 2017 görs summeringen av PCB<sub>7</sub> på LOQ (Grotell 2019). PCB<sub>7</sub> inklusive LOQ innebär att rapporteringsgränsen används i summeringen av de sju kongenerna istället för halva gränsvärdet för de kongener som underskrider rapporteringsgränsen.

Resultaten för halten PCB<sub>7</sub> och PCB<sub>6</sub> (samma kongener som PCB<sub>7</sub> förutom PCB 118) i muskel från 2020 finns i tabell 15. Totalhalten PCB<sub>7</sub> inkl. LOQ i muskel var 0,94 ng/g vv i Åsunda och 1,3 ng/g vv i Torsö. Halten anges även omräknat till fettvikt baserat på muskelns fetthalt. Denna halt används för att kunna jämföra de olika provtagningsåren med varandra. PCB-halten har varierat i både Åsunda och Torsö sedan mätningarna påbörjades 1996 (figur 21).



**Figur 21.** Medelhalt PCB uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2020.

Vid båda lokalerna är PCB-halten 2020 lägre än 2019 och ligger även relativt lågt sett till hela tidsserien. Halterna är dock högre än var som uppmättes 2013, 2017 och 2018. Det är viktigt att ha i åtanke att rapporteringsgränsen för PCB kan variera mellan åren vilket kan inverka på resultaten som presenteras.

Det finns inget gränsvärde för PCB<sub>7</sub>, men däremot för PCB<sub>6</sub>. Totalhalten PCB<sub>6</sub> var 0,875 ng/g vv (Åsunda) och 1,22 ng/g vv (Torsö). För PCB<sub>6</sub> gäller gränsvärdet 125 ng/g vv för biota, men innan jämförelse görs mot detta gränsvärde ska de uppmätta halterna omräknas till 5% lipidvikt, en s.k. lipidnormalisering (HaV 2016). Lipidnormalisering görs eftersom olika fiskar samt olika vävnader har olika fetthalt. Genom att lipidnormalisera blir jämförelserna med gränsvärdet representativa för alla uppmätta värden. Risken att underskatta mängden organiska ämnen som organismer får i sig via födan minskar också genom omräkningen, eftersom analyser på mager

fisk och magra vävnader såsom muskel ger ett lägre resultat för fettlösliga ämnen. Lipidnormaliserade värden för Åsunda och Torsö var 5,5 ng/g respektive 9,4 ng/g och ligger därmed fortsatt långt under gränsvärdet, och lägre än 2019 (Olsson och Andersson 2020).

### Dioxiner och dioxinlika PCB

Dioxiner varken framställs eller används medvetet av människor utan uppstår som en biprodukt vid ofullständig förbränning av organiskt material tillsammans med ämnen som innehåller klor. De uppkommer exempelvis vid tillverkning av bekämpningsmedel eller vid klorblekning inom pappersmassaindustrin. Totalt 210 olika ämnen av typen polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) samt polyklorerade dibensofuraner (PCDF) bildar gruppen dioxiner. Alla dioxinerna ansamlas i fettvävnad och anrikas i näringskedjan, där rovfiskar och fiskätande fåglar är mest utsatta. Ämnena är långlivade och giftiga och ett tiotal av dem klassificeras som mycket giftiga. Dioxinen TCDD (2,3,7,8-tetraklordibenso-*p*-dioxin) är ett av de starkaste gifterna som finns (Naturvårdsverket 2021k).

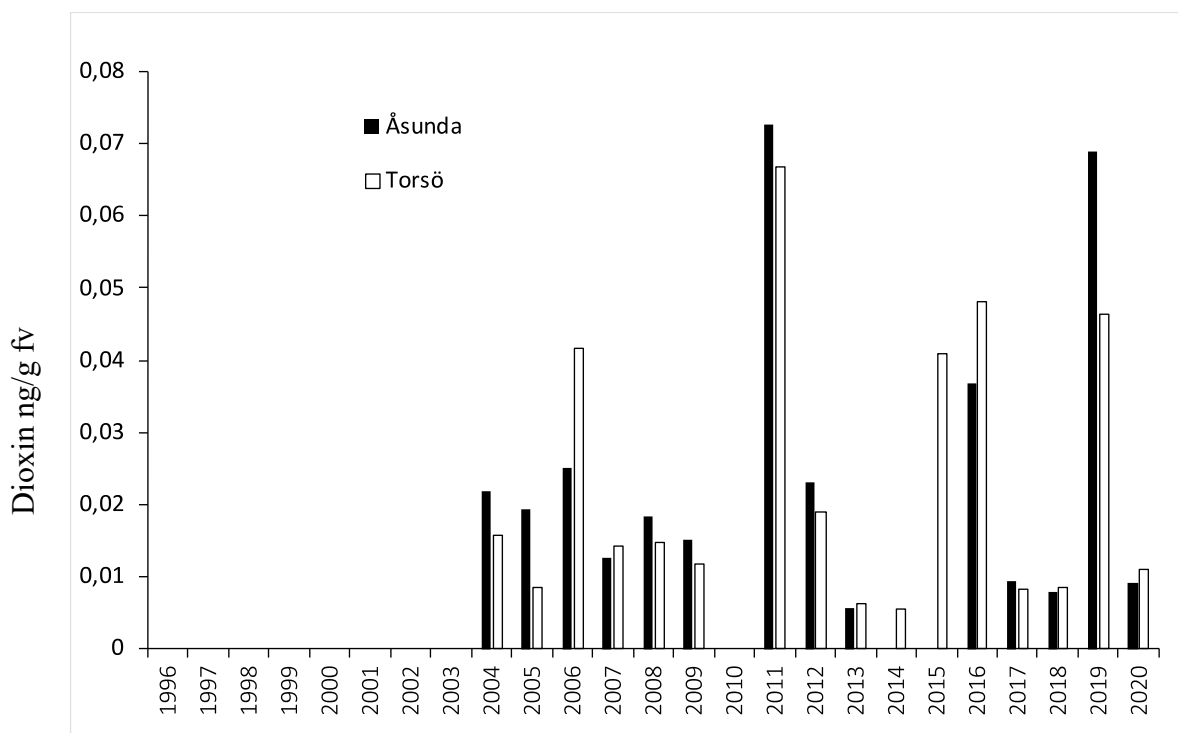
Förutom dioxiner finns det även 12 PCB-kongener som klassas som dioxinlika (se tabell 5 för dioxinlika kongener). Dessa kongener har en kemisk struktur som liknar dioxinernas och de har därför även egenskaper som liknar dioxinerna. Graden av toxicitet skiljer sig mellan alla olika dioxiner och dioxinlika PCB:er och varje enskilt ämnes giftighet har därför internationellt tilldelats en toxisk ekvivalensfaktor, TEF. TEF anger varje ämnes styrka i förhållande till dioxinen TCDD, som är den giftigaste. En sammanvägd bedömning av alla dioxiner och dioxinlika PCB:ers effekt kan därför göras genom att räkna ihop alla TEF och då få den totala effekten, kallad TEQ (toxisk ekvivalensfaktor, anges normalt som WHO-TEQ). TEQ motsvarar den mängd TCDD som skulle uppvisa samma effekt som samtliga dioxiner och dioxinlika PCB:er (Karolinska Institutet 2021a). Genom att använda WHO-TEQ kan jämförelser därmed göras.

Halten dioxiner och dioxinlika PCB:er visas i tabell 15. Totalt analyserades 17 olika ämnen inom gruppen dioxiner och alla utom 2,3,7,8-TetraCDF låg under rapporteringsvärdet för respektive ämne. I tabellen redovisas därmed halten till stor del baserat på LOQ, d.v.s. en summering av rapporteringsgränsen för samtliga ämnen. Summan av PCDD/PCDF (WHO-TEQ) var 0,07 pg/g vv i Åsunda och 0,08 pg/g vv i Torsö och båda lokalerna underskrider därmed med god marginal gränsvärdet 3,5 pg/g som gäller för livsmedel (EG-förordning 1881/2006; EU-förordning 1259/2011). Summan PCDD/PCDF samt dioxinlika PCB (WHO-TEQ) var i Åsunda 0,127 pg/g vv och i Torsö 0,162 pg/g vv och underskrider även de gränsvärdet för livsmedel (6,5 pg/g). De resultat som erhållits är dessutom en överskattning av den totala halten eftersom de flesta ingående dioxiner och flera PCB-kongener låg under analysernas rapporteringsgränser.

För att kunna göra en jämförelse med gränsvärdet på 6,5 pg/g vv för biota (gränsvärdet är satt för att skydda ekosystemet) i HVMFS 2019:25 bör haltsumman dioxiner samt dioxinlika PCB lipidnormaliseras till 5% lipidvikt. Abborre är en mager fisk och innehåller inte mycket fett, vilket påverkar mängden fettlösliga ämnen den tar upp. Efter normalisering var halten för Åsunda och Torsö 0,80 respektive 1,25 pg/g. Gränsvärdet underskrids därmed även när värdena är lipidnormaliserade.

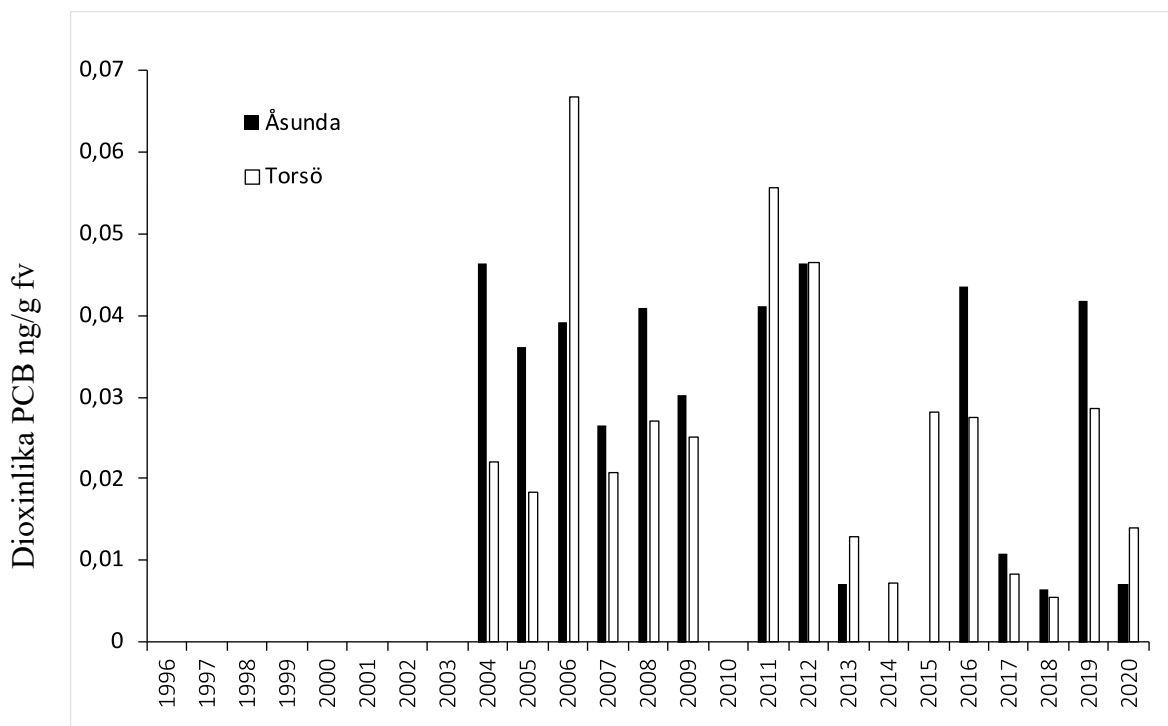
Jämförelser mellan de olika undersökningsåren har gjorts på halterna av PCDD/PCDF relaterat till muskelns fetthalt och visas i figur 22. Halterna 2020 ligger i nivå med halterna 2017–2018

och är betydligt lägre än 2019. I tidigare årsrapporter (Grotell 2019; Grotell 2018) har värden från åren 2011, 2015 och 2016 exkluderats ur jämförelsen för dioxiner p.g.a. förhöjda rapporteringsgränser. Även 2019 var rapporteringsgränsen förhöjd jämfört med tidigare år (Olsson och Andersson 2020). Skillnaderna i rapporteringsgränsvärden mellan år gör det svårt att dra slutsatser om haltförändringar.



**Figur 22.** Dioxinhalt uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2020.

För dioxinlika PCB relateras också halten till muskelns fetthalt och resultaten från 2004–2020 visas i figur 23. Halten 2020 är jämförbar med som uppvisas för 2017–2018 och mycket lägre än 2019.



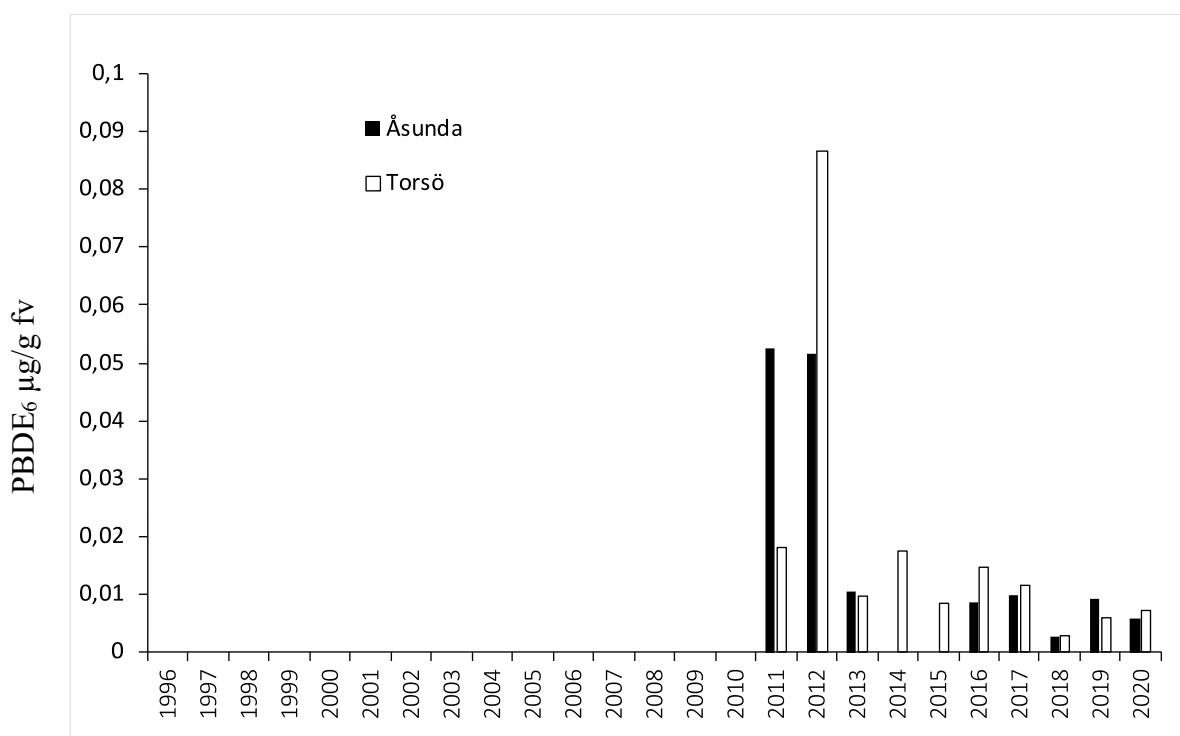
**Figur 23.** Halt dioxinlika PCB uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2020.

## PBDE och HBCDD

Flamskyddsmedel har fått stor global spridning och finns i ganska höga halter i vatten, sediment och vattenlevande organismer. De är fettlösliga och anrikas i organismer (Naturvårdsverket 2021). De används för att förhindra och fördröja bränder och kan återfinnas i många olika produkter och material. Totalt finns ca 80 olika bromerade flamskyddsmedel med varierande kemiska egenskaper. Polybromerade difenyletrar – PBDE – är en grupp bromerade flamskyddsmedlen som varierar i antalet bromatomer de innehåller. PBDE tillsammans med HBCDD (hexabromcyklododekan) har historiskt haft en stor användning och det finns därför mycket kunskap om dessa ämnen. PBDE och HBCDD är svårnedbrytbara och långlivade, men ämnena skiljer i hur lätt de ansamlas och hur giftiga de är (Karolinska institutet 2021b).

Totalt analyserades 24 olika PBDE-kongener i Åsunda och Torsö 2020 och resultatet från en summering av sex kongener, PBDE<sub>6</sub>, visas i tabell 15. För ingående kongener i PBDE<sub>6</sub> se tabell 5. Analys av PBDE har skett sedan 2011 och antalet kongener som har analyserats har varierat mellan åren. Av 24 analyserade kongener 2020 detekterades enbart BDE-47, BDE-99 och BDE-100 i Åsunda och Torsö. Dessa tre kongener ingår i PBDE<sub>6</sub>, vilket innebär att LOQ används för hälften av kongenerna i summeringen, motsvarande tillvägagångssättet för rapporteringen 2017–2019. Innan dess användes istället halva LOQ-värdet vid summeringen (Grotell 2019).

BDE-47 är den kongen som vanligen bidrar med störst andel i summeringen, så även 2020. Halten PBDE<sub>6</sub> har relaterats till muskelns fetthalt och resultaten visar att mängden har minskat avsevärt sedan mätningarna började 2011 (figur 24). Om det är en effekt av det förbud som infördes 2004 mot användning av BDE-47 och flera andra PBDE:er (Naturvårdsverket 2021) går inte att säga, eftersom det saknas analyser från innan förbudet.



Figur 24. Halt PBDE<sub>6</sub> uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2011–2020.

De uppmätta PBDE<sub>6</sub>-halterna 0,046 och 0,048 ng/g vv för Åsunda respektive Torsö 2020 fortsätter att överskrida gränsvärdet 0,0085 ng/g vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Detta gränsvärde har överskridits i Vänerfisk sedan mätningarna påbörjades, men det överskrids för alla ytvattenförekomster i hela Sverige p.g.a. atmosfärisk deposition (Länsstyrelsen 2021). Då PBDE är fettlösliga och analyser har gjorts på abborre, som är en mager fisk, kommer halten PBDE troligen att vara mycket högre för fetare fisk som fångas i Vänern och gränsvärdet överskrids i sådana fall med ännu större marginal för dessa.

Även analys av HBCDD har gjorts på abbormuskel och halten var som tidigare år väldigt låg (tabell 15). Tre kongener (alfa, beta och gamma) av HBCDD har analyserats och samtliga kongener var 2020 under rapporteringsgränsen för både Åsunda och Torsö, vilka har en summerad LOQ-halt på 0,048 respektive 0,046 ng/g vv. Gränsvärdet 167 ng/g (HVMFS 2019:25) underskrids därmed med god marginal trots en överskattning av halten HBCDD. Resultaten från 2020 ligger i linje med vad som tidigare rapporterats (Olsson och Andersson 2020, Sjölin 2012, Sjölin 2015).

## PFAS och PFOS

PFAS är samlingsnamn för per- och polyfluorerade alkylsubstanser, en grupp på över 4700 ämnen som alla innehåller flera fluoratomer. PFAS har tillverkats och använts flitigt sedan 1950-talet för sina vatten-, smuts- och fettavvisande egenskaper. De används i impregneringsmedel, brandsläckningsskum, som rengöringsmedel, skidvalla och beläggning i kastruller och stekpannor. Alla PFAS är mycket svårnedbrytbara och hittills har ingen studie

visat att PFAS bryts ned helt och hållet i miljön, utan de finns alltid kvar i någon form. Många PFAS är toxiska för både miljö och människa och kan ansamlas i organismer samt anrikas i näringskedjan. Till skillnad från många andra organiska ämnen som ansamlas i fettvävnad kommer de PFAS som har fett- och vattenavstötande egenskaper istället att binda till proteiner. Detta gör att de lagras i andra organ såsom lever och blod (Kemikalieinspektionen 2021).

PFAS i Vänern har undersökts i leverprover från abborrar sedan 2011 och i muskelprover från abborrar sedan 2012. Antalet ämnen som ingår i analysen har däremot varierat mellan åren. Både 2018 och 2019 analyserades 18 föreningar i abborrmuskel medan 21 ämnen ingick 2020. För att kunna jämföra mellan olika år används en summering av 10 av dessa föreningar för att representera PFAS-halten i muskel (se tabell 5 för ingående föreningar). Ämnet PFOS (perfluoroktansulfonat) tillhör gruppen PFAS och utgör vanligtvis en stor andel av den totala PFAS-halten. Halten PFAS samt PFOS i muskel samt i lever visas i tabell 16. Halten har även relaterats till fetthalten i muskel och lever för att kunna göra jämförelser mellan olika år.

**Tabell 16.** PFAS och PFOS i samlingsprov av abborrmuskel och abborrlever från de två lokalerna Åsunda och Torsö 2020. Gränsvärde från HVMFS 2019:25 för muskel och från HaV 2016:26 för lever. Observera att antalet ingående ämnen i PFAS skiljer mellan muskel (10 ämnen) och lever (21 ämnen).

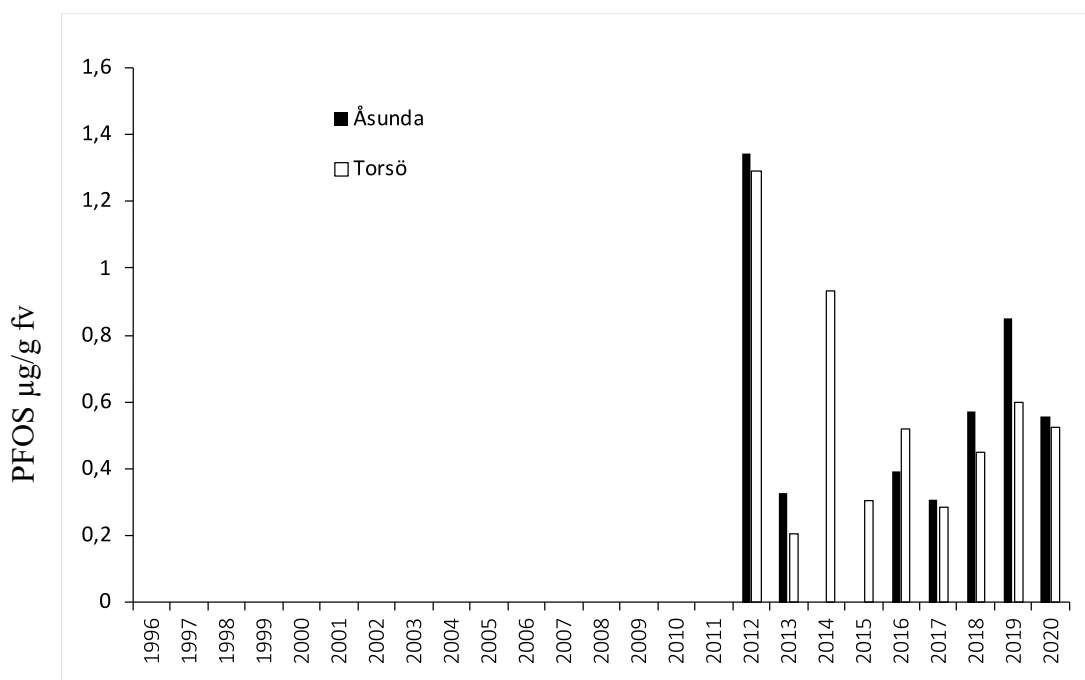
Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	HVMFS/HaV
PFOS	Muskel	ng/g vv	4,4	3,4	9,1 ng/g
PFOS	Muskel	µg/g fv	0,56	0,52	
PFAS <sub>10</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	5,73	4,45	
PFAS <sub>10</sub> <sup>1</sup>	Muskel	µg/g fv	0,73	0,68	
PFOS	Lever	ng/g vv	56	45	140 ng/g
PFOS	Lever	µg/g fv	1,44	2,03	
PFAS <sub>21</sub> <sup>1</sup>	Lever	ng/g vv	66	56	
PFAS <sub>21</sub> <sup>1</sup>	Lever	µg/g fv	1,70	2,52	
Råfett	Muskel	%	0,79	0,65	
Råfett	Lever	%	3,89	2,22	

<sup>1</sup> Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

Endast fyra av tio ingående ämnen i PFAS<sub>10</sub> i muskeln var över rapporteringsgränsen i Åsunda och Torsö 2020. För bägge områdena utgjorde PFOS ungefär tre fjärdedelar av PFAS<sub>10</sub> och drygt 60% av den totala PFAS-halten i muskel. Halten PFOS i muskel var 4,4 och 3,4 ng/g vv för Åsunda respektive Torsö. Detta underskrider med god marginal gränsvärdet på 9,1 ng/g vv för PFOS som gäller för att skydda de känsligaste organismerna i ekosystemet (HVMFS 2019:25), och halten har underskridit gränsvärdet vid nästan samtliga mätningar. Vid ett tillfälle har gränsvärdet överskridits, vilket var för Åsunda 2012 (Grotell 2019). Generellt varierar halten PFOS mellan norr och söder, där de lägsta halterna vanligen uppmäts i norra Sverige kopplat till mindre befolkningstäthet och därigenom lägre användning av olika PFAS (Faxneld m.fl. 2013).

Halten PFOS i muskel har relaterats till muskelns fetthalt och en jämförelse mellan undersökningsåren visas i figur 25. Halten har varierat mellan åren. Trots att den uppmätta halten var högre i Åsunda 2020 än 2019 är halten lägre när den relateras till fetthalt. De infångande fiskarna i både Åsunda och Torsö hade lägre fetthalt i musklerna 2019 jämfört med

tidigare år, vilket medför att PFOS-halten blir högre när den relateras till fetthalten. Halten kan också påverkas av fiskarnas ålder och storlek samt av belastningen från omgivningen.



**Figur 25.** Halt PFOS uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2020.

Analyser på PFOS och PFAS på lever har ingått sedan 2011 men har utgått de flesta åren p.g.a. för små provmängder. Tabell 17 visar halten PFOS i lever de år analyserna kunnat genomföras. Halterna är lägre 2020 jämfört med 2018 och 2019 och låg återigen långt under det föreslagna gränsvärdet för PFOS-halt i lever: 140 ng/g vv (HaV 2016). När PFOS-halten relateras till fettvikten blir förhållandet annorlunda. Halten i Åsunda minskar 2018–2020 medan halten i Torsö 2019–2020 är högre än 2018. Fetthalten var betydligt lägre i Torsö 2020 jämfört med 2018, vilket påverkar resultatet. Fetthalt saknas dessutom för 2019 p.g.a. för liten provmängd vilket påverkar vilka antaganden som kan göras kring resultatet.

Totalt ingick 2020 21 PFAS-ämnen i analyserna av lever och den totala PFAS-halten inkl. LOQ var 66 och 56 ng/g vv för Åsunda respektive Torsö (tabell 16). PFOS utgjorde således mer drygt 80% av den totala PFAS-halten.



**Tabell 17.** Uppmätt halt PFOS i lever samt relaterat till leverns fetthalt för åren 2011 och 2017–2020 för de två lokalerna Åsunda och Torsö.

År	PFOS ng/g vv		PFOS µg/g fv		Fetthalt	
	Åsunda	Torsö	Åsunda	Torsö	Åsunda	Torsö
2011	110	120	2,2	2,4	5	5
2017	66	59	1,6	1,5	4,0	4,0
2018	162	123	3,1	1,6	5,2	7,8
2019	77	80	1,9	2,0	4,0	— <sup>1</sup>
2020	56	45	1,4	2,0	3,9	2,2

<sup>1</sup> Råfettanalys utgick vid Torsö 2019 p.g.a. för lite provmaterial. Vid uträkningar av fettvikt (fv) har råfetthalten från Åsunda använts.

## 7 Diskussion

Analyserna av abborrar och gäddor 2020 visar att kvicksilverhalterna i muskel i stort inte skiljer sig från tidigare års resultat. För de lokaler som analyserats för bly, kadmium och nickel i abborrmuskel var så gott som samtliga resultat under rapporteringsgränsen, i likhet med tidigare undersökningar.

Vid lång förvaring i frys, i väntan på analys, sker en viss vattenförlust genom frystorkning. Detta kan bli särskilt märkbart vid små provmängder, som individuella abborrlevar. En jämförelse mellan laboratoriets invikter för individuella leverprover 2020 och de vid dissekering vägda leverna tyder på stor påverkan av frystorkning på enskilda abborrlevar. I enlighet med detta har metallhalterna i abborrlever räknats om. De beräknade halterna låg generellt på liknande nivåer som tidigare. Halterna av bly, nickel och krom ligger nästan genomgående under analysernas rapporteringsgränsvärden. Eftersom dessa gränsvärden har varierat försvåras jämförelsen mellan år. Det som ser ut som en ökning beror snarare på förhöjda rapporteringsgränsvärden för analyserna, och inte på en verklig ökning av halterna i fisk. De höga rapporteringsgränserna försvårade även utvärderingen av analyserna 2019 (Olsson och Andersson 2020).

Halterna av organiska miljögifter i abborrmuskel och lever 2020 var generellt lägre än 2019 och ligger på liknande nivåer som tidigare uppmätts. Dessa analyser har gjorts på samlingsprover vilka sannolikt påverkas mindre av frystorkning i och med den större provmängden. Då många av de ingående ämnena har halter som ligger under rapporteringsgränsvärdet påverkas resultaten av analysens aktuella LOQ. Variationer i LOQ/rapporteringsgränsvärden mellan åren försvårar även för dessa ämnen utvärdering av resultaten, något som även diskuterats av Olsson och Andersson (2020). Ändrade rapporteringsgränsvärden vissa år kan göra att något som tolkas som en ökning eller minskning i halt egentligen endast beror på ändrade LOQ-värden.

Resultaten från undersökningarna 2020 visar att de flesta abborrar underskrider det gränsvärde för livsmedel som är uppsatt med avseende på kvicksilver, men att det kan finnas enstaka individer som överskrider gränsvärdet. År 2020 gällde detta några individer från Kolstrandsviken. Även enstaka gäddor kan överstiga gränsvärdet 1 mg/kg vv. Att följa de kostrekommendationer som Livsmedelsverket (2021a) har kring konsumtion är därmed viktigt för att inte få i sig för mycket kvicksilver via kosten. Framförallt kvinnor som planerar att bli

gravida, är gravida eller ammar ska undvika att äta fisk som kan innehålla kvicksilver (såsom abborre och gädda) mer än 2–3 gånger per år eftersom kvicksilver går över till fostret och kan fostrets hjärna. Övriga ska inte äta sådan fisk mer än 1 gång i veckan.

De gränsvärden som gäller för dioxin och PCB i livsmedel överskrids inte, i likhet med tidigare, i samlingsprov på abborrar från någon av lokalerna. Abborre är dock inte den bästa arten att mäta dessa ämnen i eftersom det är en mager fisk och både dioxiner och PCB ansamlas i fett. Halterna är sannolikt högre i fetare fisk såsom sik eller öring. För just dessa arter finns det dessutom kostrekommendationer med avseende på PCB och dioxin när det gäller fisk fångad i Vänern (Livsmedelsverket 2021b). Kostrekommendationerna är desamma som för kvicksilver.

## 8 Slutsatser och rekommendationer

Resultaten från 2020 års undersökning av abborre och gädda i Vänern visar att halterna av metaller och organiska miljögifter ligger på liknande nivåer som tidigare. De gränsvärden för biota som överskrids (Hg, PBDE) är de som överskrids i alla svenska vattenförekomster. Gränsvärden för konsumtion överskrids i regel inte.

Analysresultaten visar att kvicksilverhalterna kan vara förhöjda i enstaka individer av både abborre och gädda och Calluna AB rekommenderar därför att de kostrekommendationer som tagits fram av Livsmedelsverket följs.

## 9 Referenser

ALcontrol Laboratories (2017). Program för samordnad recipientkontroll i norra Vänern med tillflöden. 2017-02-01. Norra Vänerens intressenter.

EG-förordning 1881/2006. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel.

EU-förordning 1259/2011. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) nr 1259/2011 av den 2 december 2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel.

Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E., Bignert, A., Berger, U. (2013). Fluorerade miljögifter i fisk från svenska sjöar. I: Havs- och vattenmyndigheten, Sötvatten 2013 – Om miljötillståndet i Sveriges sjöar och vattendrag.

Grotell, C. (2018). Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2017. Vänerens vattenvårdsförbund, 2018.

Grotell, C. (2019). Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2018. Vänerens vattenvårdsförbund, 2019.

HaV. (2016). Miljögifter i ytvatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Rapport 2016:26. Havs- och vattenmyndigheten.

HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Jeziarska, B., Witeska, M. (2006). The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. I: Twardowska, I., Allen, H.E., Häggblom, M.M, Stefaniak, S. (eds). Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation. NATO Science Series, vol 69. Springer Dordrecht.

Karolinska Institutet. (2021a). <https://ki.se/imm/dioxiner-och-dioxinlika-pcb> [2021-09-14].

Karolinska Institutet. (2021b). <https://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde> [2021-09-14].

Kemikalieinspektionen (2021). <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas> [2021-09-14].

Livsmedelsverket. (2021a). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver> [2021-09-14].

Livsmedelsverket. (2021b). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb> [2021-09-14].

Länsstyrelsen. (2021). <http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/kemisk-status/Pages/default.aspx> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2007). Bilaga A till handbok 2007:4. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Naturvårdsverket. (2021a). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kvicksilver-Hg/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021b). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021c). <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/Zink/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021d). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Zink-utslapp-till-vatten-fran-industrianlaggningar-/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021e). <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Zink-utslapp-till-luft/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021f). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Koppar/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021g). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/Kadmium/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021h). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/As-Arsenik1/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021i). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Kartsida/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021j). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/PCB/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021k). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Oavsiktligt-bildade-miljogifter/> [2021-09-14].

Naturvårdsverket. (2021l). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Flamskyddsmedel/> [2021-09-14].

Norborg Carlsson, A-C. (2012). Norra Vänern 2011. Norra Vänerns intressenter. ALcontrol Laboratories.

Norborg Carlsson, A-C. (2013). Norra Vänern 2008–2012. Norra Vänerns intressenter. ALcontrol Laboratories.

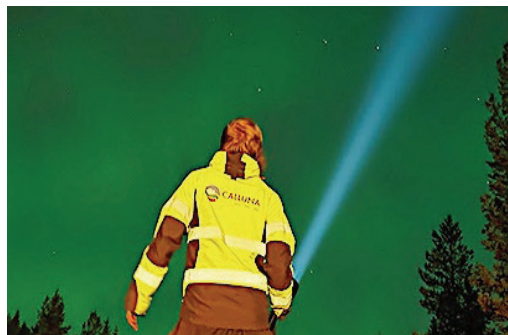
- Norborg Carlsson, A-C. (2015). Norra Vänern 2014. Norra Vänerens intressenter. ALcontrol Laboratories.
- Norborg Carlsson, A-C. (2019a). Norra Vänern 2013–2017. Norra Vänerens intressenter. ALcontrol Laboratories.
- Norborg Carlsson, A-C. (2019b). Norra Vänern 2018. Norra Vänerens intressenter. ALcontrol Laboratories.
- Okocha, R.C., Adedeji, O.B. (2011). Overview of cadmium toxicity in fish. *Journal of Applied Sciences Research*, 7(7): 1195–1207.
- Olsson, T., Andersson, T. (2020). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019, Åsunda och Torsö. Calluna AB.
- SGU (2021). Kartvisare och utsök av halter miljögifter.  
<https://www.sgu.se/produkter/geologiska-data/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/rapporterad-data-till-datavardskap-for-miljogifter/> [2021-08-23].
- Sjölin. (2012). Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre och gädda 2010–2011. Rapport 71, Vänerens vattenvårdsförbund.
- Sjölin. (2015). Metaller och stabila organiska ämnen i abborre. År 2014. I: Årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund, 2015, rapport 91.
- VISS. (2021). <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA29853066> [2021-09-14].
- Åkerblom, S., Johansson, K. (2008). Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Rapport 2008:8, Institutionen för miljöanalys, SLU.











Hemsida: [www.calluna.se](http://www.calluna.se) • E-post: [info@calluna.se](mailto:info@calluna.se) • Telefon växel: 013-12 25 75

Huvudkontor: Calluna AB, Linköpings slott, 582 28 Linköping

# Vänerns vattenvårdsförbund

Vänerns vattenvårdsförbund är en ideell förening med totalt 75 medlemmar varav 37 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

Medlemmar är samtliga kommuner runt Vänern, industrier och andra företag med direktutsläpp till Vänern, organisationer inom sjöfart och vatten-kraft, landsting, region, intresseorganisationer för fiske, jordbruk, skogsbruk och fritidsbåtar, naturskyddsföreningar, andra vattenvårdsförbund och vattenförbund vid Vänern med flera. Länsstyrelserna kring Vänern, Naturvårdsverket och Fiskeriverket deltar också i föreningsarbetet.

## Mer information

Mer information om Vänern och Vänerns vattenvårdsförbund finns på förbundets webbplats: [www.vanern.se](http://www.vanern.se). Förbundets kansli kan svara på frågor, telefonnummer 010-224 52 05.

