

Metaller och fisk i Persöfjärden

En undersökning av metallhalter i fisk och ytvatten

Sara Byrsten
Anna Sandberg

Luleå tekniska universitet
Högskoleingenjörsprogrammet
Miljö- och kvalitetsmanagement
Institutionen för Industriell ekonomi och samhällsvetenskap
Avdelningen för Kvalitets- & miljöledning

Förord

Detta är ett examensarbete på 10 poäng och ingår i högskoleingenjörsprogrammet Miljö- och kvalitetsmanagement, 140 poäng, vid Luleå tekniska universitet. Under utbildningen har främst kurser som behandlat miljön varit av största intresse. Därför passade detta examensarbete perfekt, eftersom det går ut på att undersöka fiskens och ytvattnets metallhalt i Persöfjärden utanför Luleå 2004. Arbetet har varit mycket intressant samt har det medfört fördjupade kunskaper inom miljöområdet och i rapportskrivning.

Beställare till denna undersökning var Miljökontoret i Luleå kommun och Länsstyrelsen i Norrbottens län, enheten för Miljöanalys. Kontaktpersoner för respektive myndighet var Örjan Spansk och Uno Strömberg.Handledare för examensarbetet var Peter Erixon, universitetsadjunkt i ekologi på avdelningen tillämpad geologi, institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap på Luleå tekniska universitet.

Vi vill rikta ett speciellt tack till Peter Erixon för hans engagemang och handledning som har gett oss mer kunskap inom området. Ett stort tack ges även till Örjan Spansk för handledning och konstruktion av kartor samt till Uno Strömberg för goda råd. Slutligen vill vi tacka Jan Härdig, forskare, på Statens Veterinärmedicinska Anstalt, Eilif Hensvold som hjälpte oss med fisket samt de personer som intervjuats. Vi är mycket tacksamma till Miljökontoret som tillhandahållit dator, telefon och skrivare, vilket har underlättat examensarbetets genomförande.

Luleå, januari 2005

Sara Byrsten och Anna Sandberg

Sammanfattning

Under sommaren 2004 hade Persöfjärdens och Furufjärdens vattensystem, två mil norr om Luleå, mycket låga pH-värden och extremt höga metallhalter. Huvudsyftet med examensarbetet är att utreda om och hur fisken i Persöfjärdens vattensystem påverkats av den förändrade vattenkvaliteten. Rapporten kommer även att behandla vilka möjliga orsaker som kan ligga till grund för den förändrade vattenkvaliteten.

Följande frågor behandlas i rapporten:

1. Har fisken upplagrat höga metallhalter i lever?
2. Har fisken upplagrat höga metallhalter i muskelfibrer och är den tjänlig som människoföda?
3. Uppvisade fisken någon biologisk påverkan exempelvis skador på gälar orsakad av vattenkvaliteten?
4. Vilken vattenkvalitet uppvisade Persöfjärdens vattensystem sommaren 2004?
5. Har det funnits någon överdödlighet av fisk och vad är i sådant fall de mest troliga orsakerna?
6. Vilka möjliga orsaker kan finnas till den förändrade vattenkvaliteten?

De fiskarter som har analyserats med avseende på metaller och gälar var abborre och braxen från Persöfjärden. Metallhalterna i lever på abborre klassades enligt Naturvårdsverkets avvikelseklassning, det vill säga hur mycket halten avviker från opåverkade abborrar från Östersjön. Kadmium och krom visade på mycket stor avvikelse (klass 5) respektive stor avvikelse (klass 4).

Fisken från Persöfjärden påvisade inte förhöjda metallhalter i muskelfibrer och är därmed inte farlig att förtära. Gälanalysen visade på tidigare men idag läkta skador, dock går orsaken inte att fastställa.

Persöfjärdens vattensystem, med avseende på metallhalter, syrgas, pH och alkalinitet, har bedömts enligt Naturvårdsverkets riktlinjer. Kadmium och zink är de enda metaller som uppvisade höga halter (klass 4). Syrgasen var god och pH uppvisade mycket surt tillstånd och alkaliniteten ingen eller obetydlig buffertkapacitet. Aluminium-, kobolt-, järn- och manganhalterna, som jämförts enligt Riksinventeringen 2000, visade extremt höga värden.

Utifrån de intervjuvar som erhållits framgår det att det troligen förekommit en överdödlighet av fisk under 2004. De sannolikaste orsakerna till fiskdöden kan vara en kombination av lågt pH och höga metallhalter i vattnet.

Den troligaste orsaken till den förändrande vattenkvaliteten 2004 var minskade nederbörds mängder och följande låga grundvattennivåer de senaste åren. Det har sannolikt orsakat torrläggning och oxidation av sulfidleror som medför låga pH-värden och urlakning av metaller i området.

Abstract

During the summer 2004 had the watersystem of Persöfjärden and Furufjärden, 20 kilometres north of Luleå, very low pH-value and high metal content. The main reason with this degree project is to investigate if and how the fish in Persöfjärdens water system has been affected by the changed water quality. This report will also consider what possible causes may be the reason for the change of the water quality.

Following questions are handled in the report:

1. Have the fish accumulated high metal contents in the liver?
2. Have the fish accumulated high metal contents in muscle fibre and is it proper as food for human consumption?
3. Do the fish show any biological affect for example damage on the gills caused by the water quality?
4. What water quality showed the water system of Persöfjärden during the summer of 2004?
5. Has there been any mortality, more than usual, of fish and in that case what are the most likely reasons?
6. What possible reasons can there be for the changed water quality?

Fish that had been analysed regarding to metals and gills were perch and bream from Persöfjärden. The metal contents in liver from perch have been classified according to the Swedish Environmental Protection Agency deflection classes, which mean how much the content, differ from unaffected perch from the Baltic Sea. Cadmium and chrome showed very large deflection (class 5) respective large deflection (class 4).

The fish from Persöfjärden did not show any enhanced metal contents in muscle fibres and are not risky to consume. The gill analysis showed at former but now healed injuries, the cause of the injures can not be guaranteed.

On the basis of the interview answers it emerges that there has likely been more than usual fish dead during 2004. The most likely reasons for the fish dead is probably a combination of low pH and high metal contents in the water.

Persöfjärdens water system, regarding to metal contents, oxygen contents, pH and alkalinity, has been estimated according to the Swedish Environmental Protection Agency guidelines. Cadmium and zinc are the only metals that show high contents (class 4). The oxygen contents were good and pH showed on a very acid state and the alkalinity none or insignificant buffer capacity. The aluminium, cobalt, iron and manganese contents, which had been compared according to Riksinventeringen 2000, showed extremely high values.

The most likely reason for the changed water quality were that reduced precipitation amounts whit following low groundwater levels the last years. That has probably caused drain and oxidation of sulphide clay that results in low pH contents and washed out metals in the area.

Innehållsförteckning

1 INLEDNING	1
1.1 PROBLEMBAKGRUND	1
1.2 SYFTE	1
1.3 AVGRÄNSNINGAR	2
1.4 OMRÅDESBESKRIVNING – PERSÖFJÄRDENS VATTENSYSTEM	2
1.4.1 Geografi och hydrologi	2
1.4.2 Geologi	4
1.4.3 Historik	5
1.4.4 Persöfjärdens vattenkvalitet	5
1.4.5 Skyddat område	5
2 TEORETISK BAKGRUND	7
2.1 FISK	7
2.2 FÖRSURNING	7
2.2.1 Försurande ämnen	7
2.2.2 Naturliga faktorer som påverkar försurning	8
2.2.3 Naturlig försurning	8
2.2.4 Antropogena orsaker till försurning	11
2.2.5 Fiskens påverkan av försurning	12
2.3 METALLER	13
2.3.1 Fiskens påverkan av metaller	14
2.4 SYRGASHALT I VATTEN	18
3 METODIK	19
3.1 PROVTAGNING AV FISK OCH SYRGASHALT	19
3.2 PROVTAGNING AV VATTENKVALITET	20
3.3 INTERVJUER	21
3.4 JORDARTSKARTA, GRUNDVATTENNIVÅER OCH NEDERBÖRDSMÄNGDER	21
3.5 LITTERATURSTUDIER	22
4 RESULTAT - RÅDATA	23
4.1 METALLER I LEVER	23
4.2 METALLER I MUSKELFIBRER	23
4.3 ANALYS PÅ GÄLAR	24
4.4 SYRGASPROV	24
4.5 METALLER I VATTEN	24
4.6 PH OCH ALKALINITET	26
4.7 NEDERBÖRDSMÄNGDER OCH GRUNDVATTENNIVÅER	26
5 RESULTAT - ANALYS	27
5.1 JÄMFÖRELSE AV METALLHALTER I LEVER	27
5.1.1 Jämförelse av metallhalter i lever på braxen	27
5.1.2 Jämförelse av metallhalter i lever på abborre	28
5.1.3 Avvikelseklassning för metallhalter i lever	30
5.2 JÄMFÖRELSE AV METALLHALTER I MUSKELFIBRER	31
5.2.1 Jämförelse av metallhalter i muskelfibrer på abborre	32
5.2.2 Jämförelse av metallhalter i muskelfibrer med gränsvärden	32
5.3 TOLKNING AV GÄLANALYS OCH INTERVJUSVAR FRÅN FORSKARE	33
5.4 BEDÖMNING AV SYRGASHALT	34
5.5 JÄMFÖRELSE AV METALLHALTER I VATTEN	34
5.5.1 Jämförelse enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder	34
5.5.2 Avvikelseklassning för metallhalter i vatten	36
5.5.3 Jämförelse enligt Riksinventering 2000	39
5.6 BEDÖMNING AV PH OCH ALKALINITET	41
5.7 ANALYS AV JORDARTSKARTA	42

5.8 NEDERBÖRDSMÄNGER OCH GRUNDVATTENNIVÅER I LULEÅ	43
5.8.1 Nederbörds mängder i Luleå	43
5.8.2 Grundvattennivåer i Luleå	43
5.8.3 Jämförelse av tidigare pH-mätningar och grundvattennivåer	44
5.9 ANALYS AV INTERVJUSVAR FRÅN FISKARE/BOENDE RUNT PERSÖFJÄRDEN	45
6 DISKUSSION	47
6.1 HAR FISKEN UPPLAGRAT HÖGA METALLHALTER I LEVER?	47
6.2 HAR FISKEN UPPLAGRAT HÖGA METALLHALTER I MUSKELFIBRER OCH ÄR DEN TJÄNLIG SOM MÄNNISKOFÖDA?	49
6.3 UPPVISADE FISKEN NÅGON BIOLOGISK PÅVERKAN SÅSOM SKADOR PÅ GÄLAR ORSAKAD AV VATTENKVALITETEN?	50
6.4 VILKEN VATTENKVALITET UPPVISADE PERSÖFJÄRDENS VATTENSYSTEM SOMMAREN 2004?	50
6.5 HAR DET FUNNITS NÅGON ÖVERDÖDLIGHET AV FISK? VAD ÄR I SÅDANA FALL DE MEST TROLIGA ORSAKERNA TILL DETTA?	53
6.6 VILKA MÖJLIGA ORSAKER KAN FINNAS TILL DEN FÖRÄNDRADE VATTENKVALITETEN?	54
6.6.1 Antropogena orsaker till försurning och metallhalter	54
7 GENERELLA SYNPUNKTER PÅ UNDERSÖKNINGEN	56
7.1 FELKÄLLOR	56
7.2 FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE	57
8 SLUTSATSER	59
KÄLLFÖRTECKNING	61
BILAGA 1 – MÄTSTATIONER FÖR GRUNDVATTEN	
BILAGA 2 – PERSÖFJÄRDENS AVRINNINGSSOMRÅDE	
BILAGA 3 – PERSÖFJÄRDENS JORDARTER	
BILAGA 4 – PROVTAGNINGSPUNKTER FÖR FISKFÅNGST OCH SYRGASHALT	
BILAGA 5 – PROVTAGNINGSMANUAL PERSÖFJÄRDEN – SYRGASPROV SAMT FISKAR TILL ANALYTICA	
BILAGA 6 – PROVTAGNINGSMANUAL PERSÖFJÄRDEN – FISKAR TILL STATENS VETERINÄRMEDICINSKA ANSTALT	
BILAGA 7 – PROVTAGNINGSPUNKTER FÖR VATTENKEMI	
BILAGA 8 – INTERVJUFRÅGOR TILL FISKARE/BOENDE RUNT PERSÖFJÄRDEN	
BILAGA 9 – INTERVJUFRÅGOR OCH SVAR FRÅN FORSKARE PÅ STATENS VETERINÄRMEDICINSKA ANSTALT	
BILAGA 10 – INTERVJUSVAR FRÅN FISKARE/BOENDE RUNT PERSÖFJÄRDEN SAMT LÄRARE VID LTU	
BILAGA 11 – REKOMMENDERADE GRÄNSVÄRDEN	

1 INLEDNING

Här behandlas problembakgrund, syfte, avgränsningar samt en områdesbeskrivning för Persöfjärdens vattensystem.

1.1 Problembakgrund

Under sommaren 2003 hade Luleås innerfjärdar betydligt klarare vatten än normalt. En mindre utredning av orsakerna till detta utfördes av Peter Erixon, universitetsadjunkt vid Luleå tekniska universitet. Utredningen visade att utklarningen av vattnet var kopplat till kraftig försurning och höga metallhalter. De uppmätta metallhalterna och pH-värdena visade att risken för biologiska och ekologiska effekter var mycket sannolika (Erixon, 2005).

Under sommaren 2004 var utklarningen, de låga pH-värdena och höga metallhalterna ännu mer märkbara och varade en längre tid än under 2003. År 2004 var det inte endast i Luleås innerfjärdar som effekterna märktes och uppmättes utan även i Persöfjärden och Furufjärdens vattensystem som ligger två mil norr om Luleå i Norrbottens län. Det kom även in rapporter om andra kustnära vattendrag i Norrbotten, som detta år hade ovanligt "fjällsjöklart" vatten. Förutom allmänhetens rapporter om ovanligt klart vatten kom det även in observationer om förekomst av fiskdöd, sämre fiskfångster, mindre antal sjöfågel och snabbt korroderade mjärdar (ibid).

Under våren 2004 slog allmänheten larm om plötslig och oförklarlig fiskdöd främst i Persöfjärden, Furufjärden och Sinksundet. Det var framförallt döda abborrar som upptäcktes längs strandkanterna (Karlsson, 2004). Oroliga kommunmedborgare och boende runt Persöfjärdens vattensystem hörde av sig till Miljökontoret med frågor som:

- Vad har hänt?
- Varför dör fisken?
- Går fisken att äta?
- Varför är vattnet så klart?

Miljökontoret har inte med säkerhet kunnat besvara dessa frågor och därför är det av intresse att utreda dem. Undersökningen är beställd av Miljökontoret och Länsstyrelsen för att erhålla mer kunskap om vad som har hänt i Persöfjärdens vattensystem.

1.2 Syfte

Huvudsyftet med rapporten är att utreda om och hur fisken i Persöfjärdens vattensystem har påverkats av den förändrade vattenkvaliteten. Arbetet kommer även att behandla vilka möjliga orsaker som kan ligga till grund för förändringen av vattenkemin, det vill säga lågt pH och höga metallhalter.

Följande frågor behandlas i rapporten:

1. Har fisken upplagrat höga metallhalter i lever?
2. Har fisken upplagrat höga metallhalter i muskelfibrer och är fisken tjänlig som människoföda?

3. Uppvisade fisken någon biologisk påverkan exempelvis skador på gälar orsakad av vattenkvaliteten?
4. Vilken vattenkvalitet uppvisade Persöfjärdens vattensystem sommaren 2004?
5. Har det funnits någon överdödlighet av fisk och vad är i sådant fall de mest troliga orsakerna till detta?
6. Vilka möjliga orsaker kan finnas till den förändrade vattenkvaliteten?

När det gäller fråga 6 har hypotesen ”klimatgenererande sulfidoxidationer” presenterats (Erixon, 2005). Den innebär att försurningen och de höga metallhalterna med stor sannolikhet är en direkt effekt av oxidation av sulfidleror som ligger i anslutning till Persöfjärdens vattensystem. Längs Norrbottenskusten är havssediment ett vanligt jordartsinslag och många av dessa har utvecklats till sulfidleror. På grund av den ständigt pågående landhöjningen utsätts dessa naturligt för oxidering. I samband med låga grundvattennivåer kan sulfidleror i området torrläggas. Detta kan resultera i en ökning av vätejoner som ger en försurande effekt. De kraftiga sulfidoxidationseffekter som har registrerats för åren 2003 och 2004 kan förmodligen inte enbart orsakas av landhöjningen. Den mest sannolika teorin är att låga nederbörds mängder med följande låga grundvattennivåer är huvudorsaken till den förändrade vattenkvaliteten (Erixon, 2005). Denna rapport kommer att undersöka om hypotesen ”klimatgenererande sulfidoxidationer” kan stödjas av geologiska och meteorologiska data.

1.3 Avgränsningar

Provtagning har endast genomförts på fiskar från Persöfjärden. De arter och antal fiskar som har analyserats är på beställning av Länsstyrelsen och Miljökontoret. Analyserna behandlar endast metallhalter i lever och muskelfibrer, skador på gälar samt syrgashalt i vattnet. Ett begränsat antal fiskar kunde skickas till analys på grund av kostnadsskäl. Provtagningspunkterna i Persöfjärden valdes av den lokala fiskaren och var därför inte slumpmässigt utvalda i sjön.

Rapporten behandlar endast allmänt metallhalter, pH och alkalinitet i Persöfjärdens vattensystem och orsakerna till dessa vattenkemiska förändringar. Den geografiska avgränsningen bestämdes under ett möte med Miljökontoret och Länsstyrelsen, eftersom tidigare provtagningar av vattnet hade utförts i detta område under sommaren 2004.

De nederbördsdata som behandlas i rapporten kommer från en mätstation på Bergnäset i Luleå kommun, se bilaga 1. Av sju mätstationer valdes en slumpmässigt ut på grund av att datamängder.

1.4 Områdesbeskrivning – Persöfjärdens vattensystem

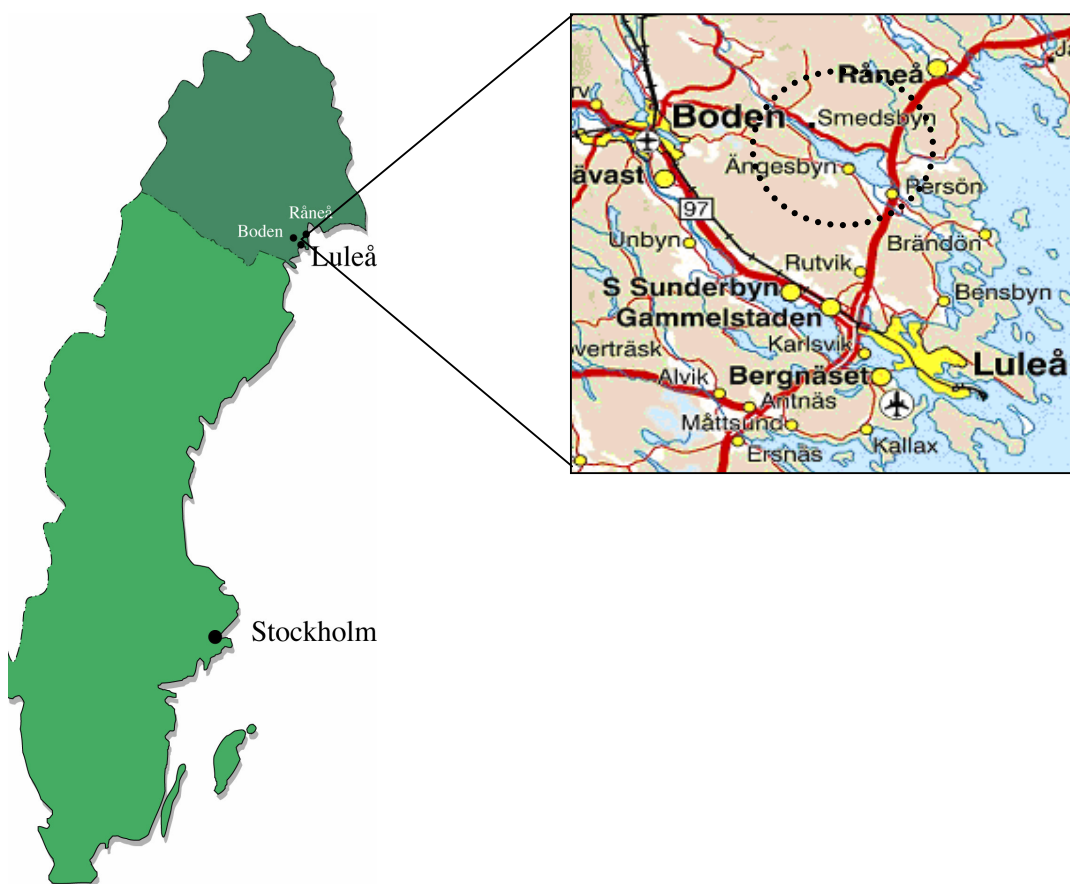
Områdesbeskrivningen behandlar Persöfjärdens geografi, hydrologi, geologi, historik och vattenkvalitet samt att sjön är ett skyddat område.

1.4.1 Geografi och hydrologi

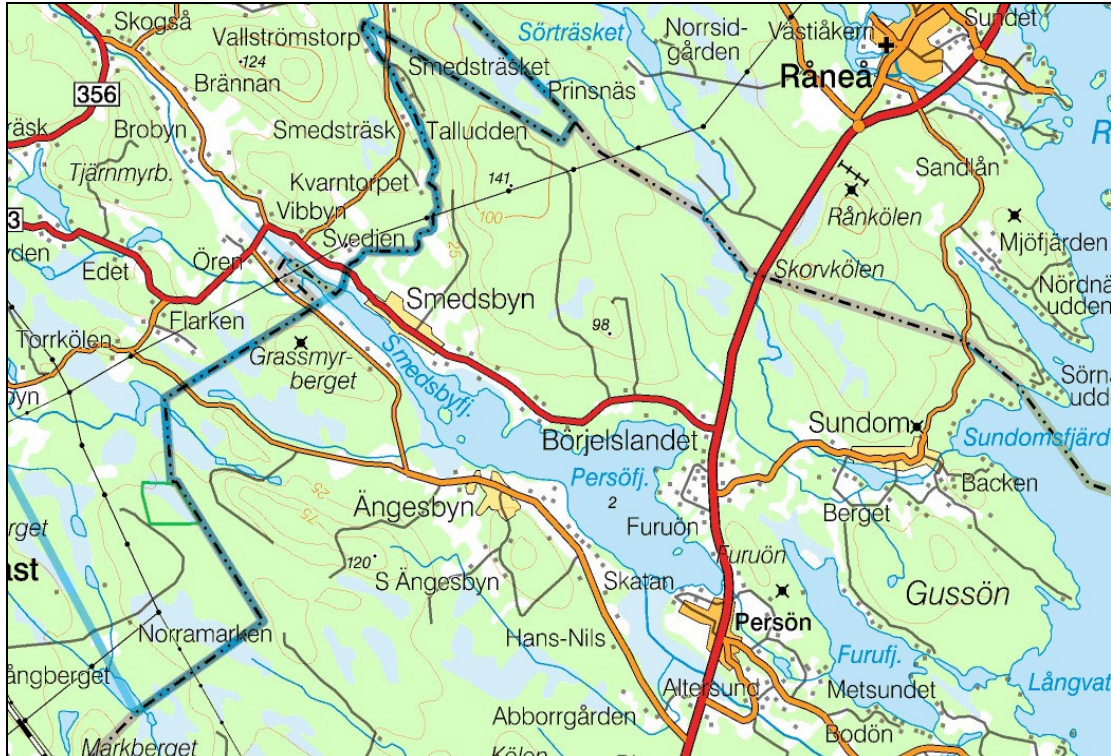
Persöfjärden är belägen främst i Luleå kommun men den nordvästra delen ligger inom Bodens kommun i Norrbottens län, se figur 1. På norra sidan om Persöfjärden ligger

Smedsbyn och på södra sidan ligger Ängesbyn, se figur 2 (Henriksson, 1994). Sjön har en areal på 3320 hektar (Naturvårdsverket, 2003). Enligt lodmätningar uppskattas Persöfjärdens medeldjup ligga kring 1,5-2,0 m (Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1980).

Persöfjärden är en av Norrbottens kustlands största sjöar. Sjöns avrinningsområde är det största mellan Luleälven och Råneälvens vattensystem se bilaga 2. Nederbördsmängderna är mellan 350-550 mm per år. Persöfjärdens tillflöden finns framförallt i de nordvästra delarna (Henriksson, 1994). Sjön har även två utflöden, varav ena går till Furufjärden och den andra till Brändöfjärden.



Figur 1: Översiktsskarta över Persöfjärdens lokalisering (Vnuk, 2004 & Lantmäteriet, 2004).



Figur 2: Detaljkarta över Persöfjärden (Lantmäteriet, 2004).

1.4.2 Geologi

Inlandsisen lämnade området för cirka 9000 år sedan och omkring 1750 skildes Persöfjärden från havet på grund av landhöjningen. Under lång tid påverkades sjön av brackvatten under högvattensperioder i Bottenviken (Henriksson, 1994).

Berggrunden består främst av gnejs och granit (ibid). Jordarterna närmast Persöfjärdens vattensystem består till största delen av finkornigt havs- och sjösediment, främst av lera, men även silt (mjåla och finmo) förekommer. Det finns även inslag av silt eller lera som tidvis är under vatten samt få inslag av ej bedömt isälvsediment. Längre från strandlinjen dominerar morän (SGU & Lantmäteriet).

Finkornigt sediment som lera och silt är jordarten som är markerat med gult i bilaga 3 och benämns även som svartmocka. Det är en sulfidhaltig lera som vid kontakt med syre ger en försurande verkan på omgivningen. Om svartmocka dräneras, genom till exempel dikning eller naturligt av landhöjning oxideras sulfiden. Detta kan leda till kraftig markförsurning och försurningen kan kvarstå flera år efter dräneringen (ibid).

Finkornig havs- och sjösediment kommer från glacialt och postglacialt ursprung. De glaciala finkorniga sedimenten bildades av fint material som isälvarna förde med sig ut i havet under istidens slutskede. Postglaciala finkorniga sediment utgörs av material som förts ut i sjöar och hav genom svallning eller av vattendrag efter istiden (ibid).

1.4.3 Historik

Persöfjärden är en typisk slättsjö med vissa partier beväxta med vattenvegetation. Sjön ligger i ett öppet odlingslandskap med anor långt tillbaka i tiden. Tecken visar att området var befolkat redan för 4000 år sedan. Tidigare var flertalet byar runt sjön helt beroende av jordbruk och fiske (Henriksson, 1994).

Persöfjärden har sänkts två gånger, 1910 och 1932. Arbetet med den senare sänkningen, som slutfördes 1937, resulterade i att vattenytan sjönk med cirka 1,3 meter. Sänkningen genomfördes för att undvika kraftiga översvämningar under vårfloden och för att ge bönderna runt fjärden mer odlingsbar mark. Sänkningen av vattennivån 1937 medförde att den nyskapade marken snabbt försumpades. Eftersom sulfidlorer syresattes uppkom en försurning av vattnet. Troligtvis var detta orsaken till urlakning av tungmetaller och fiskdöd i stora mängder under följande år. I mitten av 1970-talet sänktes vattennivån med ytterligare 30 centimeter i samband med att en båthamn byggdes i Furufjärden, och med stor sannolikhet var detta orsaken till den inträffade fiskdöden sommaren 1974 (ibid).

Runt fjärden finns inga industrier av betydelse vilket gör att utsläpp till sjön saknas eller är av mycket begränsad art. Jordbrukarna i området använder både konstgödsel och naturgödsel som verkar gödande på mark och vatten. Under tidigt 1990-tal var vattenkvaliteten i grundvattnet kraftigt försämrade på grund av höga nitrathalter (ibid).

1.4.4 Persöfjärdens vattenkvalitet

I samband med att båthamnen byggdes 1974 var pH-värdena mycket låga. Värden på 3,0-4,8, uppmättes i sjöns utlopp och i tillrinnande bäckar. Veckan efter första mätningen, 1974, erhöles värden som var lägre än 5,0. De högsta pH-värdena i sjön uppmättes under sommaren och även någon gång under vintern. De lägsta pH-värdena, från maj till oktober åren 1975 och 1976, förekom i områden med sulfidlorer. Jordartskartan visar ett tydligt samband mellan förekomst av låga pH-värden och mo- och lerjordar (Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1980).

1.4.5 Skyddat område

Persöfjärden är sedan 1974 ett CW-område¹ (Henriksson, 1994). Sjön är även ett Natura 2000² område sedan 2004, men är endast anmält enligt fågeldirektivet³. Persöfjärden är ett av 19 SPA-områden⁴ i Norrbotten som godkänts av regeringen. (Länsstyrelsen i Norrbottens län, 2004).

¹ Convention of Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat, om skydd och vård för värdefulla våtmarker.

² Syftet med Natura 2000 är att värna om naturtyper och livsmiljöer för de arter som EU-länderna har kommit överens om är av gemensamt intresse. Skapandet av Natura 2000 är en av EU:s viktigaste åtgärder för att bevara biologisk mångfald.

³ ”Rådets direktiv 79/409/CEE av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar” antogs 1979. Direktivet omfattar skydd och skötsel på lång sikt för samtliga vilda fågelarter samt för deras livsmiljöer.

⁴ Medlemsstaterna måste utse de lämpligaste livsmiljöerna för arterna och bilda speciella skyddsområden (Special Protection Areas, SPA). Dessa områden utgör fågeldirektivets bidrag till Natura 2000.

2 TEORETISK BAKGRUND

Teoriavsnittet behandlar försurning och metaller samt hur de påverkar fisk. Detta för att ge en bakgrund och bättre förståelse för analys och diskussionsavsnitten.

2.1 Fisk

Fisk förekommer på alla konsumtionsnivåer i sjöarnas näringspyramider, som primär-, sekundär- och tertiärkonsument. Som yngel äter alla fiskarter olika slags växt- och djurplankton och övergår vid vuxen ålder till andra typer av föda. Olika arter har även på grund av sitt födoval, intagit olika nischer i sjön som deras habitat. Mört lever vanligen i litoralzonen där den lever på insektslarver, snäckor, kräftdjur och även på olika växter som påväxtalger och halvtruttna växter. Braxen är bottenlevande och äter främst fjädermygglarver och glattmaskar. Abborre och gädda som är rovfiskar söker föda i hela vattenmassan (KTH, 2000).

Olika fiskarter är även anpassade till olika abiotiska tillstånd i vattnet såsom syrgasförhållanden, temperatur och pH. Fiskar som finns i få speciella miljöer och som har ett begränsat toleransområde är stenotopa. Röding ett exempel på en specialiserad art som lever i kalla och djupa sjöar i norra och mellansverige. Mört och abborre däremot föredrar varmare vatten och har därmed större utbredning, dessa kallas eurytopa. Syrgasförhållanden är en viktig faktor för olika fiskarters överlevnad. Laxartade fiskar kräver minst 5-6 mg syre/liter vatten medan karp kan klara halter på 1-3 mg/liter (ibid).

2.2 Försurning

Försurning är en kemisk förändring av den yttre miljön och innebär att vätejoner H^+ (protoner) tillförs ett system i högre takt än de bortförs eller neutraliseras. Vätejoner ökar systemets surhetsgrad, vilket medför att pH-värdet sjunker. En minskning av pH-värdet med en enhet betyder att vätejonkoncentrationen tiodubblas (Nationalencyklopedin, 2004a).

Försurning innebär att buffertförmågan som neutraliserar vätejoner minskar.

2.2.1 Försurande ämnen

Försurande ämnen, främst svavel- och kväveföreningar, omvandlas till svavelsyra (H_2SO_4) respektive salpetersyra (HNO_3). Dessa ämnen når atmosfären genom bland annat förbränning av fossila bränslen, metallurgi samt djurhållning med exempelvis gödselhantering (Nationalencyklopedin, 2004a).

Sura partiklar och gaser ansamlas lätt på barr, blad och grenar i skogen och når marken genom torrdeposition. I barrskog kan detta nedfall vara större än våtdepositionen. Även dimma kan bidra till avsättning av sura ämnen i vegetation. Den samlade våt- och torrdepositionen leder till såväl mark- och vattenförsurning som till korrosionsskador på olika material. Särskilt drabbade är byggnader av kalksten, men även metallkonstruktioners livslängd minskar i sur luftmiljö. Mark- och vattenförsurning uppstår på grund av brist på syraneutraliserande karbonatmineral i jordlagren. Den har emellertid i viss utsträckning även mer naturliga orsaker, men det sura nedfallet är oftast den enskilt viktigaste faktorn. Lokalt

kan även grundvattnets pH-värde sjunka och lågt pH gör att halten av aluminium och lösligheten av vissa tungmetaller ökar (ibid).

2.2.2 Naturliga faktorer som påverkar försurning

Sjöförsurning är beroende av dess omgivning. En ökning av vattentransporten medför att en större mängd lösta joner kan transporteras till och från sjön. Sambandet mellan en sjö och dess tillrinningsområde spelar stor roll, där kortare omsättningstid ger en större försurningsrisk. På väg till sjön förändras vattnets joninnehåll genom jonutbyte från marken. Ju längre tid vattnet hålls kvar i marken desto längre hinner de kemiska vittringsprocesserna och markens jonbyte verka. Det är bra om sjöns tillrinning till största delen består av grundvatten, eftersom markskikten då hinner neutralisera vattnet. En sjö, vars tillrinnande vatten till stor del består av ytvatten, löper en större risk att försuras (Brandt & Gröndahl, 2000).

Var en sjö är belägen är av betydelse för hur sjön påverkas. De flesta försurade sjöar ligger i barrskogsområden med näringsfattiga marker, där berggrunden ofta är gnejs eller granit som är svårvittrade. Sjöar som ligger överst i ett sjösystem är generellt små som ger kort omsättningstid. Dessa sjöar ligger främst ovanför högsta kustlinjen, där det finns mycket berg och moränmarker med dålig vattenhållande förmåga, vilket ger dåligt skydd mot försurning. Sjöar längre ner i sjösystemet omges ofta av marker med bättre vattenhållande förmåga och som har en bättre buffringsförmåga. Sjöar längre ner får även vattentillförsel från mer djupt rinnande grundvatten (ibid). Djupet till grundvattenytan beror dels på grundvattenbildningens storlek och dels på jordens och berggrundens förmåga att leda undan grundvattnet. I Sverige är grundvattenbildningen relativt stor och i moränlandskapet är genomsläppligheten hos de djupare jordlagren och berggrunden förhållandevis låg. Detta ger ett mycket ytligt grundvatten med grundvattenytan på några få meters djup eller ytligare (Nationalencyklopedin, 2004b).

Nederbördens vattenkvalitet påverkar markens kemi. Vattnets uppehållstid i marken varierar och beror på marktäckets tjocklek, genomsläpplighet, lutning och vattenmättnad. Vattnet som lämnar marken avspeglar markens innehåll (Ahlström, Degerman, Lindgren, & Lingdell, 1995).

2.2.3 Naturlig försurning

Försurning av mark och vatten är en naturlig process som har skett under årtusenden. Naturlig försurning är en följd av att markens basrika mineral långsamt förbrukas. I barrskogar dominerar upptaget av positiva baskatjoner vilket medför att marken där blir surare så länge skogen växer. Denna process kallas naturlig försurning. Det är naturliga syror som förbrukar markens alkalinitet och försurar. En annan naturlig försurning som snabbt ger märkbara förändringar är oxidation av sulfidleror (Ahlström et al, 1995).

Markförsurning

Växter behöver viktiga näringsämnen (baskatjoner) för sin tillväxt och till dessa hör bland annat kalcium, kalium, magnesium och mangan. Baskatjoner tillförs genom berggrundens ständiga vittring och från nedbrytning av döda växtdelar. Lättvittrade bergarter som kalk

innehåller mer baskatjoner än svårvittrade bergarter som gnejs och granit. När växten tar upp positiva baskatjoner, avges samtidigt motsvarande mängd positiva vätejoner från rötterna. Processer som neutraliserar vätejoner är till exempel när näring upptas i form av negativa nitratjoner och då i stället negativa (basiska) hydroxidjoner (OH^-) avges. Även nedbrytning av döda växtdelar återför neutraliserande ämnen till marken (Brandt & Gröndahl, 2000). Baskatjoner urlakas naturligt genom ackumulering i organiskt material och genom avrinning (Ahlström et al, 1995).

Vattenförsurning

Försurning av mark påverkar i sin tur sjöar och vattendrag. Buffertprocesserna i mark medför att den sura nederbörden som faller på land till viss del neutraliseras innan den når ut i sjön. Marken tillför sjön vätekarbonatjoner (HCO_3^-) som kan neutralisera vätejoner. Markförsurning, både från naturlig och antropogen påverkan, har de senaste decennierna kraftigt minskat markens förmåga att neutralisera genomströmmande surt vatten och även minskat produktionen av vätekarbonatjoner. Mest utsatta är vattensystemens övre delar, där jordlagren i omgivningen ofta är tunna och urlakade (Bernes, 2004).

Under våren är sjöar och vattendrag mycket utsatta för pH-sänkningar då höga tillflöden av surt smältvatten kommer från snö och sköljs snabbt ner i sjön. Här hinner inte vattnet tränga ner i djupare markskikt utan når vattendragen via ytliga markskikt. Denna surstöt kan bli ett hot mot allt levande i sjön, eftersom det är under denna tid som många fiskar och groddjur lägger rom, som är särskilt känslig för pH-sänkningar (Brandt & Gröndahl, 2000).

Försurning av en sjö innebär kemiskt att buffertförmågan och alkaliniteten långsamt förbrukas samtidigt som pH sjunker (vattnets vätejonkoncentration ökar). Alkalinitet är ett mått på koncentrationen av vätekarbonatjoner (HCO_3^-) i vattnet, det vill säga mängden joner som kan neutralisera de sura vätejonerna. Ett vatten klassificeras som försurat om pH är under 6,0 och alkaliniteten är mindre än 0,05 mekv⁵ vätekarbonatjoner (ibid).

En försurad sjö kan genomgå tre faser. I fas 1 visar utgångsläget ett stabilt pH men med en alkalinitet som långsamt sjunker. I fas 2 börjar pH fluktuera och alkaliniteten sjunker under 0,05 mekv, i detta läge är kalkning aktuell om sjön skall kunna räddas. I övergången till fas 3 sjunker alkaliniteten under 0,01 mekv och halten fritt aluminium stiger i sjön. Slutligen tar karbonatbuffringen slut och pH svänger kraftigare för att stabiliseras på en lägre nivå. Vid ett pH på 4,2-4,3 är sjön kraftigt försurad och halten av fritt aluminium ökar drastiskt. Detta ger en rad konsekvenser för det ekologiska systemet. Planktonproduktionen minskar och antalet arter sjunker från cirka 50 till under 10 i en starkt försurad sjö. Vattnet blir klarare och siktdjupet längre, även näringstillgången minskar på grund av att fritt aluminium binder sjöns fosfater (ibid).

Under naturliga förhållanden kan låga pH-värden uppkomma i samband med svagt buffrande vatten och vanligen också i samband med höga humushalter (Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1980).

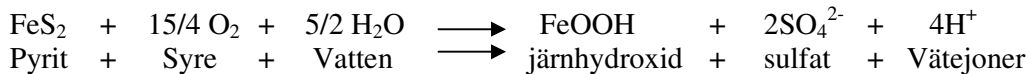
⁵ Alkalinitet uttrycks som milliekvivalent per liter (mekv/l). En milliekvivalent motsvarar en millimol vätekarbonat.

Försurning orsakad av sulfidoxidation

Omkring 7000 år före Kristus blev Norrlands kust fritt från is. Mellan 6000 och 1000 år fKr inträdde en period med brackvatten och varmt klimat som främjade utvecklingen av sulfidsediment. Det varma vattnet innehöll fosfor som normalt är den begränsande tillväxtfaktorn och detta medförde en ökning av den biologiska aktiviteten. Den ökade mängden biologiskt material som bildades medförde brist på syre till aerob nedbrytning, istället tog anaeroba bakterier över denna nedbrytning genom att använda sulfater i det bräckta vattnet. På grund av nedbrytningen reducerades sulfaterna till sulfider och lagrades i sedimenten. I och med landhöjningen har de sulfidhaltiga jordarna kommit upp över vattenytan (Händel, 1995).

Sulfidleror finns huvudsakligen längs Bottenvikskusten. Den totala arealen odlade sura sulfatjordar har i Sverige uppskattats till 140 000 hektar. Det är dock möjligt att den verkliga arealen är större. Det finns odlade sura sulfatjordar främst längs Norrlandskusten men också i andra områden längs Östersjökusten samt vid Mälaren och Hjälmaren. Längs Norrlandskusten utgör sura sulfatjordar ofta en större andel av åkermarken än i områden längre söderut, och de finns bland de finkorniga sedimentjordarna. I Norrland bildas sura sulfatjordar främst efter oxidation av så kallad svartmocka, som får sin svarta färg av mineralet järnsulfid, FeS (Sohlenius & Öborn, 2002).

Sura sulfatjordar bildas när syrefria, sulfidhaltiga jordar oxideras av syret i luft. Det finns två olika jordar; de som redan är oxiderade och därmed sura och de som är reducerande det vill säga syrefria och potentiellt kan bilda sura sulfatjordar (ibid). Ett sulfidhaltigt sediment är i sig inte surt utan det är först när det syresätts och oxideras till sulfater. Denna oxidation sker relativt långsamt här på grund av Sveriges kalla och fuktiga klimat. Oxidationsprocessen går till på följande sätt:



Vid lufttillträde oxideras den annars starkt reducerande pyriten till järnhydroxid och löst svavelsyra. Det är de fria vätejonerna som gör att jorden blir sur eftersom de tär på karbonatbuffringssystemet (Händel, 1995). Det är vätejoner som gör att metaller urlakas, genom jonbyte då till exempel 2H^+ byter plats med Mg^{2+} (Brandt & Gröndahl, 2000). I en sulfidjord är det ofta dåligt med växtnäring eftersom markförsurning leder till att förrådet av näringsämnen som magnesium och kalium töms. Samtidigt ökar innehållet av oönskade katjoner såsom väte, järn och aluminium (Händel, 1995).

På grund av landhöjningen eller vid perioder då vattennivån sjunker i marken kan dessa sulfider oxideras och stora mängder svavelsyra bildas. Så länge sulfidleran är fuktighetsmättad uppstår inga problem utan metallerna är bundna till svavel vilka är svårlösliga sulfider (Erixon, 2005). Sulfider finns även i berggrund i form av sulfidmalmer och i gnejser, som kan ge höga svavelhalter i moränen (Ahlström et al, 1995).

Dräneringsvatten från områden med sura sulfatjordar innehåller på grund av jonbyte höga halter av flera potentiellt giftiga tungmetaller såsom kadmium, nickel, zink och koppar. Sura och potentiellt sura sulfatjordar har flera karakteristiska fältkännetecken. I den sura jorden finns vertikala sprickor som ofta kan följas ända ner till grundvattenytan. I sprickorna finns

ofta purpurroda, flera millimeter tjocka beläggningar av järnhydroxider. Här förekommer också det blekgula mineralet jarosit $[KFe_3(SO_4)_2(OH)_6]$, som är en bra indikator för att identifiera sura sulfatjordar (Sohlenius & Öborn, 2002).

2.2.4 Antropogena orsaker till försurning

Det finns även antropogena orsaker till försurning, till exempel nedfall av svavel och kväve, vilket kan leda till markförsurning. Andra orsaker är ändrad markanvändning såsom skogsplantering, igenväxning av öppen mark, ökad skogstillväxt orsakad av kvävetillförsel och utdikning samt naturlig försurning (Tyler, 2004).

Nedan följer ett antal exempel på orsaker som eventuellt kan bidra till försurning.

Markberedningsåtgärder i jord och skogsbruk

De naturliga försurningsprocesserna kan påskyndas av antropogen markanvändning. Skogsbrukets tillväxt påskyndas ofta genom gödsling, vilket orsakar ett snabbare upptag av markens näringsämnen och det medför en ökad uttransport av vätejoner från växternas rötter. Med virket bortförs basketjoner och försurningen som uppkommit vid tillväxten blir permanent. Utdikning och markberedning i områden med sulfidmarker innebär en ökad oxidation av svavelföreningar med en kraftig försurning som följd (Ahlström et al, 1995).

Utdikning är en metod för att dränera och torrlägga mark och myrmark som sedan uppodlas. Utdikning utförs även för anläggning av större eller mindre avlopp. Denna markberedning medför en minskning av våtmarker, kväve och sänkning av grundvattennivån (Olsson, 2004).

Muddringar och muddermassor

Muddring innebär att fördjupa eller restaurera ett vattenområde till exempel avlägsning av bottenmassa i en hamn eller farled. Muddringsarbetet ger en ny miljö där större djup medför förändrade ström-, erosions- och sedimentationsförhållanden. Om det bildas skarpa trösklar, bottenhål och andra ojämnheter kan syrefria bottenförhållanden uppkomma (Borgström, Cronholm, Hedman & Strand, 2001).

Muddring kan bidra till blottläggning och omrörning av sulfidhaltigt sediment vilket kan leda till försurning. Försurning kan även uppkomma av sulfidhaltiga muddermassor som läggs upp på land och oxiderar. Erosion och bortförsl av yngre sjösediment och oxidation av äldre sulfidleror leder till kraftig försurning av vattnet. Detta vad gäller vatten från torrlagda markområden, från gammal sjöbotten och från sediment i sjön (Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1980).

Miljögifter lagras i sediment och förekommer då bundna till finkornigt material såsom lerpartiklar och organiskt material. De miljögifter som är särskilt hänsynskrävande i samband med muddring är bland annat metallerna kvicksilver, arsenik och kadmium. Dessa ämnen är toxiska och då de sprids i vattnet är risken att bioackumulation sker i akvatiska organismer samt att de biomagnifieras⁶ i näringskedjan. Metallerna kan på grund av detta även påverka landlevande organismer (Borgström et al, 2001).

⁶ Substanser som transporteras i en näringskedja via födan och ökar i koncentration med varje länk i kedjan.

Nedfall av försurande ämnen från andra länder och städer

Under slutet av 1960- talet upptäcktes försurning av sjöar och vattendrag på allvar i Sverige. Detta efter svårförklarlig fiskdöd som påträffades i flera sjöar och vattendrag längs västkusten. Det visade sig genom pH-mätningar att vissa sjöar låg nära 4 och var kraftigt försurade. Det visade sig att redan 1955 var nederbörden kraftigt försurad i industri- och folktäta delar av Centraleuropa. Under de kommande tio åren hade stark försurad nederbörd ökat kraftigt och sträckte sig halvvägs upp mot Skandinavien. Sura luftföroreningar visade sig kunna spridas hundratals kilometer från ett land till ett annat. Det fanns ett mönster som visade att de försurade sjöarnas tillstånd i första hand var ett resultat av nederbörden som var långväga transporterad (Brandt & Gröndahl, 2000).

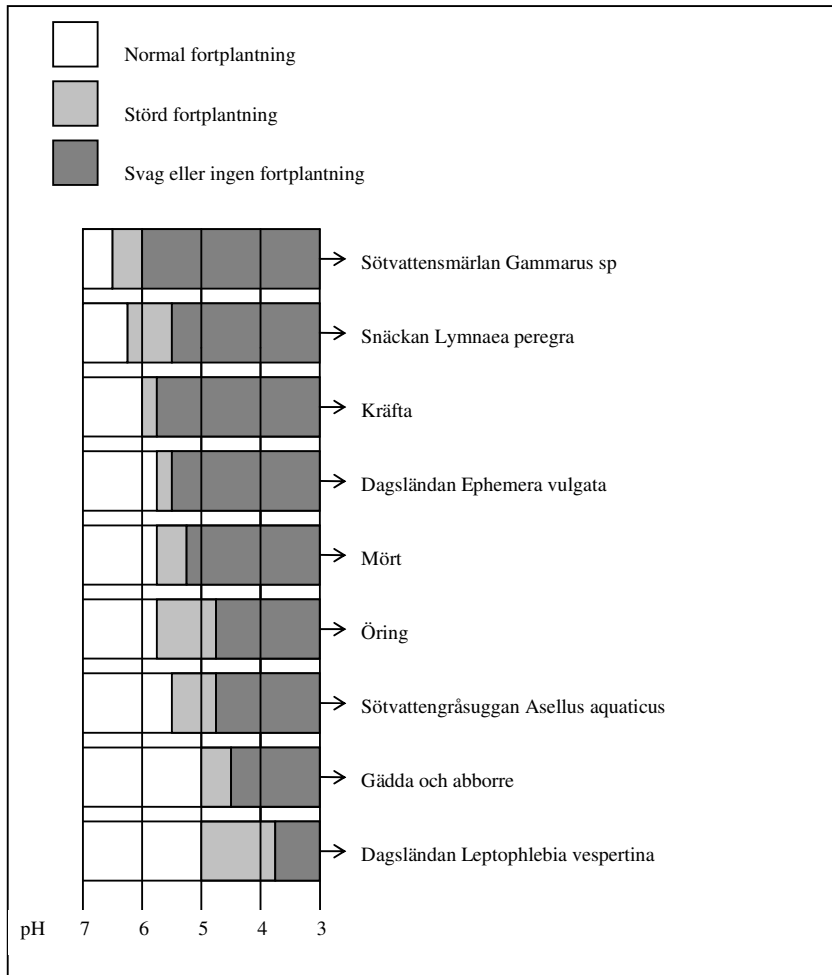
I Sverige är marken känslig mot försurning, eftersom berggrunden och jordarter till största delen är kalkfattiga och detta medför en liten buffringsförmåga mot surt nedfall. Försurningen hade blivit ett internationellt miljöproblem som krävde ett internationellt samarbete för att kunna lösas (ibid).

2.2.5 Fiskens påverkan av försurning

En försurad sjö ger en kraftig förändring i ekosystemet där försurningståliga arter dominerar. Det är rom och yngel som drabbas först, eftersom deras utveckling är känsligare än hos vuxna fiskar. Försurning slår ur yngre generationer som inte hinner anpassa sig. De flesta känsliga fiskarter får reproduktionsstörningar vid pH-värden strax under 6 och reproduktionen upphör oftast helt vid pH-värden runt 5,0–5,4. Abborre och gädda tillhör de tåligaste arterna medan mörtens reproduktion är mycket känslig (Ahlström, et al 1995).

Reproduktionen hos gädda och abborre störs vid ett pH på 5 och vid pH 4,5 sker en liten eller ingen fortplantning (Brandt & Gröndahl, 2000). Störningar i reproduktionen orsakas främst genom att ett kläckningsenzym inaktiveras (Ahlström, et al 1995). På färdigutvecklade yngel och på vuxen fisk uppträder försurningsskador huvudsakligen vid en kombination av låga pH-halter och hög aluminiumhalt. När försurningen har pågått under tillräckligt lång tid kan joner som aluminiumhydroxid och mangan fällas ut på fiskens gälar, vilket kan orsaka kvävning och fiskdöd (Brandt & Gröndahl, 2000). Detta genom att det blir slembildning i gälarna vilket stör fiskens osmosreglering som kan leda till saltförluster (Ahlström, et al 1995).

Många organismer kan ta skada av surstötter även om pH-värdet vid andra tider på året är förhållandevis högt, se figur 3. Fiskarna kan påverkas mer av indirekta effekter vid försurning, såsom en ökning av vattnets aluminiumhalt, och inte bara av pH-sänkningen. I Sverige har pH-värdet, i särskilt utsatta vatten, stabiliserats kring 4,5. Fiskfaunan är där helt utslagen, liksom många lägre stående djur i näringskedjan (Bernes, 2004).



Figur 3: Vanliga försurningskänsliga organismer (fritt från Brandt & Gröndahl, 2000)

Den ökade koncentrationen av vätejoner och ofta förhöjda aluminiumhalter skapar en fysiologisk stress. Detta leder till försämrad tillväxt och död. Toxiciteten i vattnet varierar även av andra faktorer än pH-värdet. Kalcium anses minska den toxiska effekten medan humusämnen och aluminium är mer komplexa och kan beroende på omgivningen minska eller öka den toxiska effekten. Metallutfällningar på gälar av bland annat järn och mangan utgör ett problem. Metaller som frigörs från marken på grund av surt vatten kan vid blandning med vatten med högre pH bilda utfällningar på kropp och gälar. Detta fenomen kan leda till att gälarnas funktion försämras och att fiskens rörlighet minskar (Ahlström, et al 1995).

2.3 Metaller

Många metaller är livsnödvändiga det vill säga essentiella men kan i för höga koncentrationer ge upphov till toxiska effekter, se tabell 1. Metaller som inte har någon biologisk funktion är icke essentiella till exempel kvicksilver, bly och kadmium (Åhgren & Norrgren, 1996).

Tabell 1: De viktigaste tungmetallerna som har en densitet på över 5 g/cm³.

De viktigaste tungmetallerna			
Icke Essentiella	Essentiella	Troligtvis nödvändiga	Osäkra
Kadmium	Kobolt	Nickel	Antimon
Kvicksilver	Koppar	Tenn	Guld
Bly	Krom	Vanadin	Tantal
Arsenik	Mangan		Silver
	Molybden		Uran
	Järn		Vismut
	Zink		Volfram
			Zirkonium

(Fritt från Birgersson, Sterner & Zimerson, 1999)

2.3.1 Fiskens påverkan av metaller

Metaller är grundämnen och kan därför inte brytas ner. Om de frisätts ur berggrunden eller sediment, genom exempelvis vittring eller omblandning, blir de mer tillgängliga för upptag i biota⁷. Metaller kan även bilda stabila föreningar som inte är tillgängliga för biota och utgör då inget hot. Ökade metallhalter i terrestra miljöer kan bli en framtida källa för ökade metallhalter även i akvatiska ekosystem på grund av markförsurning och jorderosion (Åhgren & Norrgren, 1996).

Försurning av sjöar påverkar i vilken kemisk form en metall förekommer i vattnet och detta är avgörande för metallens biotillgänglighet och biologiska effekt. Vattenlevande organismer är särskilt utsatta då de blir exponerade av metaller både via födan och av det omgivande vattnet. Halterna av metaller är oftast högre i fisk än i vattenmassan. De största effekterna av metaller på biota är djur som lever i toppen av näringskedjan och därmed har biomagnifierat ämnen från lägre trofinivåer (ibid).

Fisk påverkas negativt av metallbelastningar där effekter kan vara: kranie- och ryggsador, olika störningar i gälfunktionerna, effekter på nervsystemet, morfologiska⁸ förändringar i gälar, lever och njure, nedsatt immunförsvar samt reproduktionsstörningar. Höga metallhalter kan leda till fiskdöd (ibid).

Gälarna och mag-tarmkanalen utgör primära upptagsvägar för metaller hos fisk. Upptaget av många metaller i fisk beror på en rad olika faktorer. Kadmium upptas snabbt i gälarna via vattnet. Exponering av metaller är högre i fiskens föda än i det omgivande vattnet, så därför är födan den viktigaste källan för metallupptag. Metallernas kemiska sammansättning och biotillgänglighet kan förändras i sur magmiljö, vilket kan leda till ett ökat upptag från tarmslemhinnan och övriga organ (ibid).

Upptag via vatten avgörs av den fria metalljonkoncentrationen som finns, vilket i sin tur beror på vattenkvaliteten. Minskad alkalinitet ökar upptaget av metaller genom komplexbildning med karbonat. Upptag av koppar, zink och kadmium ökar med minskad

⁷ Allt levande, floran och faunan.

⁸ Inom zoologin gör man ibland åtskillnad mellan morfologi, som då avser de yttre strukturerna, och anatomi, som behandlar den inre byggnaden.

hårdhet det vill säga koncentrationerna av Mg^{2+} och Ca^{2+} . Låg hårdhet innebär ofta även låg alkalinitet, vilket medför att dessa faktorer bidrar till ett högre metallupptag i fisk (Åhgren & Norrgren, 1996).

Metalljonkoncentrationen påverkas även av vattnets vätejonkoncentration, pH. Ett lågt pH ger, i de flesta fall, en ökning av andelen fria metalljoner i vattnet. Försurning i sjöns omgivande landområden kan även leda till en ökad urlakning av metaller ur marken. Metallerna når sedan sjöar och vattendrag via yt- och grundvattenflöden. Upptag av metaller beror också på halten av organiska föreningar som finns i vattnet, det vill säga *dissolved organic carbon* (DOC). Vid låg biologisk aktivitet ökar biotillgängligheten. Vissa lågmolekylära organiska ämnen binder metaller och ökar därmed upptaget av metaller över gälarna. Halten lösta partiklar påverkar också biotillgängligheten, det vill säga upptag och toxicitet, eftersom metaller kan bindas till dessa. En ytterligare faktor som påverkar upptag är metallers förmåga att bilda salter med olika oorganiska ligander⁹ (ibid).

Arsenik (As)

Arsenik förekommer i olika former i den yttre miljön och den kan vara bunden i oorganiska och organiska föreningar. Genom biologiska processer, biotransformation, kan oorganiskt arsenik omvandlas till organiska föreningar som arsenobetain. Denna form är mindre giftig och kan förekomma i höga koncentrationer i kräfdjur och fisk i havet. Arsenik anrikas i växter och djur och transporteras i näringskedjor. Formen arsenat, oorganisk arsenik, är mycket toxisk för växter till exempel för alger där ämnet stör fotosyntes och energiomsättning. För att minska arsenatets giftverkan byggs det av växterna in i sockermolekyler. Arsenat kan redan vid låga koncentrationer i vatten påverka sammansättningen av växtplanktonsamhällen, framför allt i näringsfattiga insjöar, vilket kan leda till störningar i ekosystemet (Södergren, 2004).

Kadmium (Cd)

I vatten förekommer kadmium främst som jonen Cd^{2+} upp till pH 8. Kadmium bildar stabila komplex med ämnen som svavel, selen och kväve. Biotillgängligheten för fisk beror på vilket ämne kadmium binder till. Ackumulering i fisk sker till största delen i lever, njure och gälar samt i liten utsträckning i muskel. I en ackumuleringsstudie på mört, grönling och regnbåge exponerades de av 500, 1250 och 9 μg Cd/l. Studien visade att levern innehöll de högsta koncentrationerna. Kadmiums ackumulering i fisk minskar vid lägre pH och detta kan bero på att mangan konkurrerar med vätejonerna om bindningsställen på gälytan.

Sjöar vid ett pH kring 5,1-6,0 visar att det totala medelvärdet i fisk är 0,34 mg Cd/kg torrsvikt. Där koncentrationsintervallet låg kring ett värde på 0,008-0,61 mg Cd/kg (Åhgren & Norrgren, 1996).

Krom (Cr)

Den viktigaste och mest stabila jonformen är Cr^{3+} men även Cr^{2+} och Cr^{6+} förekommer. I vatten är de vanligaste jonformerna Cr^{3+} och Cr^{6+} , den senare är den stabilaste formen i syrerikt vatten. Jonen Cr^{6+} kan reduceras av lösta sulfider och Fe^{2+} , medan Cr^{3+} oxideras (ibid).

⁹ Jon eller molekyl som är bunden till en centralatom i en komplex kemisk förening.

Krom brukar inte ackumuleras i höga mängder i fisk och koncentrationen i muskel hos sötvattenfisk brukar ligga lägre än 0,25 mg/kg. LC50¹⁰ dosen (96 h) för Cr³⁺ och Cr⁶⁺ ligger ofta inom intervallet 3,5-118 mg/l för sötvattenfisk. Studier på sebrafisk visade att akut toxicitet (LC50) 8h låg på 183 mg/l och vid 96h låg på 58,5 mg/l. Förhållandet mellan LC50 och pH visade att ett lägre pH ger lägre toxicitet (Åhgren & Norrgren, 1996).

Koppar (Cu)

I vatten kan koppar förekomma i löst form, kolloid¹¹ form och bundet till partiklar. Koppar kan bland annat bilda komplex med karbonat-, nitrat-, klorid-, ammonium- och hydroxidjoner. Metallen binder även till ligander som innehåller kväve eller svavel. Humusämnen binder upp till 90 % av den totala kopparmängden i sötvatten (ibid).

Koppar är ett livsnödvärdigt ämne och ingår i olika enzymprocesser. Vid för höga halter blir koppar toxiskt för vattenlevande organismer och akuttoxiciteten (LC50) för sötvattenfisk ligger inom intervallet 0,017-1,0 mg/l. Koppar kan ge skador på gälar, lever och njure samt störning av cellfunktioner som hämmad enzymaktivitet. Koppar kan även ge en ökning av plasmaprotein och hemoglobin i blodet. Halter av koppar i fisk är normalt låga i muskel och högre i lever och gälar (ibid).

Nickel (Ni)

Ni²⁺ är den vanligast förekommande formen och i vatten bildar jonen gärna komplex med organiska och oorganiska ligander som innehåller syre, kväve och svavel. Nickel är inte speciellt toxiskt för fisk och LC50 (48-96h) för sötvattensfisk ligger inom intervallet 5-100 mg/l. Det har visat sig att exponering av nickel inom intervallet 19,2-51,2 mg/l kan utsöndra stresshormoner, eftersom det gav en ökning av mjölksyra och glukos i blodet. Nickelexponering kan ge en ökning av zink i blodet och en ökning av järn i organen (ibid).

Bly (Pb)

I sötvatten förekommer bly som Pb²⁺ och Pb(OH)₂ vid pH 6 och vid pH 8 dominerar formen Pb(OH)⁺. Bly binder lätt till organiska ligander som innehåller svavel, kväve och syre. Blyhalter och upptag i fisk har visat sig bli högre med ett minskande pH. Fisk tar snabbt upp Pb²⁺ via gälarna och tas sen upp av lever och sist muskel. Med bly sker ingen biomagnifiering i näringskedjorna. Akuttoxiciteten LC50 (96 h) ligger inom intervallet 0,5-20 mg/l och giftigheten sjunker i hårda vatten (ibid).

Zink (Zn)

Zink har liknande kemiska egenskaper som kadmium. Vid pH 6,7 dominerar formen Zn²⁺ och binder sig gärna till oorganiska ligander som sulfid- eller fosfatjoner. Zink binder sig även till oorganiska ligander som innehåller kväve eller svavel där mycket stabila föreningar bildas. Zink ingår i en rad enzymer men kan även bli toxiskt för fisk. Sötvattensfisk reagerar snabbt på zinkexponering där höga koncentrationer kan orsaka död och lägre tillväxt, sexuell mognad och reproduktion. Den akuta dödsorsaken är främst syrebrist orsakad av gälskador. LC50 (48-96 h) ligger oftast inom intervallet 0,5-5,0 mg/l. Toxiciteten ökar med minskad hårdhet och alkalinitet (ibid).

¹⁰ LC50-dos är ett mått på den koncentration då 50 % av försöksorganismerna dör.

¹¹ Kolloid är ett ämne som är mycket finfördelat i ett annat medium.

Aluminium (Al)

Efter syre och kisel är aluminium det vanligaste grundämnet i jordskorpan. Dess löslighet och kemiska förekomstform i vatten är starkt pH-beroende. Vid ett pH på 6-8 är aluminium till 90 % i fast, kolloid form och allt övergår till lösning vid ett pH på 5. I lösning förekommer aluminium som jonerna Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ och $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ (Åhgren & Norrgren, 1996).

Aluminium i kombination med lågt pH, främst under vårflod kan vara toxiskt för bland annat fisk och den akuta dödsorsaken är att aluminiumkomplex fälls ut på gälarna och försvårar andningen samt vatten- och jonreglering. Det är främst i och på gälarna som aluminium ackumuleras och koncentrationen är lägre i andra organ. Aluminium löst i vatten kan uppträda i olika former med varierande giftighet beroende på ämnets förmåga att binda till fiskens gälytor. Det är aluminiumformer med positiv laddning som exempelvis Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ och $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ som kan binda till gälytorna eftersom gälarna har negativa bindningsplatser (ibid).

Aluminiums toxicitet är även beroende av vattentemperaturen, där ökad temperatur ger en högre toxicitet. Andra skador som aluminium kan ge upphov till är störningar i elektrolytbalansen. Skador som elektrolyt- och reproduktionsstörningar kan ske redan vid koncentrationer på 100-150 $\mu\text{g/l}$. I samband med försurning förekommer akut dödlighet och vid pH 5 brukar aluminiumkoncentrationen ligga kring 200 $\mu\text{g/l}$ vilket är toxiskt för öring. Akut fiskdöd kan även orsakas av en kraftig pH-höjning, exempelvis vid kalkning (ibid).

Ämnen som bildar komplex med aluminium kan minska giftigheten. Organiska ämnen kan komplexbindas med aluminium, så att mängden som binds till gälarna minskar och därför blir aluminium mindre giftig i humusrika vatten. Denna process är effektiv även under vårfloden när pH sjunker och aluminium ökar samt tillförs stora mängder organiskt material till vattendraget från tillrinningsområdet. I vattendrag med höga TOC-halter kan humus bidra till surhet och mobilisering av aluminium i vattendraget men även verka dämpande på giftigheten (Laudon, Poléo, Vøllestad, & Westling, 2001).

Kobolt (Co)

Kobolt är ett essentiellt ämne och finns i vitamin B12 och brist på detta ger fisken blodbrist och reducerad tillväxt. Upptag av kobolt i regnbåges rom är proportionell till kobolthalten i vattnet och minskar med ökad koncentration av kalcium. Utförda toxicitetsstudier på sebrafisk visar att kobolt kan ge kroniska effekter på embryo och yngel. Högsta koncentrationen som inte gav någon effekt har bestämts till 60 $\mu\text{g/l}$ för yngel och för kläckningstid till 3840 $\mu\text{g/l}$ (Åhgren & Norrgren, 1996).

Järn (Fe)

Järn är det fjärde vanligaste elementet i jordskorpan. Det är essentiellt och förekommer i många enzymprocesser och i blodets syrebindande hemoglobin. Järnets toxicitet på fisk är i likhet med aluminium pH-beroende. Genom experiment av sebrafiskyngel har det visat sig att av metaller som testades (Al, Cd och Fe), gav järn en förhöjd toxicitet vid lägre pH. I likhet med aluminium blir järn toxiskt även vid pH-höjningar, där järnhydroxider bildas som fälls ut på fiskens gälar och äggskalsporter vilket orsakar syrebrist (ibid).

Mangan (Mn)

Mangan är ett essentiellt ämne och finns i en rad enzymer, men är däremot toxiskt för vattenlevande organismer. Vid höga halter kan mangan ge upphov till störningar i fiskens metabolism av kalcium och natrium, det vill säga upptag och transport. Vid låga kalciumhalter i vattnet, ökar upptaget av mangan. Organdistributionen av mangan sker först i lever sen gälar, ben, njure och sist i muskel (Åhgren & Norrgren, 1996).

Kvicksilver (Hg)

Kvicksilver förekommer i tre olika oxidationsformer: elementärt kvicksilver Hg (0), Hg⁺ och Hg²⁺. Kvicksilvrets biotillgänglighet och form påverkas bland annat av vattnets pH och koncentration av negativt laddade joner. Låg alkalinitet medför en ökad kvicksilverhalt i fisk. I syrerika vatten dominerar Hg²⁺ och jonen bildar starka komplex med sulfid- och kloridjoner. Den största delen av kvicksilver i fisk (95-99 %) förekommer som metylkvicksilver och denna form upplagras i skelettmuskulaturen där den binder till SH-grupper¹². Ackumuleringen leder till att halten kvicksilver ökar med ålder och storlek hos fisk. Det är främst toppkonsumenten som erhåller de högsta koncentrationerna (ibid).

2.4 Syrgashalt i vatten

Syretillståndet i vattnet är av stor betydelse för princip allt i ett ekosystem. Syre behövs för vissa mikrobiella och kemiska processer men även till respiration för nästan alla levande organismer. Syretillståndet varierar först och främst beroende på produktionsförhållandena och den organiska belastningen (Naturvårdsverket, 1999a). Hur mycket syrgas som kan finnas löst i vattnet bestäms främst av temperaturen. Ju kallare vatten desto mer syrgas kan det hålla i lösning. Syret i sjön bestäms av fysikaliska och biologiska processer. Syre produceras vid algernas fotosyntes i det övre vattenskiktet. I djupare vatten konsumeras syre på grund av nedbrytning av dött organiskt material. Vindens omblandning av vattnet fördelar syret i hela vattenmassan, främst under vår- och höstcirkulation, detta sker dock inte under vintern. På grund av detta kan syrebrist ofta uppkomma i grunda sjöar under vintern. I sjöar som är grundare än fem meter uppstår vanligen ingen syrebrist under sommaren eftersom vinden orkar blanda om hela vattenmassan. Grunda sjöar har då ungefär samma syrehalt och temperatur i hela vattenmassan under isfria delen av året. I dessa sjöar uppstår inte heller någon temperaturskiktning under den isfria delen av året (Brandt & Gröndahl, 2000).

¹² Kvicksilver bildar mycket starka komplex med svavelhaltiga ligander, det vill säga molekyler som innehåller SH-grupper.

3 METODIK

Här behandlas de metoder som har använts vid provtagning av fisk och syrehalt, intervjuer samt litteraturstudier.

3.1 Provtagning av fisk och syrgashalt

Tisdagen den 14 september 2004, utfördes provtagning av fisk och syrgashalt i Persöfjärden. Ett nät och två mjårdar, som legat ute 2-3 dygn vittjades (för provtagningspunkter se bilaga 4). Från nätet bestod fångsten till största delen av braxen. Vid provpunkterna 2 och 3 (bilaga 4) bestod fångsten främst av abborre. Vid provtagningspunkten 2 togs även två vattenprover för syrgasbestämning, se bilaga 5. Syrgasprovtagningen var svår att genomföra på grund av de rådande väderförhållandena med stark vind och småregn.

Antalet fiskar blev tillräckligt för att kunna utföra de analyser som bestämts med Länsstyrelsen. Analyserna var tänkta på mört och abborre, på grund av att mört är känd som den mest föroreningsskänsliga fiskarten. Abborre valdes för att den är vanlig och att det finns mycket jämförelsematerial samt att den är en vanlig matfisk. Dessvärre erhöles ingen mört och därför valdes braxen som ersättningsfisk eftersom även den är en vitfisk. Totalt uppgick fångsten till 21 stycken fiskar, därav 14 abborrar, 5 braxnar och 2 gäddor. På plats utfördes förberedelser (bilaga 5) på 5 abborrar innan de fraktades för metallanalys av muskelfibrer till det ackrediterade laboratoriet Analytica i Luleå.

De fiskar som skickades för metallanalys, av lever och gälar, till det ackrediterade laboratoriet Statens Veterinärmedicinska Anstalt, krävde mer förberedelser (bilaga 6). På tre abborrar och tre braxnar togs andra gälbågen ut med hjälp av sax och pincett. Det blev sammanlagt två gälar per fisk som lades i rör fyllda med formalin¹³. De fiskar som skickades för analys till Statens Veterinärmedicinska Anstalt och Analytica var alla minst 15 cm långa, enligt Länsstyrelsens anvisningar. Resterande fisk frystes ner på miljökontoret i Luleå. En sammanställning av de analyser som har genomförts ses i figur 4.

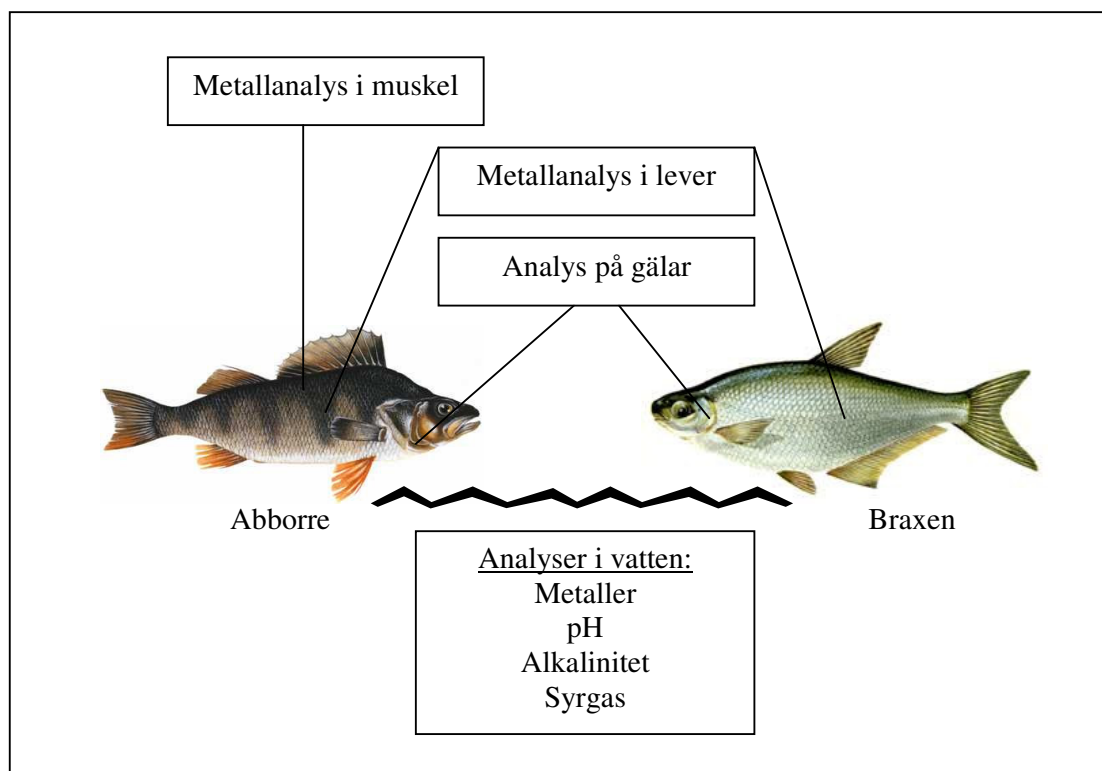
Metallanalys av lever genomfördes för att kunna undersöka om fisken i Persöfjärden hade upplagrat höga metallhalter. Metaller upplagras i större mängd i lever än i muskelfibrer. Jämförelser av metallhalter i lever utfördes med referensfisk från Rånefjärden och Gussön i Norrbottens län samt med Remmarsjön i Västernorrlands län och Stensjön i Gävleborgs län. Även en avvikelseklassning genomfördes enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, kust och hav för att se om metallhalter i lever från Persöfjärdens abborrar avviker från abborrar i Östersjön.

Metallanalys på muskelfibrer genomfördes för att kunna avgöra om fisken från Persöfjärden ackumulerat metaller i muskel och ifall den är farlig att förtära. Jämförelser av metallhalter i muskelfibrer utfördes med referensabborrar från Rånefjärden. För att kunna avgöra om abborren är farlig att förtära har metallhalterna jämförts med Livsmedelsverkets gränsvärden

¹³ Formalin är en lösning av formaldehyd i vatten och används som bland annat bakteriedödande medel.

och WHO:s¹⁴ högsta tillåtliga veckointag. Analys på gälar utfördes för att se vilka eventuella fysiska skador fisken hade, dock utfördes ingen histologisk undersökning som kunde ha gett mer information.

Analysmetoderna av lever, muskelfibrer och gälar på abborre och braxen bestämdes av Länsstyrelsen och Miljökontoret. De bestämde även hur många fiskar samt vilka arter som skulle skickas på analys. Antalet fiskar som analyserades var begränsat på grund av kostnadsskäl. Referensfiskar från Rånefjärden och Gussön valdes eftersom de är de enda referensfiskar som har påträffats från Norrbottens län. Remmarsjön och Stensjön valdes för att få fler referensfiskar att jämföra med och det är spännande att se om halterna varierar över andra områden i Sverige.



Figur 4: Visar en sammanställning över de analyser som har utförts i fisk och ytvatten.

3.2 Provtagning av vattenkvalitet

Som underlag till examensarbetet har vattenkemiprovtagning från Persöfjärdens vattensystem utförts av Peter Erixon. Dessa provtagningar utfördes: 10 juni, 13 augusti och 28 september år 2004. Prover av metaller, pH och alkalinitet togs från åtta provtagningspunkter, från norr om Skogså till Örnabben, som finns markerade på kartan i bilaga 7. Dessa parametrar analyserades på Analytica i Luleå.

¹⁴ World Health Organization. Världshälsoorganisation för EU, har till uppgift att uppnå bästa möjliga hälsa för alla människor.

För att kunna avgöra metallhalternas risk för biologisk påverkan på fisk samt tillstånd av pH och alkalinitet jämfördes resultaten från analyserna med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999a). Det utfördes även en avvikelseklassning på metallhalter i vatten, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag, för att se om de avviker från jämförvärden av naturligt ursprungshalter i norra Sverige.

Studier av tidigare pH-mätningar i Persöfjärden har utförts för att kunna se om 2004 var ett avvikande år med låga pH-värden. Även för att kunna se ett eventuellt samband mellan låga grundvattennivåer och försurning.

3.3 Intervjuer

För att få en bättre bild av vilka förändringar som har skett kring Persöfjärden har sju personer intervjuats. Telefonintervju har utförts med fem fiskare/boende runt Persöfjärdens vattensystem, se intervjufrågor i bilaga 8. Telefonintervju valdes som metod eftersom frågorna var få och specifika. Syftet med intervjuerna var endast att få en bättre bild av vilka förändringar som har skett kring Persöfjärden. Intervju genomfördes med två lärare vid Luleå tekniska universitet, eftersom de besökt vattensystemet ett antal gånger.

Även en e-postsintervju utfördes med en forskare på Statens Veterinärmedicinska Anstalt, se intervjufrågor och svar i bilaga 9. Detta för att erhålla mer kunskap angående gälanalysen. E-postintervju valdes istället för telefonintervju eftersom det var det mest effektiva tillvägagångssättet och för att minska risken för missförstånd som lätt kan ske genom telefon.

De personer som intervjuades var inte slumpmässigt utvalda. Handledaren bistod med telefonnummer till samtliga personer, dock gavs tips av de intervjuade på andra fiskare/boende runt Persöfjärdens vattensystem som kunde vara till hjälp. Intervjufrågorna valdes för att ge en bild om fiskbeståndet i Persöfjärden, om de hade sett död fisk samt övriga förändringar i vattensystemet.

3.4 Jordartskarta, grundvattennivåer och nederbörds mängder

En granskning har utförts av jordartskartan över Persöfjärdens vattensystem för att kunna fastställa om jordarten kan innehålla sulfidlera.

Även har diagram på nederbörds mängder och grundvattennivåer sammanställts utifrån data som erhållits från F21 i Luleå kommun, respektive Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). Nederbörds mängder och grundvattennivåer undersöktes för att kunna styrka hypotesen "klimatgenererande sulfidoxidationer" att om oxidation av sulfidleror kan ha skett i området kring Persöfjärdens vattensystem. Materialet från SGU var omfattande, det fanns sju mätstationer på Bergnäset där respektive mätstation omfattade över 700 värden. Data från endast en mätstation sammanställdes på grund av omfattande datamängder.

3.5 Litteraturstudier

Litteratursökning har utförts kring det valda ämnesområdet. Litteraturstudierna omfattar främst teorikapitlet i arbetet. Peter Erixon vid Luleå tekniska universitet, Örjan Spansk på miljökontoret och Uno Strömberg på länsstyrelsen har även tillhandahållit relevant material för examensarbetet. Fakta från Internet som använts i arbetet kommer från säkra källor.

4 RESULTAT - RÅDATA

Detta kapitel redovisar resultaten från analyserna det vill säga metallhalter i lever och muskelfibrer samt skador på gälar från fisk fångad i Persöfjärden. Här redovisas även resultatet från den vattenkemiska provtagningen i Persöfjärdens vattensystem, som omfattar syrgas- och metallhalt samt pH och alkalinitet.

4.1 Metaller i lever

I tabell 2 visas resultatet från metallanalys i lever på tre braxnar och tre abborrar från Statens Veterinärmedicinska Anstalt. Leverprover från abborrarna slogs ihop till ett samlingsprov för att få ihop tillräcklig mängd för analys.

Tabell 2 : Resultaten från metallanalys i lever på tre abborrar och tre braxnar från Persöfjärden.

Metallanalys i lever (mg/kg våtvikt)					
Element	Abborre 1-3	Braxen 1	Braxen 2	Braxen 3	Medelvärde braxen
Ca	288	145	38	54	79
Cd	0,31	0,15	0,1	0,14	0,13
Co	0,17	0,12	0,09	0,12	0,11
Cr	0,046	0,053	0,055	0,055	0,054
Cu	2,8	14	8,4	17	13,1
Fe	91	72	42	86	66,7
Mg	167	174	165	162	167
Mn	2,6	2,4	2,4	3,2	2,67
Mo	0,09	0,17	0,2	0,21	0,19
Ni	< 0,044	0,066	0,057	0,086	0,07
Pb	0,02	0,018	0,017	0,021	0,02
V	0,018	0,029	0,009	0,018	0,02
Zn	22	29	25	30	28

4.2 Metaller i muskelfibrer

Resultaten från metallanalys i muskelfibrer på fem abborrar från Analytica, se tabell 3.

Tabell 3: Resultaten från metallanalys i muskelfibrer på fem abborrar från Persöfjärden.

Metallanalys i muskelfibrer (mg/kg våtvikt)						
Element	1	2	3	4	5	Medelvärde
As	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Cd	<0,003	<0,003	<0,002	<0,002	<0,002	<0,0024
Co	0,004	0,005	0,003	0,004	0,003	0,004
Cr	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,014
Cu	0,123	0,177	0,172	0,14	0,105	0,143
Hg	0,042	0,141	0,055	0,066	0,051	0,071
Mn	0,336	0,596	0,572	0,087	0,068	0,332
Ni	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Pb	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Zn	3,29	4,74	3,83	3,09	3,28	3,65

4.3 Analys på gälar

Enligt Härdig (2004a) på Statens Veterinärmedicinska Anstalt, visade obduktionen att en av de tre abborrarna var en hona som hade flera syster med parasiten gäddbandmask i levern. Denna parasit förekommer hos abborre då det finns gädda i samma vatten.

Fiskarnas gälar visade fler slemceller än vad som är normalt. Det fanns även tidigare skador som hunnit läka samt tecken på att cellskador tidigare funnits på gälarnas sekundära lameller. Dessa förändringar sågs framförallt hos abborre (Härdig, 2004a).

4.4 Syrgasprov

Två syrgasprover utfördes i Persöfjärden, ett ytprov (0,5 meter från ytan) och ett bottenprov (0,5 meter från botten). Dessa analyserades på Länsstyrelsen och halterna visade sig vara 10,2 och 10,4 mg syrgas/liter (Strömberg, 2004).

4.5 Metaller i vatten

I tabell 4 visas resultaten från metallanalys i vatten från Persöfjärdens vattensystem under juni, augusti och september år 2004. Proverna är inte filtrerade vilket betyder att totala mängden metaller i vattnet, även de som är bundna till partiklar, visas. Provpunkterna finns utprickade på kartan i bilaga 7.

Tabell 4: Resultaten från metallanalys i vatten från Persöfjärdens vattensystem (ej filtrerade prover).

Metallanalys i vatten (µg/l)								
	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örarna	Örnabben
As								
2004-06-10				< 0,9	0,534	< 0,9	< 7	< 8
2004-08-13	0,443	0,395	0,442	0,367	0,253	0,308	0,567	< 0,7
2004-09-28	0,392	0,357	0,364	0,399	0,334	< 0,2	< 1	< 8
Medelvärde	0,418	0,376	0,403	0,555	0,374	0,469	2,856	5,6
Cd								
2004-06-10				0,323	0,306	0,288	0,105	0,051
2004-08-13	0,042	0,041	0,074	0,079	0,23	0,252	0,099	0,023
2004-09-28	0,081	0,082	0,128	0,165	0,117	0,152	0,178	0,069
Medelvärde	0,062	0,062	0,101	0,189	0,218	0,231	0,127	0,047
Cr								
2004-06-10				0,428	0,12	0,131	0,151	0,371
2004-08-13	0,368	0,363	0,41	0,35	0,062	0,063	0,125	0,144
2004-09-28	0,63	0,62	0,683	0,606	0,239	0,194	0,052	0,104
Medelvärde	0,499	0,492	0,547	0,461	0,14	0,19	0,109	0,206
Cu								
2004-06-10				4,42	1,55	1,45	0,843	1,54
2004-08-13	2,1	1,89	2,34	2,69	1,63	1,58	1,09	1,35
2004-09-28	2,61	2,57	3,37	3,39	0,905	1,14	0,561	1,43
Medelvärde	2,355	2,23	2,855	3,5	1,362	1,39	0,831	1,44

RESULTAT - RÅDATA

	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örarna	Örnabben
Ni								
2004-06-10				38,3	28,6	27	15,2	9,21
2004-08-13	8,21	8,7	12,3	14,8	29	29,9	17,2	7,84
2004-09-28	8,27	8,02	12,2	16,8	15,4	19,7	19,7	8,73
<i>Medelvärde</i>	<i>8,24</i>	<i>8,36</i>	<i>12,3</i>	<i>23,3</i>	<i>24,3</i>	<i>25,5</i>	<i>17,4</i>	<i>8,59</i>
Pb								
2004-06-10				0,171	0,063	0,075	0,162	0,4
2004-08-13	0,264	0,216	0,251	0,245	0,165	0,151	0,251	0,238
2004-09-28	0,234	0,222	0,29	0,317	0,074	0,083	0,072	0,257
<i>Medelvärde</i>	<i>0,249</i>	<i>0,219</i>	<i>0,271</i>	<i>0,244</i>	<i>0,101</i>	<i>0,103</i>	<i>0,162</i>	<i>0,298</i>
Zn								
2004-06-10				96,6	72	62,4	22,1	15,3
2004-08-13	31,6	27,9	39,8	50,1	67,6	68,3	25,3	10,2
2004-09-28	25,3	24,3	33,8	45,3	35,3	41,4	31,7	16,1
<i>Medelvärde</i>	<i>28,4</i>	<i>26,1</i>	<i>36,8</i>	<i>64</i>	<i>58,3</i>	<i>57,4</i>	<i>26,4</i>	<i>13,9</i>
Al								
2004-06-10				4500	1320	1210	235	513
2004-08-13	792	735	919	1110	1250	1330	198	89,2
2004-09-28	1080	1090	1370	1540	695	1010	404	127
<i>Medelvärde</i>	<i>936</i>	<i>913</i>	<i>1145</i>	<i>2383</i>	<i>1088</i>	<i>1190</i>	<i>279</i>	<i>243,1</i>
Co								
2004-06-10				27,3	20,8	19	9,16	5,54
2004-08-13	5,77	5,77	8,5	10,5	20	20,3	10,4	1,37
2004-09-28	4,25	4,27	6,58	9,5	11,1	14,3	11	3,33
<i>Medelvärde</i>	<i>5,01</i>	<i>5,02</i>	<i>7,54</i>	<i>15,77</i>	<i>17,3</i>	<i>17,87</i>	<i>10,19</i>	<i>3,41</i>
Fe								
2004-06-10				2910	199	306	494	1670
2004-08-13	2810	2660	3350	3320	111	109	439	485
2004-09-28	1590	1610	1870	1480	803	551	113	98
<i>Medelvärde</i>	<i>2200</i>	<i>2135</i>	<i>2610</i>	<i>2570</i>	<i>371</i>	<i>322</i>	<i>349</i>	<i>751</i>
Mn								
2004-06-10				4370	3780	3650	2820	1720
2004-08-13	1630	1590	2050	2370	4310	4370	6120	1590
2004-09-28	942	943	1290	1640	2660	3090	4810	1680
<i>Medelvärde</i>	<i>1286</i>	<i>1267</i>	<i>1670</i>	<i>2793</i>	<i>3583</i>	<i>3703</i>	<i>4583</i>	<i>1663</i>

(Erixon, 2005)

4.6 pH och alkalinitet

I tabell 5 visas resultaten av pH och alkalinitet i vatten från Persöfjärdens vattensystem under juni, augusti och september år 2004.

Tabell 5: Resultaten av pH och alkalinitet i vatten från Persöfjärdens vattensystem

Analys av pH och alkalinitet								
	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örarna	Örnabben
pH								
2004-06-10				4,3	4,7	4,7	6,5	6,7
2004-08-13	5,6	5,5	5,2	4,8	4,5	4,5	5,8	6,8
2004-09-28	5	5,1	4,8	4,5	4,9	4,7	5,5	7
Medelvärde	5,3	5,3	5	4,5	4,7	4,6	5,9	6,8
Alkalinitet mekv/l								
2004-06-10								
2004-08-13	<0,02	<0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,04	<0,3
2004-09-28	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,2
Medelvärde	<0,02	<0,025	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,05	<0,25

(Erixon, 2005)

4.7 Nederbördsmängder och grundvattennivåer

I tabell 6 visas årsmedelvärden i nederbörd från F21 i Luleå från 1986 till 2004. I tabell 7 visas årsmedelvärden i grundvattennivåer från Bergnäset i Luleå från 1969 till 2004.

Tabell 6: Nederbördsmängder från F21.

Årsmedelvärde nederbörd, Bergnäset i Luleå			
År	mm	År	mm
1986	551,6	1998	684,2
1987	539,2	1999	479,8
1988	604,5	2000	677,5
1989	539,7	2001	549,3
1990	509,8	2002	376,9
1991	565,2	2003	427,8
1992	598,4	2004	454,2
1993	587,7		
1994	414,6		
1995	484		
1996	513,1		
1997	514,6		

(Pettersson, 2004)

Tabell 7: Grundvattennivåer från Bergnäset i Luleå.

Årsmedelvärde grundvattennivå, Bergnäset i Luleå (under röröverkant)					
År	mm	År	mm	År	mm
1969	5620	1981	6200	1993	5790
1970	5740	1982	6020	1994	5790
1971	5880	1983	5980	1995	5900
1972	5940	1984	5990	1996	6440
1973	5920	1985	6010	1997	6220
1974	5930	1986	6090	1998	5900
1975	5650	1987	5890	1999	5610
1976	5810	1988	5840	2000	5800
1977	5950	1989	5820	2001	5420
1978	5890	1990	6010	2002	5590
1979	5950	1991	6090	2003	6240
1980	6080	1992	5930	2004	6380

(Åsman, 2004)

5 RESULTAT - ANALYS

Här har resultaten av metallhalter i lever på braxnar från Persöfjärden jämförts med referensbraxnar från Statens Veterinärmedicinska Anstalt. Metallhalt i lever på abborre från Persöfjärden har jämförts med referensabborrar från Rånefjärden, Gussön, Remmarsjön och Stensjön. Även en avvikelseklassning på metallhalter i lever på abborrarna från Persöfjärden har genomförts.

Resultaten av metallhalter i muskelfibrer har jämförts med referensabborrar från Rånefjärden samt gränsvärden för metaller i livsmedel från livsmedelsverket. En tolkning av gälanalys från Statens Veterinärmedicinska Anstalt samt analys av intervjusvar från forskare har genomförts.

Resultaten från metallhalter i vatten samt syrehalt, pH och alkalinitet har jämförts utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. De metaller som inte listas i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag har jämförts utifrån Riksinventeringen 2000. Även en avvikelseklassning på metallhalter i Persöfjärden har genomförts.

Analys har även utförts på jordartskartan, nederbördsmängder och grundvattennivåer i Luleå. Slutligen har en tolkning av intervjusvaren från fiskare/boende kring Persöfjärden genomförts.

5.1 Jämförelse av metallhalter i lever

Metallhalter i lever på braxen har jämförts med referensbraxnar från Statens Veterinärmedicinska Anstalt. Metallhalter i lever på abborre har jämförts med referensabborrar från Rånefjärden och Gussön i Norrbottens län samt Remmarsjön i Västernorrlands län och Stensjön i Gävleborgs län.

5.1.1 Jämförelse av metallhalter i lever på braxen

I tabell 8 visas jämförelse av metallhalter i lever från tre braxnar (1-3) från Persöfjärden med fyra braxnar (4-7) från Statens Veterinärmedicinska Anstalt. Enligt Härdig (2004b) finns ingen uppgift om jämförelsebraxnarnas fångstort.

Tabell 8: Jämförelse av metallhalter i lever på tre braxnar från Persöfjärden med fyra referensbraxnar.

Metallanalys i lever (mg/kg våtvikt)					Braxnar för jämförelse (mg/kg våtvikt)				
Element	1	2	3	Medel- värde	4	5	6	7	Medel- värde
Ca	145	38	54	79	94	94	107	68	90,75
Cd	0,15	0,1	0,14	0,13	0,1	0,36	0,35	0,3	0,28
Co	0,12	0,09	0,12	0,11	0,07	0,06	0,1	0,04	0,07
Cr	0,053	0,055	0,055	0,05	0	0,027	0,039	0,058	0,03
Cu	14	8,4	17	13,13	8,5	17	30	16	17,88
Fe	72	42	86	66,67	88	195	120	171	143,50
Mg	174	165	162	167,00	244	417	218	160	259,75
Mn	2,4	2,4	3,2	2,67	1,2	1,6	1,9	1,4	1,53

Metallanalys i lever (mg/kg våtvikt)					Braxnar för jämförelse (mg/kg våtvikt)				
Element	1	2	3	Medel-värde	4	5	6	7	Medel-värde
Ni	0,066	0,057	0,086	0,07	0,07	0,126	0,165	0,1	0,12
Pb	0,018	0,017	0,021	0,02	0,04	0,064	0,156	0,092	0,09
V	0,029	0,009	0,018	0,02	0,025	0,149	0,134	0,114	0,11
Zn	29	25	30	28	24	31	45	37	34,25

Mangan

Mangan är den enda metall där braxnarna från Persöfjärden tydligt visar högre värden, nästan en fördubblad halt, i jämförelse med braxnarna från Statens Veterinärmedicinska Anstalt.

Övriga metaller uppvisar inte några betydelsefulla skillnader av metallhalter i lever jämfört med referensbraxnarna.

5.1.2 Jämförelse av metallhalter i lever på abborre

I tabell 9 visas medelvärdet i våtvikt och torrsvikt av metallhalter i lever på tre abborrar från Persöfjärden. I tabellen redovisas även min-, max- och medelvärdet på 10 referensabborrar från Rånefjärden (1999) samt min-, max- och medelvärdet på fem referensabborrar från Gussön (1989).

Våtvikt räknades om till torrsvikt i tabell 9 för att kunna jämföra värdena från Persöfjärden med referensabborrar från Rånefjärden. Torrsvikten räknades ut genom att multiplicera våtvikten med 5. Torrsvikten är vanligtvis cirka 20 % av våtvikten för abborre på 15–20 cm. Det betyder att metallhalten/ kg våtvikt är 20 % av metallhalten/ kg torrsvikt (IVL, 2004a).

Eftersom metallhalterna i lever på abborrarna från Persöfjärden endast visar ett medelvärde har analysen enbart jämförts med medelvärdet från Rånefjärden och Gussön.

Tabell 9: Resultaten från metallanalys i lever på abborre från Persöfjärden och referensvärden från Rånefjärden och Gussön.

Metallanalys i lever på abborre								
Abborre 1 - 3 från Persöfjärden			Gussön (mg/kg våtvikt)			Rånefjärden (mg/kg torrsvikt)		
Element	mg/kg våtvikt	mg/kg torrsvikt ¹⁵	Min	Max	Medelvärde	Min	Max	Medelvärde
Cd	0,31	1,55	0,19	0,35	0,258	0,38	0,93	0,747
Cr	0,046	0,23	0,13	0,16	0,146	0,11	0,29	0,21
Cu	2,8	14	34	61	46,8	4,4	17	8,68
Ni	< 0,044	< 0,22	0,016	0,17	0,093	0,04	0,13	0,0706
Zn	22	110	12	14	13	69	160	106,6

(Greyerz, 1999 & Bergelin, 1989)

¹⁵ Torrsvikt betyder att metallhalt /kg torrsvikt är 5 ggr så hög som metallhalt /kg våtvikt.

Kadmium

Persöfjärdens abborrar uppvisar högre kadmiumhalter än Gussöns abborrar. I jämförelse med Rånefjärdens referensabborrar uppvisar Persöfjärdens abborrar dubbelt så höga halter av kadmium.

Krom

I jämförelse med Gussön har Persöfjärdens abborrar lägre halter av krom än referensabborrarna. Abborrarna från Persöfjärden visar lite högre värden av krom än referensabborrarna från Rånefjärden.

Koppar

Abborrarna från Persöfjärden har 15 gånger lägre kopparhalter jämfört med referensabborrarna från Gussön. Abborrarna från Persöfjärden uppvisar däremot något högre halter av koppar än referensabborrarna från Rånefjärden.

Nickel

Abborrarna från Persöfjärden har lägre nickelhalter än referensabborrarna från Gussön. Abborrar från Persöfjärden uppvisar högre nickelhalter än referensabborrarna från Rånefjärden, detta är dock inte helt säkert eftersom värdet, < 0,22, ligger under detektionsgränsen¹⁶.

Zink

Abborrarna från Persöfjärden visar nästan dubbelt så höga zinkvärden i jämförelse med referensfiskarna från Gussön. Abborrarna från Persöfjärden visar lite högre värden än referensabborrarna från Rånefjärden.

I tabell 10 visas medelvärdet i torr vikt av metallhalter i lever på tre abborrar från Persöfjärden. I tabellen redovisas även min-, max- och medelvärdet på referensabborrar från Remmarsjön i Västernorrlands län under tre år (2000-2002) samt från Stensjön i Gävleborgs län under sex år (1997-2002). Vid både Remmarsjön och Stensjön var antalet abborrar 10 stycken per provtagningstillfälle.

Eftersom metallhalterna i lever på abborrarna från Persöfjärden endast visar ett medelvärde har analysen enbart jämförts med medelvärdet från Remmarsjön och Stensjön.

¹⁶ Med detektionsgräns menas att analysmetoden inte kan registrera lägre värden och kan därmed vara lägre än vad som anges.

Tabell 10: Resultaten från metallanalys i lever på abborre från Persöfjärden och referensvärden från Remmarsjön samt Stensjön.

Metallanalys i lever på abborre (mg/kg torrsvikt)							
Abborre 1 - 3 från Persöfjärden		30 abborrar från Remmarsjön			60 abborrar från Stensjön		
Element	Medelvärde	Min	Max	Medelvärde	Min	Max	Medelvärde
Cd	1,55	1,1	9,3	4,38	1,4	24	9,645
Cr	0,23	0,1	0,41	0,196	0,08	0,68	0,239
Cu	14	5,9	35	11,45	5,2	45	17,78
Ni	< 0,22	< 0,03	0,23	0,084	0,02	0,87	0,099
Pb	0,1	< 0,01	0,15	0,039	0,01	0,22	0,06
Zn	110	89	140	119,6	78	220	136

(IVL, 2004b)

Kadmium

Persöfjärdens abborrar har mycket lägre värden i jämförelse med referensabborrarna från Remmarsjön och Stensjön.

Krom

Abborrarna från Persöfjärden har lite högre halter krom än abborrarna från Remmarsjön och liknande halter som Stensjöns abborrar.

Koppar

Persöfjärdens abborrar har lite högre kopparhalter än referensabborrarna från Remmarsjön och lite lägre halter än abborrarna från Stensjön.

Nickel

Abborrarna från Persöfjärden har dubbelt så höga halter nickel jämfört med referensabborrarna från Remmarsjön och Stensjön. Här ligger medelvärdet från Persöfjärdens abborrar under detektionsgränsen och det kan innebära att detta värde inte ligger högre än referensabborrarnas.

Bly

Persöfjärdens abborrar har dubbelt så höga blyhalter som referensabborrarna från Remmarsjön och nästan dubbelt så höga halter som abborrarna från Stensjön.

Zink

Abborrarna från Persöfjärden har något lägre värden jämfört med referensabborrarna från Remmarsjön och Stensjön.

5.1.3 Avvikelseklassning för metallhalter i lever

Avvikelseklassning, en femgradig klassindelning från 1 (blå) till 5 (röd), har genomförts för att se om metallhalter i lever på abborrarna från Persöfjärden avviker från metallhalter på opåverkade abborrar från Östersjön (Naturvårdsverket, 1999b). För att få fram metallernas avvikelse i organismer har metallhalter i lever på abborrarna från Persöfjärden dividerats med jämförvärdet för respektive metall, se tabell 12. Kvoten som har räknats ut jämfördes sedan med avvikelseklassningen, se tabell 11. Dock när det gäller avvikelseklassning för kvicksilverhalter är värdet taget från muskelfibrer.

Exempel på uträkning av avvikelseknot

Kadmium:

$$1,55 / 0,2 = 7,75$$

Värden över 5,0 ger enligt tabell 12 klass 5, det vill säga ”mycket stor avvikelse”.

Tabell 11: Avvikelseklassning för metaller i lever (Hg muskel) från abborre i Östersjön enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet, kust och hav.

Avvikelseklassning för metallhalter i lever (Hg muskel) från abborre								
Klass	Benämning	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	Ingen/obetydlig avvikelse	≤1,0	≤1,0	≤1,0	≤1,0	≤1,0	≤1,0	≤1,0
2	Liten avvikelse	1,0-1,7	1,0-1,4	1,0-1,6	1,0-2,4	1,0-2,0	1,0-1,7	1,0-1,4
3	Tydlig avvikelse	1,7-3,0	1,4-2,1	1,6-2,4	2,4-5,7	2,0-4,0	1,7-2,8	1,4-1,9
4	Stor avvikelse	3,0-5,0	2,1-3,1	2,4-3,7	5,7-14	4,0-8,0	2,8-4,6	1,9-2,7
5	Mycket stor avvikelse	>5,0	>3,1	>3,7	>14	>8,0	>4,6	>2,7

(Naturvårdsverket, 1999b)

Gränsen mellan klass 1 och 2 har satts vid kvoten 1, det vill säga när tillståndet är lika med jämförvärdet. De mellanliggande klasserna 2, 3 och 4 motsvarar en successivt ökande grad av diffus påverkan. Som gräns mellan klass 4 och 5 har 95:e percentilen av det insamlade materialet använts (Naturvårdsverket, 1999b).

Tabell 12: Jämförvärden för metaller i lever (Hg muskel) från abborre i Östersjön.

Jämförvärden för metaller (mg/kg torr vikt) i organismer (i lever och i muskel för Hg)			
Element	Abborrar Persöfjärden	Abborrar Östersjön	Avvikelsekvot
Cd	1,55	0,2	7,75
Cr	0,23	0,1	2,3
Cu	14	7	2
Hg	0,071	0,04	1,78
Ni	0,22	0,06	3,7
Pb	0,1	0,04	2,5
Zn	110	65	1,7

(Naturvårdsverket, 1999b)

Analys har endast utförts på de metaller som ger avvikelseklass 3, 4 eller 5 det vill säga tydlig-, stor- eller mycket stor avvikelse.

Kadmiumkvoten i lever på abborrarna från Persöfjärden ger en ”mycket stor avvikelse” och krom ger ”stor avvikelse”. Koppar, nickel, bly och zink ger alla en ”tydlig avvikelse” medan kvicksilver endast visar en ”liten avvikelse”.

5.2 Jämförelse av metallhalter i muskelfibrer

Metallhalter i muskelfibrer på abborre har jämförts med referensabborrar från Rånefjärden. En jämförelse har även utförts med gränsvärden från livsmedelsverket och WHO:s högsta tolerabla veckointag.

5.2.1 Jämförelse av metallhalter i muskelfibrer på abborre

I tabell 13 visas resultaten av metallhalter i muskelfibrer i våtvikt på abborrar från Rånefjärden, där redovisas även medelvärdet för dessa abborrar. Provtagning och mätning i fiskmuskel på abborre från Rånefjärden har skett på fem stycken poolade prover från varje område med fem-sju abborrar i varje prov, totalt 27 abborrar. Provtagningen har skett 1997.

Tabell 13: Metallanalys i fiskmuskel på abborrar från Rånefjärden samt medelvärde från abborrar från Persöfjärden.

Metallanalys i muskelfibrer på abborre (mg/kg våtvikt)							
Element	Rånefjärden						Persöfjärden
	1	2	3	4	5	Medelvärde	Medelvärde
As	0,0684	0,0589	0,188	0,168	0,127	0,122	<0,04
Cd	0,00729	0,00613	0,00205	0,00325	0,00715	0,0052	<0,0024
Co	0,0041	0,00341	< 0,00168	0,0022	0,0536*	0,0129	0,0037
Cr	0,142	0,115	0,0559	0,0715	0,0827	0,093	<0,014
Cu	0,192	0,246	0,129	0,156	0,225	0,19	0,1434
Hg	0,161	0,115	0,0843	0,127	0,125	0,122	0,0711
Ni	0,075	< 0,0353	< 0,0336	< 0,0362	0,649*	0,166	<0,02
Pb	0,0471	0,0323	0,14	0,0617	0,115	0,0792	<0,02
Zn	6,59	6,58	6,44	7,32	6,44	6,67	3,646

(Karlström & Perä, 1998)

* avvikande prov av kobolt (abborre 5) cirka 13- 32 gånger högre än de andra proven.

* avvikande prov av nickel (abborre 5) cirka 8- 9 gånger högre än de andra proven.

Metallhalterna i muskelfibrer på abborre från Persöfjärden visar på lägre värden, vad gäller alla metaller, jämfört med abborrarna från Rånefjärden.

5.2.2 Jämförelse av metallhalter i muskelfibrer med gränsvärden

Resultaten av metallanalys i muskelfibrer på fem abborrar från Persöfjärden visas i tabell 14. Tabell 15 visar gränsvärdet¹⁷ för metaller i livsmedel samt WHO:s högsta tolerabla veckointag. Jämförelser av metallhalter i muskelfibrer mellan Persöfjärdens abborrar och livsmedelsverkets gränsvärden samt med WHO:s högsta tillåtna veckointag redovisas efter tabell 15.

Tabell 14: Resultaten från metallanalys i muskelfibrer på fem abborrar från Persöfjärden.

Metallanalys i muskelfibrer (mg/kg våtvikt)						
Element	1	2	3	4	5	Medelvärde
As	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	<0,04
Cd	< 0,003	< 0,003	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,0024
Cr	< 0,02	< 0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,014
Cu	0,123	0,177	0,172	0,14	0,105	0,1434
Hg	0,0423	0,141	0,0551	0,066	0,0512	0,0711
Pb	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02

¹⁷ EU har bestämt gränsvärden för högsta tillåtna metallhalt i livsmedel.

Tabell 15: Gränsvärde för metaller i livsmedel.

Gränsvärde för metaller i livsmedel		
Element	Gränsvärde generellt i livsmedel	WHO:s högsta tolerabla veckointag
Hg	0,5 mg/kg i fiskprodukter	1,6 µg/ kg kroppsvikt/ vecka
Pb	0,2 mg/kg i livsmedel	25µg/ kg kroppsvikt/vecka
Cd	0,05 - 0,2 mg/kg i livsmedel	7 µg/kg kroppsvikt/ vecka
As		15 µg/ kg kroppsvikt/ vecka

(Livsmedelsverket, 2004a, b och c samt IMM, 2004)

För mer information om metallernas gränsvärden se bilaga 11. De fem abborrarna från Persöfjärden uppvisar inga förhöjda metallhalter i muskelfibrer jämfört med gränsvärdena i tabell 15. För metallerna kobolt, mangan, nickel, koppar och zink finns inte några gränsvärden i fisk eller övriga livsmedel. Anledningen till att det inte finns gränsvärden för dessa metaller är troligen att de inte ansamlas i hög grad eller att de har låg toxicitet.

Kvicksilver

Abborrarna från Persöfjärden har en kvicksilverhalt på en sjundedel av livsmedelsverkets gränsvärde. En person som väger 75 kilo måste äta 1,7 kilo abborre per vecka för att uppnå WHO:s tolerabla veckointag.

Bly

Abborrarna från Persöfjärden uppvisar en blyhalt på en tiondel av livsmedelsverkets gränsvärde. En person som väger 75 kilo måste äta 94 kilo abborre per vecka för att uppnå WHO:s tolerabla veckointag.

Kadmium

Abborrarna från Persöfjärden har en kadmiumhalt på en tjugondel av livsmedelsverkets lägre gränsvärde (0,05 µg/kg). En person som väger 75 kilo måste äta 219 kilo abborre per vecka för att uppnå WHO:s tolerabla veckointag.

Arsenik

En person som väger 75 kilo måste äta 28 kilo abborre per vecka för att uppnå WHO:s tolerabla veckointag.

5.3 Tolkning av gälanalys och intervjusvar från forskare

Enligt Härdig (2004b) uppvisade gälarna, främst på abborre, tecken på fler slemceller än vad som är normalt samt tidigare men i dag läkta skador. Orsaken till skadorna är svåra att fastställa eftersom ingen histologisk¹⁸ undersökning utfördes. Skadorna var ärrbildningar på sekundärlamellerna och kan ha uppkommit från mekanisk påverkan eller av bakterieinfektioner. Det är svårt att säga när gälskadorna har uppkommit, eller när de läkte, samt om braxnarna och abborrarna då var på samma plats. Eftersom det inte har utförts någon histologisk undersökning går det inte att säga hur skadorna såg ut på cellnivå. Det är inte säkert att en histologisk undersökning hade kunnat ge någon förklaring till skadeorsaken. Det går inte heller att säga om skadorna hade något samband med försurning

¹⁸ Vänadslära, vetenskapen om de normala vävnadernas mikroskopiska uppbyggnad.

eller om gälarna är angripna av någon metall som aluminium, järn eller mangan (Härdig, 2004b).

5.4 Bedömning av syrgashalt

Tabell 16 visar syretillstånd i vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Tabell 17 visar syretillståndet i Persöfjärden efter bedömning av syretillstånd i vatten enligt tabell 16.

Tabell 16: Syretillstånd i sjöar och vattendrag enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet.

Tillstånd, syrehalt (mg O ₂ /l)		
Klass	Benämning	Halt årsminimum
1	Syrerikt tillstånd	≥ 7
2	Måttligt syrerikt tillstånd	5 till 7
3	Svagt syretillstånd	3 till 5
4	Syrefattigt tillstånd	1 till 3
5	Syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd	≤ 1

(Naturvårdsverket, 1999a)

Tabell 17: Syrehalt i Persöfjärden den 14 september 2004.

Syrehalt i Persöfjärden	
	mg O ₂ /l
Bottenprov	10,2
Ytprov	10,4

(Strömberg, 2004)

Analys svaren på syrgasprov från Persöfjärden visade på ”syrerikt tillstånd” 10,2 och 10,4 mg syrgas/liter, se tabell 17 (Strömberg, 2004). Detta tyder på att det inte förekommer syrebrist i sjön under hösten eftersom omblandningen är bra under denna årstid.

5.5 Jämförelse av metallhalter i vatten

För att kunna få en uppfattning om metallhaltens storlek i Persöfjärdens vattensystem och underlätta jämförelser har de bedömts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Metallhalterna har klassats enligt en femgradig skala från 1 (blå) till 5 (röd). De metaller som inte finns med i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har jämförts med Norrbottens värden från Riksinventeringen 2000.

5.5.1 Jämförelse enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

I tabell 18 visas Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag. Tabell 19 visar metallhalter från Persöfjärdens vattensystem som har blivit bedömda utifrån tabell 18.

Tabell 18: Tillstånd, metaller i sjöar och vattendrag enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet.

Tillstånd, metaller i vatten (µg/l)								
Klass	Benämning	Cu ¹⁹	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	As
1	Mycket låga halter	≤ 0,5	≤ 5	≤ 0,01	≤ 0,2	≤ 0,3	≤ 0,7	≤ 0,4
2	Låga halter	0,5 - 3	5 till 20	0,01 - 0,1	0,2 - 1	0,3 - 5	0,7 - 15	0,4 - 5
3	Måttligt låga halter	3 till 9	20 - 60	0,1 - 0,3	1 till 3	5 till 15	15 - 45	5 till 15
4	Höga halter	9 - 45	60 - 300	0,3 - 1,5	3 till 15	15 - 75	45 - 225	15 - 75
5	Mycket höga halter	> 45	> 300	> 1,5	> 15	> 75	> 225	> 75

(Naturvårdsverket, 1999a)

Klasserna i tabell 18 är indelade enligt följande:

Klass 1: Ingen eller endast mycket små risker för biologiska effekter.

Klass 2: Små risker för biologiska effekter.

Klass 3: Effekter kan förekomma.

Klass 4 och 5: Ökande risker för biologiska effekter (Naturvårdsverket, 1999a).

Tabell 19: Bedömning av metallhalter i vatten från Persöfjärdens vattensystem (ej filtrerade prover).

Bedömning av metallhalter (µg/l)								
	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örarna	Örnabben
As								
2004-06-10				< 0,9	0,534	< 0,9	< 7	< 8
2004-08-13	0,443	0,395	0,442	0,367	0,253	0,308	0,567	< 0,7
2004-09-28	0,392	0,357	0,364	0,399	0,334	< 0,2	< 1	< 8
Medelvärde	0,418	0,376	0,403	0,555	0,374	0,469	2,856	5,6
Cd								
2004-06-10				0,323	0,306	0,288	0,105	0,051
2004-08-13	0,0423	0,0412	0,0735	0,0785	0,23	0,252	0,0988	0,0227
2004-09-28	0,0806	0,0824	0,128	0,165	0,117	0,152	0,178	0,0685
Medelvärde	0,0615	0,0618	0,1008	0,1888	0,218	0,231	0,1273	0,0474
Cr								
2004-06-10				0,428	0,12	0,131	0,151	0,371
2004-08-13	0,368	0,363	0,41	0,35	0,0617	0,0628	0,125	0,144
2004-09-28	0,63	0,62	0,683	0,606	0,239	0,194	0,0517	0,104
Medelvärde	0,499	0,492	0,547	0,461	0,1402	0,1899	0,1092	0,2063
Cu								
2004-06-10				4,42	1,55	1,45	0,843	1,54
2004-08-13	2,1	1,89	2,34	2,69	1,63	1,58	1,09	1,35
2004-09-28	2,61	2,57	3,37	3,39	0,905	1,14	0,561	1,43
Medelvärde	2,355	2,230	2,855	3,500	1,362	1,390	0,831	1,440
Ni								
2004-06-10				38,3	28,6	27	15,2	9,21
2004-08-13	8,21	8,7	12,3	14,8	29	29,9	17,2	7,84
2004-09-28	8,27	8,02	12,2	16,8	15,4	19,7	19,7	8,73
Medelvärde	8,24	8,36	12,3	23,3	24,3	25,5	17,4	8,59

¹⁹ Dessa värden gäller framför allt för sjöar och mindre vattendrag (Naturvårdsverket, 1999b).

	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örarna	Örnabben
Pb								
2004-06-10				0,171	0,0627	0,0752	0,162	0,4
2004-08-13	0,264	0,216	0,251	0,245	0,165	0,151	0,251	0,238
2004-09-28	0,234	0,222	0,29	0,317	0,0737	0,0826	0,0718	0,257
Medelvärde	0,249	0,219	0,271	0,244	0,1005	0,1029	0,1616	0,298
Zn								
2004-06-10				96,6	72	62,4	22,1	15,3
2004-08-13	31,6	27,9	39,8	50,1	67,6	68,3	25,3	10,2
2004-09-28	25,3	24,3	33,8	45,3	35,3	41,4	31,7	16,1
Medelvärde	28,4	26,1	36,8	64,0	58,3	57,4	26,4	13,9

(Erixon, 2005)

Kommentarer gäller endast de metaller som tillhör klass 3, 4 och 5 det vill säga: måttligt låga halter, höga halter samt mycket höga halter.

Arsenik

Arsenik visade ”måttligt låga halter” (klass 3) i Örarna och Örnabben, det vill säga nära havet, under juni och september.

Kadmium

Kadmium uppvisade ”höga halter” (klass 4) i Vibbyn och Persöfjärdens utlopp under juni månad. ”Måttligt låga halter” visades i Metsundet och Örarna samma månad samt under augusti och september. Under september var det ”måttligt låga halter” från Brobyn till Örarna.

Koppar

Koppar visade ”måttligt låga halter” (klass 3) under juni och september i Vibbyn. Under september hade även Brobyn ”måttligt låga halter”.

Nickel

”Måttligt låga halter” (klass 3) visades från Vibbyn till Metsundet i juni och september. Under augusti visades ”måttligt låga halter” från Persöfjärdens utlopp till Örarna.

Zink

”Höga halter” (klass 4) zink uppvisades från Vibbyn till Metsundet under juni månad. ”Höga halter” uppvisades även från Persöfjärdens utlopp och Metsundet under augusti månad. Resterande mätpunkter (förutom Örnabben) ger ”måttligt låga halter” under alla tre månader.

5.5.2 Avvikelseklassning för metallhalter i vatten

Avvikelseklassning, en femgradig klassindelning från 1 (blå) till 5 (röd), har genomförts för att se om metallhalter i vatten från Persöfjärden avviker från metallhalter på opåverkade sjöar och vattendrag i norra Sverige. För att få fram metallernas avvikelsekvot i tabell 22 har metallhalterna från tabell 19 dividerats med jämförvärdet för respektive metall enligt tabell 20. Kvoten som räknats ut har sedan jämförts med avvikelsevärdet i tabell 21 för att se vilken avvikelseklassning respektive metall har.

I tabell 20 visas jämförvärden för naturliga, ursprungliga halter i olika typer av svenska vatten, opåverkade av lokala utsläpp och försurning (pH > 6,0). Halterna i vatten är uppskattade utifrån nuvarande halter i norra Sverige (Naturvårdsverket, 1999a).

Exempel på uträkning av avvikelseknot

Arsenik:

$8,0 / 0,2 = 40$. Värdet över 9,0 ger enligt tabell 21 klass 5, det vill säga "mycket stor avvikelse".

Tabell 20: Jämförvärde (µg/l) för sjöar i norra Sverige enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet

Jämförvärden, sjöar i norra Sverige (µg/l)	
Element	Bakgrund N Sverige
As	0,2
Cd	0,009
Cr	0,05
Cu	0,3
Pb	0,11
Ni	0,2
Zn	0,9

(Naturvårdsverket, 1999a)

Tabell 21: Avvikelse från jämförvärde, vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet

Avvikelse från jämförvärde i vatten, uppmätt halt/jämförvärde								
Klass	Benämning	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1	Ingen avvikelse	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0
2	Liten avvikelse	1,0 - 2,0	1,0 - 8,0	1,0 - 2,0	1,0 - 2,0	1,0 - 2,0	1,0 - 8,0	1,0 - 3,0
3	Tydlig avvikelse	2,0 - 5,0	8,0 - 15	2,0 - 6,0	2,0 - 4,0	2,0 - 4,0	8,0 - 15,0	3,0 - 8,0
4	Stor avvikelse	5,0 - 9,0	15 - 30	6,0 - 11,0	4,0 - 7,0	4,0 - 8,0	15,0 - 30	8,0 - 13
5	Mycket stor avvikelse	> 9,0	> 30	> 11	> 7,0	> 8,0	> 30,0	> 13

(Naturvårdsverket, 1999a)

Klasserna i tabell 21 är indelade enligt följande:

Klass 1: Ingen eller obetydlig påverkan av antropogena källor.

Klass 2, 3 och 4: Inbegriper vatten som i ökande omfattning är förorenade av lokala eller mer diffusa källor. Klass 2 och till viss del 3 innefattar även vatten som är icke förorenade.

Klass 5: Tydlig påverkan av lokala källor. Klasserna 4 och 5 baseras på 95:e percentil²⁰ för sjöar och vattendrag som inte är påverkade av lokala källor (Naturvårdsverket, 1999a).

²⁰ Percentil är ett värde som i en statistisk fördelning avgränsar en viss procentandel av sannolikheten eller observationerna. 95 % av värdena ligger alltså under 95 procent-percentilen.

Tabell 22: Avvikelseklassning utifrån jämförvärde, vatten

Avvikelseklassning utifrån jämförvärde i vatten								
	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örarna	Örnabben
As								
2004-06-10				< 4,5	2,67	< 4,5	< 35	< 40
2004-08-13	2,22	1,98	2,21	1,84	1,27	1,54	2,84	< 3,5
2004-09-28	1,96	1,79	1,82	2,00	1,67	< 1	< 5	< 40
Medelvärde	2,09	1,88	2,02	2,78	1,87	2,35	14,28	27,83
Cd								
2004-06-10				35,89	34	32	11,67	5,67
2004-08-13	4,7	4,58	8,17	8,72	25,56	28	10,98	2,52
2004-09-28	8,96	9,16	14,22	18,33	13	16,89	19,78	7,61
Medelvärde	6,83	6,87	11,195	20,91	24,19	25,63	14,14	5,27
Cr								
2004-06-10				8,56	2,4	2,62	3,02	7,42
2004-08-13	7,36	7,26	8,2	7	1,23	1,26	2,5	2,88
2004-09-28	12,6	12,4	13,66	12,12	4,78	3,88	1,03	2,08
Medelvärde	9,98	9,83	10,93	9,23	2,8	2,59	2,18	4,13
Cu								
2004-06-10				14,73	5,17	4,83	2,81	5,13
2004-08-13	7	6,3	7,8	8,97	5,43	5,27	3,63	4,5
2004-09-28	8,7	8,57	11,23	11,3	3,016	3,8	1,87	4,76
Medelvärde	7,85	7,43	9,52	11,67	4,54	4,63	2,77	4,80
Ni								
2004-06-10				191,5	143	135	76	46,05
2004-08-13	41,05	43,5	61,5	74	145	149,5	86	39,2
2004-09-28	41,35	40,1	61	84	77	98,5	98,5	43,65
Medelvärde	41,2	41,8	61,25	116,5	121,67	127,67	86,83	42,97
Pb								
2004-06-10				1,55	0,57	0,68	1,47	3,63
2004-08-13	2,4	1,96	2,28	2,23	1,5	1,37	2,28	2,16
2004-09-28	2,12	2,02	2,64	2,88	0,67	0,75	0,65	2,34
Medelvärde	2,27	1,99	2,46	2,22	0,91	0,93	1,47	2,71
Zn								
2004-06-10				107,3	80	69,3	24,56	17
2004-08-13	35,1	31	44,2	55,67	75,2	75,89	28,1	11,3
2004-09-28	28,1	27	37,56	50,33	39,2	46	35,2	17,89
Medelvärde	31,6	29	40,88	71,1	64,8	63,73	29,29	15,40

(Erixon, 2005)

Arsenik

Tre provtagningspunkter i Örarna och Örnabben visade på ”mycket stor avvikelse” (klass 5). Åtta utspridda mätpunkter visar på tydlig avvikelse (klass 3).

Kadmium

Tre provsvar från (Vibbyn, Persöfjärdens utlopp och Metsundet) under juni månad, visade på ”mycket stor avvikelse” (klass 5). Samma prov visade på ”stor avvikelse” (klass 4) under augusti och september.

Krom

Krom visade, från norr om Skogså till Vibbyn, på ”stor avvikelse” (klass 4) under augusti månad och på ”mycket stor avvikelse (klass 5) under september. Resterande värden uppvisade till största delen på ”tydlig avvikelse”.

Koppar

Koppar visade, från norr om Skogså till Vibbyn, på ”mycket stor avvikelse” (klass 5). Resterande värden visade till största delen på ”stor avvikelse” (klass 4).

Nickel

Alla mätvärden visade på ”mycket stor avvikelse” (klass 5) under alla mätmånaderna. Den högsta nickelhalten var 191,5 och uppmättes i Vibbyn under juni månad. Gränsvärdet för nickel, klass 5, är 8 och det högst värdet blir då 23 gånger större än gränsvärdet för ”mycket stor avvikelse”.

Bly

Bly visade på ”ingen” (klass 1) eller ”liten avvikelse” (klass 2).

Zink

Alla mätvärden visade på ”mycket stor avvikelse” (klass 5) under alla mätmånaderna. Den högsta zinkhalten var 107,3 och uppmättes i Vibbyn under juni månad är 8 gånger högre än 13 som gränsvärdet för ”mycket stor avvikelse”.

5.5.3 Jämförelse enligt Riksinventering 2000

Riksinventering 2000 är en synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag (Wilander m.fl. 2003). I Riksinventeringen 2000 finns en sammanställning av insamlat material från mätstationer i hela Sverige. Sjöinventeringen är ett underlag för att ge en överskådlig bild av tillståndet i svenska sjöar och vattendrag beträffande påverkan av försurning, övergödning och förekomst av metaller. Syftet med den landsomfattande inventeringen av vattendrag utfördes för att ge en samlad bild av tillståndet i små och medelstora svenska vattendrag med inriktning på den biologiska mångfalden (Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2004).

Metallerna aluminium, kobolt, järn och mangan finns inte med i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag då de normalt inte är giftiga i vattenmiljön. Här har istället halterna av dessa fyra metaller jämförts och analyserats utifrån Riksinventeringens jämförvärden för sjöar och vattendrag, i Norrbotten 2000, se tabell 24. I tabell 23 visas de fyra metallernas halter i vatten från Persöfjärdens vattensystem. Riksinventeringens jämförvärden anges i 90 percentil och statistiskt betyder det att 90 % av alla inventerade sjöar, i Norrbotten, har halter som är lägre än de som visas i tabell 24. Endast 10 % av sjöarna har metallhalter högre än de angivna värdena.

I tabell 23 är de metallhalter från Persöfjärdens vattensystem som överstiger Riksinventeringens halter markerade med grått.

Tabell 23: Metallanalys från Persöfjärdens vattensystem (ej filtrerade prover).

Metallanalys i (µg/l)								
	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örarna	Örnabben
Al								
2004-06-10				4500	1320	1210	235	513
2004-08-13	792	735	919	1110	1250	1330	198	89,2
2004-09-28	1080	1090	1370	1540	695	1010	404	127
Medelvärde	936	913	1145	2383	1088	1190	279	243,1
Co								
2004-06-10				27,3	20,8	19	9,16	5,54
2004-08-13	5,77	5,77	8,5	10,5	20	20,3	10,4	1,37
2004-09-28	4,25	4,27	6,58	9,5	11,1	14,3	11	3,33
Medelvärde	5,01	5,02	7,54	15,77	17,3	17,87	10,19	3,41
Fe								
2004-06-10				2910	199	306	494	1670
2004-08-13	2810	2660	3350	3320	111	109	439	485
2004-09-28	1590	1610	1870	1480	803	551	113	98
Medelvärde	2200	2135	2610	2570	371	322	349	751
Mn								
2004-06-10				4370	3780	3650	2820	1720
2004-08-13	1630	1590	2050	2370	4310	4370	6120	1590
2004-09-28	942	943	1290	1640	2660	3090	4810	1680
Medelvärde	1286	1266	1670	2793	3583	3703	4583	1663

(Erixon, 2005)

Tabell 24: Jämförelsevärden för vanligt förekommande metallhalter i vatten enligt Riksinventeringen 2000.

Metallhalter Norrbottens län i 90 percentil	
Element	µg/l
Al	97
Co	0,114
Fe	1140
Mn	21

(Wilander m.fl. 2003)

Aluminium

Aluminiumhalten vid 90 percentil är 97 µg/l enligt Riksinventeringen 2000. Det enda uppmätta värdet som är lägre än 97 µg/l var i Örnabben under augusti månad. Resterande värden ligger högt över det normala, högsta uppmätta värdet var 4500 µg/l och togs i juni månad i Vibbyn, vilket är 46 gånger högre än Riksinventeringens värde.

Kobolt

Kobolthalten vid 90 percentil är 0,114 µg/l enligt Riksinventeringen 2000. Alla värden ligger högt över detta värde. De högsta värdena uppmättes under juni månad i Vibbyn,

Persöfjärdens utlopp och Metsundet och varierade mellan 9,5-27,3µg/l. Även under augusti månad i Persöfjärdens utlopp och Metsundet var värdena mycket höga cirka 20 µg/l vilket är 175 gånger högre än Riksinventeringens värde.

Järn

Järnhalten vid 90 percentil är 1140 µg/l enligt Riksinventeringen 2000. De högsta värdena för järn uppmättes från norr om Skogså till Vibbyn under augusti och september samt Vibbyn och Örnabben under juni månad. Dessa värden låg mellan 1480-3350 µg/l. Resterande värden låg mellan 98–803 µg/l det vill säga under 1140µg/l.

Mangan

Manganhalten vid 90 percentil är 21 µg/l enligt Riksinventeringen 2000. Alla mätvärden låg högt över det normala under dessa tre månader. Alla mätvärden låg mellan 942-6120 µg/l. De högsta värdena dominerade från Brobyn till Örnabben. Det högsta uppmätta värdet var i Örna under augusti månad, vilket är 208 gånger högre än Riksinventeringens värde.

5.6 Bedömning av pH och alkalinitet

Tabell 25 visar Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Tabell 26 visar bedömning av pH och alkalinitet i Persöfjärdens vattensystem.

Tabell 25: Tillstånd, pH och alkalinitet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet.

Tillstånd, pH- värde och alkalinitet (mekv/l)				
Klass	Benämning	pH- värde	Benämning	Alkalinitet
1	Nära neutralt	> 6,8	Mycket god buffertkapacitet	> 0,20
2	Svagt surt	6,5 - 6,8	God buffertkapacitet	0,10 - 0,20
3	Måttligt surt	6,2 - 6,5	Svag buffertkapacitet	0,05 - 0,10
4	Surt	5,6 - 6,2	Mycket svag buffertkapacitet	0,02 - 0,05
5	Mycket surt	≤ 5,6	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet	≤ 0,02

(Naturvårdsverket, 1999a)

Tabell 26: Bedömning av pH och alkalinitet från Persöfjärdens vattensystem.

Bedömning av pH och alkalinitet								
	N Skogså	Skogså	Brobyn	Vibbyn	Persöfj ut	Metsundet	Örna	Örnabben
pH								
2004-06-10				4,3	4,7	4,7	6,5	6,7
2004-08-13	5,6	5,5	5,2	4,8	4,5	4,5	5,8	6,8
2004-09-28	5	5,1	4,8	4,5	4,9	4,7	5,5	7
Medelvärde	5,3	5,3	5	4,5	4,7	4,6	5,9	6,8
Alkalinitet mekv/l								
2004-06-10								
2004-08-13	<0,02	0,028	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,038	0,26
2004-09-28	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,25
Medelvärde	<0,02	0,024	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,054	0,255

(Erixon, 2005)

pH

Resultaten från mätpunkterna norr om Skogså till Metsundet visade på ”mycket surt” tillstånd, där pH låg under 5,6 under alla tre månader. Det lägsta värdet var 4,3 och uppmättes i Vibbyn under juni månad. Vid Örarna uppmättes värden mellan 5,5 och 6,5 där klassningen blir från ”mycket surt” till ”måttligt surt”. I Örnabben uppmättes värden mellan 6,7 och 7,0 vilket resulterar i ”svagt surt” och ”nära neutralt”.

Tidigare pH-mätningar visas i tabell 27 och baseras antingen på ett medelvärde (av två värden) eller endast ett mätvärde som utfördes under åren 1974 och 1990. pH-värdena i tabell 27 är klassade enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag, se tabell 25.

Tabell 27: Tidigare pH-värden från Persöfjärden

Tidigare pH-värden i Persöfjärden	
År	pH (medelvärde)
1974	3,9
1977	4,7
1978	6,05
1978	6,3
1980	6,4
1981	6,1
1982	5,9
1983	6,35
1984	5,8
1985	6,1
1986	6,2
1990	6

(Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1978 & 1980, Luleå Kommun, 1986 & Bergelin, 1991).

Enligt tidigare uppmätta pH-värden i tabell 27 låg dem lägsta pH-värdena på 3,9 1974 och 4,7 1977 vilket ger ett ”mycket surt” tillstånd.

Alkalinitet

Alla mätpunkter förutom Örnabben visade till största delen på ingen eller obetydlig buffertkapacitet under mätmånaderna.

5.7 Analys av jordartskarta

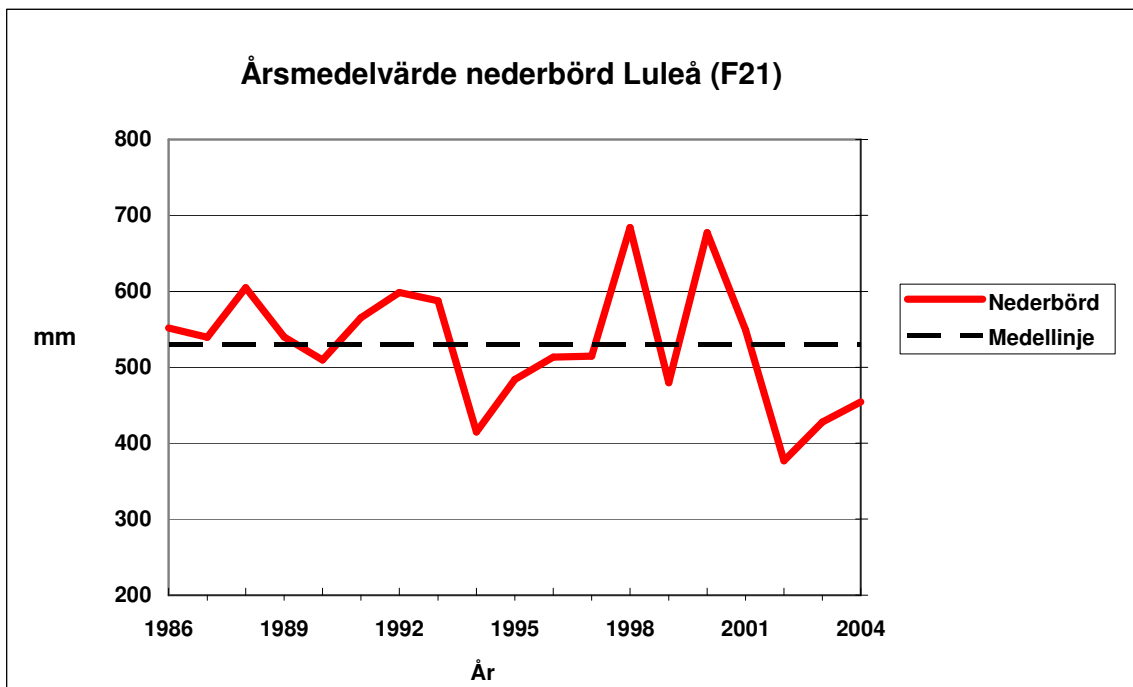
Jordarten runt Persöfjärdens vattensystem, se bilaga 3, består till största delen av finkornigt havs- och sjösediment. Jordarten benämns som svartmocka och är en sulfidhaltig lera som vid kontakt med syre ger en försurande verkan på omgivningen. Denna jordart påverkas lätt av bland annat landhöjning och sänkning av grundvattennivån. Jordarten påverkas även av antropogena orsaker såsom muddring och utdikning.

5.8 Nederbördsmängder och grundvattennivåer i Luleå

Nederbördsmängder och grundvattennivåer redovisas i figurerna 5 respektive 6.

5.8.1 Nederbördsmängder i Luleå

I figur 5 visas variationen i nederbörd utifrån årsmedelvärden från 1986-2004, i figuren visas även ett medelvärde över tidsperioden. Datat är hämtat från F21 meteorologiska avdelning på Kallax i Luleå.

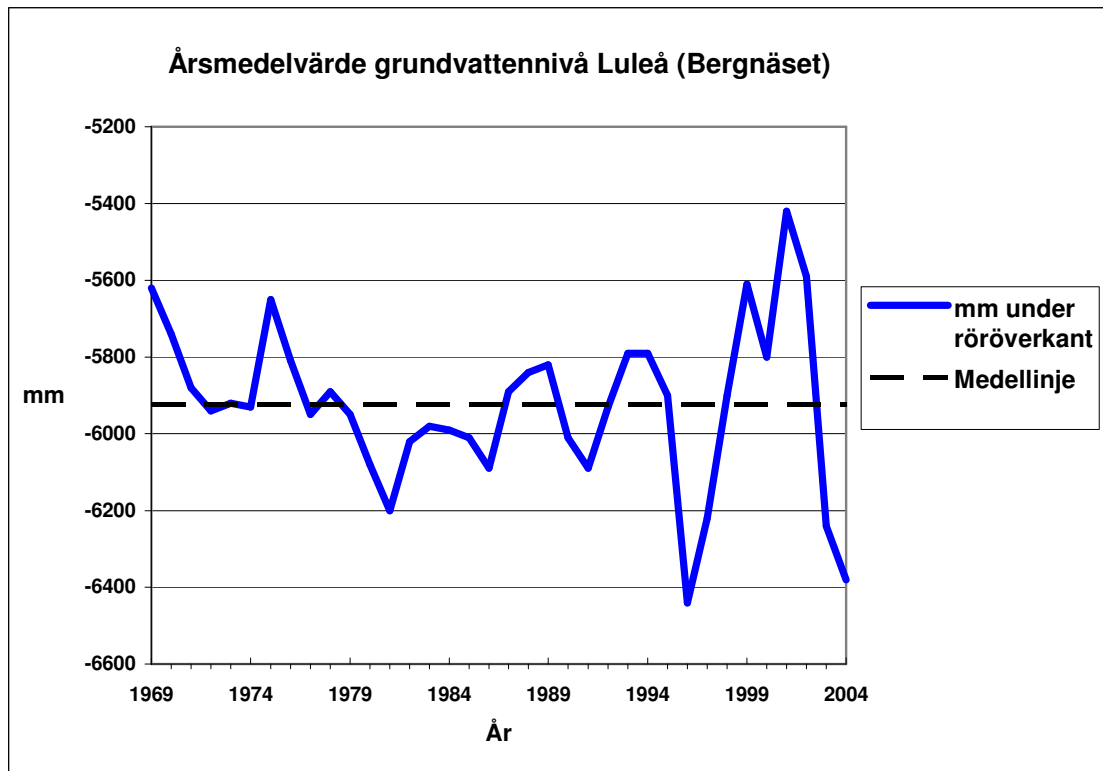


Figur 5: Årsmedelvärde i nederbörd över tiden på F21 i Luleå (Pettersson, 2004).

De nederbördsdata som redovisas i figur 5 visar en minskning med cirka 300 mm i årsmedelvärde mellan åren 2000-2002. En ökning med cirka 50 mm har skett från 2003-2004 men värdena visar ändå på mycket under det normala, se medellinjen i figur 5.

5.8.2 Grundvattennivåer i Luleå

För att se hur grundvattennivåerna har förändrats över tiden 1969-2004, även ett medelvärde över tidsperioden visas, se figur 6. Grundvattennivåerna är hämtade från station 35:2 på Bergnäset i Luleå, se bilaga 1.



Figur 6: Årsmedelvärde i grundvattennivåer över tiden från mätstation 35:2 på Bergnäset, Luleå (Åsman, 2004).

Grundvattennivån visar en ökning i årsmedelvärde under perioden 2001-2004 vad gäller mm under röröverkant vilket motsvarar en minskning av grundvattennivån. Från 2001-2004 har grundvattennivån sjunkit med närmare 1 m, vilket med stor sannolikhet kan torrlägga sulfidjordar i området kring Persöfjärden.

Sammanfattning av grundvattennivåer åren 2002, 2003 och 2004

Från januari till maj under 2002 var grundvattennivåerna i Norrbotten över det normala. Under den resterande delen av året låg nivåerna under det normala. Under 2003 var nivåerna under det normala. Detsamma gäller för 2004 då nivåerna var under det normala, se medellinje i figur 6 (SGU). Den torra sommaren 2003 gjorde att halva landet hade de lägsta grundvattennivåerna på 30 år och svårast var det bland annat längs Norrlandskusten (Nationalencyklopedin, 2003c).

5.8.3 Jämförelse av tidigare pH-mätningar och grundvattennivåer

Enligt tidigare pH-värden från Persöfjärden i tabell 27 låg det lägsta värdet på 3,9 1974. År 1974 visar inte grundvattennivåerna på låga halter och kan därför inte ha orsakat försurningen. År 1977 låg pH-värdet på 4,7 och här går det att se att grundvattennivåerna minskade under slutet av 1970-talet.

5.9 Analys av intervjuvar från fiskare/boende runt Persöfjärden

Totalt har sju personer intervjuats, se svaren i bilaga 10. Fyra av de intervjuade sa att de brukade fiska i sjön, främst under den isfria delen av året. Fem av de intervjuade uppgav att de hade påträffat död fisk i juni 2004, bland annat abborre, id och braxen, vid inloppet till Furufjärden som är belägen nedströms Persöfjärden. Arter som hittats döda vid stranden var bland annat lake, mört, braxen och id. En av de tillfrågade sa att det fanns rykten om att det hade påträffats mycket död mört i bäcken som rinner mot Persöfjärden från norr. Tre av de fyra som brukar fiska i sjön har märkt att vattnet var grönt i våras och att vattnet sen blev fjällsjöklart och detta tyder på att vattnet är försurat.

Enligt de intervjuade har inte fiskbeståndet förändrats, samtliga arter såsom abborre, gädda, mört, braxen finns i alla storlekar. Dock sa en av de intervjuade att det inte blev någon fångst av lake ifjol (2003). Mört är en försurningskänslig fisk men två av de intervjuade uppgav att de var säkra på att de hade fått mört under sommaren 2004. Antalet fiskar hade enligt dem minskat jämfört med tidigare år.

En av de intervjuade uppgav att det var stor fiskdöd i Persöfjärden för 25 år sedan efter islossningen. Den tillfrågade trodde att orsaken till detta var att sjön bottenfrös och att fiskarna fick syrebrist. Övriga förändringar som en hade upptäckt var att måsar som tidigare har varit en vanlig fågelart nu inte hade setts till. Två av de intervjuade hade sett havsörn äta på döda braxnar, som fanns i stora mängder, för två år sedan.

6 DISKUSSION

6.1 Har fisken upplagrat höga metallhalter i lever?

För att ta reda på om fiskarna från Persöfjärden hade upplagrat höga metallhalter i lever har de jämförts med fiskar från Statens Veterinärmedicinska Anstalt, Rånefjärden, Gussön, Remmarsjön och Stensjön samt har en avvikelseklassning utförts. En sammanfattning om vilka metaller som uppvisar högre halter från Persöfjärdens fiskar i jämförelse med referensfiskarna finns i tabell 28, där finns även en avvikelseklassning från klass 3, 4 och 5.

Jämfört med braxnar från Statens Veterinärmedicinska Anstalt

Mangan var den enda metall som braxen från Persöfjärden hade upplagrat i högre halter än jämförelsebraxnarna. Varför just mangan uppvisade höga halter kan bero på att den är pH-beroende och blir mer löslig vid låga pH-värden. Det är svårt att dra någon slutsats om varför mangan visade på förhöjda halter i jämförelse med braxnarna från Statens Veterinärmedicinska Anstalt eftersom vi inte vet när eller var de var fångade. Eftersom mangan uppvisade extremt höga värden i vattnet kan det förväntas att halterna i lever blir förhöjda.

Jämfört med abborrar från Rånefjärden och Gussön

Abborrarna från Persöfjärden uppvisade högre halter av kadmium, koppar och nickel än referensabborrarna från Rånefjärden. Endast zink visade högre värden vid Persöfjärden än vid Gussön. Det är rimligt att anta att havsvattnet vid Rånefjärden och Gussön regelmässigt har betydligt lägre halter av bland annat kadmium, koppar, nickel och zink än de halter som förekommit i Persöfjärden sommaren 2004. Detta skulle kunna vara anledningen till de högre halterna av dessa metaller i Persöfjärdens abborrar jämfört med referensabborrarna från havet. Abborrarna från Rånefjärden hade lägre metallhalter än abborrarna från Gussön och det kan bero på att Gussön ligger närmare Furufjärdens utlopp än vad Rånefjärden gör.

Jämfört med abborrar från Remmarsjön och Stensjön

Persöfjärdens abborrar hade högre halter av nickel och bly jämfört med referensabborrarna från Remmarsjön och Stensjön. Abborrarna från Persöfjärden hade högre halter av koppar än referensabborrarna från Remmarsjön. Eftersom vi saknar kunskap om vattenkvalitet i Remmarsjön och Stensjön, kan vi inte säga om sjöarna anses som antropogent påverkade. Därmed blir även slutsatserna vid jämförelsen med Persöfjärdens fiskar något osäkra.

Avvikelseklassning

Avvikelseklassningen (1, 2, 3, 4 och 5) är till för att se om metallhalterna i lever på abborrarna från Persöfjärden avviker från opåverkade abborrar i Östersjön.

- Kadmium var den enda metall som gav en ”mycket stor avvikelse” (klass 5) i lever på abborre. Kadmium uppvisade även ”höga halter” i vattnet i Persöfjärdens utlopp.
- Krom gav en ”stor avvikelse” (klass 4) i lever på abborre. Krom visade på ”låga halter” i vattnet i hela Persöfjärdens vattensystem.

- Koppar, nickel, bly och zink gav en ”tydlig avvikelse” (klass 3) i lever på abborre. Samtliga metaller förutom bly uppvisade ”måttligt låga halter” i vattnet i Persöfjärdens utlopp.

Varför dessa metaller gav en avvikelse på Persöfjärdens abborrar kan bero på höga metallhalter i vattnet i Persöfjärdens vattensystem. Lågt pH och alkalinitet ger ett högre upptag av många metaller såsom kadmium, koppar, bly och zink. Detta på grund av att metallernas egenskaper förändras så att de blir mer lättillgängliga samt att biotillgängligheten ökar vid låg biologisk aktivitet.

I tabell 28 visas de metallhalter som var högre i lever på fisken från Persöfjärden jämfört med referensfiskarna från Statens Veterinärmedicinska Anstalt (braxnar), Rånefjärden, Gussön, Remmarsjön och Stensjön. I tabellen finns även avvikelseklassningen (klass 3, 4 och 5) för dessa metallhalter i lever jämfört med opåverkade abborrar från Östersjön.

Teckenförklaring:

+ = Lite högre halter

++ = Nästan dubbelt så höga halter eller mer

3 = Tydlig avvikelse

4 = Stor avvikelse

5 = Mycket stor avvikelse

Tabell 28: Här visas de metallhalter som var högre i lever på fisk från Persöfjärden i jämförelse med referensfiskarna samt en avvikelseklassning.

Högre metallhalt i lever på fisk från Persöfjärden i jämförelse med referensfiskar						
Element	SVA (braxnar)	Rånefjärden (abborrar)	Gussön (abborrar)	Remmarsjön (abborrar)	Stensjön (abborrar)	Avvikelseklassning (3 - 5) för fisk i Persöfjärden
Mangan	++					
Kadmium		++	+			5
Koppar		++		+		3
Nickel		++		++	++	3
Zink		+	++			3
Bly				++	++	3
Krom		+		+		4

Enligt tabell 28 är det bara koppar som uppvisade lite högre halter, de resterande metallerna som är markerade omfattar nästan dubbelt så höga metallhalter eller mer.

Persöfjärdens abborrar uppvisade nästan dubbelt så höga halter av nickel i jämförelse med alla referensabborrar, förutom Gussöns abborrar. Nickel kan göra att zink ökar i blodet och att järn ökar i organen. Dock ligger medelvärdet på nickel från Persöfjärdens abborrar under detektionsgränsen vilket betyder att analysmetoden inte kunde registrera lägre halter. Följden av detta innebär att halterna inte behöver ha varit högre utan kan däremot ha varit lägre än referensabborrarna från Rånefjärden, Remmarsjön och Stensjön.

Vi kan inte med säkerhet säga i vilket vatten braxnarna och abborrarna från Persöfjärden har befunnit sig under sin levnadstid. Därför går det inte heller att fastställa i vilket vatten

fiskarna har upplagrat metaller, eftersom fiskarna hela tiden förflyttar sig. Främst abborren är inte stationär och kan ge sig ut på mer eller mindre långa vandringar. Det går inte heller att bestämma i vilket vatten referensfiskarna har upplagrat sina metaller. Referensfiskarna uppvisade även de avvikelser och har därmed metallhalter över det normala. Ett exempel är Persöfjärdens abborrar som visade en ”mycket stor avvikelse” (klass 5) av kadmium och stor avvikelse av krom. Här uppvisade även referensabborrarna från Gussön, Remmarsjön och Stensjön en ännu större avvikelse av kadmium än abborrarna från Rånefjärden. Detta betyder att jämförelsen med referensfiskarna inte kan ge någon säker slutsats. Enligt teorin brukar metallhalter vara högre i lever än i det omgivande vattnet, vilket även stämmer i detta fall. Även jämförelser av metallhalt i muskelfibrer visade lever på högre halter.

6.2 Har fisken upplagrat höga metallhalter i muskelfibrer och är den tjänlig som människoföda?

För att ta reda på om fiskarna hade upplagrat höga metallhalter i muskelfibrer har de jämförts med referensabborrar från Rånefjärden. De har även bedömts utifrån livsmedelsverkets gränsvärden och WHO:s högsta tolerabla veckointag.

Metallhalter i muskelfibrer

Jämfört med referensabborrar från Rånefjärden hade inte abborrarna från Persöfjärden upplagrat högre metallhalter i muskelfibrer. Det går dock inte att säga att abborrarna från Persöfjärden hade lägre halter av kobolt och nickel då det bland referensabborrarna fanns ett prov (abborre 5) som avvek från resterande prov. Detta medförde att medelvärdet för referensabborrarna var högt vad gäller kobolt och nickel. Vi kan inte heller med säkerhet säga i vilket vatten abborrarna har befunnit sig under sin levnadstid, därför går det inte att fastställa om fiskarna har upplagrat, eller inte upplagrat, metaller från vattnet i Persöfjärden. Det går inte heller att bestämma i vilket vatten referensabborrarna från Rånefjärden har upplagrat sina metaller.

Tjänlig som människoföda

Enligt vår undersökning är fisk från Persöfjärden med stor sannolikhet inte farlig att förtära. Alla metallhalter i muskelfibrer låg under gränsvärdet enligt livsmedelsverket eller rekommenderat veckointag enligt WHO. Den enda metall som skulle kunna vara kritisk var kvicksilver. För att uppnå det tolerabla veckointaget för kvicksilver enligt WHO, måste en person som väger 75 kg äta 1,7 kg abborre per vecka. För att komma upp till 1,7 kg abborre per vecka blir våra personliga rekommendationer att inte äta abborre, från Persöfjärden, mer än tre gånger i veckan för att vara säkra på att inte överstiga det tillåtna veckointaget. Dock varierar gränsvärdet av kvicksilver för olika fiskarter och exempelvis gädda har ett gränsvärde på 1,0 mg/kg i stället för 0,5 mg/kg som gäller för många andra fiskarter. Abborre 2 från Persöfjärden visade dubbelt så höga kvicksilverhalter i muskelfibrer i jämförelse med övriga abborrar från sjön. Detta gör att medelvärdet för kvicksilver ökar vilket medför att det rekommenderade veckointaget på 1,7 kg kunde ha blivit högre.

Vi måste dock här observera att det endast var muskelfibrer av 5 abborrar från Persöfjärden som analyserades från Persöfjärden. Därmed blev antalet analyserade abborrar mycket begränsat. För att kunna dra riktigt säkra slutsatser skulle ett högre antal fiskar från fler områden och vid fler tillfällen ha analyserats.

Dock har inte alla metaller i muskelfibrer kunnat jämföras med Livsmedelsverkets gränsvärden eftersom gränsvärde för alla metaller inte fanns att tillgå, detta gäller för bland annat kobolt, mangan, nickel, koppar och zink. Vanligtvis upplagras inte höga metallhalter i muskelfibrer utan i levern som ej brukar förtäras.

6.3 Uppvisade fisken någon biologisk påverkan såsom skador på gälar orsakad av vattenkvaliteten?

Gälarna visade fler slemceller än vad som är normalt, då främst hos abborre. Gälarna visade även tecken på tidigare men idag läkta skador. De metaller som kan ge skador på gälar är bland annat aluminium, järn och mangan vilka visade på extremt höga halter i Persöfjärdens vattensystem. Även förhöjda halter av koppar i vattnet kan ge gälskador.

Vi kan inte med säkerhet fastställa i vilket vatten braxnarna och abborrarna från Persöfjärden har befunnit sig under sin levnadstid. Därför går det inte att fastställa var eller när skadorna uppkom eller läkte. Det går inte heller att bestämma vad som orsakat dessa skador eller om de hade något samband med de höga metallhalterna och låga pH-värdena. En histologisk undersökning kunde eventuellt ha gett svar på dessa frågor men detta är inte säkert. Det är möjligt att gälskadorna uppkom av en kombination av lågt pH och höga metallhalter. Ett lågt pH gör att reproduktionen avtar och att yngre fiskar dör. Försurning gör även att pH-beroende metaller som bland annat aluminium, järn och mangan blir mer lättlösliga. Dessa metaller kan fästa sig på gälarna, som är en primär upptagsväg hos fisken, och därmed orsakar gälskador.

Vibbyn uppvisade ett pH-värde på 4,3 under juni månad och under samma tidpunkt låg även aluminiumhalterna på 4600 µg/l. Detta ger 46 gånger högre halter i Vibbyn, jämfört med riksinventeringens värde på 97 µg/l. En teori om vad som orsakat skadorna kan vara att aluminiumhydroxid har fällts ut på fiskens gälar som har orsakat kvävning.

6.4 Vilken vattenkvalitet uppvisade Persöfjärdens vattensystem sommaren 2004?

För att ta reda på om Persöfjärdens vattensystem innehöll höga metallhalter sommaren 2004, har dessa bedömnings- och avvikelseklassificerats enligt Naturvårdsverkets riktlinjer. För de metaller som saknas i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har i stället jämförelser utförts utifrån Riksinventeringen 2000. Utöver detta har syrgashalt, pH och alkalinitet undersökts, även de enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag.

Metallhalter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

Metallhalterna i vatten kommer från åtta provtagningspunkter se tabell 19. Bly och krom visade endast från ”mycket låga halter” (klass 1) till ”låga halter” (klass 2).

- Kadmium och zink var de enda metaller som visade ”höga halter” (klass 4). Dessa uppträdde från Vibbyn till Metsundet, främst under juni månad.
- Zink visade ”måttligt låga halter” (klass 3) från de flesta mätpunkterna under juni, augusti och september.

- Kadmium visade ”måttligt låga halter” (klass 3) från Brobyn till Öarna, under nästan alla tre månader.
- Nickel visade ”måttligt låga halter” (klass 3) vid Vibbyn till Öarna under alla tre månader.
- Koppar visade på ”måttligt låga halter” (klass 3) i nästan hela systemet från Brobyn och Vibbyn.
- Arsenik uppvisade ”måttligt låga halter” i områdena Öarna och Örnabben, som ligger nära vattensystemets utlopp i havet.

Kadmium och zink som gav klass 4, ger en ökad risk för biologiska effekter. De metaller som visade klass 3 visar att biologiska effekter kan förekomma. Denna risk är störst i humusfattiga vatten samt vatten med lågt pH. Varför metallerna visade på höga halter kan bero på att många metaller blir mer lösliga vid ett lågt pH men även vid en oxidation av sulfidleror.

Avvikelseklassning

Avvikelseklassningen är till för att se ifall metallhalterna i vatten från Persöfjärden avviker från opåverkade sjöar och vattendrag, se tabell 22. Det var möjligt att utföra en avvikelseklassificering för metallerna: koppar, zink, kadmium, bly, krom, nickel, kobolt och arsenik. Nedan diskuteras metaller som har gett avvikelse 3, 4 och 5. Avvikelseklassning 2, 3 och 4 omfattar ”vatten som i ökande omfattning är förorenade av lokala eller mer diffusa källor” respektive ”tydlig påverkan av lokala källor”.

Tydlig påverkan det vill säga ”mycket stor avvikelse” (klass 5) uppvisade nickel och zink över alla mätpunkterna, under alla tre månaderna. Kadmium, krom och koppar visade även ”mycket stor avvikelse” (klass 5), ”stor avvikelse” (klass 4) och ”tydlig avvikelse” (klass 3) på flera mätpunkter. Även arsenik visade ”mycket stor avvikelse”, dock endast i Öarna och Örnabben.

För att med säkerhet kunna avgöra ifall metallerna visar höga halter bör både en bedömningsklassning och avvikelseklassning utföras. Detta eftersom då till exempel koppar, nickel och zink visade på ”låga halter” i bedömningsklassningen i stället visade på ”mycket stor avvikelse” enligt avvikelseklassningen.

Jämförda metallhalter enligt Riksinventeringen 2000

För metallerna aluminium, kobolt, järn och mangan var det inte möjligt att göra en bedömningsklassificering eller avvikelseklassificering enligt Naturvårdsverkets riktlinjer. Därför jämfördes dessa metaller enligt Riksinventeringen 2000.

- Aluminium uppvisade extremt höga halter (10–46 gånger högre) från norr om Skogså till Metsundet. Aluminiumhalterna var högst i Vibbyn och detta kan bero på att pH-värdet var lägst här vid samma tidpunkt.

- Mangan uppvisade extremt höga halter (45–208 gånger högre) på alla mätpunkter under alla tre månader. Ett starkt samband gick att utläsa mellan höga manganhalter och låga pH-värden.
- Kobolt visade extremt höga värden (83–239 gånger högre) från de centrala mätpunkterna Vibbyn, Persöfjärdens utlopp och Metsundet under alla tre månader. Vi har inte hittat något material på att kobolt ska vara pH-beroende men i detta fall är halterna högst när pH-värdena är lägst.
- Järn visade på extremt höga värden (1,3–2,9 gånger högre) från norr om Skogså till Vibbyn, under alla tre månader. Järn är pH-beroende men vi kunde inte se något samband mellan höga järnhalter och låga pH-värden. Eftersom järnhalterna blev lägre i Persöfjärdens utlopp kan det tyda på att de höga järnhalterna har späts ut när de kommit in i Persöfjärden.

Samtliga metaller (aluminium, kobolt, järn och mangan) som blev jämförda enligt Riksinventeringen 2000 uppvisade extremt höga halter. Varför metallerna uppvisade extremt höga värden kan bero på att samtliga metaller förutom kobolt är pH-beroende.

Syrehalt

Persöfjärden visade på ”syrerikt tillstånd” under hösten 2004 (bottenprovet visade 10,2 och ytprovet på 10,4 mg syrgas/l) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Dock har vi ingen vetskap om hur det ser ut under den resterande delen av året eller under olika tidpunkter under dygnet. Enligt teorin borde syresättningen vara bra i Persöfjärden under den isfria delen av året. Detta på grund av att sjön har en god vattenomsättning. Men även på grund av att sjön har ett medeldjupet på (1,5-2 m), vilket medför att hela vattenmassan, med hjälp av vinden, omblandas och syresätts. Däremot finns det en risk för syrebrist under vintern just för att sjön är så grund. Anledningen till att syrebrist kan uppkomma under vintern är att det då inte förekommer någon fotosyntes och att syret hela tiden förbrukas av allt biologiskt liv som finns, främst nära botten där nedbrytning av dött organiskt material förekommer.

pH och alkalinitet

Hela Persöfjärdens vattensystem (förutom Öarna och Örnabben som ligger närmast utloppet mot havet) uppvisade ”mycket surt tillstånd” enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Mätpunkterna norr om Skogså till Metsundet visade på ”mycket surt tillstånd” (klass 5), där pH låg under 5,6, under alla tre månader. De lägsta pH-värdena (4,3–4,9) uppmättes från Vibbyn, Persöfjärdens utlopp till Metsundet, vilka är de centrala mätpunkterna i Persöfjärdens vattensystem.

De låga pH-värdena främst från de centrala mätpunkterna gör att försurningskänsliga fiskar och yngel sannolikt tar skada. Ett lågt pH medför även att pH-beroende metaller som bland annat aluminium, järn och mangan blir mer lättlösliga. Eftersom Persöfjärden är så pass grund blir det kort omsättningstid i vattnet, vilket kan ge en högre försurningsrisk. Jordarterna kring Persöfjärdens vattensystem består till största delen av sulfidleror och vid oxidation påverkar de vattenkvaliteten i sjön. Även surstötter på våren kan ge en kraftig pH-sänkning i sjön.

Alla mätpunkter förutom Örnabben visade till största delen på ”ingen eller obetydlig buffertkapacitet” under alla tre mät månader. Eftersom Persöfjärden visade på ”ingen eller obetydlig buffertkapacitet” har sjön dålig förmåga att neutralisera vattnets överskott av vätejoner och blir därmed kraftigt försurad. Låg alkalinitet medför även att fisk får ett ökat upptag av många metaller såsom koppar, zink, kadmium och kvicksilver.

Vid jämförelse med Persöfjärdens tidigare pH-värden, tyder det på att 2004 var ett ovanligt surt år. Det var endast 1974 och 1977 som uppvisade låga pH-värden (3,9 respektive 4,7). Dock är tidsföljden från de tidigare pH-värdena osammanhängande och endast tagna från 1974 till 1990.

6.5 Har det funnits någon överdödlighet av fisk? Vad är i sådana fall de mest troliga orsakerna till detta?

En överdödlighet av fisk har troligtvis skett. Under våren och försommaren 2004 hade flera av de intervjuade sett död fisk, bland annat abborre, braxen och id, vid Furufjärdens inlopp (se figur 2). Vi kan inte med säkerhet säga när fisken hade dött, det kunde ha skett redan under senhösten, vintern 2003-2004 eller under våren 2004. De döda fiskarna i Furufjärden hade samlats i en vik och det är mycket troligt att den döda fisken kan ha flutit från Persöfjärden och ansamlats i en krök vid inloppet av Furufjärden.

De troligaste orsakerna till fiskdöden är nog en kombination av flera orsaker det vill säga låga pH-värden och höga metallhalter i vattnet. Det är svårt att bedöma utifrån metallhalter i lever och muskel när fisken tar skada eftersom de kan reglera intaget av många metaller. Bedömningarna utgår därför oftast från metallhalter i vatten. Vattnet visade höga halter av kadmium och zink (klass 4), vilket ger en ökad risk för biologiska effekter.

Ett lågt pH medför att pH-beroende metaller som bland annat aluminium, järn och mangan blir mer lättörliga. Dessa metaller upptas då lättare i fiskens primära upptagsvägar (gälar och mag-tarmkanalen) bland annat genom födan. Aluminiums toxicitet ökar med temperaturen och eftersom Persöfjärden är mycket grund borde vattnet värmas upp fort på sommaren. Vid ingen eller obetydlig buffertförmåga och vid ett pH på 4,2-4,3 kan aluminiumbuffring inträda i sjön, vilket kan medföra att aluminiumhydroxid kan fällas ut på fiskens gälar och orsaka kvävning. Aluminium kan även ge reproduktionsstörningar redan vid koncentrationer på 100-150 µg/l. Vibbyn visade pH-värde på 4,3 under juni månad och under samma tidpunkt låg även aluminiumhalten på 4600 µg/l. Detta ger 46 gånger högre halter i Vibbyn, jämfört med riksinventeringens värde på 97 µg/l. Aluminium är en trolig orsak till fiskdöd främst i Vibbyn men även i Persöfjärden och Metsundet.

Det är inte bara lågt pH som kan ge reproduktionsskador på fisken utan även höga metallhalter, bland annat aluminium, kan orsaka dessa störningar. De låga pH-värdena främst från de centrala mät punkterna gör att försurningskänsliga fiskar och yngel tar skada. Vid ett pH under 5,6 får mörten störd fortplantning och vid pH-värden under 5,0 får även gädda och abborre det. Detta betyder att mörten har svårt att reproducera sig i hela Persöfjärdens vattensystem förutom i Örna och Örnabben. I Vibbyn, Persöfjärdens utlopp och Metsundet får även fiskarter som bland annat abborre och gädda svårt att fortplanta sig. Fisken kan inte ha mått bra i Persöfjärdens vattensystem med de låga pH-värdena och höga metallhalter. Försurningen gör även att det blir mindre mängd föda i vattnet och fisken kan

få svårt att hitta mat. Eftersom Persöfjärden hade extremt höga halter av aluminium järn, mangan, zink och koppar som kan ge gälskador och orsaka kvävning är det en trolig orsak till fiskdöden. Det är svårt att helt förkasta att fiskdöden inte är förknippad till syrebrist eftersom Persöfjärden är så pass grund kan syrebrist möjligen ha uppkommit under vintern 2003-2004. Men om fisken har dött av syrebrist i vattnet så borde en överdödlighet av fisk ske varje år.

6.6 Vilka möjliga orsaker kan finnas till den förändrade vattenkvaliteten?

Det enda som visade att förändringar har skett i Persöfjärdens vattensystem var genom intervjuer och jämförelser med tidigare pH-värden. Enligt de intervjuade har de uppmärksammat att vattnet 2004 var ovanligt fjällsjöklart och jämförelsen med tidigare pH-mätningar visade att 2004 var ett ovanligt surt år. Nederbörds mängden minskade med cirka 300 mm från 2000 till 2002. Även då det skedde en ökning med cirka 50 mm från 2003 till 2004 var värdena mycket under det normala. Grundvattennivån visade en minskning på 1 m från 2001 till 2004. De låga nederbörds mängderna och grundvattennivåerna kan med stor sannolikhet ha torrlagt sulfidjordar i området kring Persöfjärden. De låga pH-värdena 2004 var med största sannolikhet orsakade av sulfidoxidationer som ägt rum i Persöfjärdens avrinningsområde. Sulfidoxidation, men även vittringsprocesser kan frigöra en ökad mängd lösliga metaller.

Enligt tidigare pH-mätningar från Persöfjärden uppvisade det lägsta värdet på 3,9, som inträffade under 1974. Under 1974 utfördes en sänkning av vattennivån i Persöfjärden vilket troligtvis orsakade en oxidering av sulfidlerorna i området och även detta år inträffade en överdödlighet av fisk. År 1977 var pH-värdet 4,7 och även grundvattennivåerna under slutet av 1970- talet visade på en minskning. Detta kan visa att det finns ett samband mellan lågt pH och låga grundvattennivåer vid Persöfjärden. Det hade varit intressant att titta på pH-värden från Persöfjärden för 1996–97, då grundvattennivåerna minskade enormt. För att även för dessa år kunnat se ett samband mellan låga pH-värden, sulfidoxidation och låga grundvattennivåer.

Den troligaste orsaken till den förändrande vattenkvaliteten är att minskade nederbörds mängder och låga grundvattennivåer de senaste två åren, sannolikt orsakat torrläggning och oxidation av sulfidleror. Följden av detta blir låga pH-värden och urlakning av metaller. Resultaten stödjer hypotesen att det är klimatgenererade sulfidoxidationer som är orsaken till den förändrade vattenkvaliteten.

6.6.1 Antropogena orsaker till försurning och metallhalter

Av antropogena orsaker är det främst muddringar, muddermassor och utdikningar i området kring Persöfjärden som kan ge en direkt oxidation av sulfidleror och möjligen leda till de effekter som föranlett denna studie. Övriga antropogena orsaker kan bidra med försurande ämnen och metaller men inte i sådan märkbar omfattning att de kan ge direkta förändringar i den storleksordning som observerats under 2004 i Persöfjärdens vattensystem. De antropogena orsakerna har inte undersökts vidare i denna rapport. De orsaker som skulle kunna bidra till en förändrad vattenkvalitet, det vill säga låga pH och höga metallhalter, kan vara:

Markberedningsåtgärder i jord- och skogsbruk i området

Det finns jordbruk och djurhållning i närheten av Persöfjärden. Markberedningsåtgärder, till exempel dikning, i avrinningsområdet kan bidra till ökat lufttillträde i sulfidleror som då oxideras. Men detta har inte undersökts närmare.

Muddringar och muddermassor i området

För några år sedan skedde en mindre muddring i Persöfjärdens övre del. Detta kan bidra till försurning, eftersom muddermassorna läggs upp på land och innehåller sulfidleror som oxiderar och ger svavelsyra och metaller. Detta är dock inte vidare undersökt.

Nedfall från metallindustrier eller annan verksamhet i området

Teoretiskt sett kan antropogena utsläpp från exempelvis någon närliggande metallindustri bidra till försurningen. Det finns dock inga industrier eller annan verksamhet i närområdet som skulle kunna släppa ut försurande ämnen och påverka Persöfjärdens vattensystem. Men detta har inte undersökts närmare.

Avloppsreningsslam utspritt i området

Det har inte undersökts närmare ifall det finns avloppsreningsslam utspritt i området kring Persöfjärden.

Nedfall av försurande ämnen från andra länder och städer

Det är osannolikt att nedfall av svavel och kväve kan ha ökat i så stor omfattning de senaste åren att det skulle ha kunnat orsaka försurning och fiskdöd i Persöfjärden.

7 Generella synpunkter på undersökningen

Givetvis hade undersökningen erhållit säkrare resultat och slutsatser om fler provtagningar och analyser av fisk och vatten hade utförts i Persöfjärdens vattensystem. Även om proverna från vatten och fisk hade tagits vid samma tidpunkt hade det ändå inte gått att dra några säkra slutsatser. Detta eftersom fisken hela tiden förflyttar sig.

I denna rapport har vi endast kunnat analysera och dra slutsatser utifrån metallhalter, pH och alkalinitet uppmätta sommaren 2004. Vi kan därmed endast dra slutsatser från sommaren 2004. Det bästa hade varit om det hade utförts kontinuerliga provtagningar under alla årstider flera år tillbaka, då en trend sannolikt hade kunnat uppvisas. Om en histologisk undersökning hade utförts eller om fler närboende intervjuats skulle det kunnat ge mer information om vad som har hänt.

Denna rapport kan utgöra ett underlag för fortsatt arbete och det insamlade materialet kan bearbetas ytterligare, vilket kan resultera i fler analyser än vad som utförts i denna rapport.

7.1 Felkällor

Här följer felkällor som har påträffats under arbetet med rapporten och som kan beaktas vid läsning.

- Det är svårt att fastställa vad fisken har dött av då inga prover hade tagits från halvdöd eller död fisk. Analyser på döda fiskar hade möjligen kunnat uppvisa högre metallhalter än de levande fiskar som vi skickade för analys. Den döda fisken som hade påträffats kunde ha dött av andra orsaker än den rådande vattenkvaliteten, dock är den sannolikheten mycket liten.
- Vid syrgasprovtagningen drev båten cirka 50 m mellan ytprovet och bottenprovet i Persöfjärden på grund av rådande väderförhållanden. En bättre dag kunde ha valts för att ta dessa prover. Denna felkälla har med största sannolikhet inte påverkat resultatet eftersom omblandning bedöms vara god i hela vattenmassan.
- Då Statens Veterinärmedicinska Anstalt sammanförde lever från de tre abborrarna till ett prov blev slutresultatet ett medelvärde. Här går det till exempel inte att säga om abborre ett hade högre metallhalt än abborre tre.
- Referensbraxnarna från Statens Veterinärmedicinska Anstalt är av okänt ursprung.
- Frågorna som ställdes under telefonintervjuerna kan ha varit ledande. De intervjuade kan även ha varit påverkade av rykten och tidningsartiklar angående fiskdöd i Persöfjärdens vattensystem.
- De referensfiskar som använts för att jämföra levervärden i abborre är från Rånefjärden och Gussön som ligger vid havet. Vattenkvaliteten kan skilja sig från hav och sjö och om dessa värden är bra att jämföra med är svårt att säga. Remmarsjön och Stensjön är belägna längre söderut än Persöfjärden vilket gör att det är svårt att säga ifall dessa värden är bra att jämföra med.

- Jämförelsen mellan metallhalt i lever på abborre från Persöfjärden med abborrar från Östersjön kan skilja sig åt på grund av att sjöfisk jämförts med havsfisk.
- Vid beräkning från våtvikt till torrsvikt i lever varierar procentenheten beroende på fiskens fetthalt. Detta gör att det värde vi fått fram kanske inte överensstämmer med verkligheten. Istället för att ha räknat med 20 % kanske 19 % eller 21 % hade varit mer korrekt. Dock borde inte felkällan vara så stor eftersom fiskarna från Persöfjärden var mellan 15-20 cm och en fisk i den storleken beräknas ha en fetthalt på 20 %.
- Vissa värden ligger under detektionsgränsen och det betyder att analysmetoden inte kunde registrerar lägre halter. Detta kan innebära att halterna var mycket lägre än vad som anges i rapporten.
- Fiskarna som fångades från Persöfjärden behöver inte ha levt där hela sitt liv vilket ger en liten osäkerhet om fisken har befunnit sig i den rådande vattenkvaliteten under sommaren 2004. Dock är sannolikheten stor att fisken i alla fall har befunnit sig i Persöfjärdens vattensystem.

7.2 Förslag till fortsatt arbete

Kontinuerliga vattenprover för metaller, pH, alkalinitet och syrgas samt provtagning av fisk borde utföras vid samma tidpunkt, från Persöfjärdens vattensystem under alla årstider. Detta för att kunna upptäcka eventuella trender. Det vore bra att undersöka färgtalet i Persöfjärdens vattensystem, eftersom aluminiums toxicitet minskar vid ökad humushalt i vattnet. Jämförelsevärden och gränsvärden borde finnas för alla metaller i vatten. Det skulle vara intressant att undersöka pH-värden för 1996, eftersom grundvattennivåerna detta år var mycket låga i Luleå. För att få mer information om förändringar kring hela Persöfjärdens vattensystem, vad gäller fisket och fiskdöd främst för 1996, borde enkäter delas ut till boende och att fler intervjuer genomförs. Vidare kan undersökningar göras angående möjliga antropogena orsaker till försurning och höga metallhalter främst vad gäller muddring och utdikning i Persöfjärden.

8 Slutsatser

Nedan följer slutsatser utifrån frågorna 1 till 6 som har undersökts i rapporten.

1. Har fisken upplagrat höga metallhalter i lever?

Ja, fiskarna i Persöfjärden hade upplagrat höga metallhalter i lever av kadmium som visade en mycket stor avvikelse (klass 5) och krom visade en stor avvikelse (klass 4). Jämfört med avvikelseklassningen från opåverkade abborrar i Östersjön enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, kust och hav.

(Det är bara 5 % av allt inventerade material av metallhalter i lever från abborrar från Östersjön som överstiger våra metallhalter som uppvisade klass 4 och 5).

2. Har fisken upplagrat höga metallhalter i muskelfibrer och är fisken tjänlig som människoföda?

Abborren har inte upplagrat höga metallhalter i muskelfibrer. Enligt vår undersökning är abborren från Persöfjärden med stor sannolikhet inte farlig att äta. För att uppnå WHO:s tillåtna veckointag för kvicksilver måste en person som väger 75 kg äta 1,7 kg abborre.

3. Uppvisade fisken någon biologisk påverkan exempelvis skador på gälar orsakad av vattenkvaliteten?

Gälarna visade tecken på tidigare men idag läkta skador. Orsaken till skadorna går inte att fastställa.

4. Vilken vattenkvalitet uppvisade Persöfjärdens vattensystem sommaren 2004?

- Metaller:

- Kadmium och zink visade på höga halter (klass 4), enligt bedömningsklassningen i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag.
- Arsenik, kadmium, krom, koppar, nickel och zink visade mycket stor avvikelse (klass 5) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag.

(Det är bara 5 % av allt inventerade material av metallhalter i sjöar och vattendrag som överstiger Persöfjärdens vattensystems metallhalter som uppvisade klass 4 och 5).

- Aluminium, kobolt, järn och mangan uppvisade extremt höga halter i jämförelse med Riksinventeringen från Norrbotten 2000.

- Syrehalt:

Persöfjärden uppvisade syrerikt tillstånd (klass 1) under hösten 2004, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag.

- pH:

Hela Persöfjärdens vattensystem visade på mycket surt tillstånd (klass 5), under alla tre mätmånaderna, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet från sjöar och vattendrag. Förutom i Öarna och Örnabben som ligger ute vid havet.

- Alkalinitet:

Hela Persöfjärdens vattensystem visade till största delen på obetydlig till ingen buffertkapacitet (klass 5), under alla tre mätmånaderna, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet från sjöar och vattendrag. Förutom i Skogså, Öarna och Örnabben.

- Jämförelse med tidigare pH:

Jämförelsen med Persöfjärdens tidigare pH-värden visade att 2004 var ett ovanligt år med låga pH-värden.

5. Har det funnits någon överdödlighet av fisk och vad är i sådant fall de mest troliga orsakerna till detta?

Ja, en överdödlighet av fisk har skett och intervjuerna stöder detta. Troligaste orsakerna till fiskdöden var låga pH-värden och höga metallhalter i vattnet.

6. Vilka möjliga orsaker kan finnas till den förändrade vattenkvaliteten?

Troligaste orsaken till den förändrade vattenkvaliteten i Persöfjärdens vattensystem är minskade nederbörds mängder som lett till låga grundvattennivåer de senaste åren som då orsakat torrläggning och oxidation av sulfidleror i området.

Källförteckning

- Ahlström, J., Degerman, E., Lindgren, G. & Lingdell, P-E. (1995). *Försurning av små vattendrag i Norrland* rapport 4343 Naturvårdsverket, ISBN 91-620-4343-9
- Bergelin, U. (1991). *Vattenkvalitetsundersökning i sjöar i Luleå Kommun 1990*. Rapport 1991:8. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Luleå Kommun.
- Bergelin, U. (1989). Fiskeristyrelsen, utredningskontoret i Luleå. *Resultat av 1988 års fiskeundersökning i yttre Hertsöfjärden i Luleå Skärgård*. Meddelande nr 4 – 1989.
- Bernes, C. (2004). Nationalencyklopedin. (Sökväg: vattenförsurning)
URL: <http://www.ne.se> (04-11-16)
- Birgersson, B. Sterner, O. & Zimerson, E. (1999). *Kemiska hälsorisker – Tokikologi i kemsikt perspektiv*. Andra upplagan. ISBN 91-47-04515-9.
- Borgström, S., Cronholm, B., Hedman, L. & Strand, Å. (2001). *Muddring av Östra Hamnen på Ljusterö i Österåkers kommun – en miljökonsekvensbeskrivning*, Stockholms universitet
Sökord: Muddring en MKB URL: www.google.se (04-11-23)
- Brandt, N. & Gröndahl, F. (2000). *Miljöeffekter – kompendium i miljöskydd, del 4* ISBN 91-630-9297-2.
- Erixon, P. (2005). *Vattenkvalitet i Luleå innerfjärdar 1990 – 2004*. Forskningsrapport i tryck januari 2005. Luleå tekniska universitet, Institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap, Avdelningen för tillämpad geologi.
- Greyerz, E. (1999). *Koncentrationer av persistenta klorerade kolväten och metaller i abborre från Rånefjärden, NB, hösten 1998*. Naturhistoriska riksmuseet, Gruppen för miljögiftsforskning. Analysrapport från RSL – Riksmuseets Specialanalytiska Laboratorium. Nr 1 1999
- Henriksson, J. (1994). *Persöfjärden – en värdefull fågelsjö i behov av restaurering?* (Examensarbete). Luleå tekniska universitet, Avdelningen för ekologi och miljövård ISSN 0349-6023
- Händel, Å. (1995). *Sulfidhaltiga jordar i Norrbotten och Västerbotten- förekomst och egenskaper* (Seminariearbete). Institutionen för markvetenskap SLU. ISSN 1102-1381
- Härdig, J. (2004a). *Rapport på analyser på fisk*. Forskare inom området miljö och sjukdomar på fisk, Statens Veterinärmedicinska Anstalt.
- Härdig, J. (2004b). Forskare inom området miljö och sjukdomar på fisk, Statens Veterinärmedicinska Anstalt. (E-post: 04-11-24). e- postadress: Jan.hardig@sva.se
- IMM (2004). Institutet för miljömedicin. *Hälsoriskbedömningar arsenik*.
URL: <http://www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/arsenik.html> (04-11-22)

IVL (2004a). Svenska Miljöinstitutet AB. *Metaller i biota – torr vikt för abborre*. (Sökväg: Abborre) URL: [http://www.ivl.se/db/plsql/dvsb_met\\$.startup](http://www.ivl.se/db/plsql/dvsb_met$.startup) (04-12-06)

IVL (2004b). Svenska Miljöinstitutet AB. *Metaller i biota - referensabborre*. Sökväg: Abborre - Remmarsjön och Stensjön. URL: [http://www.ivl.se/db/plsql/dvsb_met\\$.startup](http://www.ivl.se/db/plsql/dvsb_met$.startup) (04-12-13)

Karlsson, K. (2004). *Fiskdöd i Luleås fjärdar. Norrbottens Kuriren* (04-07-27) sökord: fiskdöd i Luleås fjärdar URL: www.kuriren.nu/ (04-11-30)

Karlström, Ö. & Perä, I. (1998). *Undersökning av metaller, PCB, PAH och klorfenoler i gädda och abborre från recipienter för SSAB Tunnplåt AB, Luleå*. Fiskeriverket Rapport 1998-03-11

KTH. (2000). Kungliga tekniska högskolan *Ekologi – kompendium i miljöskydd, del 1*. Industriellt miljöskydd, Stockholm. ISBN 91-7170-710-7

Lantmäteriet (2004). *Digitala kartbiblioteket*
URL: <http://www2.geoimager.com/digibib/> (04-11-16)

Laudon, H., Poléo, A., Vøllestad, L.A. & Westling, O. (2001). *Naturligt sura och försurade vatten i Norrland*. Rapport 5144, Naturvårdsverket. ISBN 91-620-5144-X

Livsmedelsverket (2004a). (Sökväg: kadmium)
URL: <http://www.slv.se> (04-11-22)

Livsmedelsverket, (2004b). (Sökväg: kvicksilver)
URL: <http://www.slv.se> (05-01-03)

Livsmedelsverket (2004c). (Sökväg: bly)
URL: <http://www.slv.se> (04-11-23)

Luleå Kommun (1986). *Bestämningar och analyser vid provtagning i punkt 19 Persöfjärden*. Recipientkontroll.

Länsstyrelsen i Norrbottens län (2004). *Natura 2000*.
URL: <http://193.44.115.18/livsmiljo/naturvard/n2000/index.htm> (04-11-22)

Länsstyrelsen i Norrbottens län (1980). *Persöfjärdens vattenkvalitet*. Planeringsavdelningens rapportserie.

Länsstyrelsen i Norrbottens län (1978). *Vattenkemi och plankton i sjöar vid Norrbottenskusten*. Naturvårdsenheten.

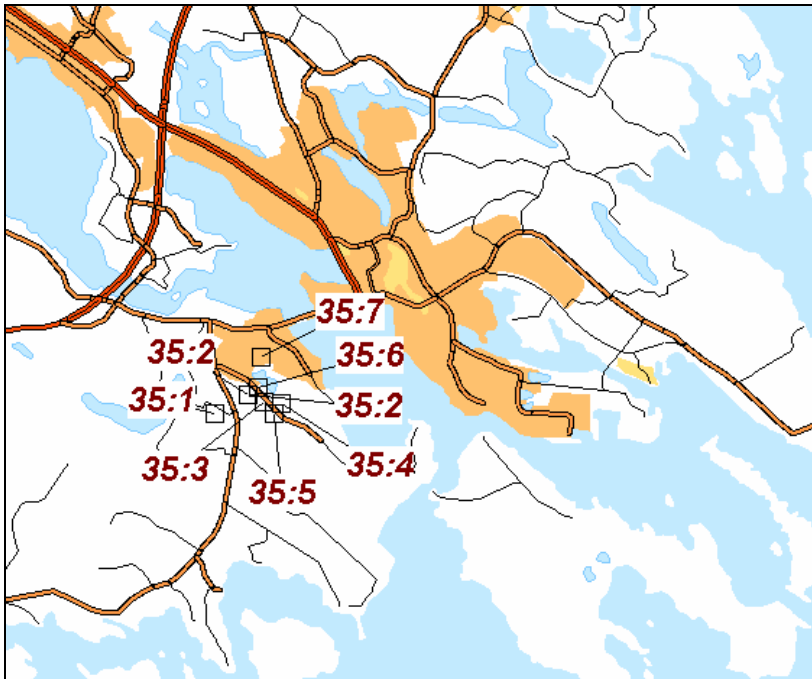
- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2004). *Riksinventeringen 2000*.
URL: <http://www.o.lst.se/projekt/miljoovervakning/index.html?sjoriks.html> (05-01-03)
- Nationalencyklopedin (2004a). (Sökväg: Förurning)
URL: <http://www.ne.se> (04-11-16)
- Nationalencyklopedin (2004b). (Sökväg: Grundvatten)
URL: <http://80-www.ne.se> (04-11-19)
- Naturvårdsverket (2003). *Persöfjärden*
URL: <http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/natur/ramsar/omraden/persof.htm> (04-11-08)
- Naturvårdsverket (1999a). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag*
Rapport 4913. ISBN 91-620-4913-5
- Naturvårdsverket (1999b). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav* rapport 4914
ISBN: 91-620-4917-8
- Olsson, O. G. (2004). *Utdikning*. I Nationalencyklopedin.
URL: <http://80-www.ne.se> (04-11-23)
- Pettersson, B. (2004). Meteorolog på F21. *Årsmedelvärde nederbörd på F21 i Luleå*.
- SGU (2004). Sveriges geologiska undersökning. *Tidigare grundvattennivåer*
URL: http://www.sgu.se/sgu/sv/naturresurs/grundvatten/arkiv_s.htm (04-11-04)
- SGU & Lantmäteriet (Serie Ak nr 23). Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) & LM-kartor/Lantmäteriet. *Jordartskarta 25L Boden SO*, skala 1:50 000.
- Sohlenius, G. & Öborn, I. (2002). *Fakta Jordbruk – sura sulfatjordar läcker metaller*. ISSN 1403-1744
URL: <http://www.slu.se/forskning/fakta/faktajordbruk/pdf02/Jo02-07.pdf> (04-10-25)
- Spansk, Ö. (2004). *Kartor över Persöfjärdens vattensystem*. Miljöinspektör på Miljökontoret, Luleå kommun.
- Strömberg, U. (2004). *Syrgasanalys*. Biolog på Länsstyrelsen i Norrbottens län. (E-post: 04-09-24).
- Södergren, A. (2004). Nationalencyklopedin. (Sökväg: arsenik och fisk)
URL: http://80-www.ne.se.proxy.lib.ltu.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=118421 (04-11-22)
- Tyler, G. (2004). Nationalencyklopedin. (Sökväg: markförurning)
URL: http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=178670 (04-11-16)
- Vnuk, M. (2004). *Sverigekarta*. IT- ansvarig på Luleå tekniska universitet, Avdelningen för tillämpad geologi.

Wilander, A. m.fl. (2003). *Riksinventering 2000: En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag*. Institutet för miljöanalys, SLU. Rapport 2003:1

Åhgren, J. & Norrgren, L. (1996). *Metaller och fisk – en litteraturstudie*. Institutionen för Patologi, Sveriges Lantbruksuniversitet

Åsman, M. (2004). *Grundvattendata för Bergnäset, Luleå*. SGU.

Mätstationer för grundvatten



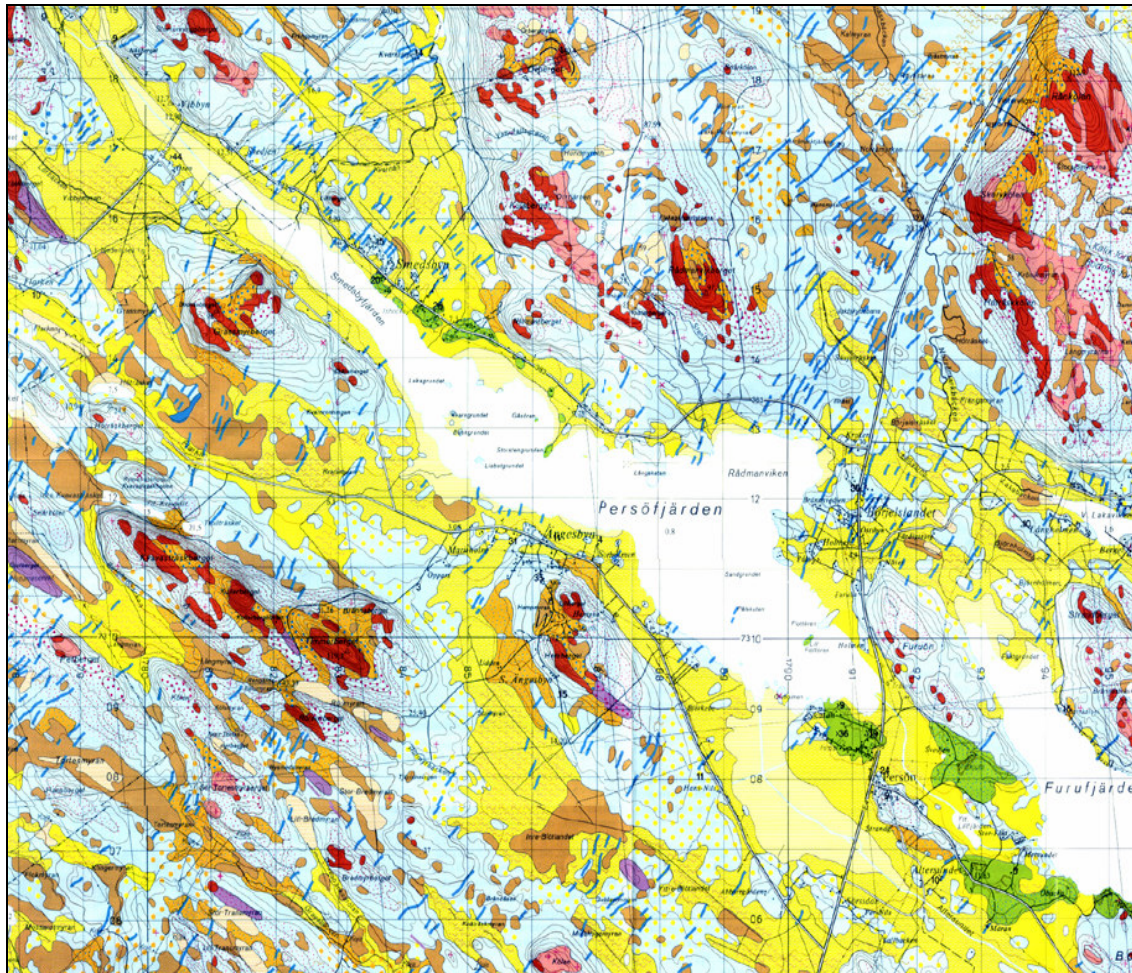
Figur 7: Detaljkarta över grundvattenmätstationer på Bergnåset Luleå Kommun (Åsman, 2004).

Persöfjärdens avrinningsområde



Figur 8: Karta över Persöfjärdens avrinningsområde (Spansk, 2004).

Persöfjärdens jordarter



Figur 9: Jordartskarta över området kring Persöfjärden (SGU & Lantmäteriet).

Färgförklaring

Gul – Havs- och sjösediment huvudsakligen mjäla- finmo samt lera

Grön – Isälvsediment (ej bedömd sammansättning eller sand, grus- sten)

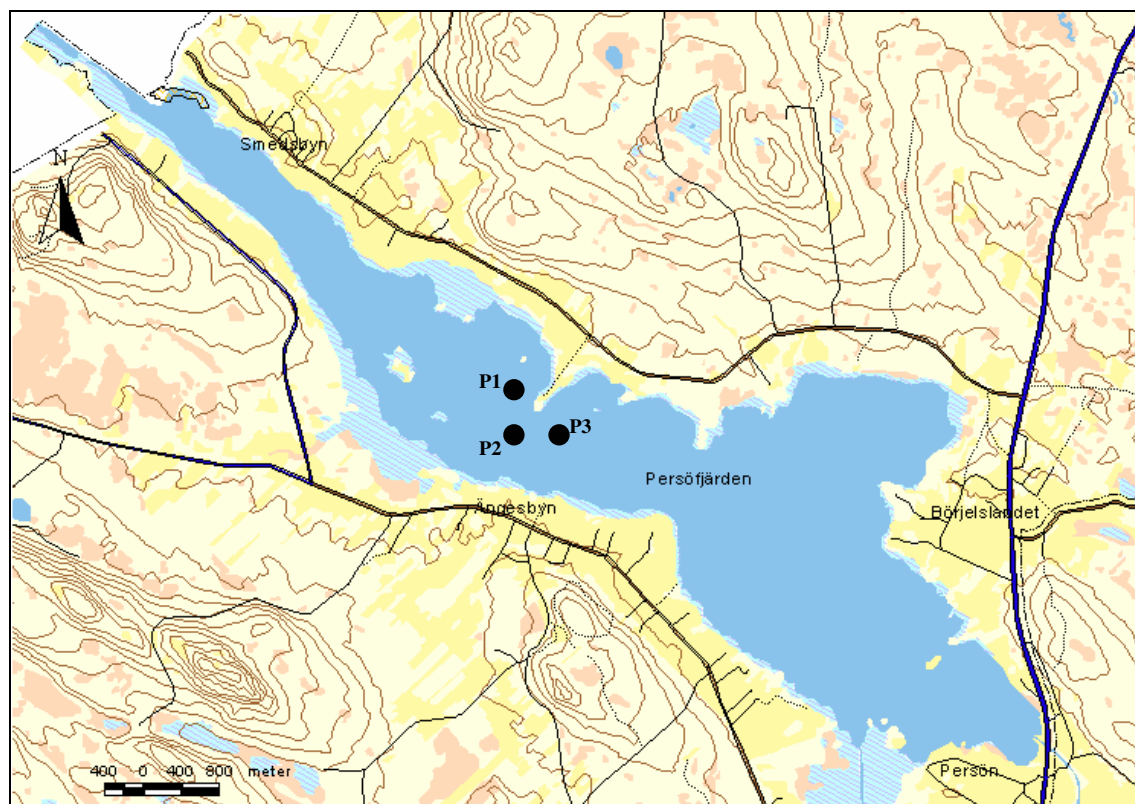
Blå – Morän

Röd – Kalt berg

Rosa – Tunt eller osammanhängande jordtäcke

Orange – Torvmark, älvsediment eller svallsediment

Provtagningspunkter för fiskfångst och syrgashalt



Figur 10: Detaljerad karta över provtagningspunkter för fiske och syrgashalt från Persöfjärden 2004-09-14. (Spansk, 2004).

Provtagningspunkter för fiskfångst och syrgasprov:

P1 - Nät

P2 - Mjärde 1 samt syrgasprov

P3 - Mjärde 2

Provtagningsmanual Persöfjärden – Syrgasprov

Syrgasprover till Länsstyrelsen i Norrbottens län, Luleå

Två syrgasprover tas för analys på länsstyrelsen.

1. Ta upp vatten med vattenhämtaren (Ruttnerhämtare) ca 0,5 m ovanför botten. Ta i området där fisken fångats och där djupet är tillräckligt (ca 2 m). Ta ej där det finns rikligt med växtlighet.
2. Låt vattnet rinna ner i syrgasflaskan en stund så att vattenvolymen i flaskan byts ut ca 3-4 gånger.
3. Spruta försiktigt i ca 1 ml manganlösning (både flaskan och spruta märkt Mn). Spruta sedan i ca 1 ml hydroxidlösning (märkt Lut). Skruva på det konade locket ordentligt, men inte för hårt (risk att locket spricker).
4. Skaka flaskan och ställ den i trälådan.
5. Upprepa ovanstående på annan plats i området.

Kontaktperson på länsstyrelsen: Uno Strömberg, tel: 0920-96043.

Provtagningsmanual Persöfjärden – Fiskar till Analytica

Fisk till Analytica, Luleå.

5 abborrar ska skickas till Analytica för analys av metaller i muskel. Fiskarna ska helst vara mellan 15 och 20 cm långa.

Förpackning av fiskarna:

1. Fisken ska förpackas en och en i plastpåsar av etenplast (vanliga fryspåsar). Lägg i fisken rak, rulla påsen omkring fisken och vik över änden utan övrig förslutning. Var försiktig med stjärtfenan så att den inte böjs/bryts (för längdbestämningen).
2. Lägg därefter samtliga fiskar i en större plastpåse, med **en tydlig etikett** inuti med uppgifter på art, antal, fångstlokal, fångstdatum och insamlare, alternativt insändare.
3. Proverna ska kylas ner så snart som möjligt. Placera dem därför genast i en kylväska/frigolitlåda med isklampor och så snart som möjligt efter landgång i frysutrymme (18-30 minusgrader).

Transport:

- Påsen med de 5 frysta abborrarna förpackas i flera lager tidningspapper (isolering) och läggs i en kartong.
- Kör till Analyticas huvudentré och lämna fiskarna för analys.

Övrig fisk som eventuellt fångas

Om det finns fisk över ska denna fisk tas om hand för eventuell analys i framtiden. Packa fiskarna enligt ovan och lägg dem i frys på miljökontoret.

Provtagningsmanual Persöfjärden – Fiskar till Statens Veterinärmedicinska Anstalt

Fisk till Statens veterinärmedicinska anstalt, Uppsala

3 abborrar och 3 mörtar (alternativt annan vitfisk, t ex ruda eller braxen) ska skickas till Statens Veterinärmedicinska Anstalt i Uppsala för obduktion, analys av metaller i lever samt gälstatus. Fiskarna ska helst vara mellan 15 och 20 cm långa. Om fisken inte är så stor kan det bli nödvändigt att skicka flera fiskar så att man får ihop tillräckligt med leverprov. Ring till Jan Härdig på Statens Veterinärmedicinska Anstalt och fråga hur ni ska göra om så är fallet.

Gälar

Börja med att klippa ur den 2:a gälbågen på båda sidor om fiskens huvud. Låt fisken ligga på sidan. Lyft upp gällocket så att gälbågarna visar sig. 1:a gälbågen är den som sitter närmast gällocket, men den är ofta skadad på ett eller annat sätt. Den 2:a gälbågen är därför lämpligare att studera. Grip tag i den 2:a gälbågens gälben (den hårda benaktiga bågen) med pincetten och klipp försiktigt loss den med en liten sax, t ex nagelsax. Undvik att röra den röda blodfyllda delen av gälbågen! Lägg den omgående i ett uppmärkt formalinrör. Vänd på fisken och upprepa förfarandet med den andra gälen. I varje rör ska det alltså finnas två gälbågar. Märk röret på följande sätt: Persöfjärden, datum, fiskart och nummer (1, 2, 3). Upprepa ovanstående för varje fisk.

Förpackning av fiskarna:

1. Det är viktigt att fisken är lätt att hantera (väga, mäta och könsbestämma) en och en. Den måste därför vara individuellt förpackad och rak. Fisken ska förpackas numrerade (pappersetikett med nr 1, 2 eller 3 i enlighet med gälnumreringen) en och en i plastpåsar av etenplast (vanliga fryspåsar). Lägg i fisken rak, rulla påsen omkring fisken och vik över änden utan övrig förslutning. Var försiktig med stjärtfenan så att den inte böjs/bryts (för längdbestämmningen).
2. Lägg därefter samtliga fiskar i en större plastpåse, med en etikett inuti med uppgifter på fångstlokal, fångstdatum och insamlare, alternativt insändare.
3. Proverna ska sedan kylas ner så snart som möjligt. Placera dem därför genast i en kylväska/frigolitlåda med isklampar. OBS! Fiskarna ska ej frysas!

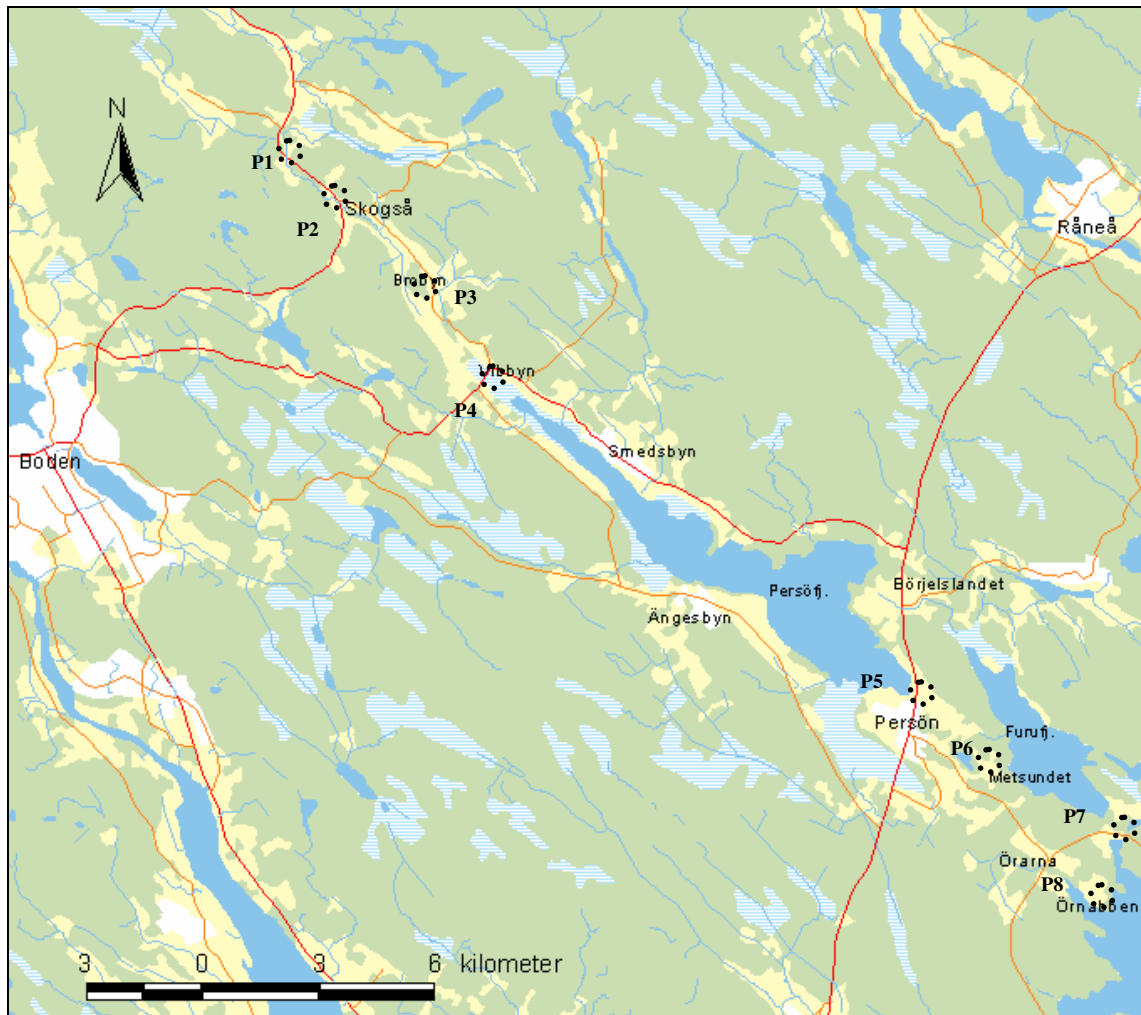
Transport:

- Påsen med de 6 fiskarna förpackas i flera lager tidningspapper (isolering) och läggs i en frigolitlåda med några kylklampar. Lägg även i formalinrören med gälarna i samma paket.
- Skicka paketet i början samma dag (senast kl 19.00 på Storgatan Postcentral) som ni tagit upp fiskarna. Sänd dem som expressgods (07.00).
- Ange nedanstående adress på adresslappen. Ring helst kontaktpersonen och förvarna om att prov är på gång.

Adress: Statens Veterinärmedicinska Anstalt
Fiskavdelningen, Jan Härdig
Travvägen 20
75189 Uppsala

Kontaktperson på Statens Veterinärmedicinska Anstalt: Jan Härdig, tel: 018-674318 eller 0703-112114.

Provtagningspunkter för vattenkemi



Figur 11: Karta över provtagningspunkter för vattenkemin runt Persöfjärdens vattensystem (Spansk, 2004)

Provtagningspunkter för vattenprovtagning:

- P1 - Norr om Skogså
- P2 - Skogså
- P3 - Brobyn
- P4 - Vibbyn
- P5 - Persöfjärdens utlopp
- P6 - Metsundet
- P7 - Öarna
- P8 - Örnabben

Intervjufrågor till boende/fiskare runt Persöfjärden

Kort presentation av sig själv och varför man ringer.

1. Brukar du fiska i Persöfjärden? Om nej, känner ni någon annan som brukar fiska som vi kan kontakta (Namn och telefon)?
2. Har du märkt några förändringar i/vid Persöfjärden jämfört med tidigare år? Om ja, vilka förändringar?
 - a. Har du märkt några förändringar i fisket?
 - b. Har ni märkt något ovanligt med vattnet, klarare vatten?
 - c. Har det skett några förändringar i fågelbestånden runt Persöfjärden?
 - d. När började du upptäcka förändringar?
3. Hur ofta brukar du fiska? Året om eller säsongvis exempel bara under sommaren och hösten? När du väl fiskar hur ofta? Om du fiskar på vintern brukar du få fisk? Har du märkt några skillnader i fiskbeståndet under våren vid islossningen?
4. Var i Persöfjärden brukar du fiska?
5. Vad för slags fisk brukar du oftast få? Mest abborre och braxen? Vilka mängder brukar du få? Varierar mängderna under olika säsonger? Har du märkt några förändringar av fiskarter under det senaste 2 åren eller senaste året?
6. Vilken storlek brukar fisken ha? Små, stora eller både och?
7. Har du fått mört senaste tiden? Kommer du ihåg sist du fick mört?
8. Syreförhållandena verkar inte vara några problem under hösten i alla fall, har siken kommit?
9. Har du något du vill tillägga? Kan vi kontakta dig igen om vi skulle vilja komplettera någon fråga eller om vi kommer på någon ytterligare fråga?

Tack för att du tog dig tid att svara på frågorna!

Intervjufrågor och svar från forskare på Statens Veterinärmedicinska Anstalt

Hejsan Jan.

Här kommer några frågor som vi har angående metallanalyserna på abborre och braxen (lever och gälar) från Persöfjärden den 14 september 2004.

Det skulle vara till stor hjälp om du kan svara på våra frågor eftersom vi håller på med ett examensarbete om metaller och fisk i Persöfjärden.

Har du resultatet från analysen elektroniskt får du gärna skicka med den med svaren på frågorna i mail.

Svar: Har bara pappersvariant kvar.

1. Gälarna uppvisade tecken på tidigare, men i dag läkta skador. Vet du vilka skador som har varit? Vad kan ha orsakat cellförändringarna i gälarna? Är det stor skillnad mellan abborre och braxen då abborren visade mer skador på gälarna, är denna art mer känslig?

Svar: Skadorna undersöktes inte histologiskt men var av typen ärrbildningar på sekundärlamellerna. Vad som kan ha orsakat dessa skador går inte att säga då allt från mekanisk åverkan till bakterieinfektioner kan ge skador. En histologisk undersökning kan kanske gett ett underlag för någon slutsats men inte säkert. Skillnaden mellan abborre och mört vet man lite om. vi vet ju inte heller när gälskadorna uppkom och om mörtarna och abborrarna då var på samma plats.

2. Har skadorna något samband med försurning, att aluminiumhydroxid tidigare har angripit gälarna? Visade skadorna något samband med järn, aluminium eller mangan?

Svar: Går inte att svara på. Som fråga 1 vi vet ju inte när skadorna uppkom eller hur de ser ut på cellnivå och jag vet inte om järn etc ger skador som är så specifika att man kan utifrån hur en skada ser ut kan säga att järn, aluminium eller mangan orsakat skadan.

3. Vad menas med tidigare analyser på braxen? I resultatet finns det med andra braxvärden, är dessa endast för bedömning dvs referensfiskar för vad som är normalt? Var någonstans är dessa braxar ifrån?

Svar: Dessa värden är från vår databas där vi samlat de resultat som vi mätt upp i olika prover som kommit in för analys. Var fiskarna kommer från vet jag inte.

4. Varför är analysproverna mätta i färskvikt? Är detta för att kunna kolla toxiska nivåer av metaller i vävnader? Vet du hur man räknar om våtvikt till torrsvikt?

Svar: Ingen intorkning av materialet gjordes (ett steg mindre) och det finns en hel del data i litteraturen för färskvikthalter. Men det är vanligt att man anger i form av torrsvikt. Då skall

man torka en del av materialet enligt någon standard och uppsluta och mäta på en annan del (krävs mycket material). Har för mig att man kan räkna på mellan 60 och 70% vatten i fisklever, varierar med fetthalten som i sin tur varierar under året hos fisk.

5. Vet du var vi kan hitta referensfiskar (av braxen och abborre) på hur mycket metaller som fisk kan innehålla i lever för att de inte ska ta skada. Även referensfiskar för hur mycket metaller de får innehålla i muskelfibrer för att de inte ska bli en hälsofara att förtära?

Svar: Leverhalter av olika metaller varierar kraftigt och det är svårt att ge svar på denna fråga. Naturhistoriska riksmuseet har en hel del data rörande toxicitet. Kolla deras hemsida. För hälsofara för människa kan ni kolla på Livsmedelsverkets hemsida där det finns rekommendationer för fisk för konsumtion.

Har ni några frågor så är ni välkomna med dem antingen telefon eller mail

Hälsningar
Jan

Intervjusvar från fiskare/boende runt Persöfjärden samt lärare vid LTU

Fiskare 1

Bor vid Furufjärden och såg en död braxen på botten i furufjärden under våren (2004) i samband med islossningen. Han uppgav även att det var ”fjällsjöklart vatten” under våren. Han brukar pimpla på vintern. Fiskbeståndet har inte förändras och han brukar få samma arter i olika storlekar. Fiskar som bland annat abborre, id, gädda, braxen och mört har fångats i nät. Förra hösten sågs små abborrar i stim. Fiskaren har hört rykten om död mört i bäcken som går mot Persöfjärden från norr. Han uppgav även att havsörnar åt på död braxen för två år sedan år 2002.

Fiskare 2

Brukar fiska i hela Persöfjärden och fiskade sist fiskade i fjol 2003. Han sa att han hade sett död fisk vid bron intill utloppet från Persöfjärden, det vill säga kanalen som går nära sågen i Örarna. De döda fiskarna hade enligt den intervjuade setts vid stranden och omfattade bland annat mört, braxen, lake och id. Under våren i juni månad (2004) såg han att hela fjärden var grön och som sedan blev väldigt klar, vid detta tillfälle ringde han kommunen. Han brukar fiska under vår och sommar. I fjol (2003) under januari, februari är det lakfiske men detta år blev det ingen fångst av denna art, möjligen på grund av att laken är en känslig fisk. Laken kommer in i Persöfjärden under våren för att leka, eftersom sjön har sandbotten. År 2003 då han fiskade fanns det gott om mört. Fiskaren tillägger även att mäsarna har försvunnit.

Fiskare 3

Han fiskar oftast mitt i Persöfjärden, nedanför Smedsbyfjärden. Han fiskar från slutet av maj till oktober. Har upptäckt klarare vatten på försommaren som varat hela sommaren. Har inte märkt några förändringar i fisket från tidigare år. Får fisk som bland annat abborre, braxen och gädda i nät och mjärddar. Enligt fiskaren är iden den art som är mest sällsynt. Anledningen till varför fiskaren inte har fått mört är på grund av att den inte går in i mjärden och i näten är maskorna för stora. Däremot har sonen fått mört på mete under sommaren. Han har hört talas om att folk sett död fisk under försommaren men har inte sett någon själv. De fiskar han får är i olika storlekar. Han uppger att det är sannolikt att vissa fiskarter, till exempel stora gäddor, söker sig till andra vatten än Persöfjärden under vintern. För två år sedan påträffades mycket död braxen och havsörnar som åt på fisken.

Fiskare 4

Persöfjärden hade fint fiskevatten förr och var en av Luleås fiskrikaste sjöar. I dag har fisken försvunnit i stor utsträckning. I sjön finns det alla fiskarter och under våren kommer det mycket mört. Den intervjuade har fiskat i Persöfjärden hela sitt liv och fiskade senast i somras. Han har inte sett någon död fisk i Persöfjärden under 2004 eller 2003. Fiskaren upplever att vattenkvaliteten har försämrats och upptäckte det för några år sedan. Storleken varierar, han får mest små fiskar men någon stor abborre förekommer. Han tycker det är bättre fiske mot Ängesbyn och Smedsbyn.

Boende 1

Det var 30 år sen den intervjuade fiskade. Hon uppgav att det var gott om fisk förr och att fiskdöd inträffade i Persöfjärden för 25 år sedan. Teorin är att sjön bottenfrös och att det blev

syrebrist, det vill säga kvava. Mängder med död fisk flöt upp till ytan efter islossningen. Hon berättar även att det hölls en pimpeltävling för några år sedan men att ingen fick napp. Hon hade sett döda fiskar i somras abborre, gädda, mört i Furufjärden

Lärare 1 på LTU

Har märkt att det har blivit mycket klarare vatten nu jämfört med tidigare år redan under maj månad 2004. Han har även sett död vitfisk på botten vid Metsundets utlopp i Furufjärden under juni månad samma år.

Lärare 2 på LTU

Uppger att han har sett död fisk i juni i somras 2004 i Furufjärdens inlopp. Där sågs död abborre, id och möjligen mört. De döda fiskarna i Furufjärden hade samlats i en vik och det är mycket troligt att den döda fisken kan ha flutit från Persöfjärden och ansamlats i en krök vid inloppet av Furufjärden.

Rekommenderade gränsvärden

Arsenik

Det enligt WHO högsta tolerabla veckointaget (PTWI) av oorganisk arsenik är satt till 15 µg per kg kroppsvikt, vilket innebär ca 150 µg/dag för en vuxen person (IMM, 2004).

Kadmium

Kadmium stannar kvar i kroppen under lång tid och ansamlas i njurarna. Njurfunktionen kan skadas vid långvarig förhöjd exponering. Gränsvärdena ligger för de flesta livsmedel mellan 0,05-0,2 mg/kg, medan skaldjur, lever och njure har gränsvärden mellan 0,5-1,0 mg/kg. Enligt WHO och FAO är högsta tolerabla veckointag (PTWI) av kadmium till 7 µg/kg kroppsvikt, vilket innebär ca 60-70 µg dagligen för en vuxen person (Livsmedelsverket, 2004a).

Kvicksilver

Exponering för metylkvicksilver kan påverka centrala nervsystemet. FAO/WHO har angivit ett provisoriskt tolerabelt veckointag (PTWI) av metylkvicksilver på 1,6 µg/kg kroppsvikt. För fiskprodukter generellt är gränsvärdet 0,5 mg/kg, medan vissa fiskarter exempelvis gädda och ål har ett gränsvärde på 1,0 mg/kg (Livsmedelsverket, 2004b).

Bly

Bly kan skada nervsystemet. Hämmad blodbildning är en annan effekt som kan uppkomma vid exponering. EU-gemensamma gränsvärden för bly, det vill säga högsta tillåtna blyhalter i livsmedel, började gälla i april 2002. Gränsvärdena varierar för olika livsmedelsgrupper men ligger i regel mellan 0,02-0,2 mg/kg våtvikt. För inälvsmat och skaldjur är högsta tillåtna blyhalt 0,5 respektive 1,0 mg/kg. FAO/WHO har angivit ett högsta tolerabelt veckointag (PTWI) till 25 µg/kg kroppsvikt, vilket motsvarar ca 50 µg/dag för ett litet barn och 200-250 µg/dag för en vuxen person (Livsmedelsverket, 2004c).

För metallerna kobolt, mangan, nickel, koppar och zink finns inte några gränsvärden i fisk eller övriga livsmedel att jämföra muskelfibervärdena med.