

Effekter vid återintroduktion av mört i en försurad sjö



En rapport från kalkningsverksamheten i Jönköpings län



Effekter vid återsintroduktion av mört i en försurad sjö

Länsstyrelsen i Jönköpings län 2003-02-18

Tobias Haag

Angående frågor och synpunkter på rapporten, kontakta:

Tobias Haag
Länsstyrelsen i Jönköpings län
551 86 Jönköping
Telefon direkt: 036 - 39 50 51
e-post: tobias.haag@f.lst.se
Webadress: www.f.lst.se

Kartmaterial: Medgivande lantmäteriet 1998. Ur GSD-Röda Kartans länspaket, diarienummer 507-97-1448

Meddelande 03:10
ISSN 1101-9425
ISRN LSTY-F-M—03/10--SE

Referens: Tobias Haag. Samhällsbyggnadsavdelningen - Miljöövervakning. Februari 2003.
Upplaga 1 - 70 ex
Tryckt på Länsstyrelsen, Jönköping 2003



LÄNSSTYRELSEN
JÖNKÖPINGS LÄN

Innehåll

Innehåll.....	1
Sammanfattning	2
Inledning.....	3
Bakgrund	3
Metodik	6
De utvalda sjöarna.....	6
Utsättning	8
Uppföljning	8
Vattenkemi	8
Sedimentkemi.....	9
Nätprovfiske.....	9
Resultat.....	10
Fiskfauna	10
Vattenkemi	12
pH och alkalinitet	12
Färg och grumlighet	13
Näringsämnen.....	13
Ledningsförmåga och övriga joner	15
Aluminium	15
Metaller i sediment.....	16
Diskussion	17
Referenser.....	18

BILAGA 1 Tabeller med sammanställning av nätprovfiskedata.

BILAGA 2 Tabeller med sammanställning av vattenkemiresultat från utloppen.

BILAGA 3 Diagram per parameter för utlopp och sjömitt samt jämförelse mellan perioden 1994-96 och 1997-99.

BILAGA 4 Resultat av T-test mellan sjöarna och perioderna 1994-96 och 1997-99.

Sammanfattning

Hagasjön och Stensjön är två närbelägna sjöar i Emåns vattensystem, Vetlanda kommun. Båda sjöarna är näringsfattiga och måttligt humösa. I båda sjöarna slogs mört ut av försurning och i båda sjöarna sker kalkning regelbundet sedan 1987. Som biologisk återställning i kalkade vatten återintroducerades mört i Hagasjön 1994 och som ett specialprojekt inom kalkningsverksamheten följdes vattenkemin i sjöarnas utlopp och mitt med en bred parameterlista regelbundet mellan 1994 och 1999. Provfiske har skett i sjöarna före och efter det att mört återintroducerades och sedimentkemin undersöktes 1999. I Stensjön återintroducerades ingen mört utan sjön har fungerat som referens i projektet. Syftet med projektet har varit att studera effekter av återintroduktion av mört på resten av fiskfaunan samt vatten- och sedimentkemi.

Återintroduktionen av mört i Hagasjön var lyckad. Fem år efter återintroduktionen bestod fångsten vid nätprovfisket av ca 25% mört. Det fångades rikligt med mindre mört av minst två årsklasser som hade reproducerat sig i sjön. Den totala biomassan fisk i sjön hade minskat i jämförelse med undersökningarna innan återintroduktionen. Det samma var fallet i Stensjön där mört inte återintroducerades. Det behöver genomföras fler nätprovfisken för att kunna konstatera om det sker någon förändring i fiskfaunan efter återintroduktionen.

Förändringarna i vattenkemi var i stora drag lika i de båda sjöarna. Den enda statistiskt säkerställda förändringen var ökningen i färgtal i Stensjön mellan perioderna 1994-96 och 1997-99. Då sjöarnas vattenkemi i stort sett följt varann beror förändringarna sannolikt på storskaliga skillnader som klimat och minskat nedfall av föroreningar och inte på återintroduktionen av mört. Det finns en tendens till att totalfosforhalterna ökat mer i Hagasjön (med mört) än i Stensjön (utan mört) vilket skulle kunna vara en effekt av att mört återintroducerats men kan också bero på ökningen i färgtal och TOC.

Inledning

Hagasjön och Stensjön i Vetlanda kommun har drabbats hårt av försurningen. Båda sjöarna hyste mörtbestånd vilka slogs ut (i början på 80-talet i Stensjön, osäkert när i Hagasjön) när sjöarna försurades. 1987 började båda sjöarna kalkas varannat år (Vetlanda kommun 1999) och 1994 planterades mört ut i Hagasjön. I Stensjön återinplanterades ingen mört utan Stensjön har använts som referens för att jämföra de olika sjöarnas status med och utan mört.

I Jönköpings län har under 1994-95 (Dahlberg & Bergquist 2000) mört återintroducerats i ca 20 sjöar där mörten slagits ut av försurningen. Detta har skett inom programmet för biologisk återställning i kalkade vatten. Mört är en nyckelart i en sjös ekosystem. Målsättningen vid en återintroduktion av mört är inte bara att fiskfaunans täthet och biomassa, dvs diversitet, skall bli återställd utan också att resten av ekosystemet och sjöns näringsstatus skall bli mer lik de förhållanden som rådde innan sjön försurades. Någon närmare dokumentation av en sjös näringsstatus efter en återintroduktion har tidigare inte genomförts.

Effekter vid återintroduktion av mört i en försurad sjö har varit ett s.k. särskilt projekt inom kalkningsverksamheten i Jönköpings län. Projektet startade i april 1994 och har pågått t.o.m. 1999. Utförare i projektet har i huvudsak varit Vetlanda kommun som också är huvudman för kalkningen av sjöarna.

Projektets syfte var att undersöka vilka effekter en återintroduktion av mört i Hagasjön skulle ge på vattenkvalitet, fiskbestånd och sediment. I Stensjön skulle mört inte återintroduceras utan Stensjön användes som referens.

Bakgrund

I försurade sjöar sker en omfattande utslagning av organismer på alla nivåer, vilket bl.a. resulterar i störningar i sjöns omsättning av näringsämnen och planktonsamhällets näringstillgång (Almer et al. 1987, Hörnström & Ekström 1983, Hörnström et al. 1984). Växt- och djurplanktonsamhället förändras dels på grund av en direkt toxisk påverkan av lågt pH och höga metallhalter, även av en lägre näringstillgång och förändringar i predationstryck. Utslagning av försurningskänslig fisk, som mört, leder både till ett minskat predationstryck och till en minskad näringstillgång p.g.a. minskad recirkulering av näringsämnen. Speciellt stor är påverkan i näringsfattiga klarvattensjöar med lång uppehållstid i områden belägna högt upp i vattensystemet. Näringstillgången i dessa sjöar påverkas förutom genom utslagningen av fisk också av en ökad fastläggning av fosfor i avrinningsområdet vilket leder till en lägre fosforhalt i sjön. Planktonsamhället blir därigenom i ännu högre grad beroende av den interna omsättningen av näringsämnen i sjön. Den låga näringstillgången resulterar i en mycket låg fytoplanktonproduktion och ett ökat siktdjup.

Fisk utgör genom sin position högt upp i näringskedjan en nyckelorganism i akvatiska ekosystem. Fisk påverkar direkt och indirekt omsättningen av energi och näringsämnen, som kväve och fosfor, från lägre till högre nivåer. Fisken påverkar recirkuleringen av fosfor på flera sätt genom sin födokonsumtion, dels direkt vid födosök och upptag via födan och dels indirekt genom en selektiv predation på plankton och bottendjur (fig. 1).

Genom att olika fiskarter har olika födohabitat och födosöksbeteende påverkar dessa fosforomsättningen i olika hög grad. Det finns en allmän skillnad mellan karpfiskar (t. ex.

mört) och abborrfiskar beträffande deras recirkulering av fosfor. Abborre och mört lever både av djurplankton och av bottendjur. Abborren övergår normalt från djurplanktondiet till att leva enbart på bottendjur och fisk när den nått en viss storlek. Mört lever däremot hela livet på djurplankton och bottendjur. Vilken föda som dominerar beror på födotillgång och födokonkurrens. Mört kan också nyttja alger och detritus som föda när tillgången på djurplankton är begränsad. Mört är i allmänhet effektivare på att utnyttja djurplankton som föda än abborre och i näringsrika sjöar är det mörtfisk som gynnas.

Den planktonätande fiskens stora strukturella betydelse för planktonsamhället är välkänt. I näringsfattiga sjöar med låg fiskförekomst (ofta dominerar abborre) och därmed ett lågt predationstryck på djurplankton domineras av stora herbivora hinnkräftor, t. ex. *Daphnia sp.*, medan förekomsten av små hinnkräftor och hjuldjur är låg. I näringsrika sjöar där inslaget av planktonätande fisk är betydligt större ökar predationstrycket och här erhålls istället en dominans av hjuldjur och små hinnkräftor t. ex. *Bosmina sp.* En minskad förekomst av stora herbivora hinnkräftor leder till minskat betningstryck på växtplankton, speciellt på kolonibildande alger, och en ökad andel små djurplankton och växtplankton i vattenmassan, samtidigt som växtplanktonproduktionen ökar (fig. 1). Växtplanktonproduktionen kan öka upp till tio gånger i dessa fall (Kitchell & Carpenter 1988).

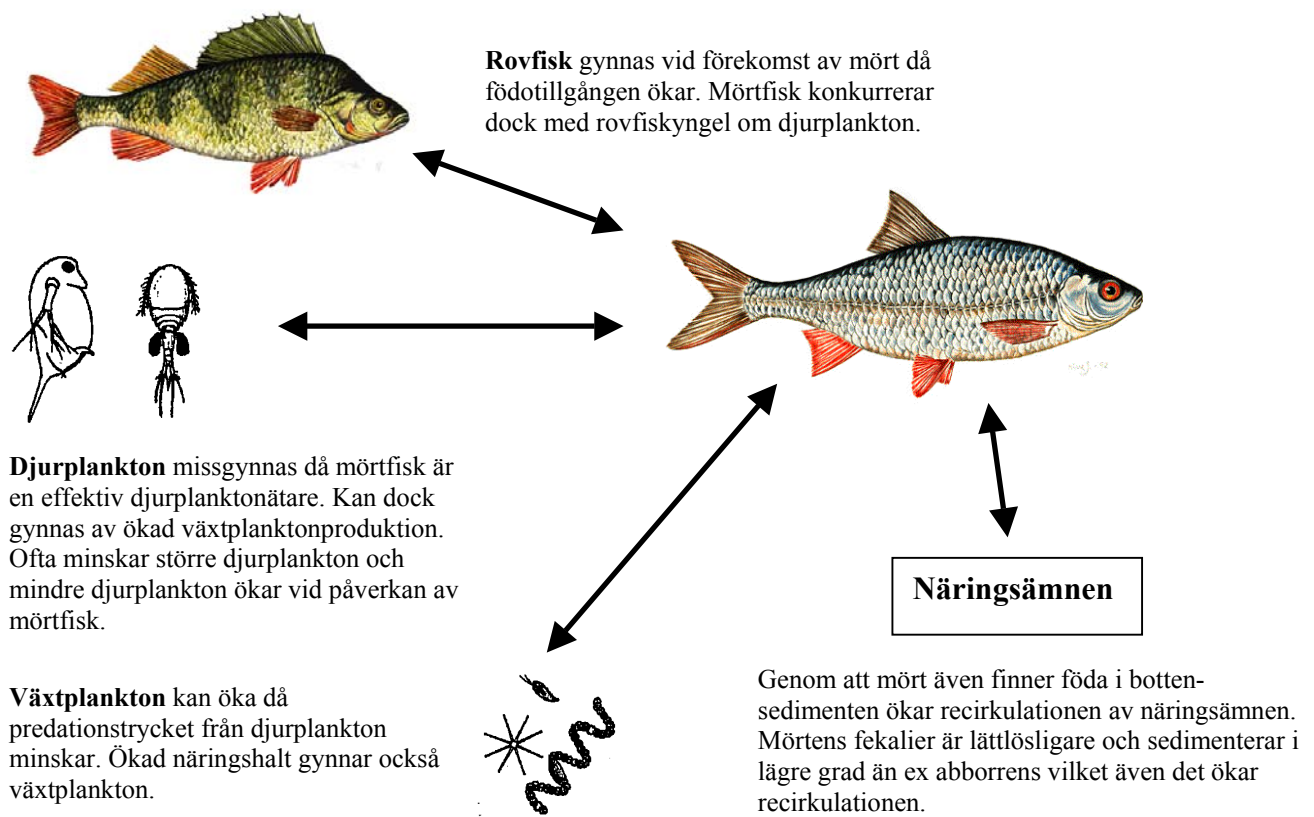
Det storleksselektiva predationstrycket på djurplankton kan också medföra en rad kedjeeffekter genom ökad växtplanktonproduktion och fotosyntes. En ökad fotosyntes hos växtplankton medför ofta en pH-höjning som kan öka utläckaget av fosfor från sedimentet. Speciellt i lågalkalina sjöar som har sediment med järn-aluminium-bunden fosfor kan fosforutläckaget öka vid en förhöjning av pH-värdet.

Mörtfisk har visat sig ha en stor betydelse för recirkuleringen av näringsämnen vid födosök i bottensedimentet. På grund av fiskens betning på bottendjur och omrörning i sedimentet ökar vanligen både vattnets grumlighet och fosforhalt.

Olika födosökssätt hos olika fiskarter ger olika stor påverkan på näringsomsättningen i en sjö. Mört har ofta en större andel sediment i mag-tarm kanalen än vad som förekommer hos både braxen och abborre. Sedimentinnehållet i mag-tarm kanalen hos mört är positivt korrelerat till mängden fosfor som avges till omgivande vatten. (Brabrand et al. 1984). Mört kan fungera som en vektor vid transporten av fosfor från den littorala zonen till den pelagiska under sina dygnsvisa förflyttning från stranden ut till sjöns centrala delar. Fisk som enbart är planktonätande omsätter fosfor inom det pelagiska systemet men påverkar ej nämnvärt vattnets totala fosforhalt. Fisk som också lever av bottendjur kan däremot både omsätta fosfor i det pelagiska systemet och recirkulera näringen från bottensedimentet till det pelagiska systemet.

I näringsrika sjöar där fisken tagits bort genom rotenonbehandling har man vanligtvis noterat en förbättrad vattenkvalitet (klarare vatten och lägre fosforhalter). När fisken tagits bort sjunker fosforhalten genom en ökad fosforretention, växtplanktonbiomassan minskar, siktdjupet ökar och andelen stora djurplankton ökar. Djurplanktonsamhället förändras från att domineras av små hinnkräftor och hjuldjur till att domineras av calanoida hoppkräftor vilket medför en långsammare omsättning av fosfor i epilimnion och en ökad sedimentation av ”pelletiserad” fosfor. Frånvaron av bottenbetande fisk minskar ytterligare vattnets fosforhalt. Vid rotenonbehandling av en sjö på västkusten, Lilla Stockelidsvattnet, erhöles efter fiskeliminering en 90 % minskning av växtplanktonproduktionen, en pH-sänkning, ett ökat siktdjup och en mer än 50 % minskning av vattnets fosforhalt (Stensson et al. 1978). När mört återintroducerades i sjön efter några år återställdes tidigare förhållanden med bl.a. en höjning av primärproduktionen och vattnets fosforhalt (Stensson 1988).

Mörten är en av de vanligaste fiskarterna i Sverige och är också en av de känsligaste arterna mot försurning. Redan när vattnets pH sjunker under 6 börjar mörten få störningar i reproduktionen och vid en ytterligare pH-sänkning slutar reproduktionen helt att fungera. Äldre individer kan dock finnas kvar i vattnet under många år och ofta krävs det att pH-värdet har varit under 6 i 10-15 år innan mörten helt försvinner. Resultatet av de återintroduktioner av mört som gjorts i Jönköpings län har varierat. I 19 sjöar i Lagans och Nissans vattensystem planterades mört ut under 1994-95. Tre år senare hade mörten börjat reproducera sig i fyra av sjöarna, i sju av sjöarna fångades endast exemplar av den utsatta mörten och i åtta sjöar fångades ingen mört alls (Dahlberg & Bergquist 2000). Orsaken till det varierande resultatet kan vara att sjöarna är svårkalkade, att vattenkvaliteten fortfarande inte är tillfredställande året om, att konkurrensen och predationen från det nuvarande fiskbeståndet, d.v.s. abborre och gädda, varit mycket hög eller att utsättningsmaterialet inte varit perfekt.

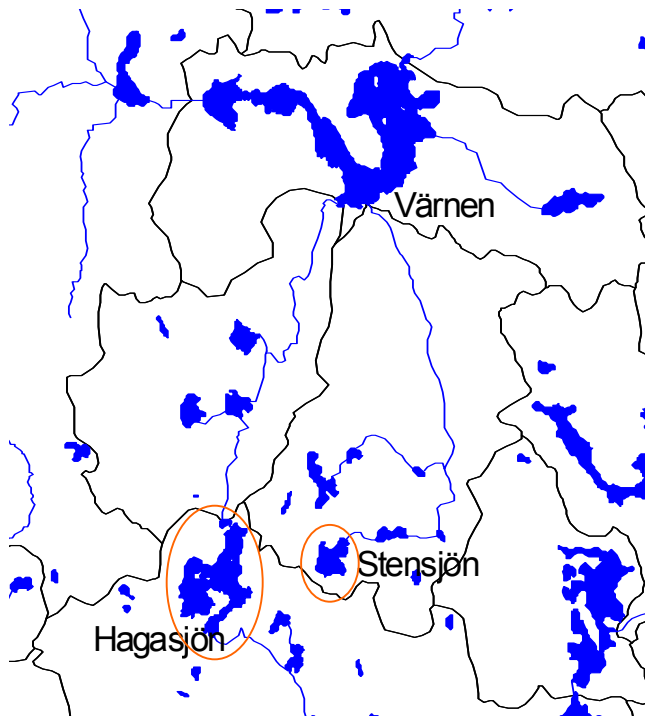


Figur 1. Förenklad skiss över mörtfiskens påverkan på resten av ekosystemet.

Metodik

De utvalda sjöarna

Hagasjön och Stensjön är belägna i Vetlanda kommun i Emåns vattensystem. Båda sjöarna tillhör Värnens tillrinningsområde och ligger högt upp i vattensystemet med relativt långa omsättningstider (fig. 2 och tab. 1).



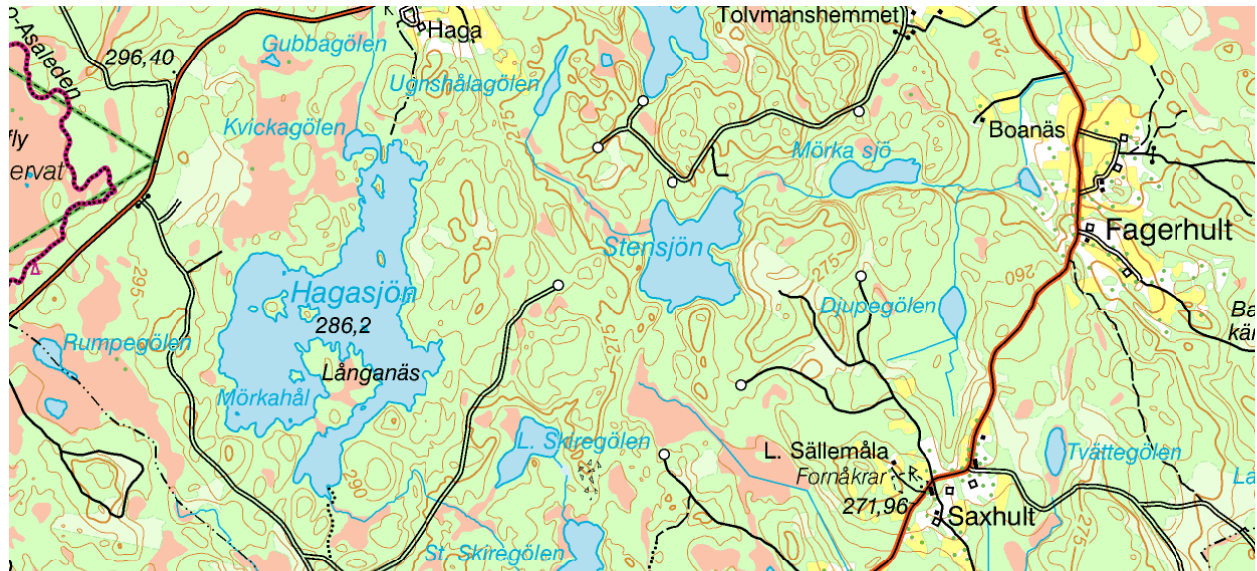
Figur 2 Översiktsskarta över sjöarnas läge.

Hagasjön är den större av de två sjöarna (tab.1). Hagasjön är en måttligt humös och oligotrof sjö. Den är högt belägen, svårtillgänglig, flikig och rik på hällar och stenblock. Hagasjön har två utlopp, ett i norra och ett i södra delen. Större delen av avrinningen från sjön rinner ut i det norra utloppet medan det södra är mer eller mindre igenväxt. Tillrinningsområdet består av barrskog (ca 95%), med ett ganska stort inslag av hyggen i de strandnära områdena, och myrmark (ca 5%). Sjön har låga halter av fosfor och kväve samt låg konduktivitet. Vattnet är svagt humöst och siktdjupet är måttligt stort (Björling 1999).

Stensjön är en måttligt humös och oligotrof sjö. Omgivningarna utgörs av blockig barrskogsbevuxen terräng och hyggen. Tillrinningsområdet består av barrskog (ca 95%) och myrmark (ca 5%). Bottnarna är steniga med inslag av hällar. Vattenvegetationen är mycket sparsam. Sjön har måttligt höga fosforhalter och kvävehalten är låg. Färgtalet är måttligt, grumligheten svag och siktdjupet litet till måttligt stort. Konduktiviteten är låg till mycket låg (Björling 1999).

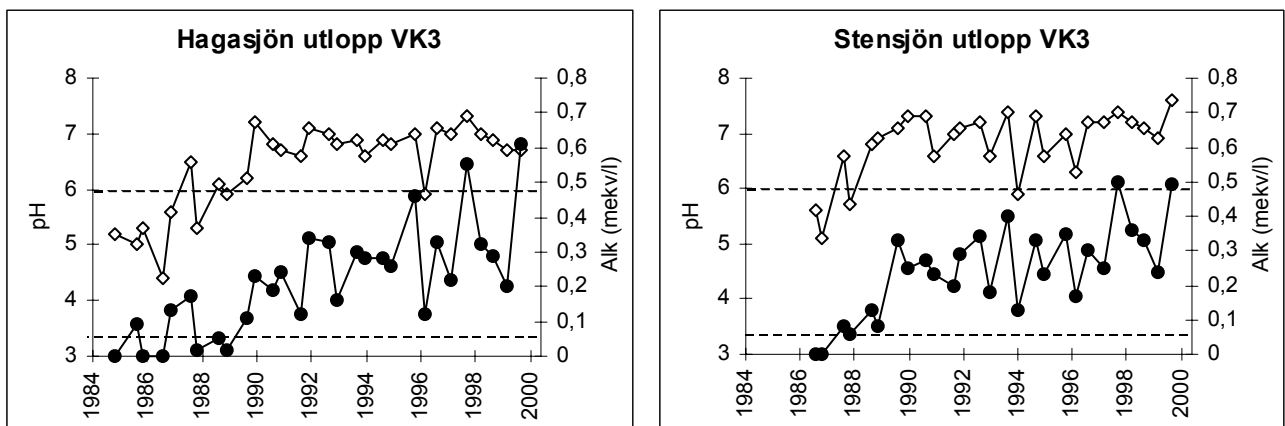
Tabell 1. Morfologiska data för Hagasjön och Stensjön

Sjönamn	XKoord	YKoord	Sjöyta (ha)	Maxdjup (m)	Medeldjup (m)	Volym (10 ⁶ m ³)	Oms tid (år)	AO (km ²)	Höh (m)
Stensjön	634807	146779	21	13,3	4,2	0,83	2,1	1,6	258
Hagasjön	634648	146585	87	5,0	2,0	1,75	2,3	3,0	286



Figur 3. Topografiska kartan över sjöarna, skala 1:25 000.

Båda sjöarna ligger högt upp i vattensystemet och var innan kalkningen startade kraftigt försurade (fig. 4). Sjöarna har kalkats sedan 1987 (tab. 2) och sedan 1990 har pH och alkalinitet med något undantag legat över 6,0 resp. 0,05 mekv/l. Mörten var vid nätprovfiske 1987 utslagen i de båda sjöarna. Fiskaunan bestod då av abborre och gädda.



Figur 4. pH och alkalinitet från Hagasjön och Stensjön inom kalkningens effektuppföljning. De streckade hjälplinjerna markerar det vattenkemiska målet för kalkningen.

Båda sjöarna kalkas ojämna år och dosen var 1999 28,5 g/m³ sjövattnet i Hagasjön och 26,5 g/m³ i Stensjön.

Tabell 2. Antal ton kalk spridda i Hagasjön och Stensjön.

	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Hagasjön	69		59		50		50		50		50		50
Stensjön	22		22		22		22		22		22		22

Utsättning

Mört planterades ut i Hagasjön i april 1994. Det saknas uppgifter på antal, kön och storlek. Stensjön fungerade som referens och här sattes således ingen mört.

Uppföljning

Vattenkemi

Provtagning i utloppsäckarna till Hagasjön och Stensjön påbörjades i oktober 1994 och avslutades i november 1999. Totalt har 55 provtagningsomgångar genomförts i utloppsäckarna. Provtagning ute över sjöns mitt har skett vid sju tillfällen under 1995-99. I Hagasjön har prover tagits på 0,5 resp. 4,0 meters djup och i Stensjön på 0,5 resp. 10 meters djup. Vilka analyser som har genomförts framgår av tabell 3. Provtagning och analys har genomförts av Vetlanda kommun.

Tabell 3. Vattenkemiparametrar som analyserats samt detektionsgränser som understigts.

Parameter	Utloppsprover	Sjömitt	Detektionsgräns
Temperatur	X	X	
Siktdjup	X	X	
Konduktivitet	X	X	
pH	X	X	
Färg	X	X	
Alkalinitet	X	X	
Syremängd	X	X	
Syremättnad	X	X	
Total fosfor	X	X	5 ug/l
Fosfat fosfor	X	X	5 ug/l
Total kväve	X	X	
Nitrat och nitrit kväve	X		50 ug/l
Amoniumkväve	X	X	50 ug/l
TOC	X	X	
Turbiditet	X	X	
Klorid		X	
Sulfat		X	
Magnesium		X	1 mg/l
Kalcium		X	
Natrium		X	0,5 mg/l
Kalium		X	0,5 mg/l
Total aluminium	X		20 ug/l
Labilt aluminium	X		20 ug/l

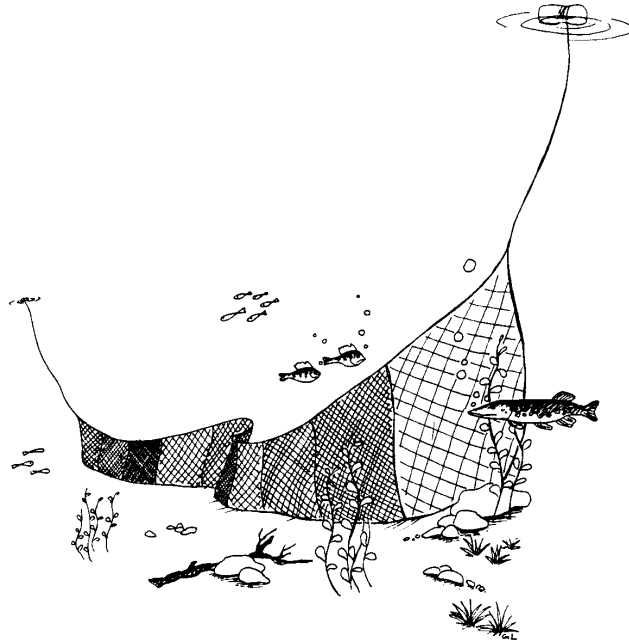
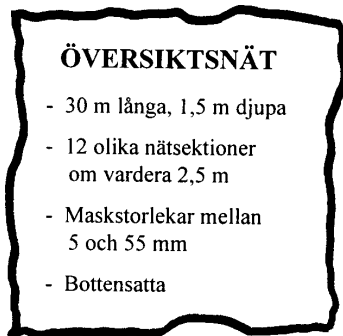
Vattenkemiprovtagning i utloppsäckarna har inom kalkeffektuppföljningen pågått sedan 1984 med i genomsnitt två prover per år. Analyserade parametrar har varit pH, alkalinitet, konduktivitet, kalcium och färg.

Sedimentkemi

Metallhalten i bottensedimentet har provtagits en gång i september 1999 på nivån 0-1 cm. Sedimentet har analyserats på totalkväve, TOC, bly, fosfor, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink.

Nätprovfiske

Nätprovfiske med standardiserade översiktsnät har genomförts av Vetlanda kommun 1989, 1993, 1994 och 1999. Översiktsnäten har varit av modell Drottningholm 14 t.o.m. 1994 och modell Norden 12 1999. I Hagasjön har 16 nätansträngningar genomförts och i Stensjön 8 nätansträngningar per provfiske. Undersökningarna har genomförts av Vetlanda kommun.

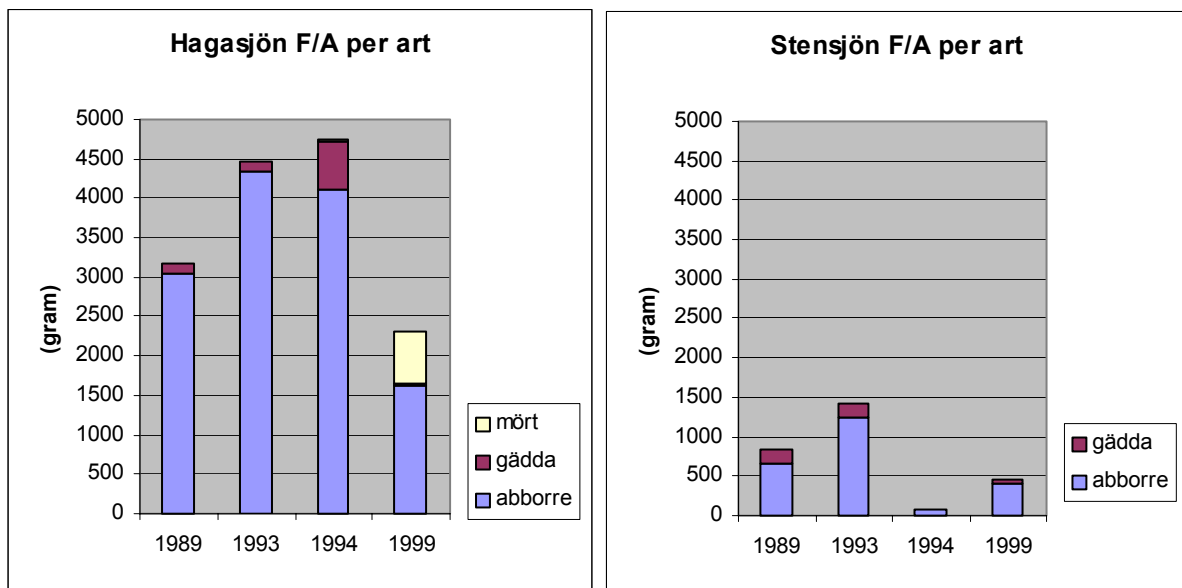


Resultat

Fiskfauna

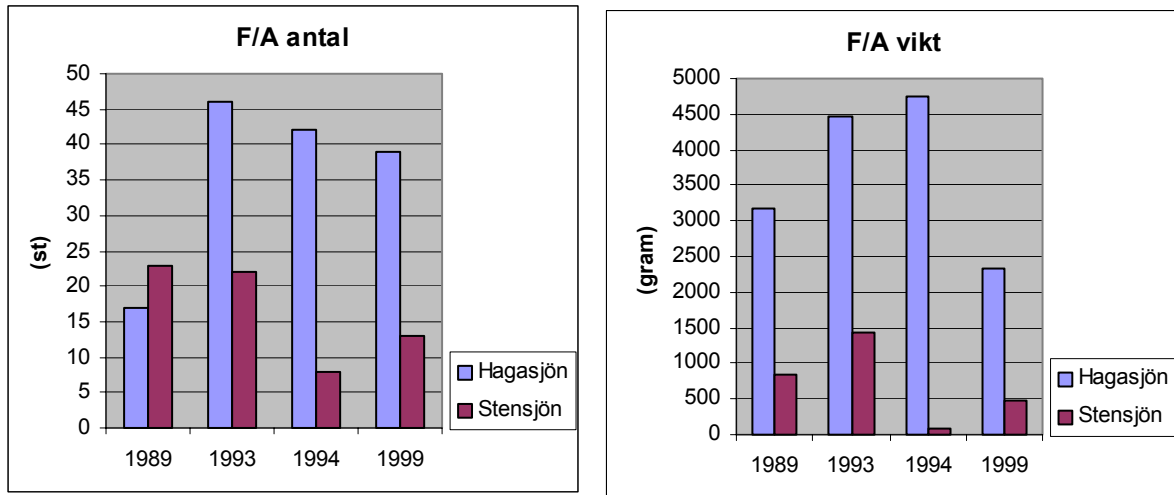
Sammanställning av data från provfiskena framgår av bilaga 1.

Både Hagasjön och Stensjön hade en fiskfauna bestående av abborre och gädda fram till att mört återintroducerades i Hagasjön 1994. 1994 fångades fem av de mörtar som hade satts ut tidigare under året i april. Vid nätprovfisket 1999 uppvisades mörten god reproduktion och utsättningen av mört får anses som lyckad. I Stensjön fångades fortsatt enbart abborre och gädda 1994 och 1999 (fig. 5).



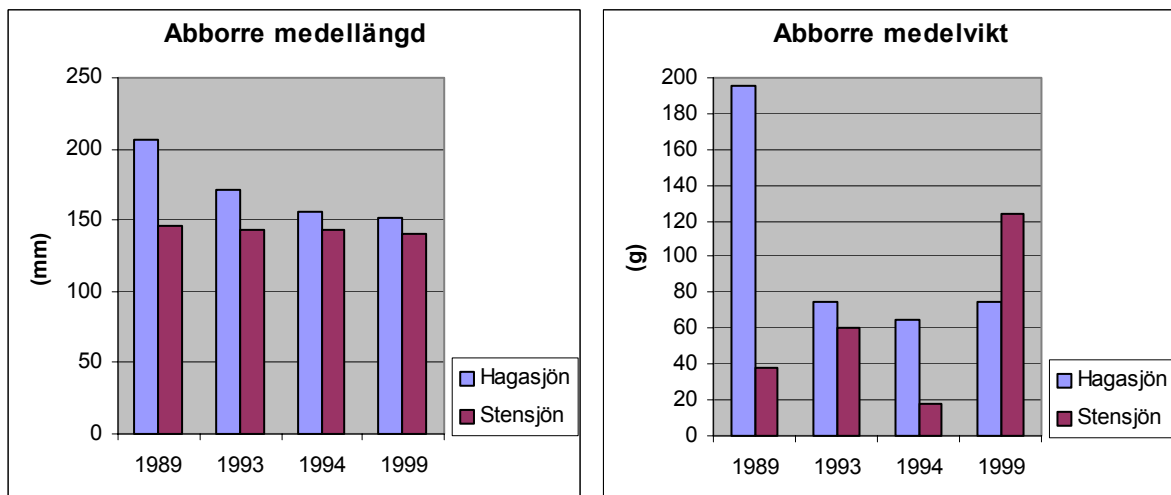
Figur 5. Fångsten per nät (F/A) uppdelat per art.

Hagasjön har vid samtliga provfiskena varit den mest fiskrika sjön med en hög biomassa fisk och ett måttligt till högt antal individer (fig. 5). Stensjön har haft en måttlig till mycket låg biomassa med ett måttligt till lågt antal individer (Naturvårdsverket 1999). Vad gäller biomassan fisk har sjöarna följt varandra med undantag av 1994 som gav den högsta fångsten i Hagasjön och den lägsta fångsten i Stensjön. Efter återintroduktionen av mört sjönk biomassan fisk i Hagasjön. I Stensjön var fångsten också låg 1999 men ännu lägre 1994 (fig. 6). Det är oklart vad denna mycket låga fisktäthet beror på. Medellängden på abborre var den samma i Stensjön 1993 och 1994. Däremot var medelvikten för abborre betydligt lägre 1994 (fig. 7). Det har varit för få undersökningar för att se någon tendens om återintroduktionen av mört påverkat biomassan fisk i Hagasjön. Mellanårsvariationerna mellan fångsten vid nätprovfisket är så stora att fler än ett provfiske efter återintroduktion behövs för att uttala sig om detta.



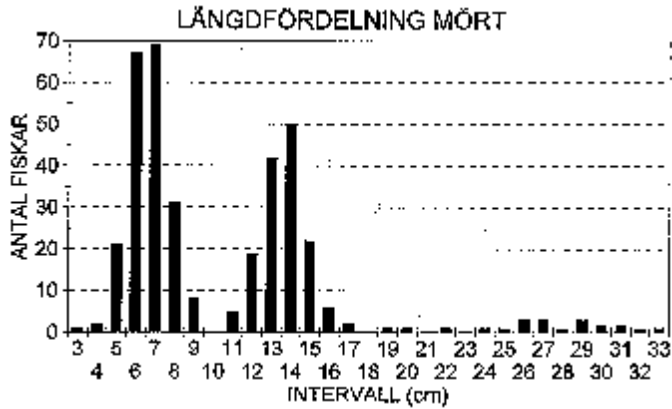
Figur 6. Totalfångsten per nät för antal respektive totalvikt.

Medellängden för abborre i Hagasjön har sjunkit något under perioden. Medelvikten har även den sjunkit i Hagasjön. Andelen fiskätande abborrar har i Hagasjön hela tiden varit mycket hög. Det går inte att se något trendbrott mellan 1994 och 1999 som skulle bero på mörtåterintroduktionen. I Stensjön har medellängden för abborre varit konstant medan medelvikten har med undantag av 1994 ökat. Andelen fiskätande abborre i Stensjön har varierat från en låg till en mycket hög andel av fiskbiomassan.



Figur 7. Medellängd och medelvikt för abborre.

De utsatta mörtarna i Hagasjön tycks ha klarat sig bra. Vid provfisket 1999, alltså fem år efter återintroduktionen, fångades rikligt med mindre mört. Minst två årsklasser som reproducerat sig i sjön fångades. Det saknades individer runt 10 cm vilket kan tyda på att mörten inte kunnat reproducera sig årligen (fig. 8). Efter en återintroduktion är det att förvänta att vissa årsklasser blir väldigt dominanta. Det kan dröja länge innan storleksstrukturen blir helt ”normaliserad”.



Figur 8. Storleksfördelning av mört vid provfisket 1999 i Hagasjön.

Vattenkemi

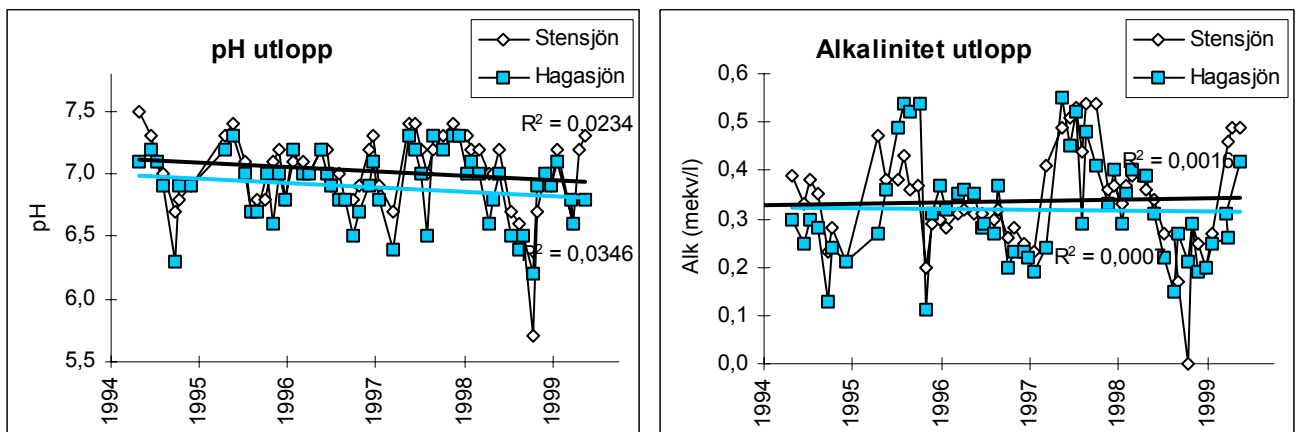
Tabell med medelvärden för samtliga parametrar framgår av bilaga 2, här framgår också medelvärde för perioden 1994-96 och 1997-99 för de båda sjöarna. Samtliga tidsseriediagram och boxplot för de båda perioderna finns i bilaga 3.

Kommentarerna rör i första hand utloppsproverna. Antalet mättillfällen över djuphålan är för få (6-7 ggr) för att man skall kunna dra några generella slutsatser. Medelvärdet för perioden utan mört 1994-96 och perioden med mörtbestånd i Hagasjön 1997-99 är jämförda med varandra i samma sjö och mellan sjöarna med t-test. Sambandet med tid över hela tidsperioden är testat med linjär regression.

pH och alkalinitet

I båda sjöarna har pH uppvisat en sjunkande trend. Stensjön har generellt haft några tiondelar högre pH-värde med än Hagasjön (fig. 9). Undantaget är ett tillfälle 1999 då pH i Stensjön sjönk till 5,7 (alkaliniteten < 0). Detta var enda gången pH varit under 6 i någon av sjöarna.

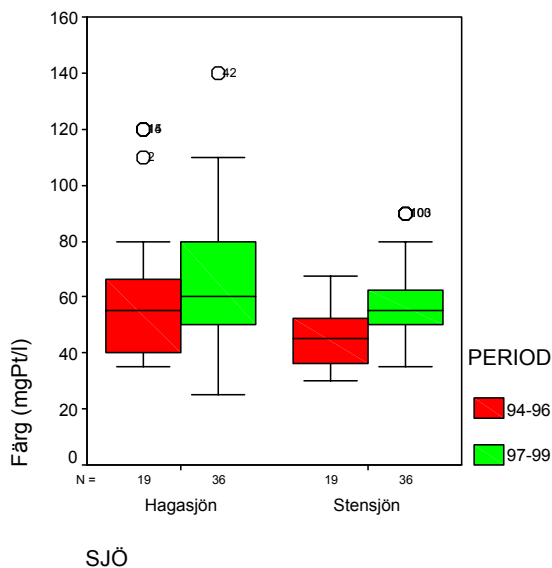
Alkaliniteten har varierat kraftigt under perioden, vilket kan förklaras med att sjöarna kalkas samt med årstidsvariationen. Sjöarna har samvarierat och mellan sjöarna finns inga tydliga skillnader vad gäller alkalinitet (fig.9).



Figur 9. pH och alkalinitet i utloppet av sjöarna.

Färg och grumlighet

Av de båda sjöarna har Hagasjön det brunare vattnet. Hagasjön har framförallt högre toppar i färgtal än Stensjön vilket är något märkligt då sjöarna har liknande omsättningstider. Hagasjön har till synes en större andel våtmarker i avrinningsområdet än Stensjön, speciellt kring det norra utloppet vilket skulle kunna vara en förklaring till topparna i färgtal. Under perioden har färgtalet haft en tendens till att öka i båda sjöarna. Sambandet färgtal över tiden är dock inte signifikant (fig. 9.1 i bilaga 3). Jämför man perioderna 94-96 och 97-99 är ökningen signifikant bara i Stensjön ($p < 0,05$) men inte i Hagasjön (fig. 9). Ökningen i färgtal beror sannolikt på klimatiska faktorer. Mycket nederbörd leder till brunare vatten. Detta har observerats från ett stort antal sjöar i Jönköpings län (Hein M 2000) och är en generell trend för södra Sverige under 1990-talet.

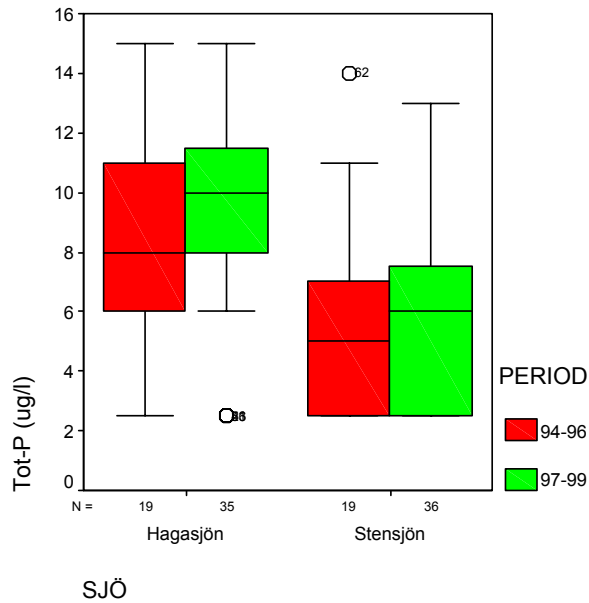


Figur 10. Färgtal i utloppet under perioden 1997-96 och 1997-99.

Grumligheten (turbiditeten) uppvisar ett liknande mönster som färgtalet med ökande grumlighet över tiden och något högre värden i Hagasjön (fig. 10.1 i bilaga 3). TOC –halten (totalt organiskt kol) har inte mätts under hela perioden, men uppvisar även den tendenser till ökning och högst värden i Hagasjön (fig. 11.1 i bilaga 3).

Näringsämnen

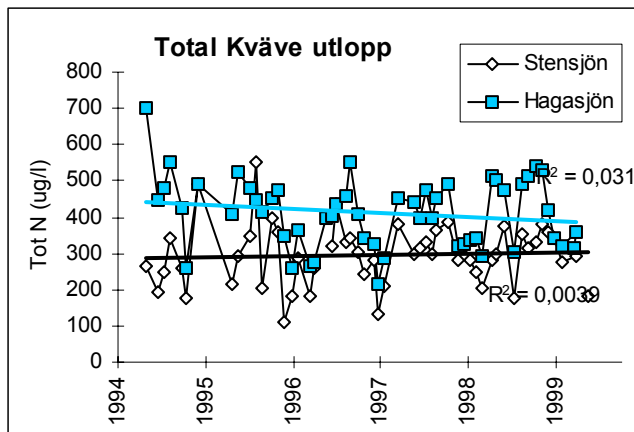
Totalfosforhalterna och totalkvävehalterna är låga i båda sjöarna. Hagasjön är den något näringsrikare av de båda med högre fosfor- och kvävehalt. I båda sjöarna har totalfosforhalterna ökat något under perioden. Vid jämförelse med perioden utan mört i Hagasjön (1994-96) med perioden med mört (1997-99) har medelvärdet för totalfosfor ökat med ca 2 ug/l. Ökningen är dock inte signifikant. Inom recipientkontrollen har man observerat att fosforanalyserna från Vetlanda kommun generellt har legat för lågt fram t.o.m. 1996 (Bernhard Jaldemark pers. komm.) vilket gör att den observerade ökningen i totalfosforhalt i de båda sjöarna kan vara ett analysfel. En ökad mängd humus i vattnet (högre färgtal) också kan ge en något ökad totalfosforhalt. I Stensjön ökade halterna vid samma perioder med ca 1 ug/l (fig. 11). Den något större ökningen i totalfosforhalt i Hagasjön än i Stensjön skulle kunna vara en effekt av att mört återkommit i sjön.



Figur 11. Totalfosforhalt i utloppet under perioden 1994-96 och 1997-99.

Fosfatfosforhalten har vid större delen av mätillfällena legat runt detektionsgränsen 5 ug/l. I Hagasjön uppmättes halter över detektionsgränsen flera gånger under perioden utan mört (1994-96) än under perioden med mört (1997-99). Skillnaden är inte statistisk säkerställd (fig. 4.1 i bilaga 3).

Hagasjön har något högre totalkvävehalter än Stensjön. Totalkvävehalterna har under perioden minskat i Hagasjön och ökat i Stensjön, vilket gjort att skillnaden i halter mellan de båda sjöarna minskat (fig. 12).



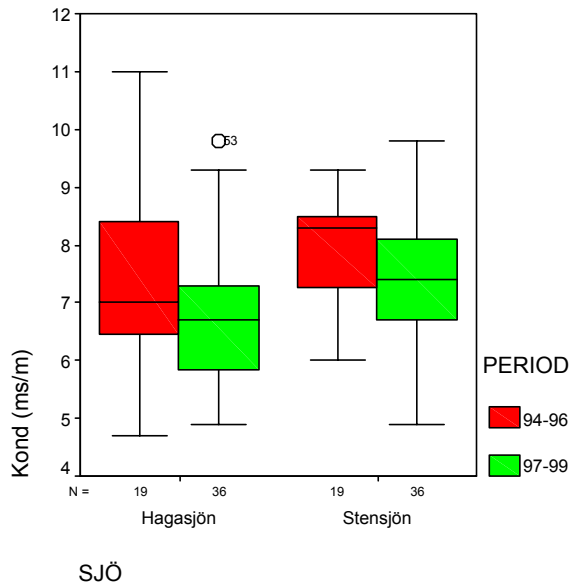
Figur 12. Totalkvävehalter i utloppen.

En del av skillnaden i totalkvävehalt kan förklaras i skillnad på amoniumkvävehalt som vid enstaka prover ligger högt i Hagasjön. Vid de flesta mätillfällena har amoniumkvävehalten legat runt detektionsgränsen. Halten amoniumkväve har minskat i Hagsjön vid jämförelse mellan perioderna 94-96 och 97-99. Minskningen kan dock delvis förklaras med att detektionsgränsen varierat mellan 50 och 10 ug/l under försökets gång.

Nitrat- och nitrihalterna har varit snarlika i de båda sjöarna. Topparna i nitrat- och nitrihalterna uppkommer i samband med höga färgtal (fig. 7.1 i bilaga 3).

Ledningsförmåga och övriga joner

Ledningsförmåga (konduktiviteten) har i de båda sjöarna minskat något under perioden. Stensjön uppvisar en något högre konduktivitet än Hagasjönsjön, speciellt under perioden 97-99 ($p < 0,05$) (fig. 13). Konduktiviteten påverkas av kalkning genom tillförseln av kalcium. Proverna över sjömitt antyder att kalciumhalterna sjunkit under perioden vilket talar för att minskningen i konduktivitet kan vara en avtagande kalkningseffekt.



Figur 13. Konduktivitet i utloppen under perioden 1994-96 och 1997-99.

Övriga joner (kalcium, natrium, kalium, magnesium, sulfat och klorid) är endast analyserade över djuphålan och antalet mättillfällen är för få för att uttala sig om några trender. Värderna antyder dock att klorid och sulfathalterna har minskat i båda sjöarna och att Stensjön har högre kaliumhalter än Hagasjön (fig. 12.1-6 i bilaga 3). Trenden med minskande sulfathalter är generell för södra Sverige beroende på ett minskat nedfall.

Aluminium

Halten totalaluminium har en ökande trend i båda sjöarna. Ökningen är störst i Stensjön men trenden är inte statistiskt säkerställd i någon av sjöarna (fig. 13.1 i bilaga 3). Aluminium är till stor del bundet till organiska föreningar (humus). Ökningen i totalaluminium kan troligen förklaras med ökningen i färgtal. Labilt aluminium har vid flertalet tillfällen legat runt detektionsgränsen 20 µg/l och uppvisar en svagt ökande trend i Stensjön (fig. 14.1 i bilaga 3). Det är förhållandevis höga labila aluminiumhalter vid aktuellt pH för Stensjön. Det högsta värdet (76 µg/l) i Stensjön sammanföll med surstöten i början på 1999 då pH var det lägst uppmätta (pH = 5,7).

Metaller i sediment

Vid undersökningen 1999 uppvisade de båda sjöarna en liknande sedimentkemi. Då sjöarna endast är undersökta en gång går det inte att påvisa några förändringar efter det att mört har återintroducerats.

Sedimentet i de båda sjöarna har mycket låga halter av arsenik, kadmium, koppar, krom och zink. Halterna av nickel är låga medan blyhalterna är måttligt höga i båda sjöarna. Halten kvicksilver är mycket låg i Hagasjön och låg i Stensjön. Skillnaden i kvicksilverhalter mellan de båda sjöarna är dock inte större än 0,06 mg/kg torrsbstans (TS). Stensjöns sediment hade något högre fosforhalt (1800 mg/kg TS) än Hagasjön (1400 mg/kg TS). Detta är tvärt emot totalfosforhalterna i vattnet och fiskmängden som båda var högre i Hagasjön. Skillnaden i fosforhalt i ytsedimenten skulle kunna vara en effekt av mörtåterintroduktionen. För att veta detta skulle en sedimentanalys behövts innan mörten sattes ut.

Diskussion

Återintroduktionen av mört i Hagasjön har varit mycket lyckad i jämförelse med resultatet av mörtintroduktioner i andra sjöar i Jönköpings län. Beståndet hade på fem år blivit relativt stort med en säker rekrytering av beståndet. Hagasjöns vattenkemi har varit tillräckligt bra för att mörten skall kunna komma tillbaka.

Däremot fick inte återintroduktionen av mört den effekt man skulle kunna förvänta sig, som hypotesen var formulerad, på resten av fiskbeståndet. Den totala fiskmängden ökade inte och medelstorleken hos abborre ökade inte efter det att mört hade återintroducerats. En möjlig förklaring till att detta kan vara att det 1999 gått för kort tid (ca 2 år) med ett större mörtbestånd som kunnat påverka den andra fiskfaunan. Det återstår sannolikt några år innan mörtbeståndet återfått sin ”normala” storlek som skulle kunna uppskattas till att vara i storleksordning med abborrbeståndet. I näringsfattiga sjöar är ofta förhållandet mellan abborre och mört mellan 2:1 och 1:1.

I stora drag har vattenkemin i de båda sjöarna utvecklats lika, vilket tyder på att mörtåterintroduktionen inte lett till någon förändrad vattenkemi. De största förändringar har skett i de parametrar som har ett samband med vattenfärgen. Förändringen skiljer sig dock inte mellan de båda sjöarna vilket tyder på att mörtbeståndet inte spelat någon roll utan att förändringen beror på klimatiska skillnader under perioden. Även för vattenkemin kan det ha gått för kort tid med ett etablerat mörtbestånd för att det skall gå att mäta förändringarna

Den enda statistiskt säkerställda förändringen ($p < 0,05$) inom sjöarna har skett i Stensjön där vattenfärgen har ökat mellan perioderna 1994-96 och 1997-99.

Jämför man perioderna 1994-96 och 1997-99 mellan de olika sjöarna är det skillnad vad gäller flera parametrar. Hagasjön har haft de högre halterna av totalfosfor, ammoniumkväve och totalkväve både före och efter mörtåterintroduktionen. Hagasjön är den något mer näringsrika av de båda sjöarna. Hagasjön hade högre färgtal och turbiditet under perioden 1994-96 medan det inte var någon skillnad under den senare perioden. Under perioden 1994-96 skilde sig inte medelvärdet för konduktivitet och TOC-halt mellan de båda sjöarna medan under perioden 1997-99 hade Hagasjön lägre konduktivitet och högre TOC-halt än Stensjön.

Det finns en tendens till att Hagasjön haft en större ökning i totalfosforhalt än Stensjön vilket stämmer med teorin att näringsrecirkulationen sker snabbare när det finns ett mörtfiskbestånd i sjön än när detta saknas. Denna större ökning kan inte förklaras med en större ökning i vattenfärg då denna varit större i Stensjön i Hagasjön.

Fosforkoncentrationen i sedimentet var något lägre i Hagasjön än i Stensjön efter återintroduktionen vilket är tvärtemot övriga parametrar (totalfosfor och totalkväve i vatten och total fiskmängd) som tyder på att Hagasjön har den något högre trofinivån. Skillnaden i fosforhalt i sedimentet skulle kunna vara en effekt av ökad fosforrecirkulering och minskad närings sedimentation efter det att mörten kommit tillbaka i Hagasjön. Detta går dock inte att bekräfta då det saknas sedimentanalyser från perioden innan mörten återintroducerades.

Referenser

- Almer B, Dickson W, Ekström C & Hörnström E 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In: J O Nriagu (ed). Sulfur in the environment: Part II. Ecological impacts. J Wiley & Sons, New York.
- Björling E 1999. Naturvärdesbedömning av sjöar i Vetlanda kommun. Vetlanda kommun Miljö och hälsoskyddskontoret.
- Brabrand Å, Faafeng B, Källquist T & Nilsson J P. 1984. Can iron defecation from fish influence phytoplankton production and biomass in eutrophic lakes? *Limnol. Oceanogr.* 29.
- Dahlberg M & Bergquist B. Återintroduktion av mört i kalkade sjöar i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 2000:2.
- Hein M 2000. Tidsseriesjöar i Jönköpings län 1983-1998. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 2000:13.
- Hörnström E & Ekström C 1983. pH, närings- och aluminiumeffekter på plankton i västkustsjöar. Naturvårdsverket PM 1704.
- Hörnström E, Ekström C & Duraini Osama M. 1984. Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in Swedish west coast area. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61.
- Kitchell J F & Carpenter S R 1988. Food web manipulation in experimental lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23.
- Länsstyrelsen i Jönköpings län 2000. Biologisk återställning 2000-2004. Meddelande 2000:1.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.
- Stensson J A E, Bolhlin T, Henriksson L, Nilsson B-I, Nyman H G, Oscarson & Larsson P. 1978. Effects of fish removal from small lake. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 20.
- Stensson J. 1988. Fauna structure and water quality. *Aqua Fennica* 18.
- Vetlanda kommun 1999. Detaljplan för kalkning. Vetlanda kommun Miljö och byggkontoret D.nr: 99/43.1419-8.

BILAGA 1

BILAGA 1

Tabell 1. Sammanställning av nätprovfiskedata

Namn	År	Antal nät	Antal arter	Tot fångst		fångst/ansträngning	
				antal (st)	vikt (g)	antal (st)	vikt (g)
Hagasjön	1989	16	2	284	50668	17	3166
Stensjön	1989	8	2	189	6684	23	835
Hagasjön	1993	16	2	737	71670	46	4479
Stensjön	1993	8	2	182	11380	22	1422
Hagasjön	1994	16	3	680	76090	42	4755
Stensjön	1994	8	1	68	585	8	73
Hagasjön	1999	16	3	633	37125	39	2320
Stensjön	1999	13	2	175	6051	13	465

Namn	År	Art	Totalfångst		Medelvikt (g)	Medellängd (mm)	fångst/ansträngning		Andel av fångsten		Andel abborre >=15 cm	
			antal (st)	vikt (g)			antal (st)	vikt (g)	antal (%)	vikt (%)	antal (%)	vikt (%)
Hagasjön	1989	Abborre	282	48690	195	207	17	3043	99,3	96,1	43,6	94,2
Hagasjön	1989	Abborre<15	159	2840	17	118	9	177	56,0	5,6		
Hagasjön	1989	Abborre>=15	123	45850	372	295	7	2865	43,3	90,5		
Hagasjön	1989	Gädda	2	1978	989	571	0	123	0,7	3,9		
Stensjön	1989	Abborre	186	5328	38	146	23	666	98,4	79,7	30,6	68,5
Stensjön	1989	Abborre<15	129	1678	13	107	16	209	68,3	25,1		
Stensjön	1989	Abborre>=15	57	3650	64	184	7	456	30,2	54,6		
Stensjön	1989	Gädda	3	1356	452	363	0	169	1,6	20,3		
Hagasjön	1993	Abborre	735	69335	75	172	45	4333	99,7	96,7	69,4	91,5
Hagasjön	1993	Abborre<15	225	5870	26	131	14	366	30,5	8,2		
Hagasjön	1993	Abborre>=15	510	63465	124	213	31	3966	69,2	88,6		
Hagasjön	1993	Gädda	2	2335	1167	587	0	145	0,3	3,3		
Stensjön	1993	Abborre	181	10030	60	143	22	1253	99,5	88,1	45,3	93,1
Stensjön	1993	Abborre<15	99	690	6	79	12	86	54,4	6,1		
Stensjön	1993	Abborre>=15	82	9340	113	207	10	1167	45,1	82,1		
Stensjön	1993	Gädda	1	1350	1350	607	0	168	0,5	11,9		
Hagasjön	1994	Abborre	669	65880	65	156	41	4117	98,4	86,6	82,7	97,4
Hagasjön	1994	Abborre<15	116	1680	14	106	7	105	17,1	2,2		
Hagasjön	1994	Abborre>=15	553	64200	116	207	34	4012	81,3	84,4		
Hagasjön	1994	Gädda	6	9825	1637	652	0	614	0,9	12,9		
Hagasjön	1994	Mört	5	385	77	181	0	24	0,7	0,5		
Stensjön	1994	Abborre	68	585	18	143	8	73	100,0	100,0	2,9	10,3
Stensjön	1994	Abborre<15	66	525	7	62	8	65	97,1	89,7		
Stensjön	1994	Abborre>=15	2	60	30	225	0	7	2,9	10,3		
Hagasjön	1999	Abborre	263	25900	75	152	16	1618	41,5	69,8	67,7	96,3
Hagasjön	1999	Abborre<15	85	970	11	91	5	60	13,4	2,6		
Hagasjön	1999	Abborre>=15	178	24930	140	213	11	1558	28,1	67,2		
Hagasjön	1999	Gädda	2	415	207	268	0	25	0,3	1,1		
Hagasjön	1999	Mört	366	10675	29	109	22	667	57,8	28,8		
Stensjön	1999	Abborre	172	5211	124	141	13	400	98,3	86,1	11,6	95,3
Stensjön	1999	Abborre<15	152	246	1	50	11	18	86,9	4,1		
Stensjön	1999	Abborre>=15	20	4965	248	231	1	381	11,4	82,1		
Stensjön	1999	Gädda	3	840	280	314	0	64	1,7	13,9		

Tabell 2. Sammanställning av nätprovfiskedata

BILAGA 1

BILAGA 2

BILAGA 2

Vattenkemi Utlopp

SJÖ	PERIOD	Statistics	Variables													
			Kond (ms/m)	pH	Färg (mgPt/l)	Alk (mekv/l)	Syre (mg/l)	Tot-P (ug/l)	PO4-P (ug/l)	NH4-N (ug/l)	NO3+NO2 -N (ug/l)	Tot-N (ug/l)	TOC (mg/l)	Turb (FNU)	Al-total (ug/l)	Al-labil (ug/l)
Hagasjön	94-96	Mean	7,389	6,942	60,92	,3289	10,235	8,58	3,947	53,37	48,95	424,21	9,3500	,9600	70,95	13,05
		Minimum	4,7	6,3	35	,11	7,0	3	2,5	11	25	259	8,70	,58	10	10
		Maximum	11,0	7,3	120	,54	14,0	15	14,0	206	126	701	10,00	2,10	150	29
		Std. Deviation	1,6693	,2434	27,779	,12458	2,2158	3,591	2,9949	53,965	34,144	112,976	,91924	,36304	34,011	6,258
		N	19	19	19	19	17	19	19	19	19	19	2	19	19	19
	97-99	Mean	6,781	6,872	67,08	,3111	9,763	9,36	3,278	34,31	51,58	416,75	10,6950	1,1506	74,89	11,97
		Minimum	4,9	6,2	25	,15	4,4	3	2,5	5	25	216	7,20	,68	6	10
		Maximum	9,8	7,3	140	,55	16,0	15	28,0	131	119	830	14,00	3,60	220	54
		Std. Deviation	1,2266	,2914	25,819	,09896	2,6197	3,001	4,2585	30,688	33,292	110,238	1,75603	,59082	49,029	7,901
		N	36	36	36	36	35	35	36	36	36	36	36	20	35	36
	Total	Mean	6,991	6,896	64,95	,3173	9,917	9,08	3,509	40,89	50,67	419,33	10,5727	1,0835	73,53	12,35
		Minimum	4,7	6,2	25	,11	4,4	3	2,5	5	25	216	7,20	,58	6	10
		Maximum	11,0	7,3	140	,55	16,0	15	28,0	206	126	830	14,00	3,60	220	54
		Std. Deviation	1,4104	,2755	26,420	,10768	2,4831	3,209	3,8532	40,802	33,296	110,199	1,72825	,52643	44,127	7,334
		N	55	55	55	55	52	54	55	55	55	55	22	54	55	55
Stensjön	94-96	Mean	7,916	7,037	45,03	,3295	10,847	5,58	2,684	23,63	45,42	282,05	8,6500	,5774	64,68	11,11
		Minimum	6,0	6,7	30	,20	6,7	3	2,5	6	5	109	7,50	,28	10	10
		Maximum	9,3	7,5	68	,47	15,0	14	5,0	30	226	551	9,80	1,20	140	31
		Std. Deviation	,8539	,2362	10,084	,07184	2,1110	3,425	,5824	5,241	52,606	111,441	1,62635	,24736	34,913	4,818
		N	19	19	19	19	17	19	19	19	19	19	2	19	19	19
	97-99	Mean	7,431	7,011	57,50	,3419	10,139	5,85	2,500	19,75	46,77	301,79	9,7500	,9144	85,94	15,65
		Minimum	4,9	5,7	35	,00	6,6	3	2,5	5	25	135	7,60	,40	10	10
		Maximum	9,8	7,4	90	,54	14,0	13	2,5	36	100	437	12,00	4,70	260	76
		Std. Deviation	1,1681	,3370	13,549	,11800	1,9644	2,772	,0000	10,346	27,014	66,467	1,07923	,75841	53,783	13,645
		N	36	36	36	36	36	36	36	36	36	35	34	20	36	36
	Total	Mean	7,598	7,020	53,19	,3376	10,366	5,75	2,564	21,09	46,30	294,72	9,6500	,7980	78,60	14,08
		Minimum	4,9	5,7	30	,00	6,6	3	2,5	5	5	109	7,50	,28	10	10
		Maximum	9,8	7,5	90	,54	15,0	14	5,0	36	226	551	12,00	4,70	260	76
		Std. Deviation	1,0870	,3039	13,737	,10383	2,0199	2,984	,3477	9,056	37,529	84,817	1,13337	,64758	48,839	11,540
		N	55	55	55	55	53	55	55	55	55	54	53	22	55	55
Total	94-96	Mean	7,653	6,989	52,97	,3292	10,541	7,08	3,316	38,50	47,18	353,13	9,0000	,7687	67,82	12,08
		Minimum	4,7	6,3	30	,11	6,7	3	2,5	6	5	109	7,50	,28	10	10
		Maximum	11,0	7,5	120	,54	15,0	15	14,0	206	226	701	10,00	2,10	150	31
		Std. Deviation	1,3347	,2414	22,130	,10031	2,1535	3,780	2,2222	40,708	43,779	132,060	1,15181	,36260	34,143	5,596
		N	38	38	38	38	34	38	38	38	38	38	4	38	38	38
	97-99	Mean	7,106	6,942	62,29	,3265	9,954	7,58	2,889	27,03	49,21	360,91	10,2225	1,0308	80,42	13,81
		Minimum	4,9	5,7	25	,00	4,4	3	2,5	5	25	135	7,20	,40	6	10
		Maximum	9,8	7,4	140	,55	16,0	15	28,0	131	119	830	14,00	4,70	260	76
		Std. Deviation	1,2334	,3205	21,033	,10924	2,3019	3,368	3,0155	23,890	30,241	107,824	1,51615	,68649	51,399	11,225
		N	72	72	72	72	71	71	72	72	72	71	70	40	71	72
	Total	Mean	7,295	6,958	59,07	,3275	10,144	7,40	3,036	30,99	48,50	358,18	10,1114	,9394	76,07	13,21
		Minimum	4,7	5,7	25	,00	4,4	3	2,5	5	5	109	7,20	,28	6	10
		Maximum	11,0	7,5	140	,55	16,0	15	28,0	206	226	830	14,00	4,70	260	76
		Std. Deviation	1,2900	,2953	21,776	,10578	2,2615	3,508	2,7642	31,054	35,360	116,369	1,51783	,60519	46,398	9,664
		N	110	110	110	110	105	109	110	110	110	109	108	44	109	110

BILAGA 2

BILAGA 3

pH

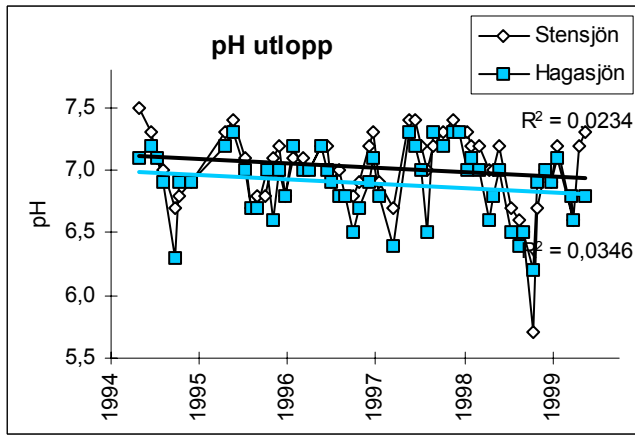


Fig. 1.1

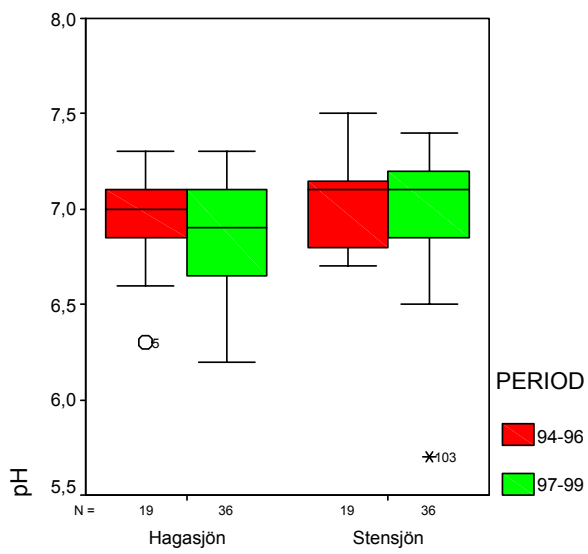


Fig. 1.2

SJÖ

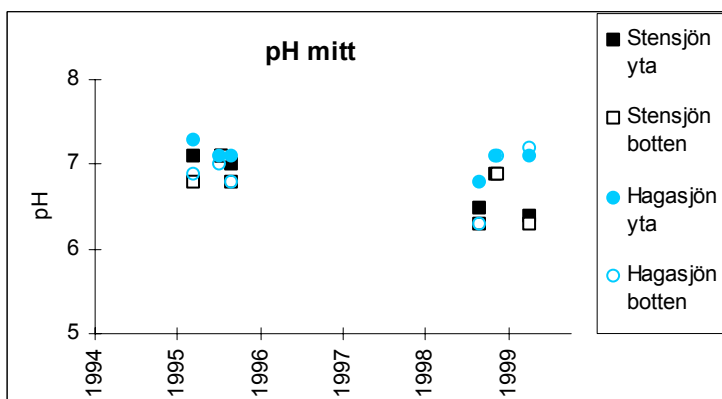


Fig. 1.3

Alkalinitet

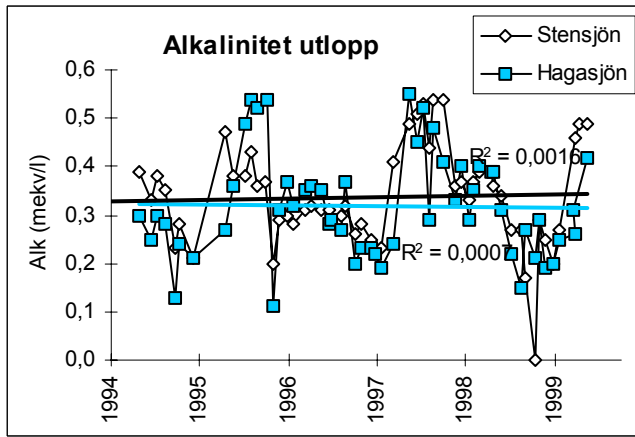


Fig. 2.1

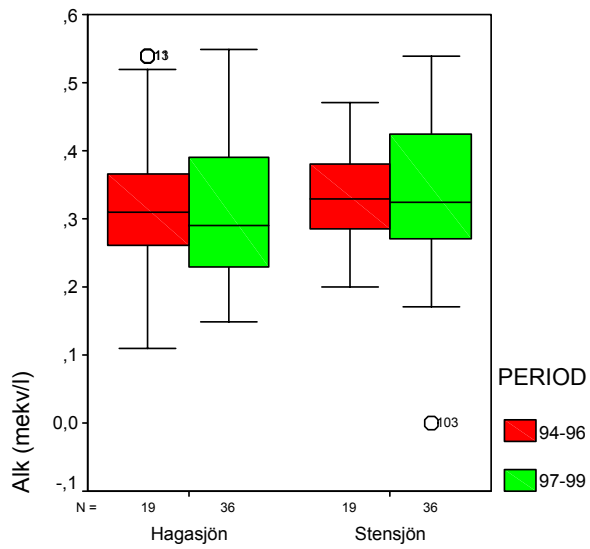


Fig. 2.2

SJÖ

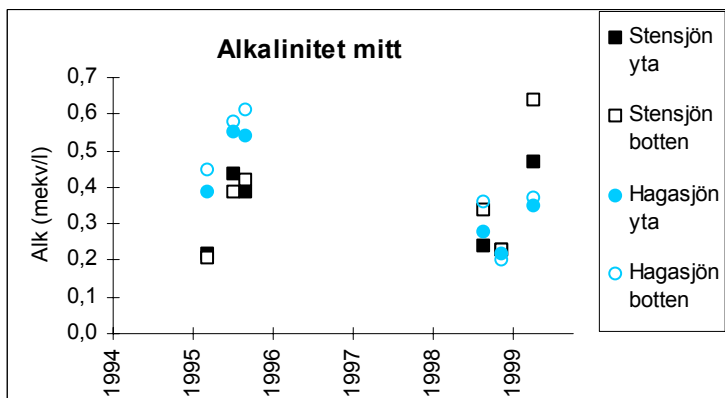


Fig. 2.3

Totalfosfor

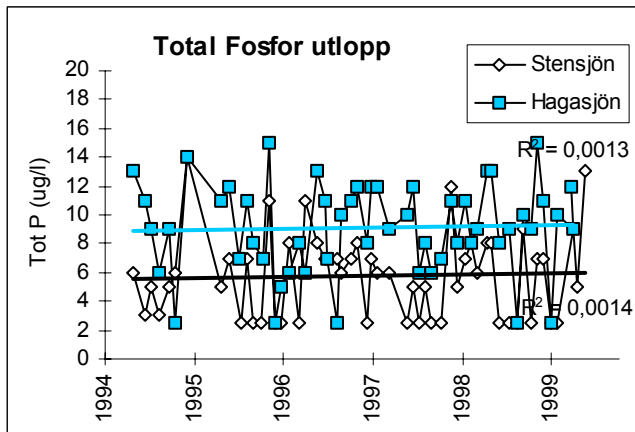


Fig. 3.1

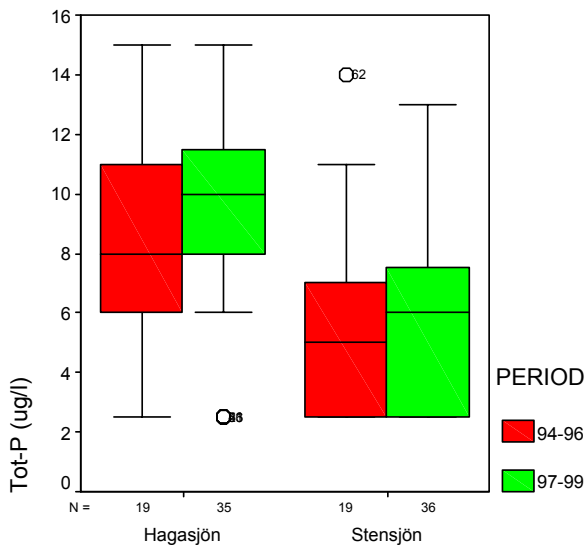


Fig. 3.2

Medelvärde för Hagasjön 94-96 och Stensjön 94-96 skiljer sig signifikant (t-test sig. 0,012) liksom mellan Hagasjön 97-99 och Stensjön 97-99 (t-test sig. 0,000).

SJÖ

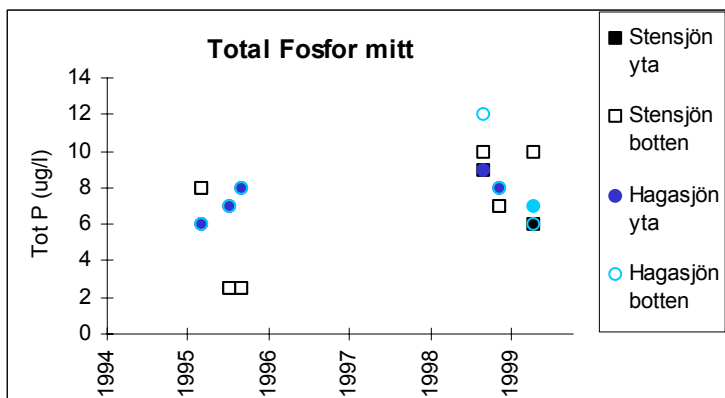


Fig. 3.3

Fosfatfosfor

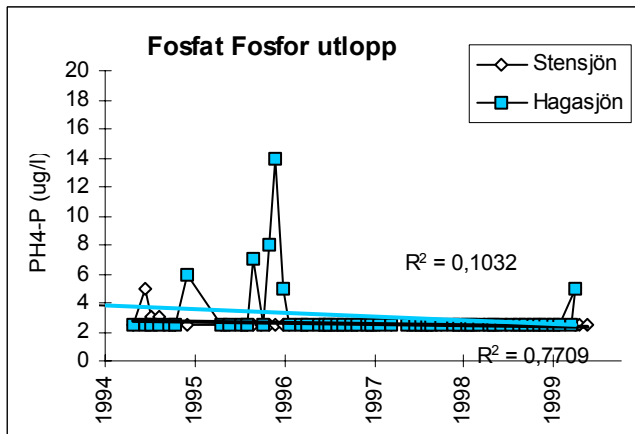


Fig. 4.1

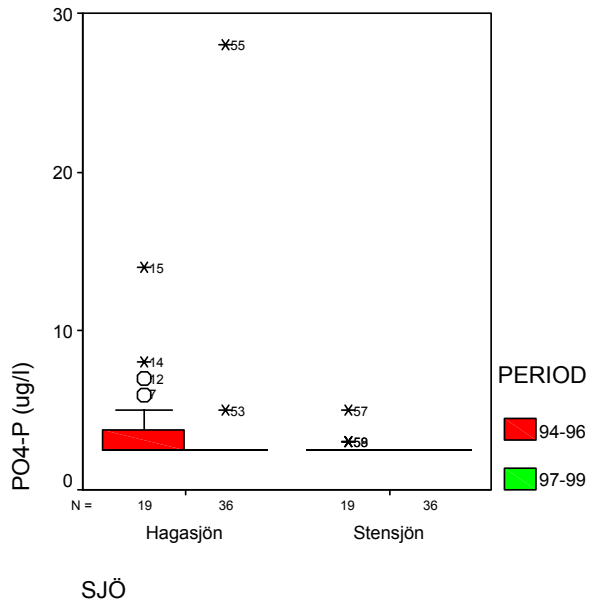


Fig. 4.2

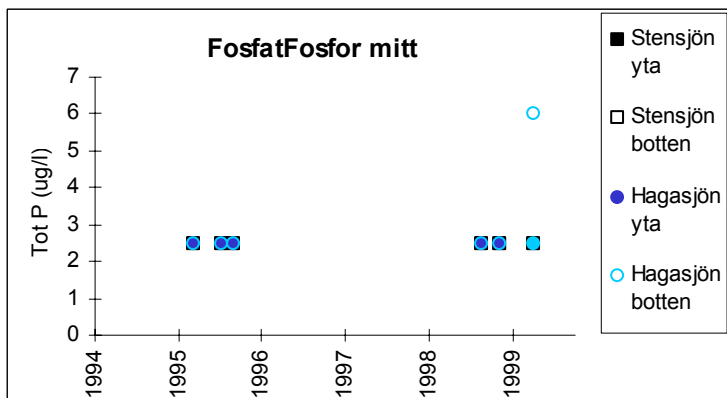


Fig. 4.3

Totalkväve

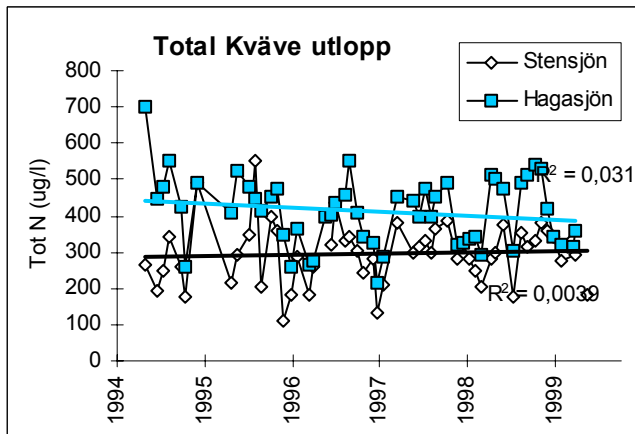


Fig. 5.1

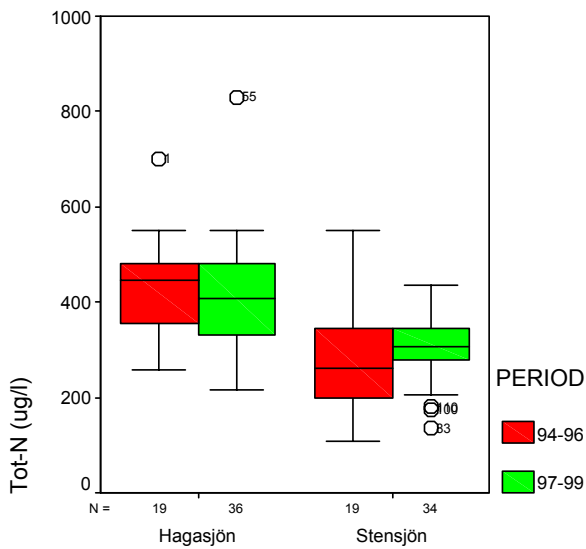


Fig. 5.2

Medelvärdet för Hagsjön 94-96 och Stensjön 94-96 skiljer sig signifikant (t-test sig. 0,000) liksom mellan Hagsjön 97-99 och Stensjön 97-99 (t-test sig. 0,000).

SJÖ

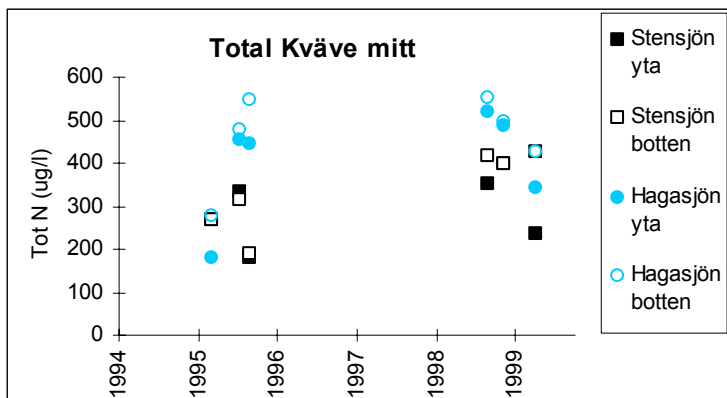


Fig. 5.3

Amoniumkväve

Fig. 6.1

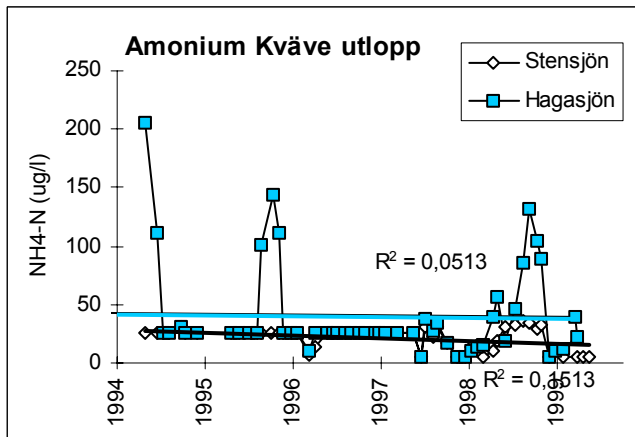
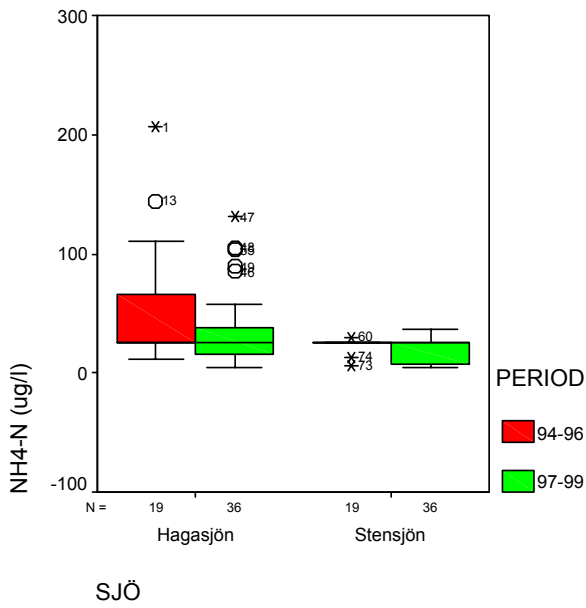
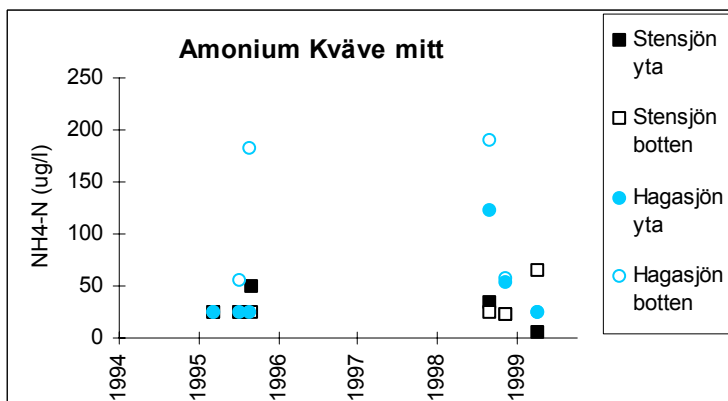


Fig. 6.2



Medelvärde för Hagsjön 94-96 och Stensjön 94-96 skiljer sig signifikant (t-test sig. 0,022).

Fig. 6.3



Nitrat-nitrit kväve

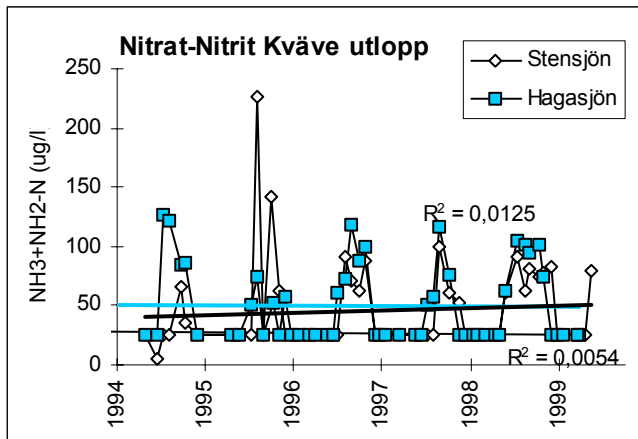


Fig. 7.1

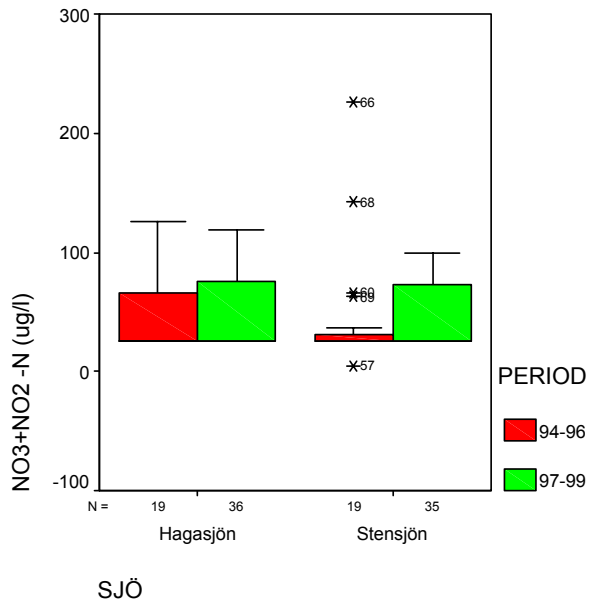


Fig. 7.2

Konduktivitet

Fig. 8.1

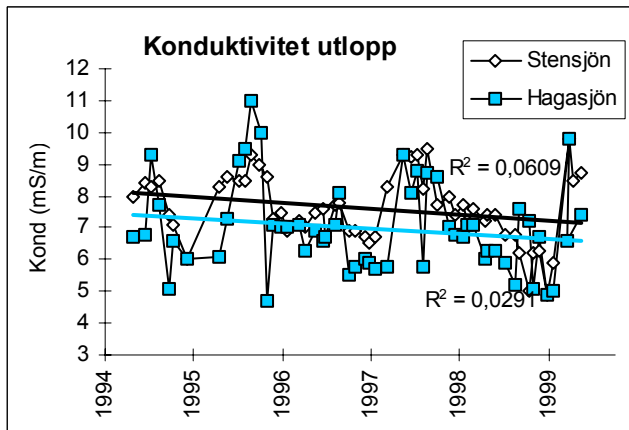
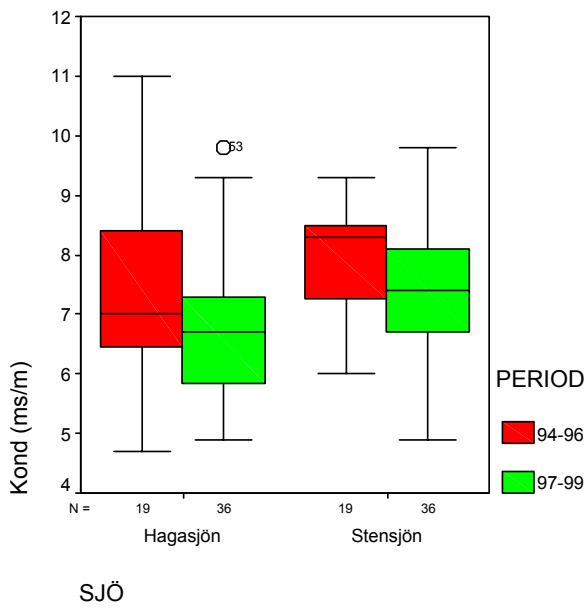
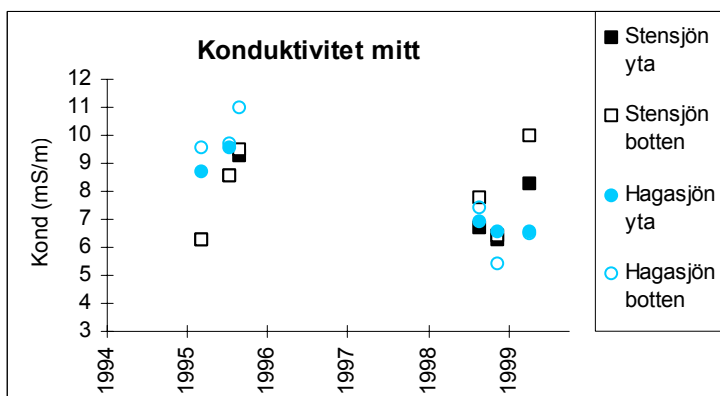


Fig. 8.2



Medelvärdet för Hagsjön 97-99 och Stensjön 97-99 skiljer sig signifikant (t-test sig. 0,024).

Fig. 8.3



Färg

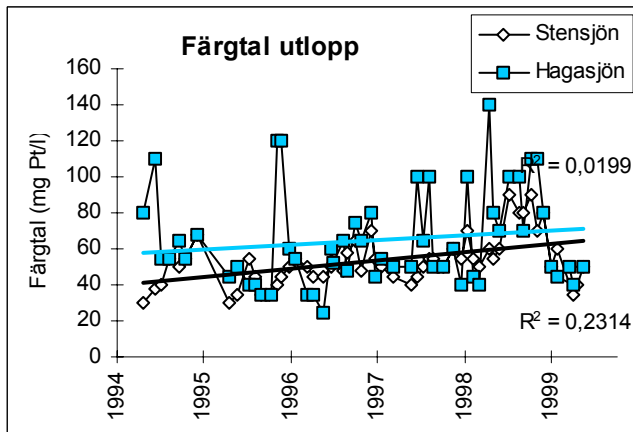


Fig. 9.1

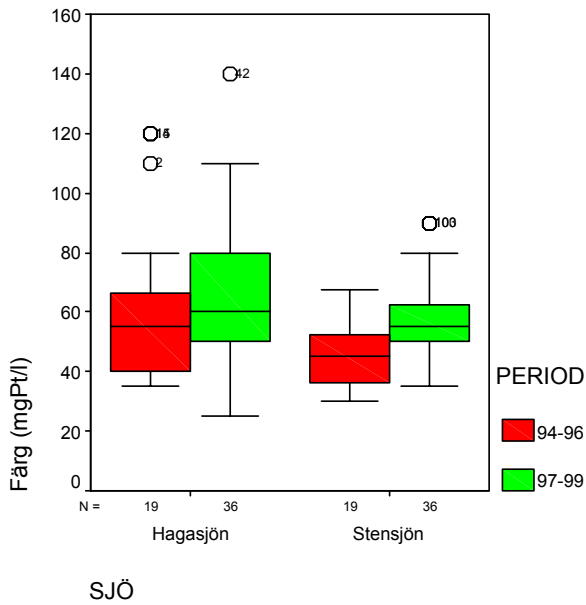


Fig. 9.2

Medelvärdet för Hagasjön 94-96 och Stensjön 94-96 skiljer sig signifikant (t-test sig. 0,025) liksom för Hagasjön 97-99 och Stensjön 97-99 (t-test sig. 0,053) och mellan Stensjön 94-96 och Stensjön 97-99 (t-test sig. 0,001).

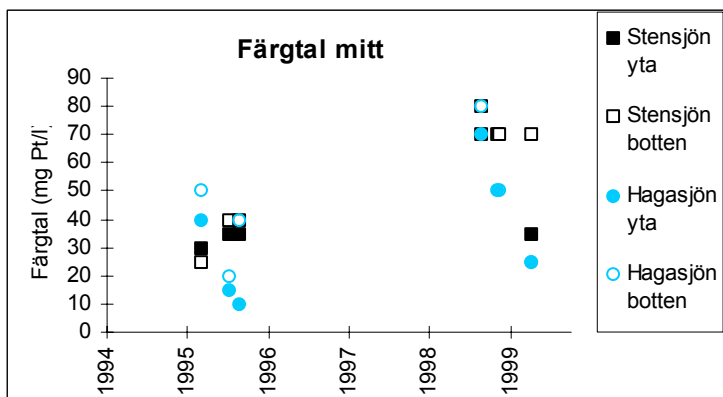


Fig. 9.3

Turbiditet

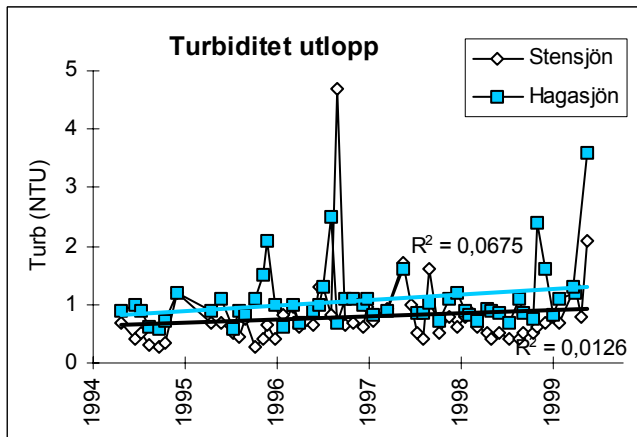


Fig. 10.1

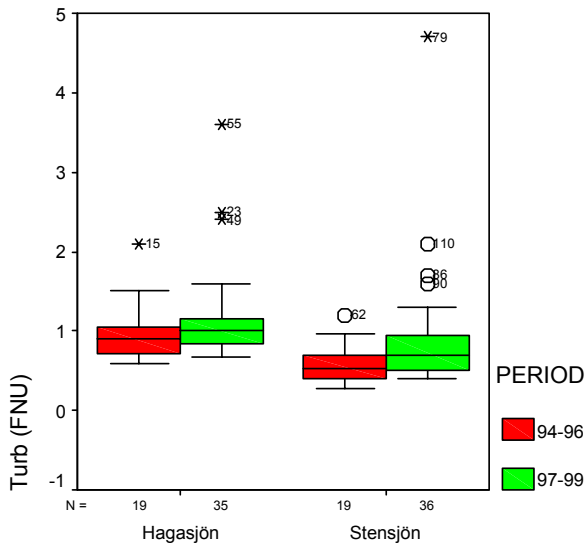


Fig. 10.2

Medelvärdet för Hagasjön 94-96 och Stensjön 94-96 skiljer sig signifikant (t-test sig. 0,001).

SJÖ

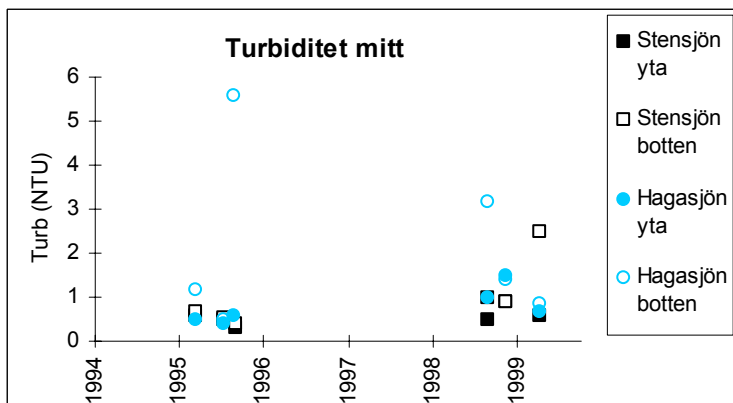


Fig. 10.3

TOC

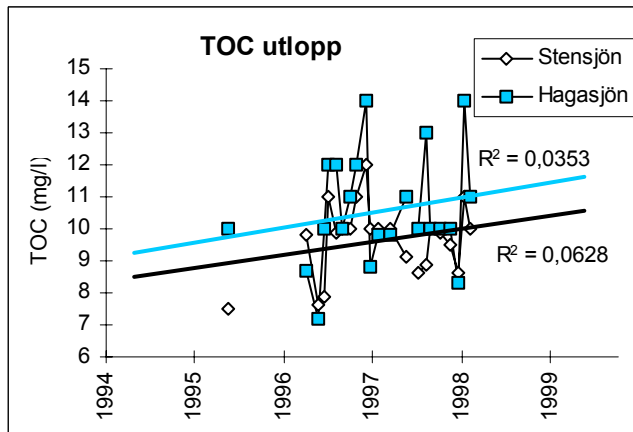


Fig. 11.1

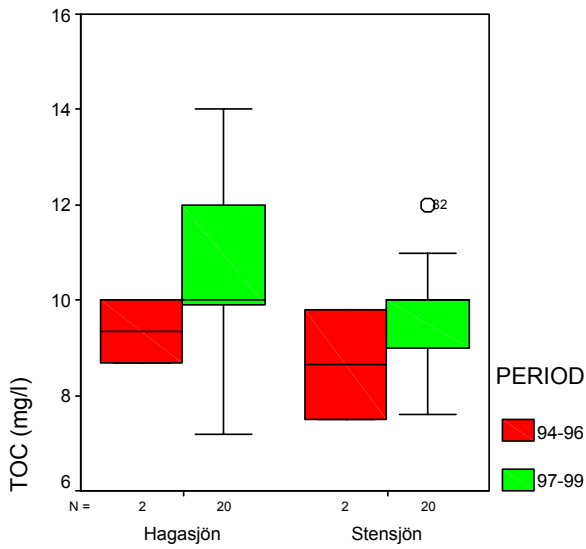


Fig. 11.2

Medelvärde för Hagsjön 97-99 och Stensjön 97-99 skiljer sig signifikant (t-test sig. 0,047).

SJÖ

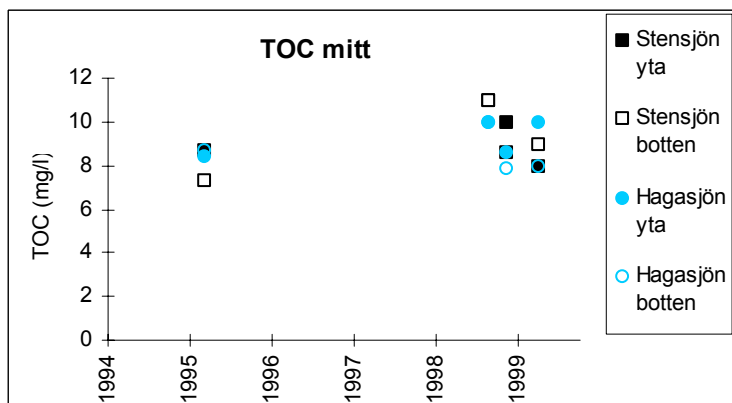


Fig. 11.3

BILAGA 3

Övriga joner

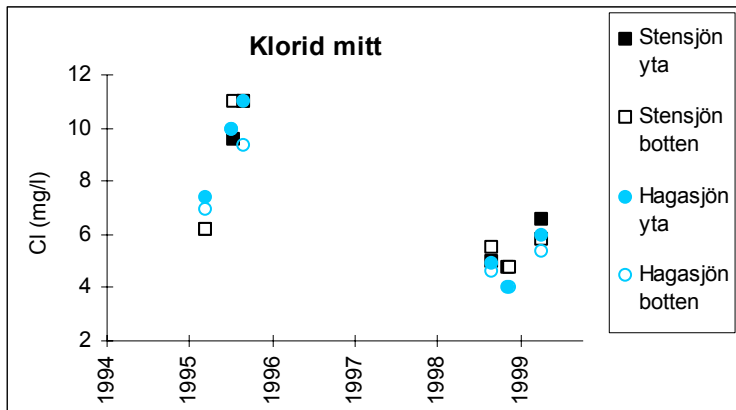


Fig. 12.1

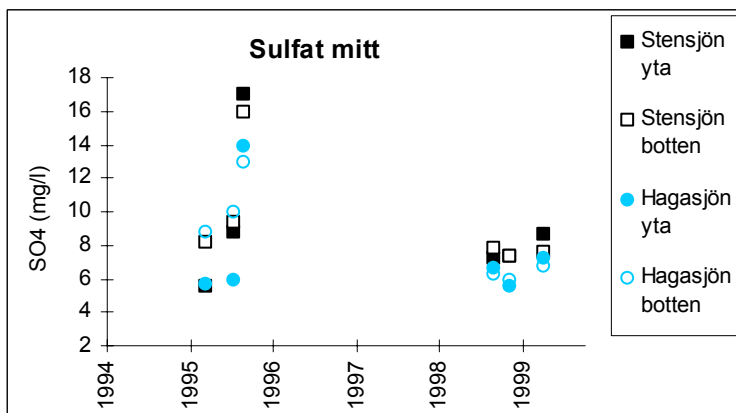


Fig. 12.2

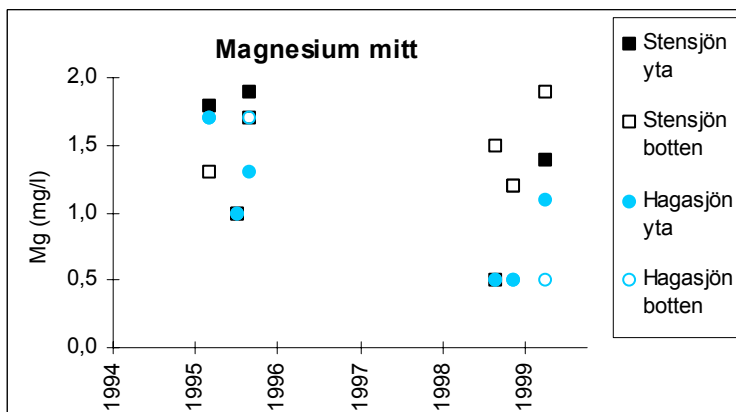


Fig. 12.3

BILAGA 3

Forts övriga joner

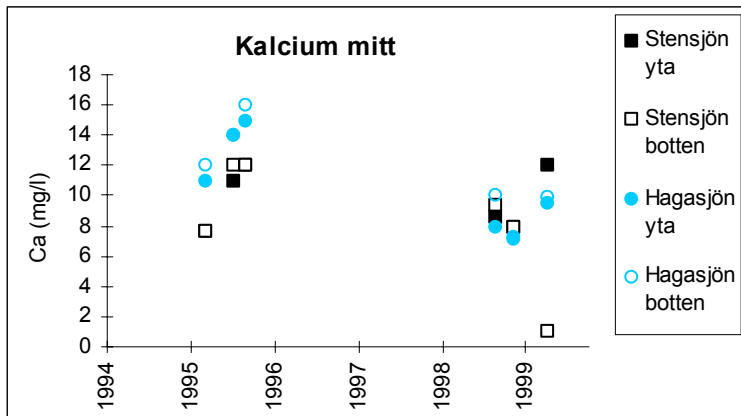


Fig. 12.4

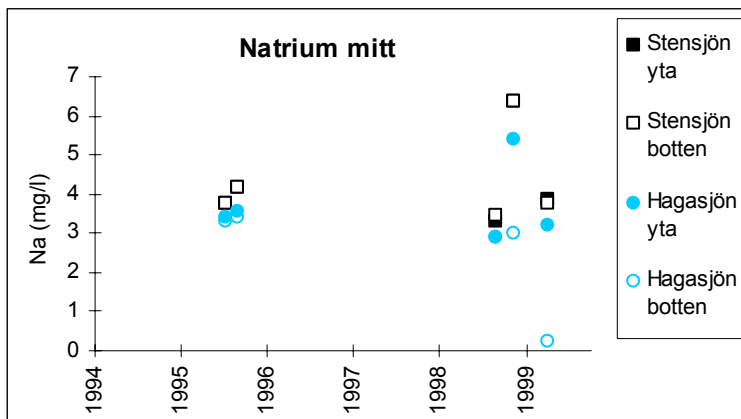


Fig. 12.5

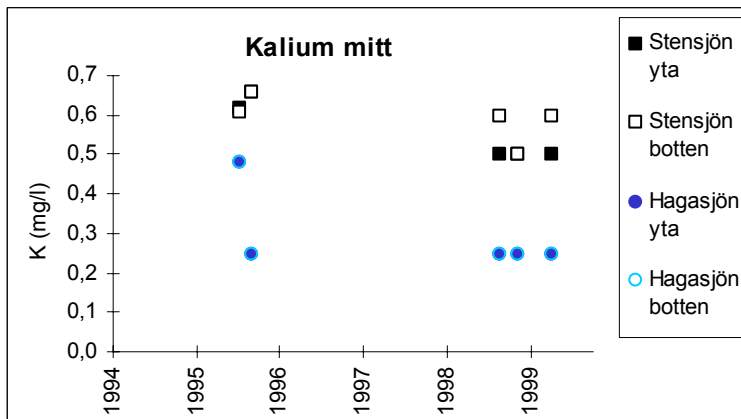


Fig. 12.6

Total Aluminium

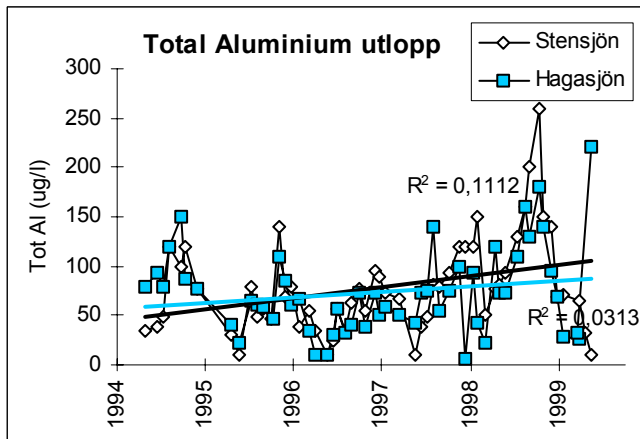


Fig. 13.1

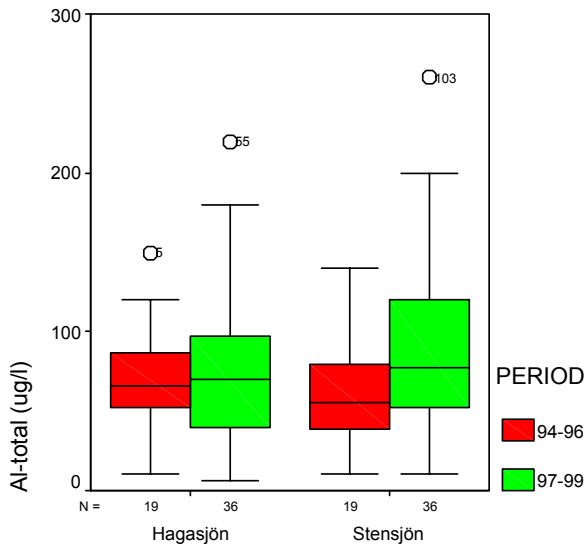


Fig. 13.2

SJÖ

Aluminium labilt

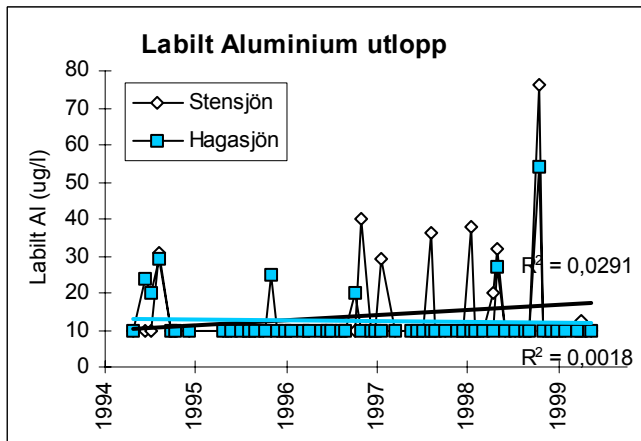


Fig. 14.1

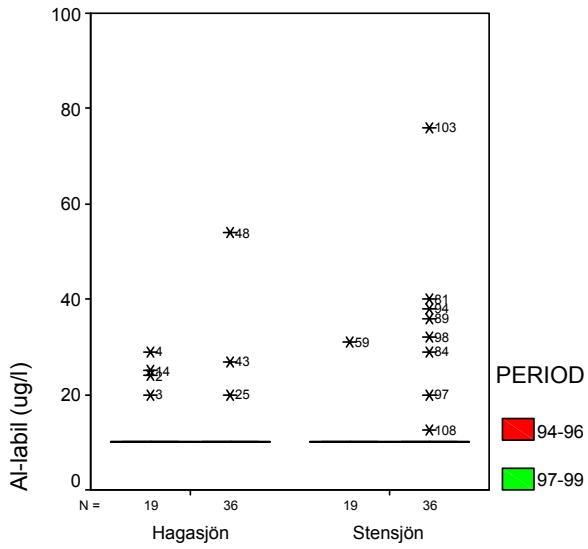


Fig. 14.2

BILAGA 3

BILAGA 4

T-test Hagasjön 94-96 och Stensjön 94-96

Independent Samples Test

		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
									Lower	Upper
Kond (ms/m)	Equal variances assumed	5,015	,031	-1,224	36	,229	-,526	,4302	-1,3987	,3461
	Equal variances not assumed			-1,224	26,817	,232	-,526	,4302	-1,4092	,3566
pH	Equal variances assumed	,047	,830	-1,218	36	,231	-,095	,0778	-,2525	,0631
	Equal variances not assumed			-1,218	35,968	,231	-,095	,0778	-,2525	,0631
Färg (mgPt/l)	Equal variances assumed	8,623	,006	2,344	36	,025	15,89	6,780	2,145	29,645
	Equal variances not assumed			2,344	22,663	,028	15,89	6,780	1,858	29,931
Alk (mekv/l)	Equal variances assumed	3,382	,074	-,016	36	,987	-,0005	,03299	-,06744	,06639
	Equal variances not assumed			-,016	28,778	,987	-,0005	,03299	-,06803	,06697
Syre (mg/l)	Equal variances assumed	,168	,685	-,824	32	,416	-,612	,7423	-2,1237	,9002
	Equal variances not assumed			-,824	31,925	,416	-,612	,7423	-2,1239	,9003
Syremättnad (%)	Equal variances assumed	3,881	,058	-,722	32	,476	-2,94	4,076	-11,244	5,361
	Equal variances not assumed			-,722	23,540	,478	-2,94	4,076	-11,362	5,480
Tot-P (ug/l)	Equal variances assumed	,153	,698	2,635	36	,012	3,00	1,138	,691	5,309
	Equal variances not assumed			2,635	35,919	,012	3,00	1,138	,691	5,309
PO4-P (ug/l)	Equal variances assumed	14,331	,001	1,805	36	,079	1,263	,6999	-,1564	2,6827
	Equal variances not assumed			1,805	19,359	,087	1,263	,6999	-,2000	2,7263
NH4-N (ug/l)	Equal variances assumed	30,035	,000	2,391	36	,022	29,74	12,439	4,510	54,964
	Equal variances not assumed			2,391	18,340	,028	29,74	12,439	3,639	55,835
NO3+NO2 -N (ug/l)	Equal variances assumed	,289	,594	,245	36	,808	3,53	14,388	-25,654	32,706
	Equal variances not assumed			,245	30,880	,808	3,53	14,388	-25,823	32,875
Tot-N (ug/l)	Equal variances assumed	,000	,998	3,905	36	,000	142,16	36,406	68,323	215,993
	Equal variances not assumed			3,905	35,993	,000	142,16	36,406	68,322	215,993
TOC (mg/l)	Equal variances assumed	2,4E+15	,000	,530	2	,649	,7000	1,32098	-4,98374	6,38374
	Equal variances not assumed			,530	1,580	,661	,7000	1,32098	-6,70950	8,10950
Turb (FNU)	Equal variances assumed	,453	,505	3,797	36	,001	,3826	,10078	,17823	,58703
	Equal variances not assumed			3,797	31,749	,001	,3826	,10078	,17728	,58798
Al-total (ug/l)	Equal variances assumed	,114	,737	,560	36	,579	6,26	11,182	-16,415	28,941
	Equal variances not assumed			,560	35,975	,579	6,26	11,182	-16,415	28,941
Al-labil (ug/l)	Equal variances assumed	4,249	,047	1,075	36	,290	1,95	1,812	-1,727	5,622
	Equal variances not assumed			1,075	33,790	,290	1,95	1,812	-1,736	5,630

BILAGA 4

T-test Hagasjön 97-99 och Stensjön 97-99

Independent Samples Test

		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
									Lower	Upper
Kond (ms/m)	Equal variances assumed	,105	,746	-2,303	70	,024	-,650	,2823	-1,2130	-,0870
	Equal variances not assumed			-2,303	69,834	,024	-,650	,2823	-1,2131	-,0869
pH	Equal variances assumed	,087	,770	-1,870	70	,066	-,139	,0743	-,2870	,0092
	Equal variances not assumed			-1,870	68,570	,066	-,139	,0743	-,2870	,0093
Färg (mgPt/l)	Equal variances assumed	13,582	,000	1,972	70	,053	9,58	4,860	-,109	19,276
	Equal variances not assumed			1,972	52,918	,054	9,58	4,860	-,164	19,331
Alk (mekv/l)	Equal variances assumed	,626	,431	-1,201	70	,234	-,0308	,02567	-,08203	,02036
	Equal variances not assumed			-1,201	67,938	,234	-,0308	,02567	-,08205	,02039
Syre (mg/l)	Equal variances assumed	2,485	,119	-,686	69	,495	-,376	,5485	-1,4703	,7182
	Equal variances not assumed			-,683	63,035	,497	-,376	,5507	-1,4765	,7245
Syremättnad (%)	Equal variances assumed	5,955	,017	-1,802	69	,076	-4,70	2,606	-9,894	,502
	Equal variances not assumed			-1,792	58,002	,078	-4,70	2,621	-9,943	,550
Tot-P (ug/l)	Equal variances assumed	,042	,838	5,121	69	,000	3,51	,685	2,143	4,877
	Equal variances not assumed			5,115	68,206	,000	3,51	,686	2,141	4,879
PO4-P (ug/l)	Equal variances assumed	4,882	,030	1,096	70	,277	,778	,7098	-,6378	2,1933
	Equal variances not assumed			1,096	35,000	,281	,778	,7098	-,6631	2,2187
NH4-N (ug/l)	Equal variances assumed	11,895	,001	2,697	70	,009	14,56	5,398	3,790	25,321
	Equal variances not assumed			2,697	42,855	,010	14,56	5,398	3,669	25,442
NO3+NO2 -N (ug/l)	Equal variances assumed	2,573	,113	,668	69	,507	4,81	7,207	-9,566	19,190
	Equal variances not assumed			,670	66,882	,505	4,81	7,186	-9,532	19,156
Tot-N (ug/l)	Equal variances assumed	5,226	,025	5,245	68	,000	114,96	21,916	71,222	158,689
	Equal variances not assumed			5,317	58,014	,000	114,96	21,622	71,675	158,236
TOC (mg/l)	Equal variances assumed	4,112	,050	2,050	38	,047	,9450	,46089	,01198	1,87802
	Equal variances not assumed			2,050	31,561	,049	,9450	,46089	,00569	1,88431
Turb (FNU)	Equal variances assumed	,262	,611	1,461	69	,149	,2361	,16166	-,08637	,55862
	Equal variances not assumed			1,466	65,900	,147	,2361	,16109	-,08551	,55777
Al-total (ug/l)	Equal variances assumed	,136	,714	-,911	70	,365	-11,05	12,129	-35,241	13,141
	Equal variances not assumed			-,911	69,409	,365	-11,05	12,129	-35,245	13,145
Al-labil (ug/l)	Equal variances assumed	6,766	,011	-1,401	70	,166	-3,68	2,628	-8,922	1,561
	Equal variances not assumed			-1,401	56,098	,167	-3,68	2,628	-8,945	1,584

BILAGA 4

T-test Hagasjön 94-96 och Hagasjön 97-99

Independent Samples Test

		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
									Lower	Upper
Kond (ms/m)	Equal variances assumed	1,976	,166	1,542	53	,129	,609	,3949	-,1833	1,4011
	Equal variances not assumed			1,403	28,528	,172	,609	,4341	-,2796	1,4974
pH	Equal variances assumed	1,361	,249	,893	53	,376	,070	,0783	-,0871	,2269
	Equal variances not assumed			,944	42,909	,350	,070	,0740	-,0794	,2191
Färg (mgPt/l)	Equal variances assumed	,001	,974	-,820	53	,416	-6,16	7,515	-21,235	8,910
	Equal variances not assumed			-,801	34,470	,428	-6,16	7,690	-21,782	9,457
Alk (mekv/l)	Equal variances assumed	,575	,451	,581	53	,564	,0178	,03072	-,04379	,07946
	Equal variances not assumed			,541	30,258	,593	,0178	,03300	-,04953	,08520
Syre (mg/l)	Equal variances assumed	,506	,480	,640	50	,525	,472	,7384	-1,0106	1,9555
	Equal variances not assumed			,678	37,061	,502	,472	,6964	-,9384	1,8833
Syremättnad (%)	Equal variances assumed	,111	,740	,753	50	,455	3,06	4,058	-5,094	11,208
	Equal variances not assumed			,717	28,127	,479	3,06	4,262	-5,672	11,786
Tot-P (ug/l)	Equal variances assumed	1,256	,268	-,849	52	,400	-,78	,917	-2,618	1,062
	Equal variances not assumed			-,804	31,817	,427	-,78	,968	-2,749	1,193
PO4-P (ug/l)	Equal variances assumed	,460	,501	,609	53	,545	,670	1,0991	-1,5348	2,8740
	Equal variances not assumed			,678	48,506	,501	,670	,9878	-1,3160	2,6552
NH4-N (ug/l)	Equal variances assumed	8,668	,005	1,675	53	,100	19,06	11,381	-3,765	41,891
	Equal variances not assumed			1,423	24,304	,167	19,06	13,395	-8,566	46,691
NO3+NO2 -N (ug/l)	Equal variances assumed	,163	,688	-,277	53	,783	-2,64	9,523	-21,737	16,465
	Equal variances not assumed			-,275	35,942	,785	-2,64	9,599	-22,105	16,834
Tot-N (ug/l)	Equal variances assumed	,012	,914	,237	53	,814	7,46	31,525	-55,772	70,693
	Equal variances not assumed			,235	35,965	,816	7,46	31,770	-56,974	71,895
TOC (mg/l)	Equal variances assumed	,917	,350	-1,052	20	,305	-1,3450	1,27846	-4,01181	1,32181
	Equal variances not assumed			-1,771	1,850	,229	-1,3450	,75940	-4,87977	2,18977
Turb (FNU)	Equal variances assumed	1,054	,309	-1,278	52	,207	-,1906	,14913	-,48981	,10867
	Equal variances not assumed			-1,465	51,074	,149	-,1906	,13004	-,45163	,07048
Al-total (ug/l)	Equal variances assumed	1,857	,179	-,313	53	,756	-3,95	12,619	-29,257	21,363
	Equal variances not assumed			-,349	48,891	,728	-3,95	11,298	-26,653	18,759
Al-labil (ug/l)	Equal variances assumed	,483	,490	,516	53	,608	1,08	2,094	-3,119	5,280
	Equal variances not assumed			,555	44,741	,582	1,08	1,948	-2,844	5,005

BILAGA 4

T-test Stensjön 94-96 och Stensjön 97-99

Independent Samples Test

		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
									Lower	Upper
Kond (ms/m)	Equal variances assumed	,807	,373	1,597	53	,116	,485	,3039	-,1244	1,0948
	Equal variances not assumed			1,757	47,356	,085	,485	,2762	-,0703	1,0407
pH	Equal variances assumed	1,066	,307	,296	53	,768	,026	,0869	-,1486	,2001
	Equal variances not assumed			,330	48,605	,743	,026	,0780	-,1311	,1826
Färg (mgPt/l)	Equal variances assumed	1,109	,297	-3,525	53	,001	-12,47	3,539	-19,572	-5,375
	Equal variances not assumed			-3,859	46,795	,000	-12,47	3,233	-18,978	-5,969
Alk (mekv/l)	Equal variances assumed	3,949	,052	-,420	53	,676	-,0125	,02967	-,07198	,04704
	Equal variances not assumed			-,486	51,773	,629	-,0125	,02566	-,06397	,03902
Syre (mg/l)	Equal variances assumed	,003	,955	1,196	51	,237	,708	,5920	-,4803	1,8966
	Equal variances not assumed			1,165	29,505	,253	,708	,6077	-,5339	1,9502
Syremättnad (%)	Equal variances assumed	,044	,834	,541	51	,591	1,30	2,407	-3,529	6,134
	Equal variances not assumed			,565	35,114	,576	1,30	2,306	-3,378	5,983
Tot-P (ug/l)	Equal variances assumed	,762	,387	-,314	53	,754	-,27	,853	-1,980	1,443
	Equal variances not assumed			-,294	30,709	,770	-,27	,911	-2,128	1,591
PO4-P (ug/l)	Equal variances assumed	14,836	,000	1,914	53	,061	,184	,0962	-,0088	,3772
	Equal variances not assumed			1,379	18,000	,185	,184	,1336	-,0965	,4649
NH4-N (ug/l)	Equal variances assumed	23,181	,000	1,530	53	,132	3,88	2,537	-1,206	8,969
	Equal variances not assumed			1,846	52,963	,070	3,88	2,102	-,335	8,098
NO3+NO2 -N (ug/l)	Equal variances assumed	1,381	,245	-,125	52	,901	-1,35	10,795	-23,012	20,312
	Equal variances not assumed			-,105	23,270	,918	-1,35	12,904	-28,026	25,326
Tot-N (ug/l)	Equal variances assumed	5,111	,028	-,810	51	,422	-19,74	24,375	-68,677	29,194
	Equal variances not assumed			-,705	25,322	,487	-19,74	27,992	-77,356	37,873
TOC (mg/l)	Equal variances assumed	,472	,500	-1,333	20	,198	-1,1000	,82542	-2,82179	,62179
	Equal variances not assumed			-,936	1,090	,510	-1,1000	1,17505	-13,41274	11,21274
Turb (FNU)	Equal variances assumed	2,537	,117	-1,878	53	,066	-,3371	,17948	-,69707	,02292
	Equal variances not assumed			-2,433	46,832	,019	-,3371	,13856	-,61584	-,05831
Al-total (ug/l)	Equal variances assumed	1,773	,189	-1,555	53	,126	-21,26	13,671	-48,680	6,159
	Equal variances not assumed			-1,769	50,547	,083	-21,26	12,021	-45,398	2,878
Al-labil (ug/l)	Equal variances assumed	7,874	,007	-1,402	53	,167	-4,55	3,244	-11,053	1,958
	Equal variances not assumed			-1,798	48,252	,078	-4,55	2,529	-9,631	,536