

Tidsseriesjöar i Värmlands län under 20 år

Tillstånd och utveckling 1983-2002



Tidsseriesjöar i Värmlands län under 20 år. Tillstånd och utveckling 1983-2002. Rapport 2004:16.

Omslagsbild

Karta över Värmland med tidsseriesjöar markerade. Foton från tidsseriesjöarna Mögesjön, Lill-En och Överrudssjön. Medgivande Lantmäteriet 1994. Ur GSD-Röda kartan, licensnr: 454.

Länsstyrelsens tryckeri, Karlstad 2004.

Tidsseriesjöar i Värmlands län under 20 år

Tillstånd och utveckling 1983-2002

av

Lena Åkerblom
Gunnar Lagerkvist

Karlstad juni 2004

FÖRORD

Vattenvårdsfrågor har länge utgjort en stor del av det samlade miljövårdsarbetet. Ganska tidigt, och inte minst i samband med att den omfattande kalkningsverksamheten satte igång, identifierades behovet av långa, kvalitetssäkrade mätserier och referenser från opåverkade sjöar. I Värmlands län har Länsstyrelsen, inom ramen för den regionala miljöövervakningen och kalkningsverksamheten, prioriterat att bibehålla sådana tidsserier. Programmet för övervakning av tidsseriesjöarna utgör den längsta och sett till antalet parametrar, mest omfattande miljöundersökningen i Länsstyrelsens regi. Det är därför mycket glädjande att Länsstyrelsen nu för första gången redovisar en samlad genomgång av resultatet från detta mätprogram som nu har löpt i 20 år och omfattar 27 sjöar.

Resultaten från tidsseriesjöarna har stor betydelse när data efterfrågas i miljömålsarbetet, bl.a. för att belysa utvecklingen av försurningstillståndet. Tidsseriesjöarna kommer också att vara värdefulla i det kommande arbetet med ramdirektivet för vatten, där sjöar som är opåverkade av utsläpp kommer att vara viktiga vid fastställandet av referensförhållanden. På sikt kommer långa mätserier att vara ovärderliga i miljöarbetet, även om vi idag inte alltid kan förutse exakt på vilket sätt. Det finns därför starka skäl att fortsätta undersökningar i tidsseriesjöarna. Med den överblick av resultaten som nu erhållits kommer Länsstyrelsen dock att göra vissa justeringar av programmet.

Insamling, analys och bearbetning har finansierats med statliga medel för miljöövervakning och kalkning. Arbetet på Länsstyrelsen har genomförts av flera medarbetare, däribland naturligtvis författarna till denna rapport, Lena Åkerblom och Gunnar Lagerkvist. Göran Pettersson har under huvuddelen av programmets löptid ansvarat för provtagningen, ett ansvar som under senare år övertogs av Sven-Erik Sköld och sedermera Helena Malmestrand. Erland Stake, numera pensionerad medarbetare på Länsstyrelsen, deltog i det ursprungliga urvalet av sjöar och har också bidragit med underlag till rapporten. SLU har under hela programmets löptid ansvarat för vattenanalyser och medarbetare där har också varit delaktiga i utformningen av programmet. Anders Wilander på SLU:s institution för miljöanalys har bidragit med värdefulla synpunkter under utarbetandet av denna rapport. Alla ovan nämnda och övriga som deltagit i arbetet tackas för värdefulla insatser!

Anders Walldorf
Enhetschef, Länsstyrelsens miljöanalysenhet

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
BAKGRUND	5
SJÖARNAS KARAKTÄR	7
KLIMAT	13
RESULTAT	16
VATTENTEMPERATUR.....	16
JONBALANS	17
<i>Nuvarande tillstånd</i>	17
<i>Tidsutveckling för natrium och klorid</i>	19
<i>Trender för sulfat</i>	20
<i>Tidsutveckling för kalcium, magnesium och kalium</i>	21
<i>Trender för konduktivitet</i>	22
<i>Årstidsvariationer</i>	23
FLUORID & KISEL	24
<i>Nuvarande tillstånd</i>	24
FÖRSURNING.....	25
<i>Nuvarande tillstånd</i>	25
<i>Försurningsbedömning alkalinitet</i>	27
<i>Trender för pH</i>	29
<i>Trender för alkalinitet</i>	31
<i>Trender för ANC</i>	32
<i>Paleolimnologi</i>	33
<i>Försurningsbedömning fisk</i>	35
<i>Försurningsbedömning bottenfauna</i>	36
<i>Årstidsvariationer</i>	37
<i>Samlad bedömning</i>	38
<i>Försurningsmått / försurningsindikator</i>	39
LJUSFÖRHÅLLANDEN.....	41
<i>Nuvarande tillstånd</i>	41
<i>Trender för vattenfärg</i>	42
<i>Årstidsvariationer</i>	43
ORGANISKT MATERIAL	44
<i>Nuvarande tillstånd</i>	44
<i>Trender för organiskt material</i>	45
<i>Årstidsvariationer</i>	46
VÄXTNÄRINGSÄMNEN	47
<i>Nuvarande tillstånd</i>	47
<i>Bedömning av eutrofieringspåverkan</i>	48
<i>Trender för fosfor</i>	50
<i>Trender för kväve</i>	51
<i>Trender för nitrit och nitrat</i>	52
<i>Årstidsvariationer</i>	53
<i>Samlad bedömning</i>	54
METALLER & ORGANISKA MILJÖGIFTER	56
<i>Tillstånd för metaller i vatten</i>	56
<i>Tillstånd för metaller i sediment</i>	57
<i>Tillstånd för organiska miljögifter i sediment</i>	58
SJÖBESKRIVNINGAR	60
ALSTERN	60
BILLINGEN.....	62

BJÖRKLÅNGEN.....	64
BJÖRNKLAMMEN	66
BODASJÖN	69
BOSJÖN.....	71
BOTUNGEN	73
BYSJÖN.....	76
GRÖCKEN	79
LILL-ËN.....	81
LILL-JANGEN.....	83
MÖGESJÖN.....	85
NORRA ÖRSJÖN	87
RATTSJÖN.....	89
RINNEN.....	92
SANDSJÖN.....	94
SKÅRDALSVATTNET	96
STORA ÖRSJÖN.....	98
STOR-ËN.....	100
STOR-HÄSSLINGEN.....	102
TREHÖRNINGEN.....	104
TVÄLLEN	106
ULVSJÖN.....	108
VÅGSJÖARNA.....	110
ÄMTEN	112
ÖRVATTNET.....	114
ÖVERSJÖN	117
ÖVERUDSSJÖN	119
REFERENSER	122
BILAGA 1. METODIK.....	125

SAMMANFATTNING

Naturvårdsverket påbörjade 1983 vattenkemiska undersökningar i s.k. tidsseriesjöar (tidigare kallade referenssjöar) i Sverige. I Värmlands län kom undersökningen att omfatta 18 okalkade sjöar. 1995 tog Länsstyrelsen över ansvaret för undersökningarna i huvuddelen av sjöarna och startade samma år motsvarande undersökningar i 9 kalkade sjöar. Numera provtas 28 tidsseriesjöar i länet, varav 17 okalkade och 11 kalkade. Under senare år genomförs utöver de ursprungliga kemiska analyserna även biologiska undersökningar i några av sjöarna.

Syftet med provtagningsprogrammet är i huvudsak att följa kemiska och biologiska förändringar i tiden i ett urval av okalkade och kalkade sjöar. Tanken är även att undersökningsresultaten ska kunna tjäna som referens till andra undersökningar, exempelvis i sjöar som påverkas av utsläpp.

Tidsseriesjöarna har en förhållandevis jämn spridning över länet och återspeglar därmed de skilda förhållanden som råder från de vänernära slättbygderna i söder till skogstrakterna i norr. Sjöarnas storlek varierar mellan 14 och 950 ha. Jämfört med den samlade populationen av sjöar i Värmlands län är små sjöar (< 10 ha) underrepresenterade i materialet.

Vid jämförelse av tidsseriesjöarna med riksinventeringen år 2000, då 151 sjöar undersöktes i länet, finner man att tidsseriesjöarna utgör ett representativt urval av sjöar baserat på totalfosforhalter. Vad gäller tidsseriesjöarnas vattenfärg är de generellt något klarare än vad som är typiskt för länets sjöar.

Jonstyrkan (konduktiviteten) i okalkade tidsseriesjöar är lägre ovanför högsta kustlinjen jämfört med under, en skillnad som är utjämnad i de kalkade sjöarna. I den sydvästra delen av länet påverkas sjöarnas jonsammansättning av närheten till havet genom dominans av natrium och klorid. Dessa ämnen uppvisar även en cyklisk haltvariation i sydvästligt belägna sjö-

ar, vilket kan ha ett samband med perioder med kraftiga västliga vindar.

Sulfathalterna har minskat i alla tidsseriesjöar under de senaste 20 åren. Även konduktiviteten och halterna av kalcium och magnesium har minskat i flera av sjöarna. Framförallt beror detta på minskad sur nederbörd under 1980- och 1990-talen, vilket har minskat sulfathalterna i vattnet och utlakningen av kationer från marken till vattnet. Dessutom kan de höga flödena under senare år ha bidragit till utspädningseffekter.

Sura och försurade sjöar återfinns främst ovan den högsta kustlinjen i länet. Av de 8 okalkade tidsseriesjöarna som är belägna över denna gräns har alla ett pH-värde som betecknas som surt ($\leq 6,2$). Av de 9 okalkade sjöarna under högsta kustlinjen har 7 ett pH-värde som överstiger 6,2.

Beräkningar av avvikelser från jämförvärde för alkalinitet visar att 15 av 17 okalkade tidsseriesjöar är försurade (alkaliniteten har sänkts med > 25 %). Beräkningarna bedöms i dagsläget som mycket osäkra och överskattar troligen försurningspåverkan. Ingen av de kalkade sjöarna bedöms, efter påbörjad kalkning, vara försurad enligt beräkningsmodellen.

Beräknade trender för pH i de okalkade sjöarna visar att surhetsgraden sakta håller på att minska. Även om de stora nederbörds mängderna som föll i anslutning till millennieskiftet medförde tillfälligt lägre mätvärden, är den generella trenden att pH-värdena långsamt ökar i de okalkade sjöarna.

För de kalkade sjöarna innebär de stora nederbörds mängderna att pH och alkalinitet minskade kraftigt under slutet av 1990-talet. Snabb vattenomsättning innebär stora problem för kalkningsverksamheten. För att uppnå angivna målsättningsvärden under högflödesperioder krävs ökade kalkmängder och tätare frekvens mellan kalktillfällena.

Beräknade trender för alkalinitet och ANC antyder att pH-utvecklingen i de okalkade sjö-

arna har ett starkare samband med ANC än med alkalinitet. De uppmätta ökningarna för pH i sjöarna åtföljs således snarare av en ökad förekomst av organiska anjoner än av ökad alkalinitet.

Paleolimnologiska undersökningar har genomförts i 5 av de okalkade tidsseriesjöarna, med avsikt att bestämma förindustriellt pH-värde. Resultaten visar att två av sjöarna (Örvattnet och Översjön) har ett lägre pH-värde idag än i förindustriell tid. För de övriga 3 sjöarna (Bysjön, Ulvsjön och Överudssjön) ligger dagens pH-värden i samma nivå som det förindustriella.

I huvuddelen av tidsseriesjöarna har undersökningar av fisk och bottenfaunasamhälle genomförts vid ett eller flera tillfällen. Biologiska skador som kan relateras till försurning har dokumenterats i 6-10 av de 28 sjöarna. Bedömningen är i vissa fall osäker och baseras på förekomst av försurningskänsliga arter/stadier.

Enligt en samlad bedömning av försurningsläget i sjöarna bedöms 8 sjöar som tydligt försurade, medan 5 bedöms som ej försurade. För övriga 15 sjöar är bedömningen osäker eller svår att göra utifrån befintliga data. Flera av dessa sjöar har brun vattenfärg p.g.a. humussyror som dels bidrar till naturligt lågt pH men som även kan ha buffrande verkan mot tillkommande antropogen försurning.

Vattenfärg och halten av organiskt material i tidsseriesjöarna påverkas framförallt av partikeltillförsel från omgivande marker. För båda parametrarna finns ett tydligt samband med nederbörds- och avrinningsförhållandena. Under perioder med höga vattenflöden, som under andra halvan av 1980-talet och runt millennieskiftet, har såväl vattenfärg som halter av organiska ämnen varit högre än under perioder med lägre flöden.

De flesta av tidsseriesjöarna är näringsfattiga (totalfosfor $\leq 12,5 \mu\text{g/l}$) och förefaller vara fosforbegränsade under nästan hela året. En-

dast fyra sjöar (Billingen, Botungen, Sandsjön och Överudssjön) bedöms som måttligt näringsrika eller näringsrika med avseende på fosfor, varav samtliga är förhållandevis grunda och har betydande inslag av jordbruksmark i avrinningsområdet. I dessa fyra sjöar samt i Bysjön, som är på gränsen till måttligt näringsrik, finns risk för kvävebegränsning under produktionssäsongen och därmed risk för algblooming av cyanobakterier.

Beräkning av avvikelse från jämförvärde för fosfor visar att två av de något näringsrikare sjöarna (Billingen och Överudssjön) indikerar eutrofieringspåverkan (fosforhalten har ökat med $> 50\%$). Även i de andra tre något näringsrika sjöarna (Botungen, Bysjön och Sandsjön) är nuvarande fosforhalter något högre än beräknade jämförvärden, om än inte avvikande höga. I övriga sjöar, utom Stor-En, är nuvarande fosforhalter lägre än beräknade jämförvärden. Endast i Vågsjöarna är dock minskningen avvikande stor ($> 50\%$).

Tungmetaller i tidsseriesjöarnas vatten förekommer generellt i mycket låga eller låga halter. Endast bly och koppar förekommer i måttligt höga halter i tre (Bysjön, Ulvsjön och Vågsjöarna) respektive två (Trehörningen och Överudssjön) sjöar. Metaller utgör störst problem i näringsfattiga, humusfattiga och sura vatten. I de något näringsrika Bysjön och Överudssjön, den något humösa Ulvsjön samt de kalkade Vågsjöarna och Trehörningen borde metallpåverkan därför inte utgöra något problem.

Metaller och organiska miljögifter i sediment förekommer i lägre halter i de något näringsrika sjöarna Bysjön och Överudssjön jämfört med de näringsfattigare sjöarna Ulvsjön, Örvattnet och Översjön, troligen p.g.a. utspädning i en större mängd biota i de produktivare sjöarna. Sedimentet var dessutom mer organiskt i de näringsfattigare sjöarna, vilket också kan förklara de högre halterna genom att både metaller och organiska miljögifter binder till organiska ämnen.

BAKGRUND

Som ett led i Naturvårdsverkets uppföljning av försurning och kalkning påbörjades 1983 vattenkemiska undersökningar i s.k. referenssjöar (numera kallade tidsseriesjöar). Programmet omfattade inledningsvis undersökningar i 169 sjöar som fördelade sig över hela Sverige.

Utgångspunkten vid valet av sjöarna var att finna ett representativt urval som skulle kunna generaliseras till att gälla för det samlade svenska sjöbeståndet. Utöver den geografiska spridningen eftersträvades även variation vad gäller sjöarnas humusinhåll, försurningskänslighet och storlek. Naturvårdsverket betona att en viss överrepresentation skulle finnas avseende försurningskänsliga och stora sjöar i förhållande till normalfördelningen (Naturvårdsverket 1997).

I Värmlands län kom programmet att omfatta 18 okalkade sjöar med olika karaktär vilka var fördelade för att avspegla olika förhållanden i länet. Det primära syftet med programmet var enligt Naturvårdsverket att undersöka långsiktiga försurningstrender i Sveriges sjöar och att kunna ställa resultaten från de nationella riksinventeringarna av sjöar i förhållande till mellanårsvariationer i referenssjöarna (Naturvårdsverket 1997).

I samband med omstruktureringen av Sveriges miljöövervakning 1995, valde Naturvårdsverket att behålla 5 av de ursprungliga 18 sjöarna i Värmlands län i det nationella miljöövervakningsprogrammet (Bysjön, Ulvsjön, Örvattnet, Översjön och Överudssjön). Länsstyrelsen ansvarar numera för undersökningarna i övriga sjöar vilka finansieras inom ramen för den regionala miljöövervakningen (Länsstyrelsen i Värmlands län 2002a). För två av de regionala sjöarna (Botungen och Lill-Jangen) bidrar även den samordnade recipientkontrollen i Byälven och Borgviksälven respektive Norsälven till övervakningen.

Efter påtryckningar från lokala intressenter har två av de ursprungliga referenssjöarna blivit kalkade (Vågsjöarna 1995 och Stor-En 1997). Dessa sjöar drivs därför numera med medel

från kalkningens effektuppföljning i länet. 1995 tillfördes en ny okalkad sjö (Lill-En) till det regionala programmet.

Samordnat med provtagningen av de okalkade referenssjöarna genomförs sedan 1995 även provtagning i 11 kalkade sjöar (inklusive Vågsjöarna och Stor-En). Dessa undersökningar drivs och finansieras genom kalkningens effektuppföljning.

Undersökningarnas syfte

Följande syften finns angivna för de 3 program som utgör den nu gällande övervakningen av tidsseriesjöar i Värmlands län:

Okalkade nationella tidsseriesjöar, 5 st (SLU 2003a)

Att följa mellanårsvariationer och förändringar över tiden i ett för landet representativt urval av sjöar som inte är direkt påverkade av utsläpp eller intensiv markanvändning.

Resultaten skall också kunna användas som referens vid tolkning av de periodvisa, landsomfattande sjöinventeringarna och för bedömning av förändringar i mer påverkade vattenområden.

Okalkade regionala tidsseriesjöar, 12 st (Länsstyrelsen 2001 b)

Att ge kunskap om effekter i länets sjöar av luftburna föroreningar och markanvändning (främst försurning).

Att utgöra referens för andra regionala sjöundersökningar.

Att möjliggöra jämförelser av utvecklingen i kalkade och okalkade sjöar i länet.

Att utgöra en regional kunskapsbank för kommande generationer.

Kalkade regionala tidsseriesjöar, 11 st (Länsstyrelsen 2001 b)

Att studera de långsiktiga effekterna av kalkning i länets sjöar.

Att bevaka att kalkningens kemiska målsättning uppfylls i länet.

Att möjliggöra jämförelser av vattenkvalitetens utveckling i kalkade och okalkade sjöar i länet.

Rapportens syfte

Det övergripande syftet med denna rapport är att dokumentera sjöarnas vattenkemiska status och utveckling. Av särskild vikt är att dokumentera påverkan av försurning. Målsättningen med utvärderingen är också att få en sammanhållen dokumentation av genomförda undersökningar i sjöarna. Följande moment angavs som prioriterade inför utvärderingen (projektplan 2002-06-12):

- Beskrivning av det nuvarande kemiska tillståndet i sjöarna.
- Beräkning av jämförvärden som belyser sjöarnas tillstånd utan påverkan från mänskliga aktiviteter.
- Beskrivning av förändringar i det kemiska tillståndet i förhållande till jämförvärden samt i mån av underlag även biologiska förändringar.
- Beskrivning av trender för vattenkemiska variabler.
- Sammanställning av kemiska variabler som referens till andra undersökningar.
- Samlad dokumentation av sjöarna inklusive genomförda undersökningar.
- Förslag till utformning av mått (indikator) som kan uppdateras årligen och som avspeglar försurningsutveckling i länet sjöar.
- Underlag för revidering av provtagningsprogrammen (omfattning, metodik m.m.).

Tabell 1. Tidsseriesjöar i Värmlands län 2002 (se karta i figur 2, sid. 8).

Namn	X-koordinat	Y-koordinat	Kommun	Huvudman	Provtagningsstartår	Kalkad
Alstern	6623220	1393390	Filipstad	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Billingen	6604570	1329200	Arvika	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Björklången	6666990	1361030	Sunne/Hagfors	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Björnklammen	6585660	1314950	Säffle	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Bodasjön	6575560	1295160	Årjäng	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Bosjön	6632200	1393810	Filipstad	Länsstyrelsen Kalk	1996	ja
Botungen	6584440	1324830	Säffle	SRK By- och Borgviksälven/Lst RMÖ	1983	nej
Bysjön	6580860	1302640	Årjäng	Naturvårdsverket NMÖ	1983	nej
Gröcken	6675990	1364250	Hagfors	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Lill-En	6646030	1364840	Hagfors	Länsstyrelsen RMÖ	1995	nej
Lill-Jangen	6655030	1362840	Hagfors	SRK Norsälven/Lst RMÖ	1983	nej
Mögesjön	6613360	1276280	Årjäng	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Norra Örsjön	6618660	1306740	Arvika	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Rattsjön	6696830	1340000	Torsby	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Rinnen	6615660	1343720	Kil/Arvika	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Sandsjön	6585510	1332670	Säffle	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Skårdalsvattnet	6585780	1280040	Årjäng	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Stora Örsjön	6651440	1393210	Hagfors	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Stor-En	6646140	1367020	Hagfors	Länsstyrelsen Kalk	1983	ja
Stor-Hässlingen	6690970	1337440	Torsby	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Trehörningen	6646210	1325020	Sunne/Arvika	Länsstyrelsen Kalk	1995	ja
Tvällen	6660230	1322870	Sunne/Arvika	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Ulvsjön	6615210	1301820	Arvika	Naturvårdsverket NMÖ	1983	nej
Vågsjöarna	6632220	1373220	Munkfors/Forshaga	Länsstyrelsen Kalk	1983	ja
Ämten	6652070	1320830	Arvika	Länsstyrelsen RMÖ	1983	nej
Örvattnet	6626820	1328600	Arvika	Naturvårdsverket NMÖ	1983	nej
Översjön	6644100	1361920	Sunne	Naturvårdsverket NMÖ	1983	nej
Överudssjön	6591050	1339820	Grums	Naturvårdsverket NMÖ	1983	nej

SJÖARNAS KARAKTÄR

Hydrologi & morfologi

Värmland tillhör mellersta Sveriges skogslandskap som karaktäriseras av blandad topografisk brutenhet med många små sjöar, myrar och moränlandskap. Närmast Väneren förekommer mer slätlandskap med få sjöar och liten brutenhet (SMHI 1996).

I Värmland finns 3 365 sjöar som är större än en hektar. Av dessa återfinns 64 % i storleken 1-10 ha, 28 % i storleken 10-100 ha och 7 % i storleken 100-1 000 ha. Endast 1 % av sjöarna är större än 1 000 ha (SMHI 1996).

Av de 28 tidsserieszöarna är 14 st (alltså 50 %) i storleken 10-100 ha, medan övriga 14 st inryms i storleksordningen 100-1 000 ha (tabell 2). De små sjöarna är därför något underrepresenterade i denna undersökning jämfört med de faktiska förhållandena i länet. Lill-En är den till ytan minsta tidsserieszön med en storlek på 14 ha, följt av Översjön på 38 ha. Den till ytan största sjön är Alstern på 950 ha, följt av Rinnen på 464 ha.

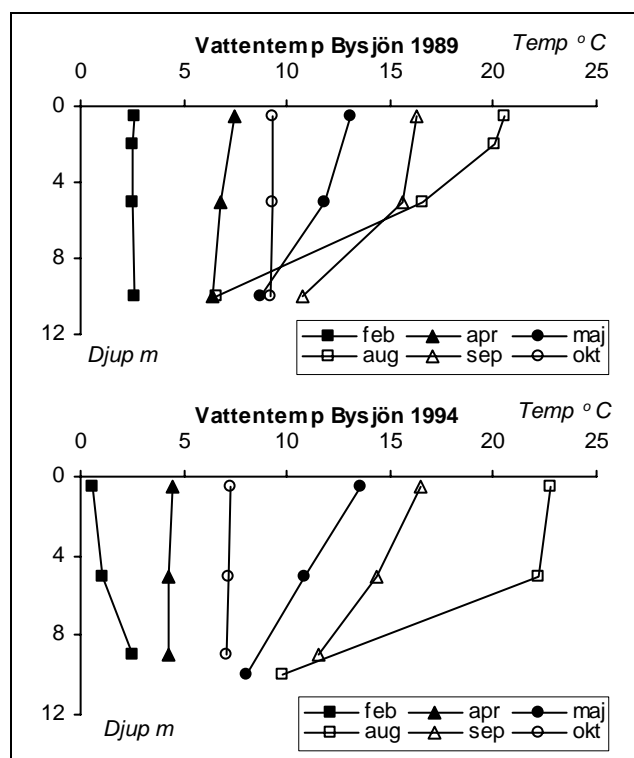
Det förekommer inget direkt samband mellan sjöars areal, volym och djup (SMHI 1996), även om Alstern med sin tydligt dominerande yta också har den största vattenvolymen och det största maxdjupet av tidsserieszöarna (tabell 2). Likaså har den till ytan minsta sjön Lill-En den minsta vattenvolymen, trots att Lill-En har ett maxdjup på 28 m vilket är något över medel för tidsserieszöarna (medianvärdet av sjöarnas maxdjup är 19 m). Grundast av tidsserieszöarna är Sandsjön och Överudsjön som har karaktär av slätlandssjöar.

Tidsserieszöarna har en förhållandevis jämn geografisk spridning i länet, med viss underrepresentation i den nordliga och sydöstra delen (figur 2, sid. 8). Deras belägenhet i höjd över havet varierar mellan 58 och 304 m.ö.h. med en viss dominans runt 200 m.ö.h. (median 190 m.ö.h.). Flera av sjöarna har förhållandevis små avrinningsområden (median 16 km²) även om de varierar mellan 1-101 km². Vattenomsättningstiden i sjöarna är beroende av sjövo-

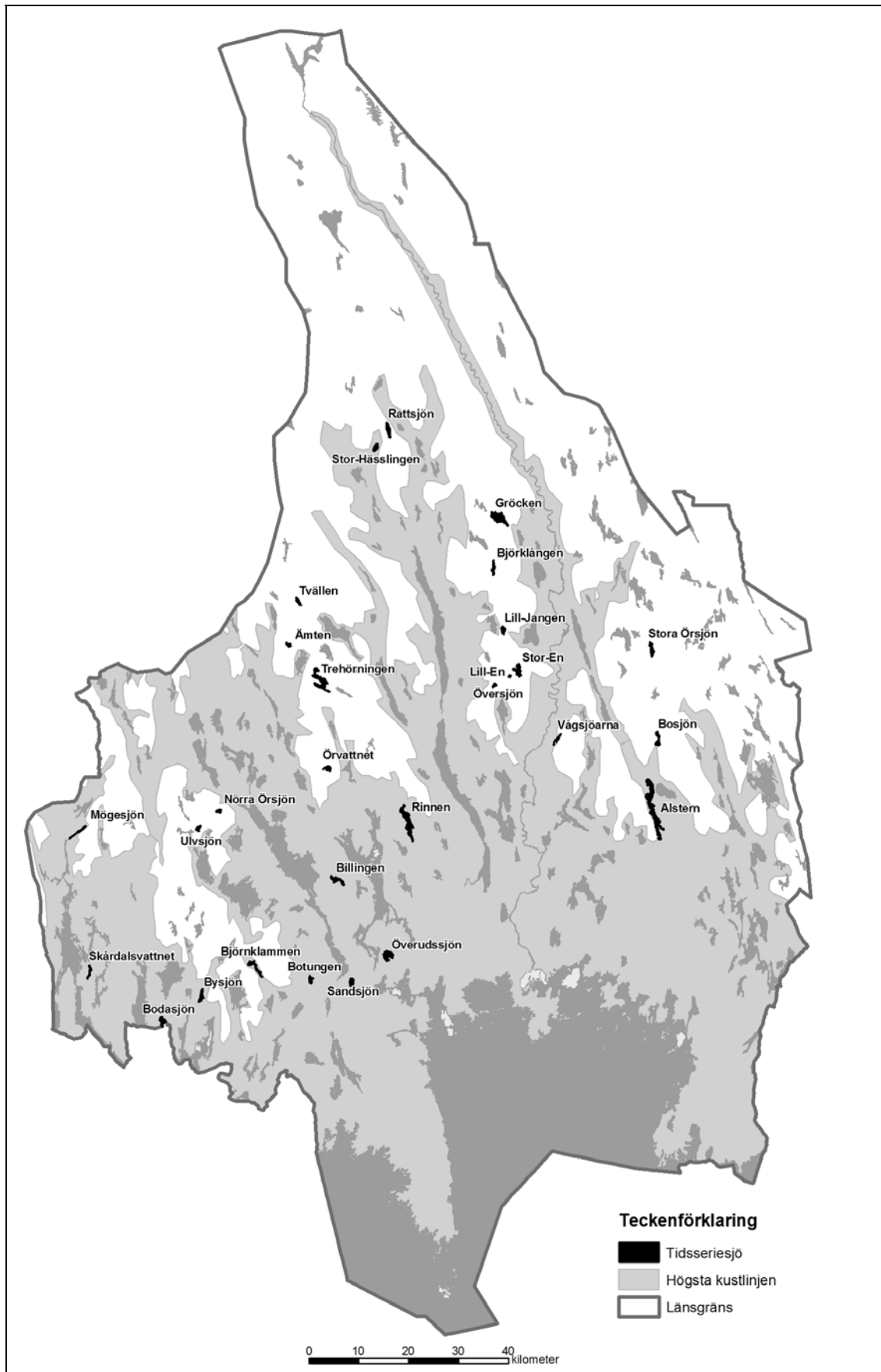
lymen och tillrinningen och varierar mellan 0,2-7,1 år med ett medianvärde på 2,0 år.

Vinden har betydelse för vattnets temperaturvariation med djupet i en sjö. På vintern, när sjön är islagd, har vattnet en stabil temperaturgradient (vinterstagnation) med lägst temperatur direkt under isen. På våren värms sjövattnet ovanifrån. När yt- och bottenvatten håller samma temperatur blandas hela vattenmassan (vår-cirkulation), eftersom vattnet då har samma densitet. Ju varmare ytvattnet blir desto tydligare blir temperaturskillnaden mellan yt- och bottenvatten och omblandningen stannar vid det uppkomna temperatursprångskiktet. Fenomenet kallas sommarstagnation. När ytvattnet sedan kyls av sjunker successivt temperaturen tills ytvattnet håller samma temperatur som bottenvattnet och höstcirkulation uppkommer.

I Bysjön sker cirkulation i april och oktober då hela vattenmassan håller samma temperatur, medan stagnation råder i februari och augusti (figur 1). I övriga tidsserieszöar har temperaturen i både yt- och bottenvatten endast mätts i februari och augusti varvid stagnation har förekommit.



Figur 1. Vattentemperatur vid olika vattendjup i Bysjön under februari, april, maj, augusti, september och oktober 1989 resp. 1994.



Figur 2. Tidsseriesjöarnas geografiska läge i Värmland. Medgivande Lantmäteriet 1994. Ur GSD-Röda kartan, licensnr: 454.

Tabell 2. Hydrologiska och morfologiska förhållanden i tidsseriesjöarna i Värmlands län. Uppgifterna har hämtats från SMHI, Nordiska ministerrådet samt Länsstyrelsen i Värmlands län.

Sjö	X-koord	Y-koord	Lodkarta år	Areal ha	H ö h m	Avr omr km ²	Sjö i avr %	Maxdj m	Medeldj m	Volym Mm ³	Spec avr l/s*km ²	Oms tid år
Alstern	6623220	1393390	1921	950	158	60,6	18	64	16,7	163	12	7,1
Billingen	6604570	1329200	1988	176	71	24,9	9	9	4,0	7,1	11	0,82
Björklången	6666990	1361030	1984	99	201	33,3	6	17	6,6	6,6	13	0,48
Björnklammen	6585660	1314950	1978	172	146	31,6	8	18	7,6	13,1	11	1,2
Bodasjön	6575560	1295160	1985	130	112	10,2	ca 14	15	6,3	8,2	13	2,0
Bosjön	6632200	1393810	1989	124	186	100,7	10	20	7,3	9,1	13	0,22
Botungen	6584440	1324830	1985	80	99	19,5	9	10	5,6	4,6	11	0,68
Bysjön	6580860	1302640	1985	119	123	11,0	13	12	7,4	9,4	12	2,3
Gröcken	6675990	1364250	1984	405	217	31,2	13	30	7,8	31,9	13	2,5
Lill-En	6646030	1364840	1991	14	291	1,4	10	28	9,9	1,4	13	2,4
Lill-Jangen	6655030	1362840	1988	90	193	4,4	20	12	4,1	3,7	13	2,0
Mögesjön	6613360	1276280	1996	68	121	9,5	8	31	8,6	5,8	11	1,8
Norra Örsjön	6618660	1306740	1988	49	210	3,5	8	35	8,6	4,7	11	3,9
Rattsjön	6696830	1340000	1990	141	196	12,0	13	19	7,4	10,3	14	1,9
Rinnen	6615660	1343720	1987	464	94	94,9	9	16	4,8	22,5	11	0,68
Sandsjön	6585510	1332670	1985	117	86	32,0	5	5	3,2	3,7	10	0,33
Skårdalsvattnet	6585780	1280040	1996	61	119	6,0	14	21	8,5	5,2	12	2,3
Stora Örsjön	6651440	1393210	1986	134	304	15,0		14	5,1	7,0	13	1,1
Stor-En	6646140	1367020	1993	168	263	16,4	14	36	10,0	16,2	13	2,4
Stor-Hässlingen	6690970	1337440	1989	90	185	36,0	5	20	5,7	5,1	14	0,32
Trehörningen	6646210	1325020	1987	409	224	28,6	17	48	10,7	43,8	13	3,7
Tvällen	6660230	1322870	1988	70	204	23,4	5	17	5,5	3,8	13	0,40
Ulvsjön	6615210	1301820	1985	50	211	4,5	13	31	10,0	5,2	11	3,3
Vågsjöarna	6632220	1373220	1995	61	187	11,2	ca 6	17		2,4	12	0,57
Ämten	6652070	1320830	1985	47	273	3,5	14	16	6,7	3,2	13	2,2
Örvattnet	6626820	1328600	1975	72	276	3,1	23	36	8,4	6,0	12	5,1
Översjön	6644100	1361920	1984	38	218	2,1	16	36	11,4	4,3	13	5,0
Överudssjön	6591050	1339820	1985	230	58	16,0	13	6	2,7	6,2	9	1,4
Min				14	58	1,4	5	5	2,7	1,4	9	0,2
Medel				165	179	23,1	12	23	7,4	14,8	12	2,1
Median				108	190	15,5	13	19	7,4	6,1	13	2,0
Max				950	304	101	23	64	16,7	163	14	7,1

Forts. Tabell 2.

Sjö	Nat geog region	HK över/under	Kalkad	Sänkt	Reglerad	Damm	Dammuppgifter
Alstern	28b	U	Nej	Nej	Ja	Ja	6623275 1393393, okänd ägare, tycks användas
Billingen	21a	U	Nej	Nej	Nej	Nej	Damm nedstr vid Sörtjärn, Klässbol, tycks ej användas
Björklången	30a	Ö	Ja		Nej	Ja	6666995 1360998, privat ägo, tycks ej användas
Björnklammen	21a	U	Ja		Nej	Ja	6585633 1314920, privat ägo, tycks ej användas
Bodasjön	21a	U	Nej			Nej	
Bosjön	30a ?	Ö	Ja	0,6 m	Nej	Ja	6631965 1393695, privat ägo, avslutad regl (sänkt vattennivå)
Botungen	21a	U	Nej	Ja		Nej	
Bysjön	21a	U	Nej	0,6 m		Nej	
Gröcken	30a	Ö	Ja		Ja	Ja	6675974 1364274, Fortum, tycks användas
Lill-En	30a	Ö	Nej			Nej	
Lill-Jangen	30a	Ö	Nej			Nej	
Mögesjön	28b	U	Nej	Nej	Nej	(Ja)	6613373 1276285, trol helt raserad damm
Norra Örsjön	28b	Ö	Ja			Nej	
Rattsjön	30a	Ö	Nej			Nej	
Rinnen	28b	U	Ja			Nej	
Sandsjön	21a	U	Nej	0,6 m	Ja	nej	Damm nedströms vid Björnö, dom från 1969
Skårdalsvattnet	21a	U	Nej	1 m		Nej	
Stora Örsjön	30a	Ö	Ja		Ja	Ja	6651434 1393265, privat ägo
Stor-En	30a	Ö	Ja		Ja	Ja	6646140 1367020
Stor-Hässlingen	30a	U	Ja			Nej	
Trehörningen	30a	Ö	Ja		Ja	Ja	6646189 1324995, Fortum
Tvällen	30a	Ö	Nej		Nej	Ja	6660210 1322870, tycks ej användas
Ulvsjön	28b	Ö	Nej	Nej	Nej	Ja	6615187 1301823, tycks ej användas
Vågsjöarna	28b	U	Ja	Nej		Nej	
Ämten	30a	Ö	Nej			Nej	
Örvattnet	28b	Ö	Nej	0,7 m		Nej	
Översjön	30a	Ö	Nej	Nej	Nej	Ja	6644074 1361872, tycks ej användas
Överudssjön	28b	U	Nej			Nej	

Isläggning på små sjöar (< 1 000 ha) i Värmland sker vanligtvis under den andra halvan av november, eventuellt med undantag för den sydvästra delen där isläggningen sker något senare (under första delen av december). Isen ligger sedan till i slutet av april i de södra och mellersta delarna av Värmland, medan isen i norra Värmland normalt ligger till i början av maj (Sveriges Nationalatlas 1995). Observationer under senare år visar att isen har släppt redan i början av april i södra delen av länet.

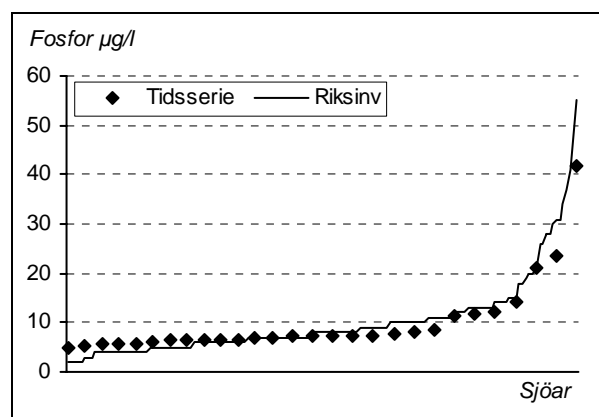
Snösmältningen har betydelse för vårfloden i vattendragen. I Värmland kommer vanligtvis vårfloden under mars eller april med höga vattenflöden som följd, ofta de högsta flödena under året (Sveriges Nationalatlas 1995).

Vattenkvalitet

I syfte att få en uppskattning om hur vattenkvaliteten i tidsseriesjöarna överensstämmer med länets ”generella” vattenkvalitet har analysresultaten för några vattenkemiska parametrar jämförts mellan tidsseriesjöarna och sjöarna som undersöktes inom riksinventeringen år 2000. Riksinventering av sjöar och vattendrag genomförs med femårsintervall sedan 1985 inom den nationella miljöövervakningen och syftar till att ge en så rättvisande bild som möjligt av miljötillståndet i landets sjöar. Undersökningen sker i statistiskt slumpmässigt utvalda sjöar (Wilander 2003). Vid riksinventeringen 2000 undersöktes 151 värmländska sjöar. Eftersom riksinventeringen utgörs av en större mängd sjöar och därmed ett större dataunderlag än tidsseriesjöarna har treårsmedelvärden (2000-2002) använts för tidsseriesjöarna vid jämförelsen.

Fördelningen av sjöarnas totalfosforhalter från låga till höga halter är likartad för tidsseriesjöarna och sjöarna inom riksinventeringen (se figur 3). Båda grupperna av sjöar har en tydlig dominans av sjöar med fosforhalter mellan 5-10 µg/l och en mindre andel sjöar med högre fosforhalter. Medianvärdet för fosforhalten i tidsseriesjöarna är 7,3 µg/l vilket överensstämmer väl med medianvärdet i sjöarna inom riksinventeringen på 8,0 µg/l. Även sjögrup-

pernas medelvärden ligger nära varandra; 9,9 µg/l i tidsseriesjöarna jämfört med 10,3 µg/l i sjöarna inom riksinventeringen. Utifrån fosforhalterna kan tidsseriesjöarna därför anses utgöra ett representativt urval av Värmlands sjöar.



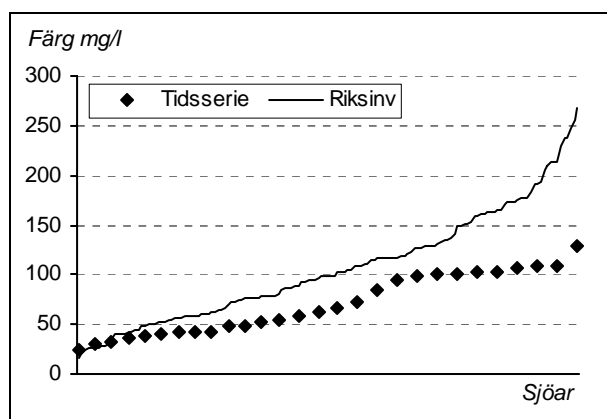
Figur 3. Fosforhalter i samtliga värmländska tidsseriesjöar (medelvärden 2000-2002) och i samtliga värmländska sjöar inom riksinventeringen 2000 rangordnade efter ökande fosforhalter.

Vattenfärgen i tidsseriesjöarna är totalt sett något lägre jämfört med sjöarna inom riksinventeringen. Medianvärdet i tidsseriesjöarna är 61 mg/l jämfört med 99 mg/l i sjöarna inom riksinventeringen. Motsvarande skillnad föreligger även för medelvärdena; 69 mg/l i tidsseriesjöarna och 107 mg/l i sjöarna inom riksinventeringen. Det är framförallt sjöar med färgvärden över 100 mg/l som är underrepresenterade bland tidsseriesjöarna (figur 4).

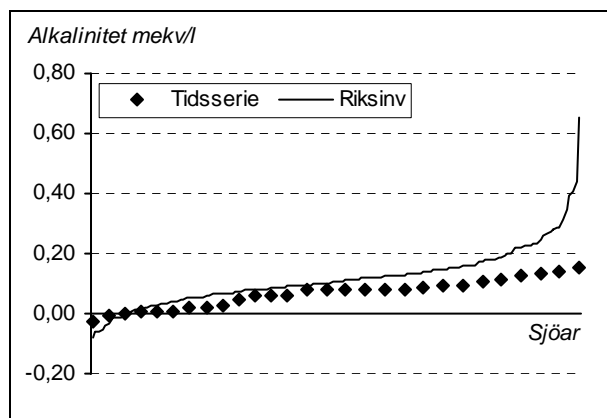
Sjöarna inom riksinventeringen 2000 har i genomsnitt förhållandevis höga färgtal. Delvis har detta troligen ett samband med att hösten 2000, då undersökningen genomfördes, var ovanligt nederbördsrik vilket orsakade stor avrinning och därmed stor partikeltransport från marken till vattnet. Vid riksinventeringen 1995 hade sjöarna i Värmlands län i genomsnitt lägre färgvärden (medianvärde = 64 mg/l, medelvärde = 78 mg/l) än vid riksinventeringen 2000. Även jämfört med riksinventeringen 1995 är dock tidsseriesjöar med färgvärden över 100 mg/l något underrepresenterade.

Även alkaliniteten är något lägre i tidsseriesjöarna jämfört med sjöarna inom riksinventeringen. Medianvärdet i tidsseriesjöarna är 0,078 mekv/l jämfört med 0,107 mekv/l i sjöarna

inom riksinventeringen. Även medelvärdena skiljer något mellan sjögrupperna; 0,064 mekv/l i tidsseriesjöarna och 0,119 mekv/l i sjöarna inom riksinventeringen. På liknande sätt som för färgvärdena så är det främst sjöar med höga alkalinitetsvärden ($> 0,150$ mekv/l) som är underrepresenterade bland tidsseriesjöarna (se figur 5). Riksinventeringen innehåller en större andel kalkade sjöar.



Figur 4. Vattenfärg i samtliga värmländska tidsseriesjöar (medelvärden 2000-2002) och i samtliga värmländska sjöar inom riksinventeringen 2000 rangordnade efter ökande färgtal.



Figur 5. Alkalinitet i samtliga värmländska tidsseriesjöar (medelvärden 2000-2002) och i samtliga värmländska sjöar inom riksinventeringen 2000 rangordnade efter ökande alkalinitet.

Gruppering av sjöar

Av tidsseriesjöarna i Värmland är 11 st kalkade och 17 st okalkade. Eftersom kalkningen påverkar sjöarnas vattenkemiska förutsättningar behandlas kalkade och okalkade sjöar som två grupper i rapporten.

För utvärdering av vissa parametrar kan det vara aktuellt att göra ytterligare grupperingar av sjöarna. Betydelsefullt för en sjös vatten-

kemiska utveckling är bl.a. försurningskänslighet, näringstillgång och vattenfärg.

De mest försurningskänsliga sjöarna återfinns vanligtvis ovanför högsta kustlinjen (d.v.s. nivå för havets största utbredning efter den senaste istiden). Detta beror främst på att tidigare översvämmade sjöar (under högsta kustlinjen) omges av mer finkorniga jordar vilket bidrar till en större jonbyteskapacitet och därmed större buffertförmåga jämfört med sjöar belägna över högsta kustlinjen. Av tabell 3 framgår att av de okalkade tidsseriesjöarna är alkaliniteten generellt högre i sjöar belägna under högsta kustlinjen. I kalkade sjöar har kalken i viss mån utjämnat denna tendens.

Tabell 3. Tidsseriesjöar grupperade utifrån belägenhet under eller över högsta kustlinjen samt alkalinitet.

Sjöar	Kalk	HK		Alkalinitet
		över	under	
Alstern	Nej	U		God buffertkapacitet
Billingen	Nej	U		God buffertkapacitet
Överudssjön	Nej	U		God buffertkapacitet
Botungen	Nej	U		Svag buffertkapacitet
Bysjön	Nej	U		Svag buffertkapacitet
Mögesjön	Nej	U		Svag buffertkapacitet
Sandsjön	Nej	U		Svag buffertkapacitet
Bodasjön	Nej	U		Mycket svag buffertkap.
Skärdalsvattnet	Nej	U		Ingen / obetydlig buffertkap.
Rattsjön	Nej	Ö		Mycket svag buffertkap.
Lill-En	Nej	Ö		Ingen / obetydlig buffertkap.
Lill-Jangen	Nej	Ö		Ingen / obetydlig buffertkap.
Tvällen	Nej	Ö		Ingen / obetydlig buffertkap.
Ulvsjön	Nej	Ö		Ingen / obetydlig buffertkap.
Änten	Nej	Ö		Ingen / obetydlig buffertkap.
Örvattnet	Nej	Ö		Ingen / obetydlig buffertkap.
Översjön	Nej	Ö		Ingen / obetydlig buffertkap.
Stor-Hässlingen	Ja	U		God buffertkapacitet
Vägsjöarna	Ja	U		God buffertkapacitet
Björnklammen	Ja	U		Svag buffertkapacitet
Rinnen	Ja	U		Svag buffertkapacitet
Trehörningen	Ja	Ö		God buffertkapacitet
Björklången	Ja	Ö		Svag buffertkapacitet
Bosjön	Ja	Ö		Svag buffertkapacitet
Gröcken	Ja	Ö		Svag buffertkapacitet
Norra Örsjön	Ja	Ö		Svag buffertkapacitet
Stora Örsjön	Ja	Ö		Svag buffertkapacitet
Stor-En	Ja	Ö		Svag buffertkapacitet

Näringstillgången har stor betydelse för den biologiska produktionen i vattnet och därmed också för biomassa, syreförbrukning och vattnets grumlighet. I sötvatten är framförallt fosfor det tillväxtbegränsande ämnet. Värmländska sjöar är generellt näringsfattiga vilket är fallet för de flesta av tidsseriesjöarna.

Tabell 4. Tidsseriesjöar grupperade utifrån totalfosforhalt och omsättningstid.

Sjöar	Kalk	Totalfosfor	Omsättnings-tid
Alstern	Nej	Mycket låga halter	Mycket lång
Örvattnet	Nej	Mycket låga halter	Lång
Rattsjön	Nej	Mycket låga halter	Kort
Ulvsjön	Nej	Låga halter	Lång
Översjön	Nej	Låga halter	Lång
Bodasjön	Nej	Låga halter	Måttlig
Bysjön	Nej	Låga halter	Måttlig
Lill-En	Nej	Låga halter	Måttlig
Lill-Jangen	Nej	Låga halter	Måttlig
Skårdalsvattnet	Nej	Låga halter	Måttlig
Ämten	Nej	Låga halter	Måttlig
Mögesjön	Nej	Låga halter	Kort
Tvällen	Nej	Låga halter	Mycket kort
Billingen	Nej	Måttligt höga halter	Mycket kort
Botungen	Nej	Måttligt höga halter	Mycket kort
Sandsjön	Nej	Måttligt höga halter	Mycket kort
Överudssjön	Nej	Höga halter	Kort
Trehörningen	Ja	Mycket låga halter	Lång
Gröcken	Ja	Mycket låga halter	Måttlig
Norra Örsjön	Ja	Låga halter	Lång
Stor-En	Ja	Låga halter	Måttlig
Björnkammen	Ja	Låga halter	Kort
Stora Örsjön	Ja	Låga halter	Kort
Björklången	Ja	Låga halter	Mycket kort
Bosjön	Ja	Låga halter	Mycket kort
Rinnen	Ja	Låga halter	Mycket kort
Stor-Hässlingen	Ja	Låga halter	Mycket kort
Vågsjöarna	Ja	Låga halter	Mycket kort

Endast fyra av de okalkade sjöarna har måttligt höga till höga fosforhalter (tabell 4). Samtliga fyra sjöar är grunda och belägna i länets södra del. De är alla belägna under högsta kustlinjen varför avlagrade sediment har gett upphov till finkorniga jordar som bidrar till näringsrikedomen. Markanvändningen utgörs dessutom i högre grad av odlad mark än vid de näringsfattiga sjöarna. Tre av sjöarna har även mycket kort omsättningstid (< 1 år), vilket påverkar sedimentationsförhållandena (Naturvårdsverket 1997).

Vattenfärgen påverkas bl.a. av mängden partiklar, främst humusämnen, i vattnet. I skogslandskapet är halten av humusämnen vanligtvis relativt hög, i synnerhet i områden med stort inslag av myrar och mossar. Ju högre humushalt desto brunare vattenfärg. Sjöar fungerar som sedimentationsbassänger för partiklar varför sjöar med lång omsättningstid generellt är mindre färgade än sjöar med kort omsättningstid. Av tidsseriesjöarna är flera såväl kalkade som okalkade sjöar humösa, d.v.s.

betydligt till starkt färgade (tabell 5). Generellt samvarierar omsättningstid och siktdjup med vattenfärgen. Ju kortare omsättningstid desto starkare färg och mindre siktdjup.

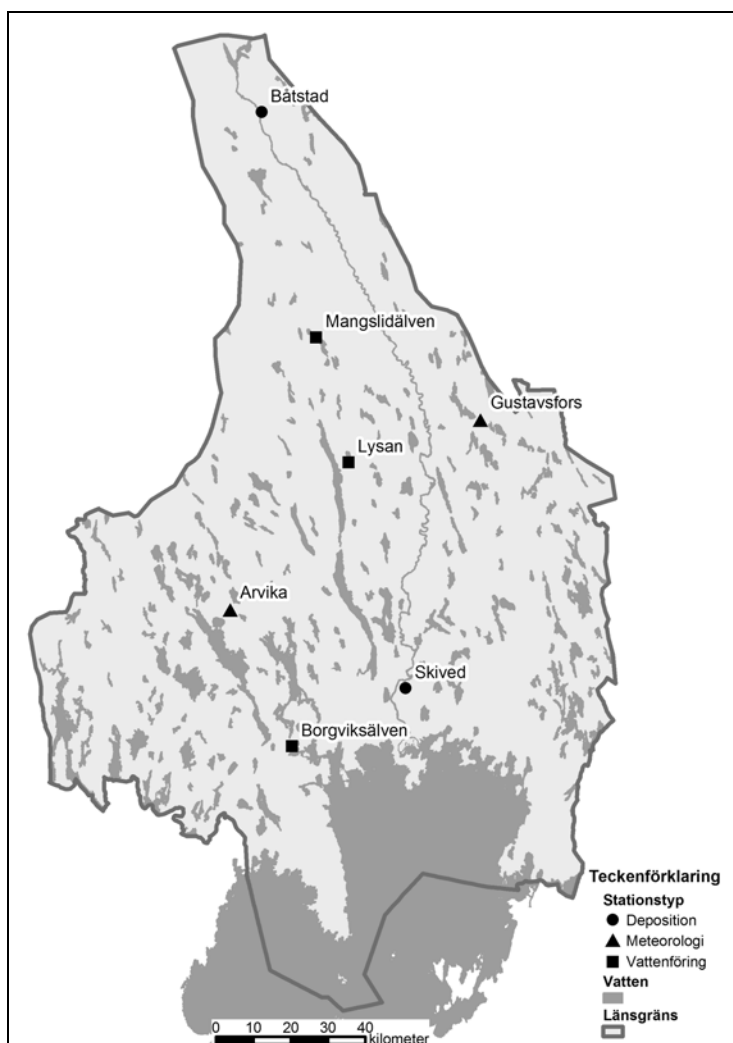
Av de okalkade sjöarna utmärker sig fyra sjöar med avseende på omsättningstid. Örvattnet, Alstern, Ulvsjön och Översjön har samtliga lång eller mycket lång omsättningstid på 3-7 år (tabell 5). Till följd av goda sedimentationsmöjligheter kan dessa sjöar karaktäriseras som klarvattenssjöar, även om Ulvsjön utgör ett grännsfall med förhållandevis tydlig vattenfärg (> 50 mg/l).

De kalkade sjöarna bör framförallt grupperas utifrån vattenfärg, eftersom det framförallt är denna karaktär som skiljer något mellan sjöarna. Flera av de kalkade sjöarna ligger på gränsen av den högsta kustlinjen och det är i vissa fall osäkert om de har varit täckta av hav eller inte. Alla kalkade sjöar är dessutom näringsfattiga, varför någon gruppering inte kan göras utifrån näringsrikedom.

Tabell 5. Tidsseriesjöar grupperade utifrån vattenfärg samt siktdjup och omsättningstid.

Sjöar	Kalk	Vatten-färg	Sikt-djup	Omsättnings-tid
Örvattnet	Nej	Svag	Stort	Lång
Alstern	Nej	Måttlig	Stort	Mycket lång
Ulvsjön	Nej	Måttlig	Måttligt	Lång
Översjön	Nej	Måttlig	Måttligt	Lång
Bodasjön	Nej	Måttlig	Måttligt	Måttlig
Bysjön	Nej	Måttlig	Måttligt	Måttlig
Lill-Jangen	Nej	Måttlig	Måttligt	Måttlig
Mögesjön	Nej	Måttlig	Måttligt	Kort
Rattsjön	Nej	Måttlig	Måttligt	Kort
Överudssjön	Nej	Måttlig	Litet	Kort
Billingen	Nej	Måttlig	Litet	Mycket kort
Skårdalsvattnet	Nej	Betydlig	Måttligt	Måttlig
Botungen	Nej	Betydlig	Litet	Mycket kort
Tvällen	Nej	Betydlig	Litet	Mycket kort
Lill-En	Nej	Stark	Litet	Måttlig
Ämten	Nej	Stark	Litet	Måttlig
Sandsjön	Nej	Stark	Litet	Mycket kort
Norra Örsjön	Ja	Måttlig	Stort	Lång
Trehörningen	Ja	Måttlig	Stort	Lång
Björnkammen	Ja	Måttlig	Måttligt	Kort
Gröcken	Ja	Betydlig	Måttligt	Måttlig
Stor-En	Ja	Betydlig	Måttligt	Måttlig
Stor-Hässlingen	Ja	Betydlig	Måttligt	Mycket kort
Stora Örsjön	Ja	Stark	Måttligt	Kort
Björklången	Ja	Stark	Litet	Mycket kort
Bosjön	Ja	Stark	Litet	Mycket kort
Rinnen	Ja	Stark	Litet	Mycket kort
Vågsjöarna	Ja	Stark	Litet	Mycket kort

KLIMAT

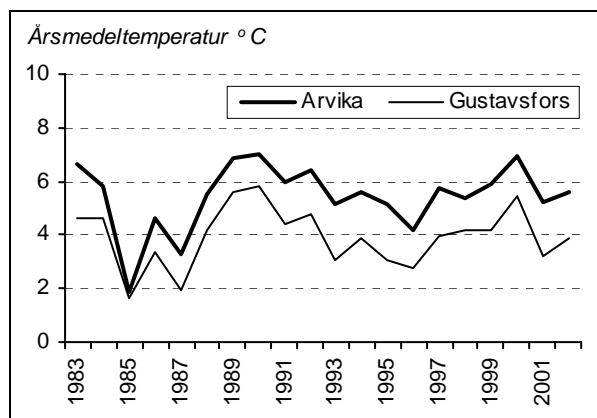


Figur 6. Geografiskt läge för SMHI:s meteorologiska stationer i Arvika (stn. 9240/9241) och Gustavsfors (stn. 10309), SMHI:s vattenföringsstationer i Borgviksälven vid Borgvik (stn. 2033), Mangslidälven vid Grea (stn. 2309) och Lysan vid Lisjöbäcken (stn. 1882), samt IVL:s depositionsstationer i Båtstad vid Höljes och i Skived vid Forshaga. Medgivande Lantmäteriet 1994. Ur GSD-Röda kartan, licensnr: 454.

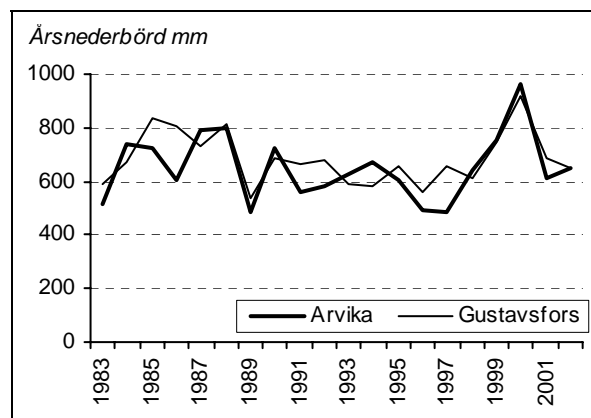
Temperatur

Vid de meteorologiska stationerna i Arvika och Gustavsfors har årsmedeltemperaturerna under stora delar av perioden 1983-2002 varit högre än normalvärdet för åren 1961-90. I Arvika var medelvärdet 5,4°C för perioden 1983-2002 medan normalvärdet ligger på 4,7°C. Motsvarande värde för Gustavsfors var 3,9°C jämfört med normalt 3,2°C.

I Arvika var årsmedeltemperaturen endast lägre än normalt under åren 1985-87 och 1996 (figur 7). Riktiga vargavintrar förekom i hela Sverige åren 1985-87 (SMHI 1999). Även i Gustavsfors var årsmedeltemperaturen lägre än normalt 1985 och 1987, liksom 1993 och 1995-96. Under perioden 1991-2002 saknas dock flera dygnstemperaturvärden under sommarmånaderna (främst juli) för stationen i Gustavsfors, vilket får ett visst genomslag i årsmedelvärdena för dessa år.



Figur 7. Årsmedeltemperatur vid SMHI:s meteorologiska stationer i Arvika (stn. 9240 t.o.m. juli 1995, stn. 9241 fr.o.m. aug 1995) och Gustavsfors (stn. 10309) under perioden 1983-2002 (källa SMHI 2003).



Figur 8. Årsnederbörd vid SMHI:s meteorologiska stationer i Arvika (stn. 9240 t.o.m. juli 1995, stn. 9241 fr.o.m. aug 1995) och Gustavsfors (stn. 10309) under perioden 1983-2002 (källa SMHI 2003).

Åren runt 1990 förekom milda vintrar i hela landet (SMHI 1999), så också i Arvika och Gustavsfors. Även vintern 2000 var ovanligt mild i Värmland, vilket sammanföll med extremt stora nederbörds mängder som gav upphov till höga flöden och översvämningar. Dessa flöden resulterade i stora transporter av partiklar och material från omgivande marker till sjöar och vattendrag.

Nederbörd

Liksom för temperaturen har även årsnederbörden varit högre än normalt i både Arvika och Gustavsfors under perioden 1983-2002. I Arvika var medelnederbörden 651 mm för perioden 1983-2002 medan normalvärdet för åren 1961-90 ligger på 594 mm. Medelnederbörden 1983-2002 för Gustavsfors var 684 mm jämfört med normalt 671 mm. I både Arvika och Gustavsfors är det framförallt de rekordstora nederbörds mängderna under år 2000 som drar upp medelvärdet (figur 8). I Arvika föll 964 mm nederbörd det året medan motsvarande siffra för Gustavsfors uppgår till 918 mm.

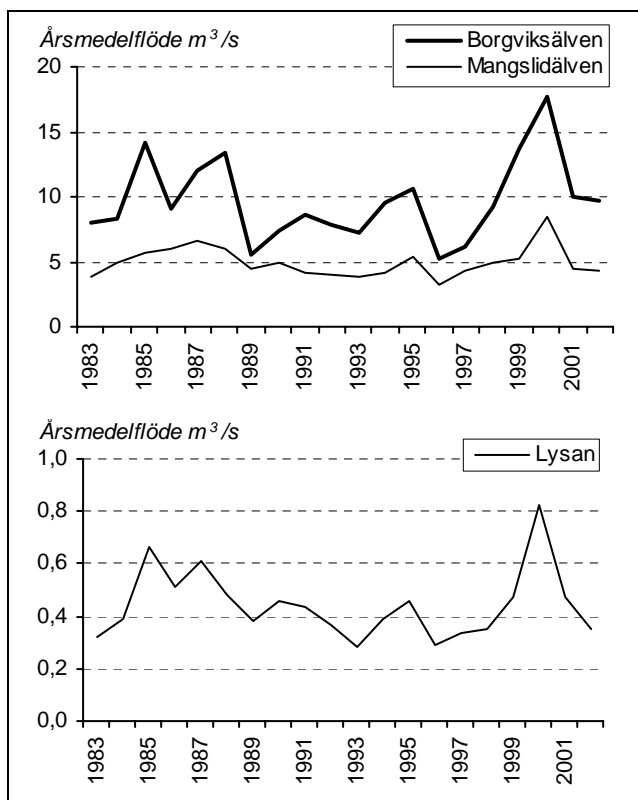
Årsnederbörden har endast varit lägre än normalt i Arvika sex år under 20-årsperioden 1983-2002 (1983, 1989, 1991-92 och 1996-97). Under motsvarande period har nederbörden i Gustavsfors varit lägre än normalt tio av dessa år (1983, 1989, 1991, 1993-98 och 2002).

I Sverige som helhet förekommer en tydlig nederbördsökning från mitten av 1970-talet och framåt, efter förhållandevis konstanta årliga nederbörds mängder tidigare under 1900-talet (SMHI 1999).

Vattenföring

Vattenföringen i vattendrag och därmed tillrinningen till sjöar beror främst av nederbörden. På flera håll i Värmland har vattenföringen under perioden 1983-2002 varit högre än normalt. Vid SMHI:s vattenföringsstation i Borgviksälven vid Borgvik har medelvattenflödet under åren 1983-2002 varit 9,7 m³/s, vilket är något högre än normalvärdet för perioden 1971-1990 på 8,4 m³/s. Även i Lysan vid Lisjöbäcken var vattenflödet i medeltal något högre än normalt (0,443 m³/s för åren 1983-2002 jämfört med normalvärdet 0,401 m³/s för perioden 1965-1990).

Perioder med hög vattenföring har framförallt förekommit under mitten av 1980-talet och i anslutning till millennieskiftet (figur 9). Under 1990-talet har flödena däremot varit något lägre. Denna variation överensstämmer i huvudsak med nederbördsförhållandena, då något mindre nederbörd föll under 1990-talet jämfört med mitten och slutet av 1980-talet samt början av 2000-talet.



Figur 9. Årsmedelvattenföring vid SMHI:s vattenföringsstationer i Borgviksälven vid Borgvik (stn. 2033), Mangslidälven vid Grea (stn. 2309) och Lysan vid Lisjöbäcken (stn. 1882) under perioden 1983-2002 (källa SMHI 2003).

Deposition

Luftnedfallet av försurande ämnen (svavel och kväve) har stor betydelse för miljötillståndet i Sverige. Förbränning av olja och kol är de främsta källorna till utsläpp av svaveldioxid medan trafiken är dominerande källa för kväveoxider. Huvuddelen av det försurande nedfallet blåser in över Sverige från andra länder.

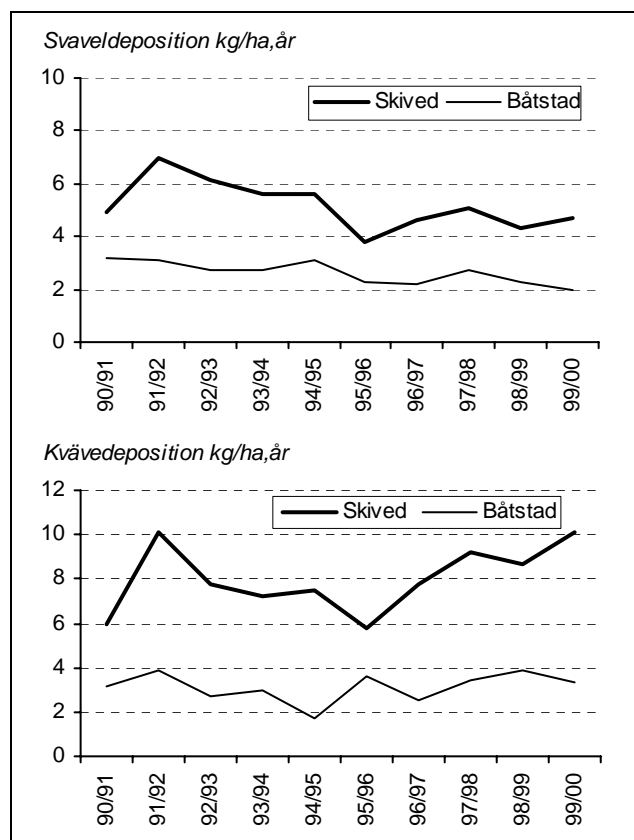
Värmland är känsligt för försurningspåverkan genom att den värmländska jordmånen består av svårvittrade jordarter som har liten förmåga att neutralisera surt nedfall. Dessutom är nedfallet av såväl svavel som kväve störst i landets sydöstra delar där avståndet till stora utsläppskällor på kontinenten är litet och där nederbörden är stor.

Nedfallet av svaveloxider i Sverige har minskat drastiskt under 1980- och 1990-talet. Nedfallet av kväve trefaldigades i Sverige från 1950- till 1980-talet. Ökningen har under sena-

re år avstannat, utan att någon tydlig minskning av kvävenedfallet har registrerats (se figur 10).

Trots en minskning av svavelnedfallet överstiger nedfallet av försurande ämnen fortfarande den kritiska belastningsgränsen för vad naturen tål. För svavelnedfall är den kritiska belastningen 2,5 kg per hektar och år, medan den kritiska belastningen för kvävenedfall är 4 kg per hektar och år (Länsstyrelsen i Värmlands län 2003a). Det föreligger en geografisk skillnad inom länet där nedfallet i den södra och västra delen är högre än belastningsgränsen medan nedfallet i norra Värmland underskrider belastningsgränsen.

Förutom att bidra till försurningen har kvävedepositionen även betydelse för näringsbelastningen på sjöar och vattendrag. I Värmland utgjorde luftdepositionen av kväve 9 % av den totala kvävebelastningen på vattnet år 1999 (Länsstyrelsen i Värmlands län 2003a).



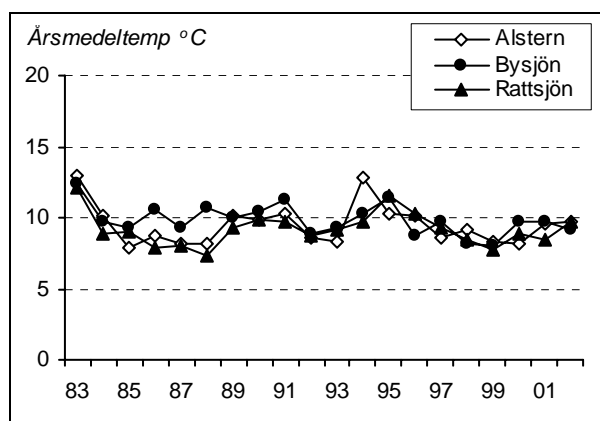
Figur 10. Luftnedfall av svavel respektive kväve över öppet fält vid IVL:s depositionsstationer i Båtstad vid Höljes i norra Värmland och i Skived vid Forshaga i södra Värmland under perioden 1990/91-1999/2000 (hydrologiska år).

RESULTAT

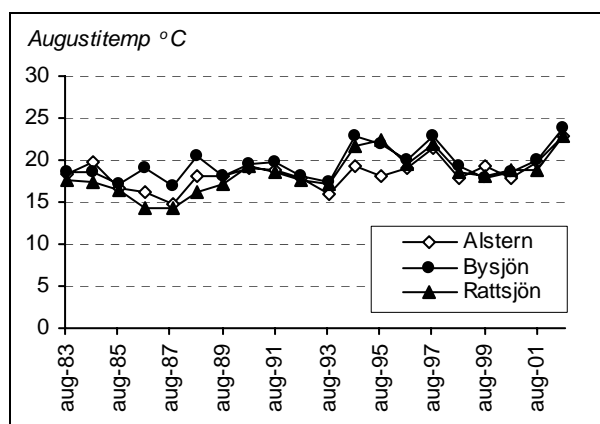
Vattentemperatur

Vattnets temperatur har betydelse för såväl biologiska som kemiska processer i vattnet. Exempelvis ökar den biologiska aktiviteten vid högre vattentemperatur. En högre temperatur medför också att en mindre mängd gaser (t.ex. syrgas) hålls lösta i vattnet. Indirekt påverkar temperaturen, genom förändringar i den biologiska aktiviteten, även halter och förekomstformer för flera kemiska parametrar.

Vattentemperaturen i tidsserieszöarnas ytvatten varierar endast marginellt mellan olika sjöar. Medelvärden för perioden 2000-2002 varierar mellan 8,0 och 10,4 °C i alla sjöar, med ett medelvärde för samtliga sjöar på 9,1 °C.



Figur 11. Årsmedeltemperatur i ytvattnet i Alstern, Bysjön och Rattsjön 1983-2002.

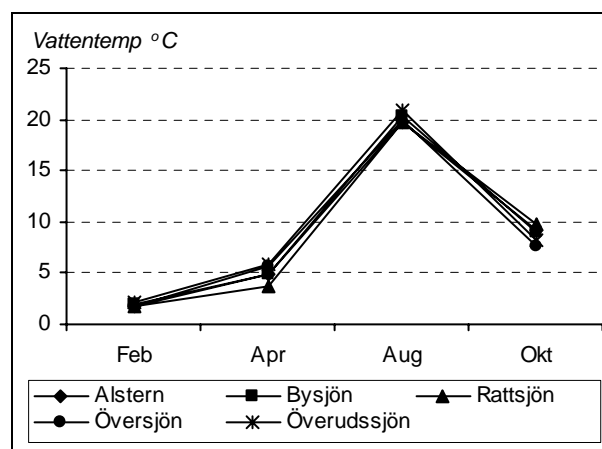


Figur 12. Ytvattentemperatur i augusti i Alstern, Bysjön och Rattsjön 1983-2002.

Årsmedeltemperaturen i sjöarna visar endast liten variation under mätperioden 1983-2002 (figur 11). Vattentemperaturen sommartid tenderar att öka under senare år (figur 12), medan vintertemperaturen däremot tenderar att minska.

Det föreligger inga direkta skillnader i vattentemperatur mellan sjöar i olika delar av Värmland. Såväl årsmedelvärden som säsongsmedelvärden ligger på ungefär samma nivåer i sjöarna (figur 11 och 12).

Som väntat följer vattentemperaturens årstidsvariation samma mönster i alla sjöarna, med lägst temperatur i februari och högst i augusti. Den nordligt belägna Rattsjön har något lägre temperatur i april jämfört med andra sjöar, vilket beror på att den värms upp något långsammare än sydligare belägna sjöar (tabell 6 och figur 13). Eventuellt beror den något lägre oktobertemperaturen i Översjön på att sjön är förhållandevis liten och därför kyls av snabbare än övriga sjöar (tabell 6 och figur 13).



Figur 13. Medelvärden för ytvattentemperatur vid olika provtagningstidpunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsserieszöar 1996-2002.

Tabell 6. Medelvärden för ytvattentemperatur vid olika provtagningstidpunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsserieszöar 1996-2002.

	Medeltemp i ytvattnet 1996-2002 (°C)			
	februari	april	augusti	oktober
Alstern	1,8	4,8	19,7	9,2
Bysjön	1,9	4,9	20,3	9,0
Rattsjön	1,8	3,6	19,8	9,7
Översjön	1,7	5,6	19,9	7,5
Överudssjön	2,1	5,8	20,9	8,2

Jonbalans

Konduktivitet (jonstyrka) är ett mått på den totala halten lösta salter i vattnet och mäts som elektrisk ledningsförmåga i vattnet. I sötvatten bidrar oftast kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat och vätekarbonat mest till konduktiviteten.

Konduktiviteten beror till stor del på mark- och berggrundsförhållanden i tillrinningsområdet. Lättvittrade bergarter och finkorniga jordar bidrar till högre konduktivitet genom större jonbyteskapacitet. Även markanvändningen kan ha betydelse för konduktiviteten genom att exempelvis jordbruk kan öka tillförseln av partiklar och salter till vattnet.

Jonsammansättningen påverkas också av luftdeposition. Framförallt sulfat tillförs vattnet genom att svaveldioxid från förbränning av fossila bränslen omvandlas till sulfat i luften. Sulfat fungerar som bärare av vätejoner, vilken då bidrar till försurning och utlakning av baskatjoner (kalcium, magnesium, natrium och kalium) från marken till vattnet.

Luftdepositionen av joner härstammar också i viss mån från havet. Framst depositionen av natrium och klorid ökar med närheten till havet. Även sulfat och magnesium kan tillföras från havet. Av den totala sulfatdepositionen i Värmland utgör dock andelen från hav en försummande liten del jämfört med den andel som kommer från förbränning av fossila bränslen.

Vid kalkning av sjöar och vattendrag tillförs kalcium och vätekarbonat vilket påverkar jonsammansättningen i vattnet.

Konduktiviteten kan dessutom indikera punktutsläpp till vatten, genom att avloppsvattnet ofta har höga salthalter. Denna påverkan förekommer dock inte i tidsseriesjöarna eftersom ingen av dessa tar emot utsläpp från punktkällor. Möjligtvis kan enskilda avlopp vid några av sjöarna till viss del påverka konduktiviteten i sjövattnet.

Nuvarande tillstånd

Konduktiviteten i tidsseriesjöarna är i genomsnitt 3 mS/m. Av de okalkade sjöarna har sjöar belägna över högsta kustlinjen lägre konduktivitet och lägre halter av samtliga större joner, jämfört med sjöar belägna under högsta kustlinjen (tabell 7). Sjöar över högsta kustlinjen är generellt jonfattigare än sjöar under högsta kustlinjen. Detta beror främst på jord- och berggrundsförhållandena genom att sjöar under högsta kustlinjen oftare omges av mer finkorniga och lättvittrade jord- och bergarter. Alla okalkade sjöar under högsta kustlinjen, förutom Alstern, är dessutom belägna i den sydvästra delen av Värmland, varför luftdepositionen av salter troligen är något högre i dessa sjöar.

Sulfat är den jon som skiljer minst i halt mellan okalkade sjöar över respektive under högsta kustlinjen (tabell 7). Troligen beror detta på att tillförseln av sulfat via luftdeposition dominerar över tillförseln från mark.

I de kalkade sjöarna är skillnaderna små, såväl i konduktivitet som jonhalter, mellan sjöar belägna över respektive under högsta kustlinjen (tabell 8). Detta beror dels på att kalcium och vätekarbonat tillförs vid kalkning och därmed överskuggar skillnaderna för dessa joner mellan sjöarna. Dessutom omges samtliga kalkade sjöar (både över och under högsta kustlinjen) av förhållandevis svårvittrade bergarter, vilket resulterar i låg jonstyrka.

I Norra Örsjön är halterna av natrium och klorid tydligt högre än i övriga kalkade sjöar. Eventuellt beror detta på havspåverkan, eftersom Norra Örsjön är belägen i den sydöstra delen av länet.

Havets inverkan på jonsammansättningen kan skönjas i några av tidsseriesjöarna belägna i den sydvästra delen av länet. Jonsammansättningen domineras av natrium och klorid i tre av dessa okalkade sjöar (Bodasjön, Bysjön och Skårdalsvattnet).

Tabell 7. Medelvärden för konduktivitet samt de större jonerna kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K), sulfat (SO₄), klorid (Cl) och vätekarbonat (HCO₃) i okalkade sjöar 2000-2002. Kolumnen HK anger om sjön är belägen över (Ö) eller under (U) högsta kustlinjen.

	HK	Kond	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl	HCO ₃ (Alk/Acid)
	Ö/U	mS/m	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l
Alstern	U	3,4	0,126	0,071	0,102	0,015	0,070	0,068	0,127
Billingen	U	4,2	0,165	0,091	0,120	0,023	0,080	0,083	0,152
Bodasjön	U	3,7	0,088	0,080	0,144	0,015	0,093	0,115	0,046
Botungen	U	3,2	0,124	0,066	0,092	0,012	0,081	0,063	0,063
Bysjön	U	4,0	0,112	0,080	0,154	0,018	0,095	0,130	0,078
Mögesjön	U	3,2	0,114	0,068	0,099	0,012	0,070	0,083	0,062
Sandsjön	U	3,4	0,124	0,074	0,107	0,017	0,062	0,076	0,081
Skårdalsvattnet	U	3,9	0,101	0,066	0,159	0,014	0,085	0,142	0,020
Överudssjön	U	4,5	0,151	0,121	0,131	0,030	0,095	0,095	0,140
Medel under HK		3,7	0,123	0,080	0,123	0,017	0,081	0,095	0,085
Lill-En	Ö	2,1	0,041	0,024	0,059	0,006	0,053	0,038	-0,025
Lill-Jangen	Ö	1,8	0,047	0,025	0,064	0,007	0,046	0,045	0,003
Rattsjön	Ö	1,9	0,064	0,036	0,061	0,008	0,051	0,036	0,026
Tvällen	Ö	2,0	0,061	0,039	0,061	0,009	0,046	0,045	0,007
Ulvsjön	Ö	2,6	0,095	0,039	0,085	0,008	0,073	0,068	0,020
Änten	Ö	2,1	0,062	0,037	0,061	0,010	0,054	0,044	-0,002
Örvattnet	Ö	2,0	0,041	0,027	0,061	0,007	0,069	0,046	-0,005
Översjön	Ö	2,2	0,058	0,035	0,069	0,012	0,074	0,046	0,007
Medel över HK		2,1	0,059	0,033	0,065	0,008	0,058	0,046	0,004
Medel alla		2,9	0,091	0,056	0,094	0,013	0,070	0,071	0,045

Tabell 8. Medelvärden för konduktivitet samt de större jonerna kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K), sulfat (SO₄), klorid (Cl) och vätekarbonat (HCO₃) i kalkade sjöar 2000-2002. Kolumnen HK anger om sjön är belägen över (Ö) eller under (U) högsta kustlinjen.

	HK	Kond	Ca	Mg	Na	K	SO ₄	Cl	HCO ₃ (Alk/Acid)
	Ö/U	mS/m	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l	mekv/l
Björnklammen	U	3,2	0,145	0,047	0,090	0,009	0,073	0,071	0,079
Rinnen	U	2,9	0,135	0,046	0,079	0,011	0,062	0,058	0,060
Stor-Hässlingen	U	3,1	0,185	0,052	0,064	0,008	0,051	0,038	0,132
Vågsjöarna	U	3,2	0,188	0,039	0,070	0,009	0,055	0,048	0,104
Medel under HK		3,1	0,163	0,046	0,076	0,009	0,060	0,053	0,094
Björklången	Ö	2,7	0,157	0,040	0,063	0,010	0,050	0,036	0,085
Bosjön	Ö	2,9	0,171	0,042	0,063	0,010	0,051	0,044	0,091
Gröcken	Ö	2,7	0,149	0,034	0,072	0,009	0,047	0,049	0,080
Norra Örsjön	Ö	4,0	0,149	0,044	0,152	0,008	0,079	0,139	0,080
Stora Örsjön	Ö	2,7	0,160	0,039	0,057	0,010	0,046	0,040	0,082
Stor-En	Ö	2,9	0,179	0,033	0,061	0,007	0,054	0,041	0,095
Trehörningen	Ö	3,2	0,169	0,052	0,071	0,010	0,072	0,049	0,115
Medel över HK		3,0	0,162	0,041	0,077	0,009	0,057	0,057	0,090
Medel alla		3,0	0,163	0,043	0,076	0,009	0,058	0,055	0,092

I fyra andra av de okalkade sjöarna belägna i sydvästra Värmland (Botungen, Mögesjön, Sandsjön och Ulvsjön) domineras sammansättningen av natrium och vätekarbonat, vilket kan bero både på inverkan från hav och berggrund.

I de kalkade sjöarna domineras jonsammansställningen av natrium och kalcium i tre sjöar (Björnklammen, Norra Örsjön och Rinnen). I Björnklammen och Norra Örsjön kan natriuminslaget möjligen bero på havspåverkan, men för Rinnen är förklaringen snarare markrelaterad. I alla andra kalkade sjöar utgör kalcium och vätekarbonat dominerande joner.

Tre av de okalkade sjöarna är förhållandevis välbuffrade och belägna under den högsta kustlinjen (Alstern, Billingen och Överudssjön). I dessa tre sjöar dominerar kalcium och vätekarbonat jonsammansställningen. Billingen och Överudssjön är delvis havspåverkade även om inte sådana joner dominerar i sjöarna.

De okalkade sjöarna belägna över högsta kustlinjen är samtliga jonfattiga (konduktivitet < 3 mS/m). I tre av dessa sjöar (Lill-En, Örvattnet och Översjön) domineras jonsammansställningen av sulfat och kalcium. Tillförseln av sulfat via luftdeposition får relativt stort genomslag i dessa saltfattiga sjöar. I fyra av de jonfattiga sjöarna (Lill-Jangen, Rattsjön, Tvällen och Ämten) utgör natrium och vätekarbonat dominerande joner, vilket främst beror på berggrunden. Även Ulvsjön kan bedömas som jonfattig och den domineras, som ovan nämnts, också av natrium och vätekarbonat.

Vätekarbonat (alkalinitet) kommer inte att behandlas med avseende på trender i detta avsnitt. Detta görs istället i avsnittet om Försurning.

Tidsutveckling för natrium och klorid

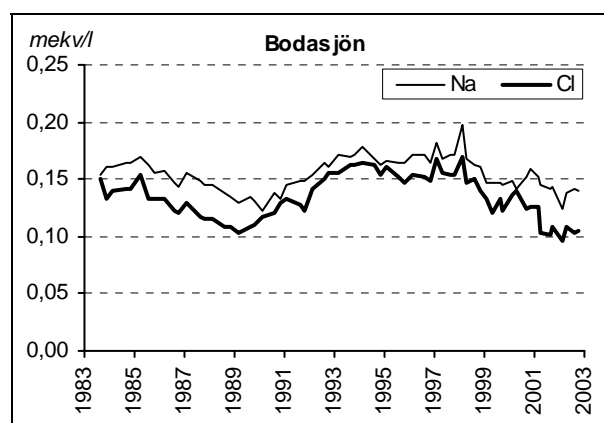
Haltutvecklingen för natrium och klorid uppvisar inga tydliga linjära trender under mätperioden. Linjära trendberäkningar har därför inte gjorts, utan istället förs endast ett resonemang kring haltutvecklingen för dessa parametrar i de okalkade sjöarna.

I alla okalkade sjöar i den sydvästra delen av Värmland har både natrium och klorid en cyklisk haltutveckling under mätperioden (figur 14). Tendensen är tydlig i sjöarna Billingen, Bodasjön, Botungen, Bysjön, Sandsjön, Skårdalsvattnet och Överudssjön, medan mönstret är något svagare i Mögesjön och Ulvsjön. Troligen förklaras variationen av att halterna ökar under perioder med kraftiga västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter. Man har funnit att ett cykliskt väderfenomen, kallat *North Atlantic Oscillation (NAO)*, påverkar förekomsten av bland annat klorid i

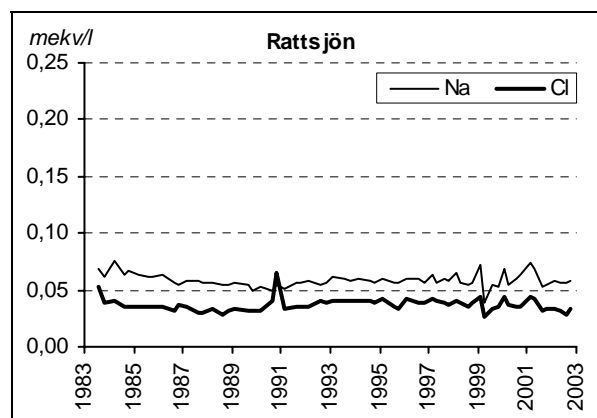
svenska vattendrag genom att halterna blir högre under perioder med mer västliga vindar (SLU 2002a).

Variationen i kloridhalt i sydvästligt belägna sjöar överensstämmer med uppmätt kloriddeposition över öppet fält vid mätstationen i Mellan-Hurr i sydvästra Värmland. Där uppmättes lägre kloriddeposition under början av 1990-talet jämfört med slutet (IVL 2002).

I övriga tidsserieszöar visar inte natrium- och kloridhalterna någon tydlig variation under mätperioden (figur 15). Möjligen har halterna fluktuerat något mer än vanligt under de senaste åren till följd av stor avrinning. Halterna av natrium och klorid är generellt något lägre i de nordligt och östligt belägna tidsserieszöarna jämfört med de sydvästliga.



Figur 14. Natrium- och kloridhalter i Bodasjön 1983-2002.



Figur 15. Natrium- och kloridhalter i Rattsjön 1983-2002.

Trender för sulfat

Linjära trender för sulfat i tidsseriejöarna har beräknats med Theil's slope (se avsnittet Bedömningsmetodik i bilaga 1).

Beräkningarna har genomförts för hela undersökningsperioden, vilket i de okalkade sjöarna innebär 1983-2002 med undantag för Lill-En som har undersökts sedan 1995. De kalkade sjöarna har undersökts under perioden 1995-2002, med undantag för Stor-En och Vågsjöarna som har undersökts sedan 1983.

I samtliga sjöar föreligger en negativ trend för sulfathalten under perioden (tabell 9 och 10). Endast i Alstern är trenden för svag för att bedömas som en minskning.

Tabell 9. Trender för uppmätta sulfathalter i okalkade tidsseriejöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,01 mekv/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 0,01-0,04 mekv/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 0,04 mekv/l förändring per 10 år.

	SO ₄ ändring/10 år (mekv/l) 1983-2002	Bedömning 1983-2002
Alstern	-0,009	0
Billingen	-0,063	stark minskning
Bodasjön	-0,029	minskning
Botungen	-0,041	stark minskning
Bysjön	-0,030	minskning
Lill-Jangen	-0,021	minskning
Mögesjön	-0,030	minskning
Rattsjön	-0,016	minskning
Sandsjön	-0,050	stark minskning
Skårdalsvattnet	-0,044	stark minskning
Tvällen	-0,020	minskning
Ulvsjön	-0,029	minskning
Ämten	-0,027	minskning
Örvattnet	-0,023	minskning
Översjön	-0,020	minskning
Överudssjön	-0,064	stark minskning
Lill-En *	-0,055	stark minskning

* Trend för Lill-En avser perioden 1995-2002.

Främsta orsaken till att sulfathalterna minskar i sjöarna är minskad svaveldeposition. Nedfallet av svaveloxider i Sverige har minskat betydligt under 1980- och 1990-talet. Under 1990-talet halverades svavelhalten i nederbörd (se avsnitt Klimat/Deposition). I takt med att den sura nederbörden och sulfathalterna minskar tenderar pH att öka (se avsnitt Försurning).

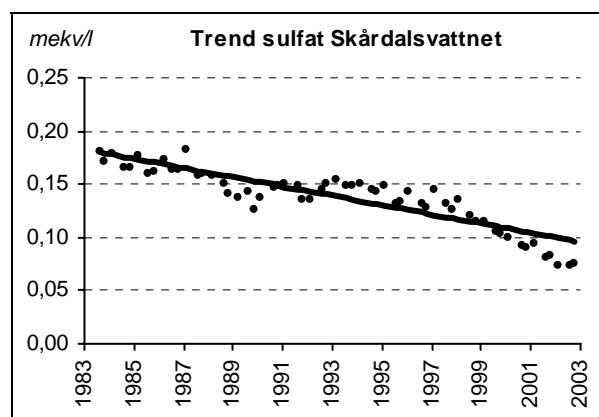
Minskningen av sulfathalterna är större i sjöar belägna i den sydvästra delen av Värmland

jämfört med sjöar i övriga länet (figur 16 och 17). Detta beror på att den dominerande vindriktningen kommer från sydväst varför sydvästra Värmland utsätts för större mängd sur nederbörd. Tendensen avklingar mot nordost i både länet och landet.

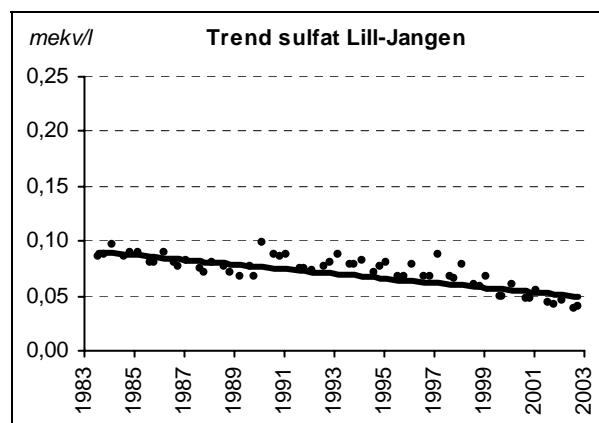
Tabell 10. Trender för uppmätta sulfathalter i kalkade tidsseriejöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,01 mekv/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 0,01-0,04 mekv/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 0,04 mekv/l förändring per 10 år.

	SO ₄ ändring/10 år (mekv/l) 1995-2002	Bedömning 1995-2002
Björklången	-0,058	stark minskning
Björnkammen	-0,081	stark minskning
Bosjön	-0,054	stark minskning
Gröcken	-0,046	stark minskning
Norra Örsjön	-0,071	stark minskning
Rinnen	-0,063	stark minskning
Stor-Hässlingen	-0,049	stark minskning
Stora Örsjön	-0,053	stark minskning
Trehörningen	-0,050	stark minskning
Stor-En *	-0,022	minskning
Vågsjöarna *	-0,027	minskning

* Trender för Stor-En och Vågsjöarna avser perioden 1983-2002.



Figur 16. Trend för sulfat i Skårdalsvattnet för perioden 1983-2002, beräknad med Theil's slope.



Figur 17. Trend för sulfat i Lill-Jangen för perioden 1983-2002, beräknad med Theil's slope.

Utöver att sulfathalterna minskar så uppvisar de, liksom natrium- och kloridhalterna, en viss cyklisk variation i de sydvästligt belägna sjöarna i länet (figur 16). Orsaken är troligen cyklisk variation i västlig vindstyrka, s.k. *North Atlantic Oscillation (NAO)*, in över sydvästra Sverige vilket påverkar den luftburna transporten av joner.

Tidsutveckling för kalcium, magnesium och kalium

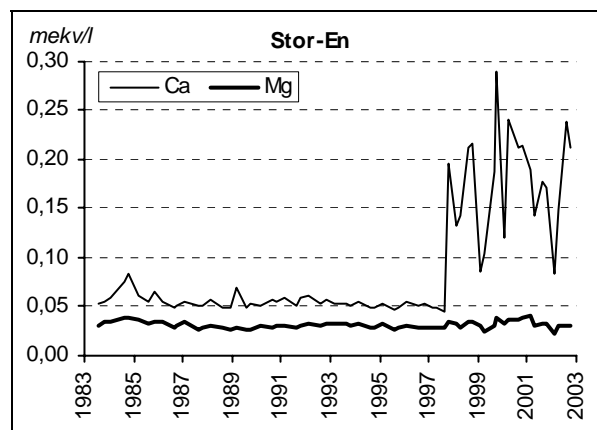
Haltutvecklingen för kalcium och magnesium uppvisar inga tydliga linjära trender under mätperioden, medan halterna av kalium inte visar någon variation alls i tidsserierjöarna under mätperioden. Linjära trendberäkningar har därför inte gjorts, utan istället förs endast ett resonemang kring haltutvecklingen för kalcium och magnesium.

I de kalkade sjöarna fluktuerar kalciumhalten markant beroende på kalkningstillfällena i sjön. I exempelvis Stor-En var kalciumhalterna konstant låga innan kalkning påbörjades 1997, vilket resulterade i tydligt höjda och fluktuerande halter (figur 18).

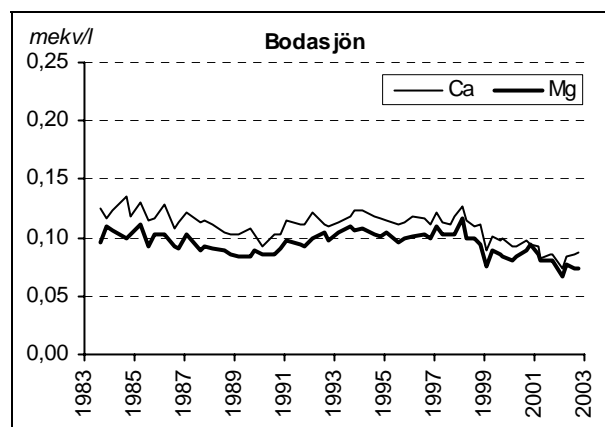
Liksom för övriga joner visar kalcium- och magnesiumhalterna cyklisk variation i sjöarna i länets sydvästra del (figur 19), även om tendensen inte är så markant som för natrium, klorid och sulfat (se ovan). Variationen beror, liksom för övriga joner, antagligen på större luftdeposition under perioder med mer västliga vindar. Luftdepositionen av kalcium och magnesium över Värmland är dock mindre än luftdepositionen av natrium, klorid och sulfat (IVL 2002).

Halterna av såväl kalcium som magnesium tenderar att sjunka i flera av tidsserierjöarna (figur 20). Eventuellt är detta en följdfeffekt av minskad sur nederbörd. Mindre mängd vätejoner tillförs då marken varvid mindre mängd baskatjoner (kalcium, magnesium, natrium och kalium) byts ut i marken och tillförs vattnet. Kännedomen om naturliga halter av baskatjoner i vattnet är dock begränsad. Beroende på

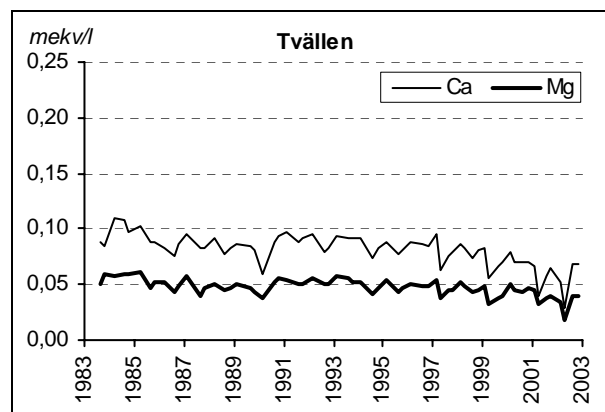
hur försurningen har påverkat förrådet av baskatjoner i marken kan eventuellt minskningen av baskatjoner i vattnet fortskrida under naturliga halter och därmed resultera i en utarmning av baskatjoner.



Figur 18. Kalcium- och magnesiumhalter i Stor-En 1983-2002.



Figur 19. Kalcium- och magnesiumhalter i Bodasjön 1983-2002.



Figur 20. Kalcium- och magnesiumhalter i Tvällen 1983-2002.

Den syraneutraliserande kapaciteten (Acid Neutralizing Capacity, ANC) i vattnet beror både av mängden baskatjoner och mängden anjoner. Utvecklingen av ANC i vattnet påverkas alltså av haltutvecklingen för de ingående jonerna. Under senare år tenderar ANC att öka vilket troligen beror på att halterna av negativa joner sjunkit mer än halterna av baskatjoner (se avsnitt om Försurning).

Trender för konduktivitet

Linjära trender för konduktivitet i tidsseriesjöarna har beräknats med Theil's slope (se avsnittet Bedömningsmetodik i bilaga 1).

Beräkningarna har genomförts för hela undersökningsperioden, vilket i de okalkade sjöarna innebär 1983-2002 med undantag för Lill-En som har undersökts sedan 1995. De kalkade sjöarna har undersökts under perioden 1995-2002, med undantag för Stor-En och Vågsjöarna som har undersökts sedan 1983.

Utvecklingen för konduktiviteten ger en samlad bild av utvecklingen av den totala halten lösta salter i sjöarnas vatten. I alla sjöar, utom Stor-En och Vågsjöarna, föreligger en negativ trend för konduktiviteten under perioden (tabell 11 och 12). Endast i fyra av de sjöar som har undersökts under hela tidsperioden 1983-2002 (Billingen, Botungen, Sandsjön och Överudssjön) är trenden tillräckligt stark för att bedömas som en minskning (figur 21 och 22).

Avsaknaden av minskande tendens för konduktiviteten i Vågsjöarna och Stor-En förklaras av att sjöarna började kalkas 1995 respektive 1997 vilket resulterade i en förhöjning av konduktiviteten, liksom av kalciumhalten (se ovan).

Tabell 11. Trender för uppmätt konduktivitet i okalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,5 mekv/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 0,5-1,5 mekv/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 1,5 mekv/l förändring per 10 år.

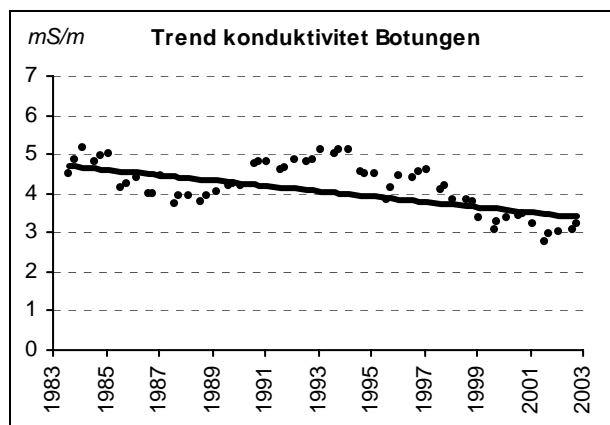
	Kond ändring/10 år (mS/m) 1983-2002	Bedömning 1983-2002
Alstern	-0,03	0
Billingen	-1,00	minskning
Bodasjön	-0,21	0
Botungen	-0,68	minskning
Bysjön	-0,37	0
Lill-Jangen	-0,22	0
Mögesjön	-0,30	0
Rattsjön	-0,15	0
Sandsjön	-0,78	minskning
Skårdalsvattnet	-0,45	0
Tvällen	-0,24	0
Ulvsjön	-0,31	0
Änten	-0,17	0
Örvattnet	-0,43	0
Översjön	-0,26	0
Överudssjön	-0,82	minskning
Lill-En *	-0,82	minskning

* Trend för Lill-En avser perioden 1995-2002.

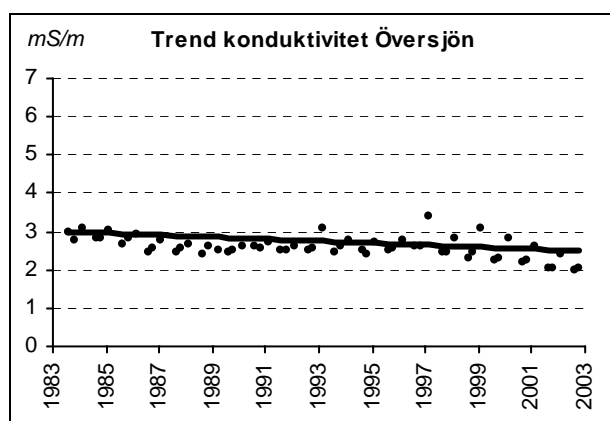
Tabell 12. Trender för uppmätt konduktivitet i kalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,5 mekv/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 0,5-1,5 mekv/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 1,5 mekv/l förändring per 10 år.

	Kond ändring/10 år (mS/m) 1995-2002	Bedömning 1995-2002
Björklången	-2,31	stark minskning
Björnklammen	-4,27	stark minskning
Bosjön	-1,67	stark minskning
Gröcken	-1,40	minskning
Norra Örsjön	-3,20	stark minskning
Rinnen	-2,18	stark minskning
Stor-Hässlingen	-4,57	stark minskning
Stora Örsjön	-3,53	stark minskning
Trehörningen	-1,58	stark minskning
Stor-En *	0,26	0
Vågsjöarna *	0,28	0

* Trender för Stor-En och Vågsjöarna avser perioden 1983-2002.



Figur 21. Trend för konduktivitet i Botungen för perioden 1983-2002, beräknad med Theil's slope.



Figur 22. Trend för konduktivitet i Översjön för perioden 1983-2002, beräknad med Theil's slope.

Liksom för flera av de ingående jonerna uppvisar konduktiviteten en förhållandevis stark minskning under de senaste åren, vilket exemplifieras för de kalkade sjöarna som har undersökts under perioden 1995-2002 (tabell 12). Detta beror troligen på en kombination av flera faktorer:

- Minskad svaveldeposition har minskat sulfathalterna i vattnet.
- Minskad sur nederbörd har minskat utlakningen av baskatjoner från marken till vattnet.
- Luftdepositionen verkar följa en cyklisk variation i västlig vindstyrka (*North Atlantic Oscillation, NAO*).
- Höga flöden under de senaste åren kan eventuellt ha gett upphov till utspädnings-effekter.

Den cykliska haltvariationen till följd av variationer i västlig vindstyrka kan i viss mån även utläsas för konduktiviteten i tidsserjesjöar belägna i sydvästra Värmland (figur 21).

Årstidsvariationer

Konduktiviteten uppvisar ingen direkt årstidsvariation. Möjligen är konduktiviteten något högre under vintern jämfört med övriga året, vilket förklaras av att sjövattnet under denna period tillförs förhållandevis mycket grundvattnet.

Fluorid & kisel

Både fluorid och kisel förekommer i berggrunden. Kisel är jordskorpan näst vanligaste ämne (efter syre) och förekommer i kvarts samt i olika typer av silikatmineral. Genom erosions- och vittringsprocesser tillförs såväl kisel som fluorid yt- och grundvatten. Halterna i vattnet är beroende av innehållet och erosionsbenägenheten i omgivande berggrund.

Fluorid har framförallt betydelse för dricksvattenkvalitet och är därför relevant att ta hänsyn till när ett ytvatten används som råvatentäkt för dricksvatten.

Kisel är ett relativt inert kemiskt ämne. I sötvatten är kisels viktigaste funktion att utgöra byggsten för cellväggsupbyggnaden hos kiselalger. Kiselhalten i sötvatten är vanligtvis lägst under vår och höst efter att kiselalger har haft sina produktionstoppar (Uppsala universitet 1994).

Nuvarande tillstånd

Fluoridhalterna i tidsseriesjöarna är förhållandevis låga med medelvärden på 0,07-0,08 mg/l i såväl kalkade som okalkade sjöar (tabell 13 och 14). Gränsvärdet för fluorid i dricksvatten är 1,5 mg/l, enligt EU:s nya dricksvattendirektiv som trädde i kraft i januari 2004 (Livsmedelsverket 2001). Samtliga tidsseriesjöar ligger under detta värde.

Kiselhalterna i tidsseriesjöarna förefaller vara relativt normala med medelvärden på 1,47 och 1,77 mg/l i okalkade respektive kalkade sjöar (tabell 13 och 14). Vid en översiktlig jämförelse med miljöövervakningssjöar i övriga Sverige tycks kiselhalterna vanligtvis ligga i intervallet < 1 till 5 mg/l, med enstaka sjöar med högre halter.

Tabell 13. Medelvärden för fluorid (F) och kisel (Si) i okalkade sjöar 2000-2002.

Namn	F mg/l	Si mg/l
Alstern	0,07	2,34
Billingen	0,11	1,54
Bodasjön	0,09	1,32
Botungen	0,07	1,56
Bysjön	0,09	1,42
Lill-En	0,05	1,79
Lill-Jangen	0,06	0,80
Mögesjön	0,05	1,50
Rattsjön	0,06	1,64
Sandsjön	0,09	1,65
Skårdalsvattnet	0,13	1,93
Tvällen	0,07	1,86
Ulvsjön	0,05	1,13
Ämten	0,06	1,10
Örvattnet	0,04	0,71
Översjön	0,08	1,22
Överudssjön	0,11	1,43
Medel alla	0,08	1,47

Tabell 14. Medelvärden för fluorid (F) och kisel (Si) i kalkade sjöar 2000-2002.

Namn	F mg/l	Si mg/l
Björklången	0,13	2,25
Björnklammen	0,07	1,63
Bosjön	0,06	1,86
Gröcken	0,09	1,55
Norra Örsjön	0,06	1,09
Rinnen	0,06	2,09
Stora Örsjön	0,05	1,57
Stor-En	0,05	1,62
Stor-Hässlingen	0,08	2,73
Trehörningen	0,09	0,78
Vågsjöarna	0,05	2,29
Medel alla	0,07	1,77

Försurning

Försurningen av mark och vatten i Sverige beror framförallt på luftnedfall av svavel- och kväveföreningar (se avsnitt om Deposition ovan). Utöver nedfallet av försurande ämnen medför i vissa fall skogsbrukets uttag av biomassa en påtagligt försurande effekt på skogsmarken. Skogsbruket beräknas stå för omkring en tredjedel av den nutida markförsurningen i södra Sverige (Naturvårdsverket 2003).

Orsaken till att Sverige är särskilt känsligt för försurningsbelastning är att merparten av jordarna i vårt land är uppbyggda av svårvittrade mineraler från det skandinaviska urberget. Detta gäller inte minst Värmland som till stor del saknar mer lättvittrade jordarter med inslag av t.ex. kalkmineral.

Effekterna av försurningen är i första hand att känsliga akvatiska organismer slås ut. Den främsta orsaken till skadorna tycks vara att försurningen medför förhöjda halter av aluminium i en för många organismer skadlig form, men låga pH-värden är även skadligt i sig. Andra effekter av försurningen är att skogsmarkens näringsförråd på sikt kan utlakas samt förändringar i den terrestra floran och faunans sammansättning.

Förhållandevis hög belastning av försurande ämnen i kombination med svag motståndskraft har medfört att Värmland är ett av de län som drabbats hårdast av försurningen. Den stora rikedom på sjöar och vattendrag har också inneburit att Värmland är det län som sprider mest kalk i sjöar och vattendrag i landet.

Nuvarande tillstånd

Markens förmåga att neutralisera surt nedfall beror till stor del på vittringsbenägenheten och förekomsten av finkorniga jordarter med god jonbyteskapacitet vilket i Sverige främst förekommer under den högsta kustlinjen. Samtliga 8 okalkade tidsseriesjöar som ligger över denna gräns har ett surt eller mycket surt vatten

(pH < 6,2) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a). Av dessa sjöar är det endast Rattsjön som har en alkalinitet som överstiger 0,02 mekv/l vilket betecknas som mycket svag buffertkapacitet. Övriga okalkade sjöar som är belägna över den högsta kustlinjen har ingen eller obetydlig buffertkapacitet (tabell 15).

Tabell 15. Medelvärden för pH, alkalinitet och ANC i okalkade sjöar 2000-2002. Kolumnen HK anger om sjön är belägen över (Ö) eller under (U) högsta kustlinjen.

	HK	pH	Alk/Acid	ANC
	Ö/U		mekv/l	mekv/l
Alstern	U	6,84	0,13	0,17
Billingen	U	6,61	0,15	0,24
Bodasjön	U	6,25	0,05	0,12
Botungen	U	6,34	0,06	0,15
Bysjön	U	6,39	0,08	0,14
Mögesjön	U	6,43	0,06	0,14
Sandsjön	U	6,16	0,08	0,18
Skårdalsvattnet	U	5,91	0,02	0,11
Överudssjön	U	6,59	0,14	0,24
Medel U HK		6,4	0,09	0,17
Lill-En	Ö	4,9	-0,03	0,04
Lill-Jangen	Ö	5,6	0,00	0,05
Rattsjön	Ö	6,1	0,03	0,08
Tvällen	Ö	5,6	0,01	0,08
Ulvsjön	Ö	5,9	0,02	0,08
Ämten	Ö	5,4	0,00	0,07
Örvattnet	Ö	5,3	0,00	0,02
Översjön	Ö	5,6	0,01	0,05
Medel Ö HK		5,6	0,00	0,06
Medel alla		6,0	0,05	0,12

Av de okalkade sjöarna under högsta kustlinjen är det endast Skårdalsvattnet och Sandsjön som har ett vatten som kan betecknas som surt (pH < 6,2). Övriga sjöar i denna grupp har ett måttligt surt vatten, utom Alstern vars vatten betecknas som svagt surt enligt bedömningsgrunderna. I två av sjöarna under högsta kustlinjen (Bodasjön och Skårdalsvattnet) betecknas buffringsförmågan som mycket svag eller obetydlig (< 0,05 mekv/l). Fyra av sjöarna (Botungen, Bysjön, Mögesjön och Sandsjön) har svag buffertkapacitet, medan i tre av sjöarna (Alstern, Billingen och Överudssjön) betecknas buffertkapaciteten som god (> 0,1 mekv/l).

Utöver alkalinitet kan en sjös buffringsförmåga bedömas utifrån ANC (se faktaruta). ANC-måttet tar i högre grad hänsyn till det organiska materialets buffrande egenskaper än alkalinitetsmåttet. I tidsseriesjöarna erhåller framförallt de bruna sjöarna en betydligt högre buffringsförmåga mätt som ANC jämfört med vad uppmätta värden för alkalinitet ger. I de klara sjöarna, som främst utgörs av sjöar med lång omsättningstid, är denna differens mindre.

Faktaruta ANC (Acid Neutralizing Capacity)

Vid sidan om alkalinitet är ANC ett viktigt kemiskt kriterium för att beskriva ett vattens buffertkapacitet. Medan alkalinitet främst är ett mått på kolsyrasystemets neutraliseringsförmåga tar ANC även hänsyn till de organiska syrornas (humussyror) syra-basegenskaper. Humussyror är svaga organiska syror som förbrukar alkalinitet och sänker pH under vissa omständigheter. Men de ger också en basisk reaktion gentemot starka syror och neutraliserar t.ex. svavelsyra som tillförs via sur nederbörd.

Ett sätt att ange halten av ANC är att beräkna skillnaden mellan baskationer (Ca, Mg, Na, K) och negativa joner som härstammar från starka syror (SO₄, NO₃, Cl). Nedanstående formel har använts för beräkning av ANC i föreliggande rapport (Naturvårdsverket 1999b). Samtliga halter anges i mekv/l.

$$\text{ANC} = \text{Ca}^+ + \text{Mg}^+ + \text{Na}^+ + \text{K}^+ - (\text{SO}_4^- + \text{Cl}^- + \text{NO}_3^-)$$

Undersökningar har visat att effekter på bottenfauna och fisk ofta börjar uppstå när ANC-halterna underskrider 0,01-0,02 mekv/l (Naturvårdsverket 1999b). Så låga halter uppmättes i fyra sjöar (Örvattnet, Översjön, Lill-Jangen och Stor-En) under början av 1990-talet, vilket för Stor-Ens del var innan sjön började kalkas. Under senare år är det endast i Örvattnet som ANC periodvis underskrider 0,02 mekv/l (tabell 15).

Av de kalkade sjöarna är det endast Vågsjöarna som har ett vatten som kan betecknas som surt (pH < 6,2). Samtliga kalkade sjöar i undersökningen har som medelvärde för perioden 2000-2002 en svag till god bufferkapacitet (alk 0,05-0,2 mekv/l), se tabell 16.

För uppföljning inom kalkningsverksamheten tillämpas från och med 2002 objektspecifika målsättningsvärden för pH. I många sjöar, med förekomst eller trolig tidigare förekomst av känsliga arter som mört, elritsa, snäckor och vissa sländor, anges som målsättning att pH aldrig ska underskrida 6,0. Målnivån är bl.a. satt för att oorganiskt aluminium inte ska förekomma i skadliga halter (Naturvårdsverket 2002).

Tabell 16. Medelvärden för pH, alkalinitet och ANC i kalkade tidsseriesjöar 2000-2002.

	HK Ö/U	pH	Alk mekv/l	ANC mekv/l
Björnkammen	U	6,4	0,08	0,15
Rinnen	U	6,3	0,06	0,15
Stor-Hässlingen	U	6,6	0,13	0,22
Vågsjöarna	U	6,1	0,10	0,20
Björklången	Ö	6,3	0,08	0,18
Bosjön	Ö	6,5	0,09	0,19
Gröcken	Ö	6,5	0,08	0,17
Norra Örsjön	Ö	6,5	0,08	0,13
Stora Örsjön	Ö	6,4	0,08	0,18
Stor-En	Ö	6,3	0,09	0,18
Trehörningen	Ö	6,6	0,12	0,18
Medel alla		6,4	0,09	0,18

Huvuddelen av de kalkade tidsseriesjöarna har uppvisat upprepade underskridanden av angivna målsättningsvärden under perioderna 1997-99 och 2000-02 (tabell 17). Endast två sjöar, Bosjön och Trehörningen, har hållit sig över målsättningsvärdet vid samtliga 24 mätillfällen per sjö som perioderna omfattar.

Tabell 17. Målsättningsvärden för kalkade tidsseriesjöar samt antal underskridanden under perioderna 1997-99 och 2000-02.

	Målsättning pH	Antal underskridanden	
		1997-99	2000-02
Björklången	6,0	4	4
Björnkammen	6,0	2	4
Bosjön	6,0	0	0
Gröcken	6,0	1	0
Norra Örsjön	6,0	3	2
Rinnen	6,0	3	4
Stor-En	5,6	4*	2
Stor-Hässlingen	6,0	1	2
Stora Örsjön	6,0	1	2
Trehörningen	6,0	0	0
Vågsjöarna	6,0	5	6

* Kalkning i Stor-En påbörjades 1997.

Totalt har målsättningsvärdena underskridits vid 50 tillfällen i de 11 sjöarna mellan åren

1997-2002. Underskridande har främst skett vid provtagning i februari (29 st) och april (19 st). Vid endast två tillfällen har underskridande uppmätts i augusti medan inget har registrerats i oktober.

Det höga antalet uppmätta underskridanden av målsättningsvärdena under sexårsperioden beror till stor del på de stora nederbördsmängderna och de höga flödena under perioden vilket medfört stora svårigheter för kalkningsverksamheten. Att underskridanden helt saknas för oktober beror till viss del på att kalkning ofta genomförs under hösten. Det är tydligt att den kritiska tidpunkten för underskridande av målsättningsvärdena under sexårsperioden har varit senvintern (februari).

Försurningsbedömning alkalinitet

För att bedöma i vilken omfattning tidsseriesjöarna är påverkade av försurning har beräkning av avvikelse från jämförvärde för alkalinitet utförts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a). Resultatet framgår av tabell 18. Beräkningsmodellen bygger bl.a. på hur mycket sulfat det finns i sjövattnet i förhållande till en beräknad förindustriell sulfathalt. Den ursprungliga sulfathalten beräknas utifrån den nuvarande förekomsten av baskatjoner och klorid.

I beräkningarna tar man även hänsyn till markens förmåga att neutralisera surt nedfall genom jonbytesreaktioner. Denna del av beräkningen baseras på nuvarande alkalinitet i det aktuella vattnet.

Beräkningsmodellen är framtagen för att fungera vid en jämn sulfatbelastning. Då sulfatbelastningen minskar, som i Sverige idag, fungerar modellen mindre bra. I grova drag kan dock beräkningarna påvisa förändringar i alkalinitet som skett genom antropogen tillförsel av sulfat (personlig kommentar Anders Wilander, SLU).

Beräkningarna av jämförvärden i tabell 18 baseras på vattenkemiska data för perioden

1996-1998. Denna period har valts för att undvika avvikelser som beror på de extrema väderhändelser som förekom i anslutning till millennieskiftet.

Beräkning av alkalinitetskvoten (avvikelse) genomförs normalt genom att dividera den nuvarande alkaliniteten med det beräknade jämförvärdet. När den nuvarande alkaliniteten understiger 0,01 mekv/l används istället en modifierad alkalinitetskvot (se tabell 18 och Naturvårdsverket 1999a).

Kontrollberäkning av jämförvärden med data från 2000-2002 visade att 11 sjöar erhåller en lägre avvikelseklass jämfört med beräkningarna med data från 1996-1998 (se tabell 18). Samtliga sjöar erhåller ett lägre jämförvärde för alkalinitet (på grund av lägre sulfathalter) vilket medförde att avvikelsen mot de nuvarande alkalinitetshalterna blev mindre. Förhållandet visar att beräkningar av avvikelsekvot för alkalinitet med föreliggande metod har stor osäkerhet och att resultaten måste tolkas med stor försiktighet.

I två fall, Stor-En och Vågsjöarna, där kalkning har påbörjats under senare år har hela underlaget för beräkning av jämförvärdet hämtats från en tidigare treårsperiod, innan kalkning påbörjades (se tabell 18).

Om man trots den stora osäkerheten vid beräkning av jämförvärden för alkalinitet, som beskrivs ovan, försöker tolka resultaten för de okalkade sjöarna blir slutsatserna följande:

Om en försurad sjö definieras som att alkaliniteten ska ha sjunkit med mer än 25 % (klass 2-5) är samtliga sjöar utom Alstern och Billingen försurningspåverkade. Om beräkningen baseras på data från 2000-2002 betecknas ytterligare 5 sjöar som "icke försurade" (Botungen, Bysjön, Mögesjön, Sandsjön och Överudsjön).

Av de 6 okalkade sjöar som endast har en måttlig avvikelse från jämförvärdet vid beräkning med data från 1996-1998 (se tabell 18) är 5 belägna under den högsta kustlinjen. Endast

Rattsjön är belägen över högsta kustlinjen men skyddas eventuellt från försurning genom sitt läge i ett landskap med betydande inslag av hyperit i berggrunden.

I 9 okalkade sjöar benämns avvikelser som stor, mycket stor eller extremt stor vid beräkning med data från 1996-1998 (se tabell 18). Huvuddelen av dessa sjöar är belägna över högsta kustlinjen.

Utöver ovan nämnda osäkerhet i själva beräkningsmetoden bör det understrykas att beräkning av försurningspåverkan med alkalinitet som kemiskt kriterium i liten utsträckning tar hänsyn till de organiska syrornas (humus) syra/bas-egenskaper. Om man istället använder ANC som kemiskt kriterium erhåller troligen, åtminstone de bruna sjöarna, en mindre avvikelse från jämförvärdet.

Tabell 18. Jämförvärden (alk_0), nuvarande alkalinitet (alk_{nu}), avvikelsekvt, avvikelseklass, benämning samt kommentar till beräkning för okalkade och kalkade tidsseriesjöar. Om inget annat anges är data för beräkning av jämförvärden hämtade från åren 1996-98.

Namn	Alk_0 mekv/l	Alk_{nu} mekv/l	Avvikelse	Klass	Benämning	Kommentar till beräkning
	Jämförvärde	Medel 2000-02	Alk_{nu}/Alk_0			
Okalkade						
Alstern	0,15	0,13	0,82	1	Obetydlig avvikelse	
Billingen	0,18	0,15	0,87	1	Obetydlig avvikelse	
Bodasjön	0,10	0,05	0,46	3*	Stor avvikelse*	
Botungen	0,10	0,06	0,62	2*	Måttlig avvikelse*	
Bysjön	0,11	0,08	0,68	2*	Måttlig avvikelse*	
Lill-En	0,01	-0,03	0,09	5*	Extremt stor avvikelse*	Modifierad alk-kvot p.g.a. alk <0,01 mekv/l
Lill-Jangen	0,03	0,00	0,21	4*	Mycket stor avvikelse*	Modifierad alk-kvot p.g.a. alk <0,01 mekv/l
Mögesjön	0,10	0,06	0,64	2*	Måttlig avvikelse*	
Rattsjön	0,05	0,03	0,50	2	Måttlig avvikelse	
Sandsjön	0,11	0,08	0,74	2*	Måttlig avvikelse*	
Skårdalsvattnet	0,07	0,02	0,30	3	Stor avvikelse	
Tvällen	0,03	0,01	0,25	4*	Mycket stor avvikelse*	Modifierad alk-kvot p.g.a. alk <0,01 mekv/l
Ulvsjön	0,06	0,02	0,33	3	Stor avvikelse	
Ämten	0,04	0,00	0,12	4*	Mycket stor avvikelse*	Modifierad alk-kvot p.g.a. alk <0,01 mekv/l
Örvattnet	0,03	0,00	0,12	4	Mycket stor avvikelse	Modifierad alk-kvot p.g.a. alk <0,01 mekv/l
Översjön	0,04	0,01	0,19	4*	Mycket stor avvikelse*	Modifierad alk-kvot p.g.a. alk <0,01 mekv/l
Överudssjön	0,22	0,14	0,64	2*	Måttlig avvikelse*	
Kalkade						
Björklången	0,04	0,08	2,21	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot från Lill-Jangen. Alk exkl kalkning från enstaka mätningar 1983-84
Björnklammen	0,06	0,08	1,27	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot från Bodasjön. Alk exkl kalkning från enstaka mätningar 1977-81
Bosjön	0,03	0,09	3,42	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot från Lill-En. Alk exkl kalkning från enstaka mätningar 1979-85
Gröcken	0,03	0,08	2,71	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot från Lill-Jangen, Alk exkl kalkning uppskattad till 0,01
Norra Örsjön	0,10	0,08	0,81	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot från Ulvsjön. Alk exkl kalkning uppskattad till 0,075
Rinnen	0,06	0,06	1,07	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot från Bysjön. Alk exkl kalkning från enstaka mätningar 1979-1980
Stor-En	0,02	0,09	4,93	1	Obetydlig avvikelse	Jämförvärde beräknat på data från 1994-96
Stor-Hässlingen	0,04	0,13	3,57	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot Rattsjön. Alk exkl kalkning från enstaka mätningar 1979-80
Stora Örsjön	0,03	0,08	3,10	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot Lill-Jangen. Alk exkl kalkning från enstaka mätningar 1979
Trehörningen	0,04	0,12	2,63	1	Obetydlig avvikelse	Ca/Mg-kvot Ämten. Alk exkl kalkning från enstaka mätningar 1972 och 75
Vägsjöarna	0,03	0,10	3,60	1	Obetydlig avvikelse	Jämförvärde beräknat på data från 1992-94

*Avvikelseklassificeringen förbättras ett steg (ger en lägre klass) om beräkningen sker med data från 2000-02

Avvikelseklassificeringen för alkalinitet i de kalkade sjöarna innehåller utöver det som ovan nämnts ytterligare osäkerhetsfaktorer. Eftersom kalk innehåller stora mängder kalcium kan man inte använda den uppmätta kalciumhalten i kalkade sjöar vid beräkning av förindustriell sulfathalt. I dessa fall har kalciumhalten extrapolerats från kvoten mellan kalcium och magnesium från någon närbelägen sjö. Eftersom även alkaliniteten påverkas av kalkning har en alkalinitetshalt som är opåverkad av kalkning inhämtats för de kalkade sjöarna, antingen från enstaka mätningar före kalkning eller genom uppskattning (se tabell 18, kommentar till beräkning).

Samtliga 11 kalkade sjöar erhåller en obetydlig avvikelse från jämförvärde ($\text{alk}_{\text{nu}}/\text{alk}_0 > 0,75$). Många sjöar har till och med en nuvarande alkalinitet som är flera gånger högre än det beräknade jämförvärdet. Förhållandet beror på att kalkning har genomförts med långa intervaller och med syftet att alkaliniteten ej vid något tillfälle ska underskrida 0,05 mekv/l. Det innebär att sjöarna i anslutning till kalkningstillfällena erhåller alkalinitetsvärden som med god marginal överskrider målsättningsvärdet.

Vid avvikelseklassificering beräknad på alkalinitetsvärden före kalkning i Vågsjöarna (1992-94) och Stor-En (1994-96) visar båda sjöarna mycket stor avvikelse från jämförvärdena, vilket indikerar försurningpåverkan före kalkning.

Trender för pH

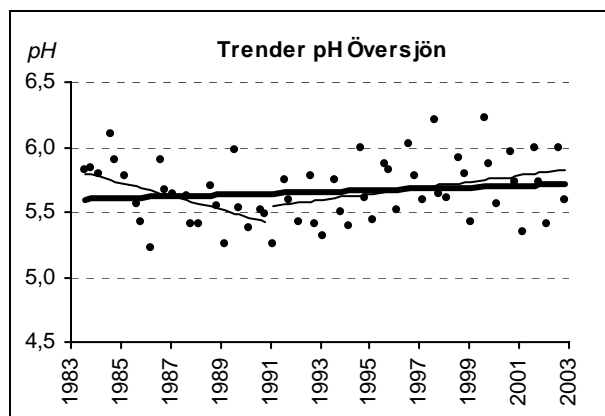
Linjära trender för pH i tidsseriesjöarna har beräknats med Theil's slope (se avsnittet Bedömningsmetodik i bilaga 1).

I de okalkade sjöarna har beräkningar genomförts för hela undersökningsperioden, 1983-2002. I merparten av sjöarna finns en tydlig brytpunkt för pH-utvecklingen omkring 1990. För att belysa detta har beräkningar även gjorts för perioderna 1983-1990 samt 1991-2002 (tabell 19).

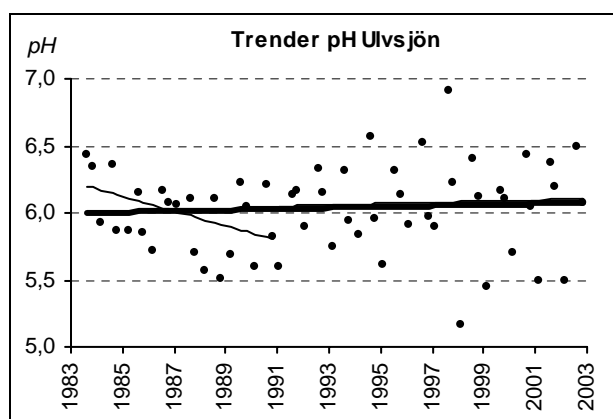
Av trendberäkningarna för de 16 okalkade sjöarna, där mätningar skett sedan 1983, framgår att pH-värdena i huvudsak har minskat under 1980-talet för att därefter öka eller ligga på en jämn nivå. Till följd av det allmänna trendbrottet omkring 1990 är det bara två sjöar som uppvisar en förändring sett till hela perioden, Örvattnet och Lill-Jangen.

Tabell 19. Trender för uppmätta pH-värden i okalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,15 pH-enheters ändring per 10 år, ökning/minskning = 0,15-0,3 pH-enheters förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 0,3 pH-enheters förändring per 10 år.

	pH ändring/10 år			1983-2002	Bedömning	
	1983-2002	1983-1990	1991-2002		1983-1990	1991-2002
Alstern	-0,01	-0,45	0,19	0	stark minskning	ökning
Billingen	0,07	-0,14	0,16	0	0	ökning
Bodasjön	0,00	-0,44	0,00	0	stark minskning	0
Botungen	-0,02	-0,23	0,03	0	minskning	0
Bysjön	-0,01	-0,20	0,02	0	minskning	0
Lill-Jangen	0,17	-0,22	0,22	ökning	minskning	ökning
Mögesjön	0,07	-0,31	0,20	0	stark minskning	ökning
Rattsjön	0,03	-0,62	0,02	0	stark minskning	0
Sandsjön	-0,03	-0,26	0,10	0	minskning	0
Skårdalsvattnet	0,10	-0,42	0,06	0	stark minskning	0
Tvällen	-0,01	-0,13	-0,10	0	0	0
Ulvsjön	0,04	-0,55	0,05	0	stark minskning	0
Ärnten	0,06	-0,28	0,00	0	minskning	0
Örvattnet	0,22	-0,44	0,23	ökning	stark minskning	ökning
Översjön	0,06	-0,52	0,24	0	stark minskning	ökning
Överudssjön	0,06	0,02	-0,08	0	0	0



Figur 23. pH-trender i Översjön beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenden för perioden 1983-1990 resp. 1991-2002.



Figur 24. pH-trender i Ulvsjön beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenden för perioden 1983-1990 resp. 1991-2002.

Orsaken till trendbrottet, som i många sjöar tycks ha inträffat omkring 1990-91, är svår att urskilja i någon enskild faktor. Vi finner t.ex. inte att det skett någon betydande förändring av årsnederbördsmängderna vid denna tidpunkt. Under 1980-talet förekom flera vintrar som var betydligt kallare än vad de varit under 1990-talet och detta medförde naturligtvis en större uppbyggnad av snötäcke samt starkare vårfloder. Men eftersom endast pH-värdena från februari/mars, augusti och oktober ingår i trendanalyserna ger även detta en svag förklaring av de beräknade trenderna.

Det tydliga trendbrottet är troligen snarare en följd av förändringar i avrinningen. Den förhållandevis stora avrinningen under mitten av 1980-talet innebar bl.a. stor tillförsel av organiskt material i form av humus (se avsnitt om Ljusförhållanden och Organiskt material), vilket bidrog till att sänka pH-värdet i sjöarna. I

någon mån bör även den förhållandevis höga sulfatbelastningen ha bidragit till de negativa trenderna under 1980-talet. Under stora delar av 1990-talet var flödena små, i jämförelse med 1980-talet, samtidigt som en betydande minskning i sulfatdepositionen påbörjades.

Den ökade nederbörden under slutet av mätperioden (1998-2001) har återigen inneburit en ökad humustillförsel till sjöarna och en ökad utspädning av buffringssystemen. Som en följd av de drastiskt minskade sulfathalterna i nederbörden innebar detta ändå inte att den generellt positiva trenden för pH under 1990-talet bröts.

Sex okalkade sjöar visar en tydligt ökande pH-trend under perioden 1991-2002. Detta tyder på att surhetstillståndet verkligen håller på att förbättras i många sjöar. I merparten sjöar medför dock de enstaka låga värden som uppmättes i anslutning till högflödena att pH-värdena får betecknas som oförändrade under perioden. Om vi istället för de extrema nederbördsmängderna, hade fått en torr avslutning på 1900-talet, hade troligen flertalet sjöar visat på en tydligt ökande pH-trend för perioden 1991-2002.

Av de sjöar som bedöms öka med avseende på pH under perioden 1991-2002 utgörs 3 av klara, "försurningskänsliga" sjöar med lång omsättningstid (Alstern, Örvattnet och Översjön). Mögesjön och Lill-Jangen kan också betecknas som "försurningskänsliga" men har kortare omsättningstid än de ovan nämnda. Att även Billingen uppvisar en ökande trend för pH är förvånande då sjön tillhör de mer näringsrika och är belägen under högsta kustlinjen.

I de kalkade sjöarna, där mätningar pågått sedan 1995/1996 är pH-trenden överlag nedåtgående (tabell 20). Endast Bosjön, som har störst tillrinningsområde av tidsseriesjöarna, saknar nedåtgående trend. Orsaken till de minskande pH-värdena i kalkade sjöar är naturligtvis de stora nederbördsmängderna som föll i anslutning till millennieskiftet och att de bedömda tidsserierna är korta. Stor nederbörd och höga flöden innebär att tillförd kalk snabbt späds ut eller transporteras vidare i vattensystemen.

Tabell 20. Trender för uppmätta pH-värden i kalkade tidsserieszöar beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,15 pH-enheters ändring per 10 år, ökning/minskning = 0,15-0,3 pH-enheters förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 0,3 pH-enheters förändring per 10 år.

	pH ändring/10 år	
	1995-2002	Bedömning 1995-2002
Björklången	-0,41	stark minskning
Björnklammen	-0,71	stark minskning
Bosjön	-0,02	0
Gröcken	-0,26	minskning
Norra Örsjön	-0,66	stark minskning
Rinnen	-0,41	stark minskning
Stor-Hässlingen	-0,64	stark minskning
Stora Örsjön	-0,70	stark minskning
Trehörningen	-0,43	stark minskning

Trender för alkalinitet

Trender för alkalinitet har beräknats enligt samma metodik och för samma perioder som redovisas för pH ovan. Eftersom aciditet endast mätts sedan 1991 kan bedömningar ej göras för sjöar där noll-alkalinitet angivits under perioden 1983-90, vilket är fallet i de suraste sjöarna. I dessa sjöar kan inte heller trenden för hela perioden 1983-2002 bedömas (tabell 21).

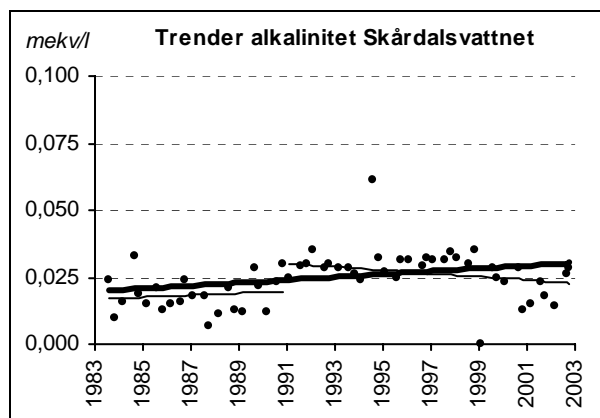
Trenderna för alkalinitet i de 16 okalkade sjöarna skiljer sig i viss mån från pH-trenderna som redovisas ovan. Att bedömning ej kan göras för de suraste sjöarna försvårar dock jämförelsen. Man ser att flera sjöar uppvisar en positiv trend för alkalinitet fram t.o.m. 1990. Alkalinitetstrenderna 1991-2002 skiljer sig från pH genom att huvuddelen av sjöarna har en negativ utveckling, en tendens som är tydligast i några av de sjöar som har kort omsättningstid.

Den generella trenden för hela mätperioden (1983-2002) visar dock, precis som pH, i huvudsak på svagt ökande alkalinitetsvärden.

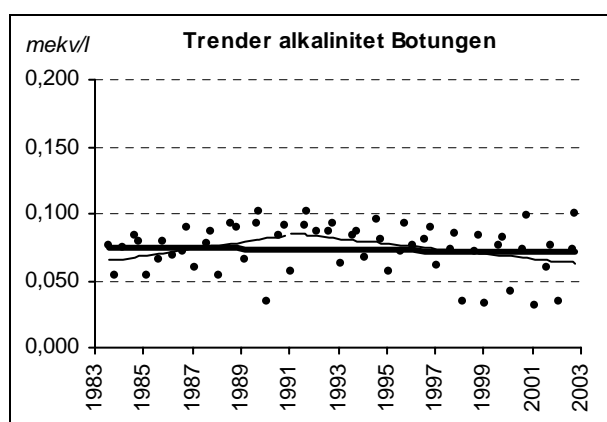
Enligt ovan har förändringar i avrinningen och minskad sulfatbelastning från omkring 1990 inneburit generellt ökade pH-värden i sjöarna, en utveckling som ej kunnat hejdas av de stora nederbördsmängderna vid millennieskiftet. För alkalinitet innebar de stora nederbördsmängderna istället en så stor utspädning och förbrukning av buffringssystemet att trenderna för perioden 1991-2002 i huvudsak är negativa. Förhållandet antyder att sjöarnas pH-utveckling i stor utsträckning påverkas av avrinningen, nederbördens pH samt av tillförseln av organiskt material och i mindre utsträckning av mindre förändringar av alkaliniteten.

Tabell 21. Trender för uppmätta alkalinitetsvärden i okalkade tidsserieszöar beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,01 milliekvivalenters ändring per 10 år, ökning/minskning = 0,01-0,02 milliekvivalenters förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 0,02 milliekvivalenters förändring per 10 år. Eftersom aciditet började mätas först 1991 kan trender för perioderna 83-02 och 83-90 ej bedömas i vissa sjöar (ej acid.)

	alk ändring/10 år (mekv/l)			Bedömning		
	1983-2002	1983-1990	1991-2002	1983-2002	1983-1990	1991-2002
Alstern	0,0000	-0,0018	-0,0052	0	0	0
Billingen	0,0171	0,0051	0,0101	ökning	0	ökning
Bodasjön	0,0067	-0,0021	-0,0062	0	0	0
Botungen	-0,0021	0,0255	-0,0189	0	stark ökning	minskning
Bysjön	0,0067	0,0220	0,0010	0	stark ökning	0
Lill-Jangen	ej acid.	ej acid.	-0,0033	-	-	0
Mögesjön	0,0050	0,0116	-0,0051	0	ökning	0
Rattsjön	0,0017	-0,0115	-0,0052	0	minskning	0
Sandsjön	0,0093	0,0259	-0,0110	0	stark ökning	minskning
Skårdalsvattnet	0,0054	0,0037	-0,0061	0	0	0
Tvällen	ej acid.	ej acid.	-0,0143	-	-	minskning
Ulvsjön	0,0045	0,0020	-0,0068	0	0	0
Ämten	ej acid.	ej acid.	-0,0065	-	-	0
Örvattnet	ej acid.	ej acid.	0,0033	-	-	0
Översjön	ej acid.	ej acid.	-0,0016	-	-	0
Överudssjön	0,0152	0,0657	-0,0526	ökning	stark ökning	stark minskning



Figur 25. Alkalinitetstrender i Skårdalsvattnet beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenden för perioden 1983-1990 resp. 1991-2002.



Figur 26. Alkalinitetstrender i Botungen beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenden för perioden 1983-1990 resp. 1991-2002.

Tabell 22. Trender för uppmätta alkalinitetsvärden i kalkade tidsserieszöar beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,01 milliekvivalenters ändring per 10 år, ökning/minskning = 0,01-0,02 milliekvivalenters förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 0,03 milliekvivalenters förändring per 10 år.

	alk ändring/10 år (mekv/l)	Bedömning
	1995-2002	1995-2002
Björklången	-0,1410	stark minskning
Björnkammen	-0,2400	stark minskning
Bosjön	-0,0416	stark minskning
Gröcken	-0,0560	stark minskning
Norra Örsjön	-0,1770	stark minskning
Rinnen	-0,0659	stark minskning
Stor-Hässlingen	-0,3467	stark minskning
Stora Örsjön	-0,2853	stark minskning
Trehörningen	-0,0700	stark minskning

I de kalkade sjöarna kan en starkt negativ trend för alkalinitet utläsas för perioden 1995-2002 (tabell 22). Orsaken till de minskande alkalinitetsvärdena i kalkade sjöar är de stora nederbördsmängderna som föll i anslutning till millennieskiftet samt att de bedömda tidsserierna är korta. Stor nederbörd och höga flöden innebär att tillförd kalk snabbt späds ut och transporteras vidare i vattensystemen.

Trender för ANC

Trender för ANC har beräknats enligt samma metodik och för samma perioder som redovisas för pH och alkalinitet ovan (tabell 23).

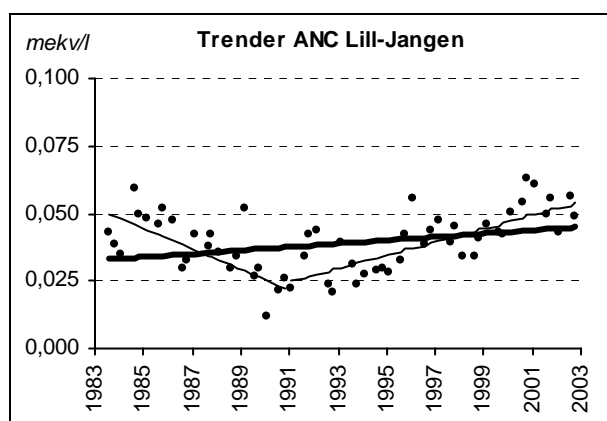
ANC-trenderna uppvisar, till skillnad mot alkalinitet, ungefär samma utvecklingsförlopp som pH. Utvecklingen av pH verkar i högre grad vara kopplad till ANC än till alkalinitet.

Orsaken till den starka ökningen för ANC under 1990-talet är troligen de minskade sulfathalterna i sjöarna (sulfathalterna minskar mer än halterna av baskatjoner). Ökningen består med stor sannolikhet av en ökad förekomst av organiska anjoner som kan ta upp vätejoner. Någon ökning av alkalinitet kan ej skönjas enligt resultaten ovan.

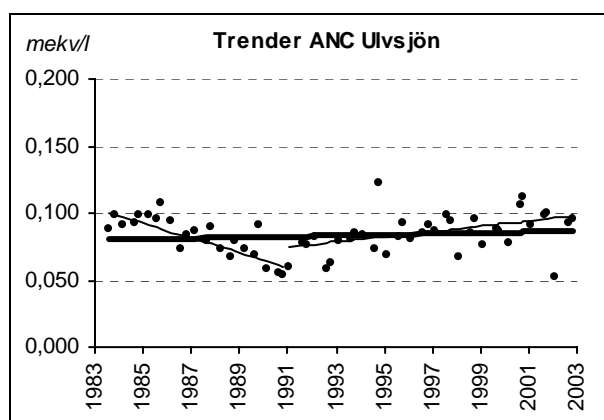
De stora nederbördsmängderna i anslutning till millennieskiftet har i liten utsträckning påverkat den positiva trenden för ANC. Orsaken är troligen att episoderna i liten utsträckning medfört ökad tillförsel av negativa joner som härstammar från starka syror (SO_4^{2-} , Cl^- och NO_3^-). Nedfallet av dessa joner förefaller istället ha minskat kontinuerligt i förhållande till baskatjonerna i sjöarna (se avsnittet Jonbals).

Tabell 23. Trender för ANC i okalkade tidsserieszöar beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 0,01 milliekvivalenters ändring per 10 år, ökning/minskning = 0,01-0,02 milliekvivalenters förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 0,02 milliekvivalenters förändring per 10 år.

	ANC ändring/10 år (mekv/l)			Bedömning		
	1983-2002	1983-1990	1991-2002	1983-2002	1983-1990	1991-2002
Alstern	0,0027	-0,0300	0,0239	0	stark minskning	stark ökning
Billingen	0,0210	-0,0597	0,0402	stark ökning	stark minskning	stark ökning
Bodasjön	0,0063	-0,0398	0,0307	0	stark minskning	stark ökning
Botungen	0,0035	-0,0247	0,0143	0	stark minskning	ökning
Bysjön	0,0032	-0,0237	0,0248	0	stark minskning	stark ökning
Lill-Jangen	0,0062	-0,0381	0,0247	0	stark minskning	stark ökning
Mögesjön	0,0069	-0,0271	0,0249	0	stark minskning	stark ökning
Rattsjön	0,0012	-0,0546	0,0314	0	stark minskning	stark ökning
Sandsjön	0,0091	-0,0599	0,0012	0	stark minskning	0
Skårdalsvattnet	0,0140	-0,0413	0,0287	ökning	stark minskning	stark ökning
Tvällen	-0,0010	-0,0352	0,0114	0	stark minskning	ökning
Ulvsjön	0,0034	-0,0552	0,0194	0	stark minskning	ökning
Ärnten	0,0074	-0,0361	0,0252	0	stark minskning	stark ökning
Örvattnet	0,0042	-0,0216	0,0193	0	stark minskning	ökning
Översjön	-0,0006	-0,0649	0,0339	0	stark minskning	stark ökning
Överudssjön	0,0206	0,0102	-0,0146	stark ökning	ökning	minskning



Figur 27. ANC-trender i Lill-Jangen beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenderna för perioden 1983-1990 resp. 1991-2002.



Figur 28. ANC-trender i Ulvsjön beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenderna för perioden 1983-1990 resp. 1991-2002.

Paleolimnologi

En vanligt förekommande grupp av alger i sjöar är kiselalger. Dessa har kiselskal som bevaras i sedimenten då algerna dör. Eftersom olika arter av kiselalger har olika tolerans avseende bl.a. pH i sjövattnet, kan man genom analyser av dess förekomst på olika djup i botten sediment bestämma vilket pH sjövattnet har haft under olika tidsperioder (paleolimnologi).

Paleolimnologiska studier har genomförts i de fem nationella tidsserieszöarna; Bysjön, Ulvsjön, Örvattnet, Översjön och Överudssjön. I Örvattnet har relativt ingående analyser genomförts av sedimentproppar som insamlats 1988 och 1994 (Ek m.fl. 1995).

Samtliga fem sjöarna ingick i en landsomfattande studie av sediment som insamlades omkring år 2000 (Guhrén m.fl. 2003). Bedömning av förindustriellt pH vid denna undersökning framgår av tabell 24. I analysen har två olika kalibreringsdataset använts; SWAP och Norrset, vilket ger två olika resultat. Analysen avser sedimentprover från ca 30 cm djup i botten, vilket motsvarar en ålder på mellan 100 och 400 år (se vidare i Guhrén m.fl. 2003).

Tabell 24. Rekonstruerade pH-värden i förindustriell tid för 5 tidsserjesjöar i Värmlands län genom jämförelser med två olika kalibreringsdataset; SWAP och Norrset (Guhren m.fl. 2003). pH 2000-2002 avser medelvärde för uppmätt pH i sjöarna under åren 2000-2002.

	pH SWAP	pH Norrset	pH 2000- 2002
Bysjön	6,4	6,8	6,4
Ulvsjön	5,8	6,3	5,9
Örvattnet	5,6	6,1	5,3
Översjön	5,9	6,2	5,6
Överudssjön	6,7	6,9	6,6

Bedömning av förindustriellt pH genom paleolimnologiska studier bedöms generellt ha relativt god säkerhet. Utöver att kiselalger ska finnas bevarade i sedimentet krävs dock att den sjötyp, för vilken man ska rekonstruera pH, finns representerad i ett kalibreringsdataset.

För att testa i vilken mån de undersökta sjöarna stämmer överens med de båda kalibreringsdataseten genomfördes även s.k. analogtest. Resultaten redovisas i en fyrgradig skala och beskriver tillförlitligheten för respektive resultat (tabell 25).

Vid beaktande av båda kalibreringsdataseten och det faktum att metoden för att rekonstruera pH ger ca +/- 0,3 pH-enheters felmarginal, finner man att Bysjön, Ulvsjön och Överudssjön idag ligger på samma pH-nivå som i förindustriell tid. För Örvattnet och Översjön blir bedömningen att nuvarande pH är lägre än det förindustriella.

Tabell 25. Bedömning av sedimentprovernas överensstämmelse med kalibreringsdataseten; SWAP och Norrset (Guhren m.fl. 2003). - = bristande analogi, + = godkänd analogi, ++ = bra analogi och +++ = mycket bra analogi.

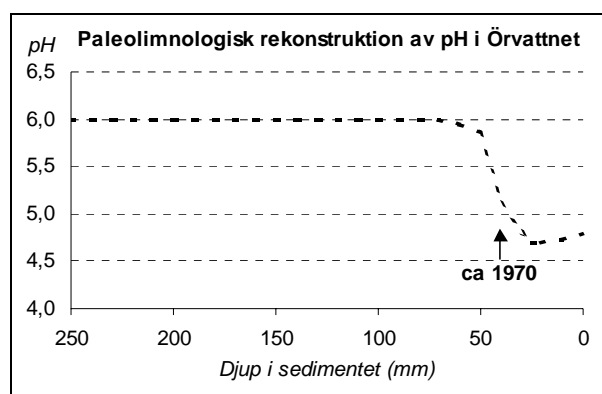
	SWAP	Norrset
Bysjön	+++	+++
Ulvsjön	+++	+++
Örvattnet	+++	+++
Översjön	+++	+++
Överudssjön	++	+++

För Örvattnet har en mer detaljerad bild av pH-utvecklingen redovisats utifrån paleolimnologi (Ek m.fl. 1995). Här har förekomsten av kiselalger analyserats vid två tillfällen 1988

och 1994, på olika nivåer ner till ett djup av 25 cm i bottensedimentet.

Analyserna visar att en sänkning av pH i Örvattnet skedde under 1960-talet. Datering av sedimenten har skett genom registrering av partiklar som härstammar från fossil förbränning. Den högsta depositionen av sådana partiklar förelåg i Sverige omkring 1970, vilket återfinns på omkring 40 mm djup i sedimentproppen från 1988 (se figur 29).

Den paleolimnologiska pH-rekonstruktionen i Örvattnet anger att det förindustriella pH-värdet var omkring 6,0 vilket stämmer med de data som presenteras av Umeå universitet 2003 vid tillämpning av kalibreringsdatasetet Norrset (Guhren m.fl. 2003). Datasetet SWAP anger däremot att det förindustriella pH-värdet var betydligt lägre (5,6).



Figur 29. Rekonstruerad pH-utveckling i Örvattnet från sedimentpropp insamlad 1988. Bilden är kraftigt schabloniserad från Ek m.fl. 1995.

Om man jämför den paleolimnologiska pH-rekonstruktionen i Örvattnet med uppmätta pH-värden från 1983 och framåt finner man att rekonstruktionen snarare underskattar än över-skattar sjövattnets generella pH. Förhållandet antyder att kalibreringsdatasetet Norrset ligger närmast sanningen för Örvattnet och kanske därmed även de andra sjöarna i undersökningen år 2000.

Av de paleolimnologiska undersökningar som genomförts i värmländska tidsserjesjöar kan man dra slutsatsen att antropogen förurning, till följd av surt nedfall, förekommer i vissa sjöar. De undersökta av sjöarna är dock för få

för att man ska kunna utläsa i vilken omfattning och i vilken typ av sjöar en faktisk pH-sänkning har skett. För att i framtiden kunna göra bättre bedömningar av antropogent orsakad försurning i länets sjöar är det mycket angeläget att ytterligare paleolimnologiska undersökningar kan genomföras.

Försurningsbedömning fisk

För de flesta sjöar saknas undersökningsresultat som kan påvisa förändringar i flora och fauna. Framförallt saknas data från äldre undersökningar med god tillförlitlighet. Genom att tidsseriesjöarna är förhållandevis väl undersökta kan en grov bedömning av försurningspåverkan göras utifrån kunskapen om biologiska förändringar (försurningsskador).

Nedan anges i tabell 26 uppgifter om förändringar i sjöarnas fiskbestånd. Bedömningarna är gjorda utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och baseras på förekomst/avsaknad av försurningskänsliga arter och levnadsstadier (Naturvårdsverket 1999a).

Av de 28 tidsseriesjöarna finns det data om fiskbeståndet som tillåter en bedömning i 22. Bedömningarna har gjorts på resultat från standardiserade provfisken under 1980- och 1990-talet samt äldre uppgifter med god tillförlitlighet. Endast för Ämten har bedömningen gjorts enbart utifrån provfisken med annan metodik.

Av de 11 okalkade sjöarna bedöms det finnas eller ha funnits tydliga försurningsskador i 2, Örvattnet och Översjön.

För Lill-En och Ämten är bedömningen osäker. Sjöarna saknar i dagsläget förekomst av mört men det är osäkert om mört någonsin förekommit i sjöarna eller om den slagits ut av försurningen.

Tabell 26. Bedömning av försurningsskador avseende tidsseriesjöarnas fiskbestånd.

Sjö	Kommentar
Okalkade	
Alstern	Inga tecken på försurningsskada
Billingen	Ej undersökt
Bodasjön	Ej undersökt
Botungen	Ej undersökt
Bysjön	Inga tecken på försurningsskada
Lill-En	Ev. försurningsskada (mört saknas)
Lill-Jangen	Ej undersökt
Mögesjön	Inga tecken på försurningsskada
Rattsjön	Inga tecken på försurningsskada
Sandsjön	Ej undersökt
Skårdalsvattnet	Inga tecken på försurningsskada
Tvällen	Ej undersökt
Ulvsjön	Inga tecken på försurningsskada
Ämten	Ev. försurningsskada (mört saknas)
Örvattnet	Försurningsskada (skadade bestånd av abborre, öring och elritsa)
Översjön	Återhämtad från försurningsskada (tidigare reproduktionsstörning mört)
Överudssjön	Inga tecken på försurningsskada
Kalkade	
Björklängen	Inga tecken på försurningsskada
Björnklammen	Inga tecken på försurningsskada
Bosjön	Inga tecken på försurningsskada
Gröcken	Återhämtad från försurningsskada (tidigare reproduktionsstörning mört)
Norra Örsjön	Inga tecken på försurningsskada
Rinnen	Inga tecken på försurningsskada
Stor-En	Försurningsskada (mört och elritsa har försvunnit)
Stor-Hässlingen	Inga tecken på försurningsskada
Stora Örsjön	Inga tecken på försurningsskada
Trehörningen	Inga tecken på försurningsskada
Vågsjöarna	Försurningsskada (mört har försvunnit)

Även i de kalkade sjöarna saknas tecken på försurningsskador i merparten. 3 av 11 kalkade sjöar uppvisar eller har uppvisat tydliga försurningsskador. I Stor-En och Vågsjöarna hann mörtbestånden dö ut innan kalkning påbörjades.

Enligt intervjuundersökningar fanns mört och elritsa i Stor-En fram till 1940-talet medan mört fanns i Vågsjöarna fram till 1970-talet (Cederström 1895 och Fiskeenhetens sjöregister vid Länsstyrelsen i Värmlands län). I Vågsjöarna och Stor-En påbörjades kalkning så sent som 1995 respektive 1997.

I Översjön och Gröcken kan en återhämtning från försurningspåverkan ses. Tidigare har störningar i mörtens reproduktion kunnat utläsas i form av uteblivna årsklasser vid provfisken. Vid senare provfisken saknas tecken på sådana störningar.

Fiskpopulationen i Örvattnet uppvisade tydliga försurningsskador under 1960-talet då öring och elritsa försvann från sjön, samt under 1970-talet då abborren uppvisade reproduktionsstörningar. Redan under 1970-talet förekom ryggradsdeformationer hos abborre, en skada som har observerats sedan dess (Persson 1994). Så sent som vid provfisket 2001 noterades dessa skador på abborre i Örvattnet. Skadan betraktas som en effekt av grav försurning (Persson 1994). Enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder är fiskbeståndet i Örvattnet tydligt försurningspåverkat.

Vid provfisket 2001 fångades fyra öringar i Örvattnet, vilket är en ökning jämfört med 1998 då endast en öring fångades. Ingen öring fångades i sjön från 1960-talet och fram till 1998. Eftersom sjön har varit starkt försurad under en lång period förefaller det osannolikt att dessa nyfångade öringar härstammar från det ursprungliga öringbeståndet. Istället kan de vara avkomma från öring som utplanterats i utloppsbacken.

Försurningsbedömning bottenfauna

Bland den mängd arter av ryggradslösa djur som lever i sjöarnas strandzon (litoralfauna) finns arter med olika miljökrav bl.a. avseende sjövattnets surhetstillstånd.

Undersökningar av litoralfauna och bottenfauna i vattendrag genomförs inom kalkningens effektuppföljning för att bedöma försurningsituationen och effekten av genomförda kalkningsinsatser (se t.ex. Länsstyrelsen 2002d).

Bedömningen av försurningspåverkan utgår från beräkning av ett surhetsindex (se Naturvårdsverket 1999a och Länsstyrelsen i Värmlands län 2002d). Vid bedömning av försurningspåverkan i sjöar anses indexet inte vara lika tillförlitligt som i vattendrag, varför en större vikt lagts på förekomsten av försurningskänsliga arter (Länsstyrelsen i Värmlands län 2002d). Till skillnad från i fiskavsnittet ovan görs ingen jämförelse med tillståndet innan försurning avseende bottenfauna.

Undersökningar av litoralfauna har genomförts i 25 av 28 tidsseriesjöar (tabell 27). För de fem nationella sjöarna saknas bedömning av resultatet.

Tabell 27. Försurningsbedömning avseende bottenfaunaundersökningar (litoral) i tidsseriesjöarna.

Sjö	Kommentar
Okalkade	
Alstern	Ej undersökt
Billingen	1994 - ej försurningspåverkad
Bodasjön (utlo)	1990-2001 - ej försurningspåverkad
Botungen	1994 - ej försurningspåverkad
Bysjön	1986, 1988-2000 - bedömning saknas
Lill-En	Ej undersökt
Lill-Jangen	1994 - ej försurningspåverkad (osäker bed)
Mögesjön	Ej undersökt
Rattsjön	1994 - försurningspåverkad 1996 - ej försurningspåverkad
Sandsjön	1986 - bedömning saknas 1994 - ej försurningspåverkad
Skårdalsvattnet	Ej undersökt
Tvällen	1994 - ej försurningspåverkad
Ulvsjön	1986, 1994-2000 - bedömning saknas
Änten	1986 - bedömning saknas 1994 - betydlig försurningspåverkan
Örvattnet	1995-2000 - bedömning saknas
Översjön	1995-2000 - bedömning saknas
Överudssjön	1995-2000 - bedömning saknas
Kalkade	
Björklången	1995-1997, 1999 - ej försurningspåverkad
Björnklammen	1994-1997, 2000 - ej försurningspåverkad
Bosjön	1995-1997, 2000 - ej försurningspåverkad
Gröcken	1995-1997, 2000 - ej försurningspåverkad
Norra Örsjön	1994-1997, 1999 - ej försurningspåverkad
Rinnen	1995-1998, 2001 - ej försurningspåverkad
Stor-En	1995, 1996, 2001 - stark försurningspåv. 1997 - betydlig försurningspåverkan 1999, 2000 - ej försurningspåverkad
Stor-Hässlingen	1995-1998, 2001 - ej försurningspåverkad
Stora Örsjön	1997 - stark försurningspåverkan 1995 - betydlig försurningspåverkan 1996, 1998, 2001 - ej försurningspåverkad
Trehörningen	1995-1997, 2000 - ej försurningspåverkad
Vågsjöarna	1999 - ej försurningspåverkad

I huvuddelen av sjöarna saknas tecken på försurningsskador. I tre sjöar (Rattsjön, Stor-En och Stora Örsjön) har olika bedömningar gjorts vid olika provtagningstillfällen. Variationen kan bero på klimathändelser, kalkning, eller slumpmässig variation som ger utslag då en sjö är belägen nära gränsen mellan två bedömningsklasser. Även återhämtning från försurning kan på längre sikt innebära att bedömningen ändras för en sjö. De tidsserier som i dagsläget finns tillgängliga är dock i regel för korta eller glesa för att sådana slutsatser ska kunna dras.

Rattsjön som har undersökts vid två tillfällen (1994 och 1996) bedömdes vid det första tillfället vara försurningspåverkad. Två år senare, då en omfattande undersökning gjordes av hela Rattå-systemet (Länsstyrelsen i Värmlands län 1997b), påträffades försurningskänsliga arter i samtliga 8 lokaler i sjön, vilket tolkades som att sjön höll på att återhämta sig från ett försurat stadium.

Det är en brist i materialet att tre av de mest försurningskänsliga sjöarna, Örvattnet, Översjön och Lill-En, ej är utvärderade avseende försurningspåverkan på bottenfaunasamhället.

Av de bedömda sjöarna är det Rattsjön, Änten, Stor-En och Stora Örsjön som uppvisar någon typ av försurningspåverkan. Det är anmärkningsvärt att sjöar som Lill-Jangen och Tvällen, som enligt den beräknade alkalinitetskvoten har en mycket stor avvikelse från beräknade jämförvärden, inte bedöms ha en av försurningen påverkad bottenfauna.

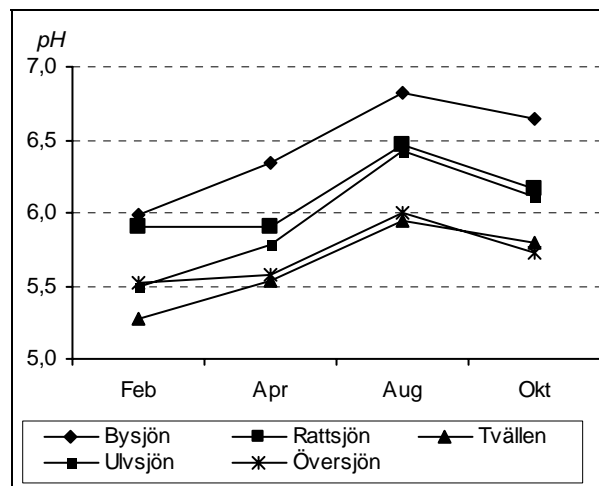
Särskilda undersökningar av s.k. glacialrelikta kräftdjur har genomförts vid flera tillfällen i länet (Länsstyrelsen i Värmlands län 2002b). 2001 genomförde Länsstyrelsen en inventering av arternas förekomststatus i länet som kan jämföras med äldre studier från bl.a. 1950- och 1980-talet. 2001 års undersökning omfattade tidsseriesjöarna Alstern, Björnklammen och Rinnen.

Av dessa undersökningar framgår att försurningen tycks vara en bidragande orsak till att arterna *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus* försvunnit från sjön Rinnen.

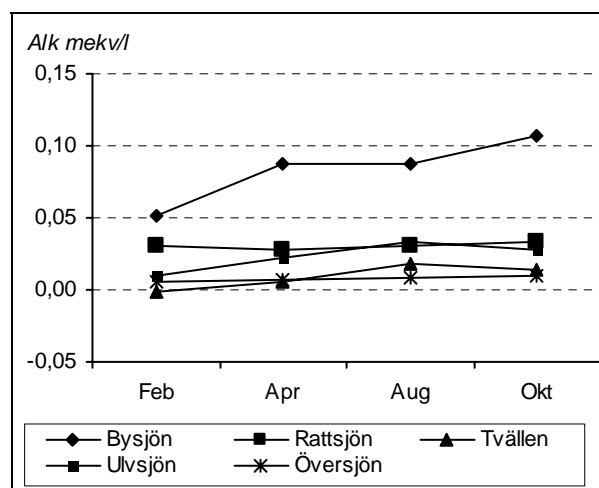
Årstidsvariationer

Den generella utvecklingen av sjöarnas vattenkemiska tillstånd under året är svår att illustrera med de data som finns tillgängliga från tidsseriesjöarna. Sedan den fjärde provtagningsmånaden (april) lades till 1996/97 kan en viss bild erhållas.

I figur 30 och 31 framgår den generella årsutvecklingen för pH och alkalinitet i 5 av de okalkade sjöarna för åren 1996-2002. För Rattsjön och Tvällen saknas dock 1996 års aprilvärden.



Figur 30. Medianvärdena för pH vid olika provtagningspunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsseriesjöar 1996-2002.



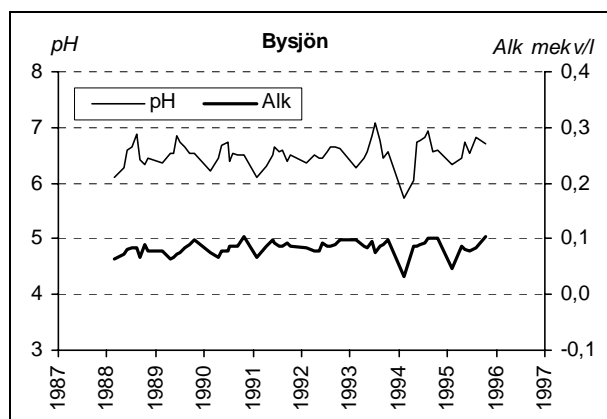
Figur 31. Medianvärdena för Alkalinitet vid olika provtagningspunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsseriesjöar 1996-2002.

Av diagrammen framgår att låga pH-värden i sjöarna framförallt uppmätts i februari. I samtliga 5 sjöar uppmätts de högsta pH-värdena i regel i augusti. Mönstret avspeglar troligen förhållandet att vintrarna under den aktuella perioden har varit milda. Snösmältning och stor avrinning har i Värmland förekommit, till och från, under hela vintern och våren. Resonemanget stöds av att de högsta färgvärdena uppmätts i februari (se avsnitt om Ljusförhållanden). Endast Rattsjön avviker i viss mån

från mönstret genom att lägst pH-värde i regel uppmätts i april. Orsaken är troligen Rattsjöns nordliga läge, där uppbyggnad av snötäcke under vintern, med påföljande vårflod, förekommit även under slutet av 1990-talet.

Årstidsmönstret för pH återfinns i liten utsträckning i alkalinitetsutvecklingen under året. De fyra av sjöarna som är belägna över högsta kustlinjen uppvisar en liten variation för alkalinitet under året. Bysjön har ett avvikande mönster, med stigande alkalinitet under året.

I Bysjön genomfördes under åren 1988-1995 tätare provtagningar än i de andra sjöarna. Vattenprover insamlades vid 8 tillfällen per år under månaderna februari till oktober.



Figur 32. pH och alkalinitet i Bysjön 1988-1995. Tidsserierna består av 8 analysvärden per år under månaderna februari till oktober, frånsett 1995 då endast 6 mätvärden registrerades.

Av figur 32 framgår att variationerna i pH- och alkalinitetsvärden ökat betydligt från 1994 och framåt. Under perioden 1988 till 1993 uppmättes betydligt mindre variationer under året. Från 1994 och fram till 2002 har de lägsta pH-värdena, med undtag för 1996, alltid uppmätts i februari, i Bysjön.

Samlad bedömning

Bedömning av vilka sjöar och sjötyper som är antropogent försurade i Värmlands län är mycket svårt att göra med befintliga data.

Beräkning av avvikelsekvote för alkalinitet baserat på data från åren 1996-98, anger att samtliga okalkade tidsserieszöar utom Alstern och Billingen är försurade. Bedömningen baseras på att alkaliniteten har minskat med 25 % i förhållande till beräknat jämförvärde. Den stora osäkerheten i beräkningarna innebär att resultatet måste tolkas med stor försiktighet.

Ökande trender för pH och ANC kan utläsas i många av sjöarna under 1990-talet. Eftersom ökningarna sammanfaller med en betydande minskning av sulfatdepositionen, förefaller det troligt att sulfatnedfallet i många sjöar har bidragit till en antropogen försurning.

Mot bakgrund av detta är en tänkbar kompletterande definition av försurade sjöar i Värmlands län att nuvarande pH ska underskrida 6,0 och att en sänkning ska ha skett med mer än 0,5 pH-enheter till följd av antropogen försurning.

Klara sjöar över högsta kustlinjen, som omges av skogsmarker med tunt jordtäckte är de sjöar som brukar betraktas som mest försurningskänsliga. Av tidsserieszöarna utgör Örvattnet och i viss mån Översjön exempel på sådana sjöar. I dessa sjöar kan en tydlig försurningspåverkan utläsas bl.a. i de paleolimnologiska studier som genomförts. Även biologiska skador, ANC-värden under 0,02 mekv/l samt tydligt ökande pH-trender under 1990-talet anger att dessa sjöar är starkt försurningspåverkade.

Ytterligare en okalkad sjö som skulle kunna tillhöra gruppen av tydligt försurningspåverkade sjöar är Lill-Jangen. Där saknas dock paleolimnologiska studier samt biologiska data som med säkerhet kan fastställa försurningsgraden, även om låga ANC-värden i början av 1990-talet indikerar försurningspåverkan.

Några av de kalkade sjöarna har uppvisat biologiska skador som sannolikt beror på försurning; Gröcken, Stor-En, Vågsjöarna, Stora Örsjön och Rinnen. Det är i övrigt mycket svårt att bedöma försurningspåverkan i de kalkade sjöarna, eftersom det finns mycket begränsade data om förhållandena före kalkning och att kalkningen i sig kraftigt försvårar beräkningar av jämförvärden och trender.

Några av de okalkade sjöarna under högsta kustlinjen bedöms ej vara försurningspåverkade enligt underlaget ovan (alkalinitetskvot, trender, paleolimnologi, biologi); Alstern, Billingen, Botungen, Bysjön och Överudssjön.

Mellan de okalkade sjöar som bedöms vara tydligt försurade och de som bedöms icke försurade enligt definitionerna ovan finns en grupp sjöar där bedömningen är mycket svår att göra:

Denna grupp utgörs främst av sjöar i skogslandskapet, som har måttlig till stark vattenfärg och förhållandevis hög TOC-halt (> 10 mg/l). Sjöarna Lill-En, Ämten, Sandsjön, Skårdalsvattet och Tvällen tillhör denna grupp. Paleolimnologiska studier i andra delar av södra Sverige har visat att sjöar med höga TOC-halter (> 9,4 mg/l) i regel ej drabbats av pH-sänkningar i samma omfattning som sjöar med TOC-halter under 6,7 mg/l (Ek & Korsman Opubl. manuskript).

Självklart kan även mindre pH-sänkningar medföra oönskade konsekvenser för en sjös ekosystem. I de två starkt färgade och numera kalkade sjöarna, Stor-En och Vågsjöarna, tycks utslagning av mörtbestånden ha skett trots de höga TOC-halterna.

I några sjöar med låga till måttliga TOC-halter (< 9 mg/l) och måttlig vattenfärg (Bodasjön, Mögesjön, Rattsjön och Ulvsjön) är avsaknaden av tydlig försurningspåverkan svårare att förklara. För Rattsjön kan dess nordliga läge samt betydande inslag av hyperit i berggrunden eventuellt ha utgjort ett skydd mot stark försurningspåverkan. För Bodasjön, Mögesjön

och Ulvsjön, som är belägna i den sydvästra delen av länet, är förklaringen mer oklar.

Som en följd av den stora osäkerheten i beräkning av jämförvärden för alkalinitet och det faktum att huvuddelen av alkalinitetstrenderna är negativa, är det omöjligt att ange hur lång tid det kommer att ta för de naturliga buffringssystemen att återhämta sig.

Om man antar att de paleolimnologiska studierna i Örvattnet och Översjön anger korrekta förindustriella värden för pH kommer återhämtningen med nuvarande takt (baserat på trender för 1983-2002) att ta 40 respektive 100 år.

För kalkningsverksamheten är det av stor vikt att anpassning kan ske till rådande flödesförhållanden. Anpassning bör ske så att genomförda kalkningar har så stor effekt som möjligt under senvintern då såväl låga pH- som alkalinitetsvärden oftast uppmäts under de senaste 6 till 7 åren. Om de flödesförhållanden som förekommit i anslutning till millennieskiftet fortsätter att råda under 2000-talet måste en ökning och förtätning av kalkningsinsatserna ske för att uppsatta målsättningsvärden ska kunna uppnås.

Försurningsmått / försurningsindikator

Uppföljning av nationella och regionala miljömål ska i framtiden ske med hjälp av ett antal förutbestämda indikatorer (mått) med vilka bl.a. miljötillståndet ska beskrivas (Länsstyrelsen i Värmlands län 2003a). Tidsutvecklingen för pH i länets okalkade tidsseriesjöar föreslås ingå i den regionala miljömålsuppföljningen som ett av flera mått på försurningsutvecklingen.

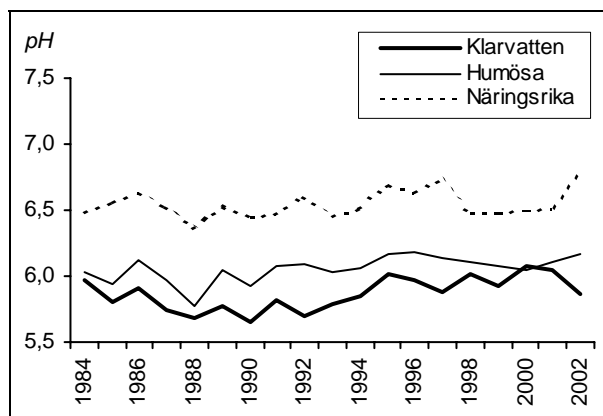
Indikatorn beräknas som sjövisa årsmedianvärden för pH i ytvattnet utifrån mätillfällena i februari/mars, augusti och oktober fr.o.m. 1984 och framåt. Mätillfället i april används inte eftersom det tillkom först 1996/97. Utifrån de sjövisa årsmedianvärdena beräknas gruppvisa årsmedelvärden.

De tre sjögrupperna utgörs av:

- Klarvattenssjöar – Alstern, Örvattnet, Översjön
- Humösa sjöar – Bodasjön, Bysjön, Lill-Jangen, Mögesjön, Rattsjön, Skårdalsvattnet, Tvällen, Ulvsjön, Ämten
- Måttligt näringsrika sjöar – Billingen, Botungen, Sandsjön, Överudssjön

Indikatorn uppdateras årligen efter avslutat provtagnings- och analysår.

De tre sjögruppernas pH-utveckling under tidsperioden 1984-2002 framgår av figur 33. I alla sjötyperna förekommer en mycket svagt ökande tendens under perioden. I klarvattenssjöarna var trenden tydlig under perioden 1990-2001, men eventuellt bröts den med ett lägre årsmedelvärde 2002.



Figur 33. Medelvärden av årsmedianvärden för pH i okalkade tidsserjesjöar grupperade i klarvattenssjöar, humösa sjöar och måttligt näringsrika sjöar under perioden 1983-2002.

Ljusförhållanden

Ljusförhållandena i vattnet har stor betydelse för olika organismers livsbetingelser. I synnerhet är primärproduktionen (växtproduktionen), med hjälp av fotosyntesen, ljusberoende. Ljus-klimatet i vattnet påverkas framförallt av vattnets färg och grumlighet.

Grumligheten i vattnet styrs av mängden partiklar, både oorganiska (t.ex. lermineral) och organiska (t.ex. humusflockar och plankton). Partikel tillförs till vattnet orsakas framförallt av erosion från omgivande marker. Partikelinnehållet är därför vanligen högt där omgivande marker utgörs av lätteroderade jordar.

Vattenfärgen beror till stor del på vattnets innehåll av humusämnen (löst organiskt material), som främst tillförs vattnet från skogs- och myrmark. Ju högre humushalt desto högre vattenfärg. Även kemiska, fotokemiska och biologiska processer bidrar till vattenfärgen (Naturvårdsverket 1999a).

Både vattenfärg och grumlighet påverkar siktdjupet i en sjö. Siktdjupet är ett mått på ljusets nedträngning i vattnet. Med hjälp av siktdjupet kan man bland annat bedöma hur djupt ned i en sjö som primärproduktion kan ske.

Vattenfärgen och grumligheten minskar när partiklar i vattnet sedimenterar. Sjöar fungerar som sedimentationsbassänger för partiklar. Ju längre omsättningstid en sjö har desto bättre sedimentation möjliggörs. Höga humushalter förekommer därför vanligen i skogs- och myrområden med få sjöar där vattnet alltså har kort uppehållstid (SLU 2003b). Följaktligen uppmäts låga humushalter företrädesvis i vattensystem med stora sjöar och låg organisk halt i jorden. Dessutom är vattendragens humushalter ofta högst i de övre delarna av avrinningsområdet (SLU 2003b).

Grumlighet och vattenfärg kan även påverkas av utsläpp av avloppsvatten från punktkällor eller tillrinning av dagvatten från hårdgjorda ytor. Dessa typer av påverkan förekommer inte i någon av tidsseriesjöarna.

Nuvarande tillstånd

Vattenfärg och siktdjup i tidsseriesjöarna påverkas främst av partikel tillförseln från omgivande marker. Flera av sjöarna är humösa och bedöms som betydligt till starkt färgade (färgvärden > 60 mg/l), vilket gäller både kalkade och okalkade sjöar (tabell 28 och 29). Möjlig bidrar de flesta tidsseriesjöarnas belägenhet högt upp inom sina avrinningsområden till de höga vattenfärgerna (SLU 2003b), även om förekomsten av skogs- och myrmark i avrinningsområdet verkar ha störst betydelse.

Tabell 28. Medelvärden för vattenfärg och siktdjup i okalkade sjöar 2000-2002.

	Färg mg/l	Siktdjup m
Billingen	42	2,3
Botungen	66	2,0
Lill-En	109	1,9
Sandsjön	101	1,3
Skårdalsvattnet	72	3,3
Tvällen	99	2,1
Ämten	103	2,3
Överudssjön	52	1,0
Medel humösa och/el grumliga	80	2,0
Alstern	30	6,0
Bodasjön	38	4,3
Bysjön	40	2,8
Lill-Jangen	49	3,5
Mögesjön	58	4,0
Rattsjön	43	4,7
Ulvsjön	55	3,8
Örvattnet	23	5,0
Översjön	43	4,1
Medel övriga	42	4,2
Medel alla	61	3,1

Tabell 29. Medelvärden för vattenfärg och siktdjup i kalkade sjöar 2000-2002.

	Färg mg/l	Siktdjup m
Björklången	108	2,4
Bosjön	108	2,4
Gröcken	63	4,0
Rinnen	101	2,3
Stor-En	95	3,6
Stor-Hässlingen	85	3,1
Stora Örsjön	102	2,6
Vågsjöarna	129	1,8
Medel humösa	99	2,8
Björnklammen	49	4,3
Norra Örsjön	31	6,0
Trehörningen	36	5,1
Medel övriga	39	5,1
Medel alla	69	4,0

Siktdjupet bedöms som litet (< 2,5 m) i de tydligt färgade sjöarna, med undantag för den okalkade sjön Skårdalsvattnet och de kalkade sjöarna Gröcken, Stor-En och Stor-Hässlingen (tabell 28 och 29). Dessa har ett måttligt stort siktdjup (3,1-4,0 m) trots tydlig vattenfärg.

Två okalkade sjöar, Billingen och Överuds-sjön, har litet siktdjup trots att vattnet endast är måttligt färgat (42 resp. 52 mg/l, se tabell 28). Dessa sjöar är två av de näringsrikaste tidsseriesjöarna och markanvändningen vid sjöarna utgörs delvis av jordbruk. Troligen orsakas vattnets grumlighet främst av oorganiska partiklar snarare än av humusämnen i de två sjöarna.

Trender för vattenfärg

Linjära trender för vattenfärg i tidsseriesjöarna har beräknats med Theil's slope (se avsnittet Bedömningsmetodik i bilaga 1).

Beräkningarna har genomförts för hela undersökningsperioden, vilket i de okalkade sjöarna innebär 1983-2002 med undantag för Lill-En som har undersökts sedan 1995. De kalkade sjöarna har undersökts under perioden 1995-2002, med undantag för Stor-En och Vågsjöarna som har undersökts sedan 1983.

I samtliga tidsseriesjöar föreligger en positiv trend för vattenfärgen under perioden, även om trenden i en del av sjöarna inte är så stor att den kan bedömas som en ökning (tabell 30 och 31). I synnerhet under slutet av undersökningsperioden tenderar vattenfärgen att tydligt öka i de flesta sjöarna, vilket exemplifieras av trenderna i de kalkade sjöarna (tabell 31).

I flera av sjöarna är trenden för vattenfärg inte linjär, utan snarare cyklisk med höga värden under slutet av 1980-talet, lägre värden under början av 1990-talet och ökande värden igen under slutet av 1990-talet (figur 34).

Tabell 30. Trender för uppmätta färgvärden i okalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 10 mg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 10-25 mg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 25 mg/l förändring per 10 år.

	Färg ändring/10 år (mg/l) 1983-2002	Bedömning 1983-2002
Alstern	5,7	0
Billingen	8,2	0
Bodasjön	6,0	0
Botungen	9,6	0
Bysjön	8,6	0
Lill-Jangen	10,7	ökning
Mögesjön	7,2	0
Rattsjön	5,2	0
Sandsjön	16,5	ökning
Skårdalsvattnet	18,4	ökning
Tvällen	21,5	ökning
Ulvsjön	8,1	0
Änten	22,6	ökning
Örvattnet	3,5	0
Översjön	10,0	ökning
Överudssjön	8,0	0
Lill-En *	75,8	stark ökning

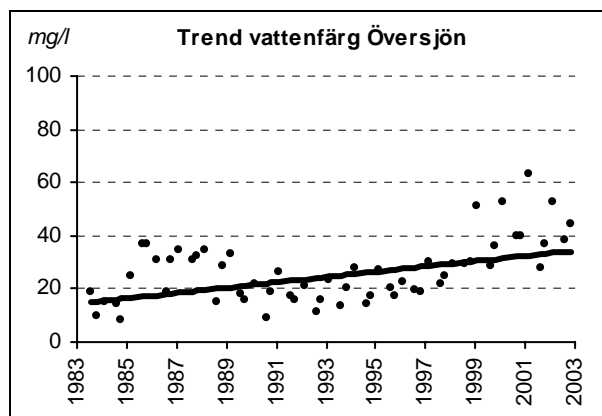
* Trend för Lill-En avser perioden 1995-2002.

Tabell 31. Trender för uppmätta färgvärden i kalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 10 mg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 10-25 mg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 25 mg/l förändring per 10 år.

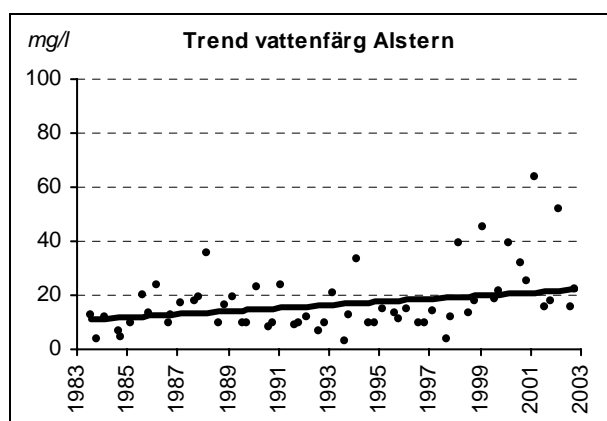
	Färg ändring/10 år (mg/l) 1995-2002	Bedömning 1995-2002
Björklången	25,7	stark ökning
Björnklammen	21,5	ökning
Bosjön	50,7	stark ökning
Gröcken	43,7	stark ökning
Norra Örsjön	12,4	ökning
Rinnen	48,6	stark ökning
Stor-Hässlingen	43,1	stark ökning
Stora Örsjön	67,3	stark ökning
Trehörningen	22,3	ökning
Stor-En *	21,3	ökning
Vågsjöarna *	35,3	stark ökning

* Trender för Stor-En och Vågsjöarna avser perioden 1983-2002.

Avrinningsförhållandena har stor betydelse för humusläckaget från marken och således för vattenfärgen (SLU 2003b). Den cykliska variationen i vattenfärg i tidsseriesjöarna speglar förhållandevis väl variationen i nederbörd och vattenföring under perioden. Hög vattenföring förekom under slutet av 1980-talet och slutet av 1990-talet medan vattenföringen var lägre under 1990-talets första hälft. Även i stora sjöar som Alstern har färgvärdena påverkats av höglödesperioderna (figur 35).



Figur 34. Trend för vattenfärg i Översjön för perioden 1983-2002, beräknad med Theil's slope.



Figur 35. Trend för vattenfärg i Alstern för perioden 1983-2002, beräknad med Theil's slope.

Årstidsvariationer

Årstidsvariationer i vattenfärg redovisade som medelvärden för åren 1996-2002 redovisas för fem av tidsserieszöarna i figur 36. För Alstern, Tvällan och Rattsjön saknas 1996 års aprilvärde.

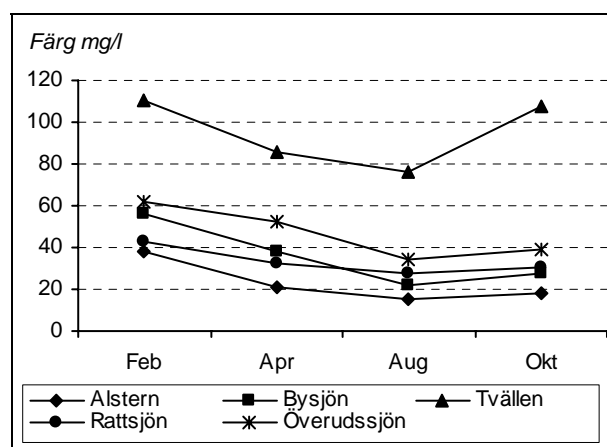
Starkast vattenfärg har uppmätts i februari i de fem tidsserieszöarna (figur 36). Troligen beror detta på att vintrarna under aktuell period (1996-2002) har varit milda. Snösmältning och stor avrinning har förekommit av och till under hela vintern och våren. Resonemanget stöds av att de lägsta pH-värdena i tidsserieszöarna

uppmättes i februari under samma period (se avsnitt om Försurning). Humussyrorna, som har stor betydelse för vattenfärgen, påverkar även vattnets surhet.

I den nordligt belägna Rattsjön är vattenfärgen inte lika tydligt hög i februari jämfört med övriga året. Detta beror antagligen på att vintrarna i den nordliga delen av Värmland har varit kallare. Uppbyggnad av snötäcke under vintern, med påföljande vårflood, har troligen förekommit även under slutet av 1990-talet.

Svagast vattenfärg har uppmätts i augusti. Detta förklaras troligen av låga flöden och att det då råder stabila förhållanden med temperaturskiktning i sjöarna, vilket möjliggör sedimentation av partiklar.

Något högre färgvärden i april och oktober jämfört med augusti beror främst på avrinningen i form av fortsatt vårflood i april och höstregn i oktober. I både april och oktober kan dessutom turbulent vattenmassa på grund av vindens omblandning leda till sämre sedimentationsförhållanden.



Figur 36. Medelvärden för vattenfärg vid olika provtagningstidpunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsserieszöar 1996-2002.

Organiskt material

Vattnets innehåll av organiska ämnen har stor betydelse för syretillståndet i vattnet genom att det går åt syre för nedbrytning av organiskt material. Syretillståndet varierar beroende på produktionsförhållandena i vattnet och den organiska belastningen. Den organiska belastningen utgörs både av tillförsel från omgivande marker (naturlig humus), av material som byggs upp i sjön samt, i vissa fall, av utsläpp från mänskliga källor. I sjöar är syretillståndet ofta sämst i bottenvattnet under slutet av stagnationsperioderna sommar och vinter (Naturvårdsverket 1999a).

Det finns ett samband mellan vattenfärgen och halten av organiska ämnen i vattnet genom att organiska humussyror har stor betydelse för vattenfärgen.

Den största källan för tillförsel av organiska ämnen till tidsseriesjöarna utgörs av läckage från omgivande marker, eftersom ingen av sjöarna tar emot direktutsläpp från punktkällor.

Nuvarande tillstånd

Halterna av organiskt material, mätt som TOC, är måttligt höga i de flesta i tidsseriesjöarna, såväl okalkade som kalkade (tabell 32 och 33).

Endast två okalkade (Lill-En och Sandsjön) och två kalkade (Stor-En och Vågsjöarna) sjöar har höga halter av organiska ämnen, varav samtliga tillhör de mest humösa (starkast färgade) av tidsseriesjöarna (se avsnitt om Ljusförhållanden).

Lägst halter av organiska ämnen förekommer i de tre okalkade sjöarna med störst siktdjup och svag vattenfärg (Alstern, Rattsjön och Örvattnet, se avsnitt om Ljusförhållanden). Motsvarande gäller även för de kalkade sjöarna där de enda tre sjöar som inte bedömdes som humösa även hade de lägsta halterna av organiska ämnen (Björnklammen, Norra Örsjön och Trehörningen, se avsnitt om Ljusförhållanden).

Tabell 32. Medelvärden för organiskt material (mätt som TOC) i yt- och bottenvatten i okalkade sjöar 2000-2002, grupperade utifrån låga, måttligt höga eller höga halter.

	TOC yta mg/l	TOC botten mg/l
Lill-En	12,5	12,2
Sandsjön	12,5	-
Medel för sjöar med höga halter	12,5	12,2
Billingen	8,6	-
Bodasjön	8,4	8,3
Botungen	9,8	10,3
Bysjön	9,2	7,6
Lill-Jangen	9,6	8,8
Mögesjön	8,9	9,3
Skärdalsvattnet	10,3	13,2
Tvällen	10,1	10,1
Ulvsjön	9,3	8,1
Ämten	10,2	10,3
Översjön	9,2	7,8
Överudssjön	10,4	-
Medel för sjöar med måttliga halter	9,5	9,4
Alstern	4,1	3,2
Rattsjön	7,3	5,5
Örvattnet	5,4	5,6
Medel för sjöar med låga halter	5,6	4,8
Medel alla	9,2	8,8

Tabell 33. Medelvärden för organiskt material (mätt som TOC) i yt- och bottenvatten i kalkade sjöar 2000-2002, grupperade utifrån låga, måttligt höga eller höga halter.

	TOC yta mg/l	TOC botten mg/l
Stor-En	12,9	10,6
Vågsjöarna	14,2	14,5
Medel för sjöar med höga halter	13,5	12,5
Björklängen	11,2	11,3
Bosjön	11,0	9,5
Gröcken	9,2	7,8
Rinnen	10,3	10,3
Stora Örsjön	10,8	10,1
Stor-Hässlingen	9,2	8,7
Medel för sjöar med måttliga halter	10,3	9,6
Björnklammen	7,1	6,1
Norra Örsjön	7,4	6,7
Trehörningen	5,9	5,1
Medel för sjöar med låga halter	6,8	5,9
Medel alla	10,2	9,4

Som nämnts har det organiska materialet stor betydelse för syretillståndet, framförallt i bottenvattnet. I tidsseriesjöarna tas prover för analys av bottenvattnet endast i februari och augusti. Under perioden 2000-2002 är uppmätta halter av organiskt material i sjöarnas bottenvatten i det närmaste överensstämmande med uppmätta halter i ytvattnet (tabell 32 och 33). I de flesta sjöarna uppmäts alltså måttligt

höga halter av organiska ämnen även i bottenvattnet. Syremätningar utförs i samtliga tidsseriesjöar, men har inte sammanställts och utvärderats i denna rapport.

Trender för organiskt material

Linjära trender för organiskt material i tidsseriesjöarna har beräknats med Theil's slope (se avsnittet Bedömningsmetodik i bilaga 1).

Beräkningarna har genomförts för den del av undersökningsperioden som TOC har analyserats. I de okalkade sjöarna motsvarar detta 1987-2002 med undantag för Lill-En som har undersökts sedan 1995. De kalkade sjöarna har undersökts under perioden 1995-2002, med undantag för Stor-En och Vågsjöarna som har undersökts sedan 1987.

Liksom för vattenfärgen förekommer en positiv tendens i alla tidsseriesjöar för halten av organiskt material under perioden, även om trenden i de flesta sjöarna är svag och inte kan bedömas som en ökning (tabell 34 och 35). I slutet av mätperioden (runt millennieskiftet) är ökningen starkare, vilket framgår av trendanalysen i de kalkade sjöarna för åren 1995-2002 (tabell 35).

Avrinningen har stor betydelse för läckaget av organiska ämnen från marken till vattnet. Vattenföringen var hög under slutet av 1980-talet och slutet av 1990-talet medan den var lägre under 1990-talets första hälft. I synnerhet de höga flödena runt millennieskiftet resulterade i stora fluktuationer i uppmätta organiska halter som i genomsnitt var något högre än tidigare i sjöarna (figur 37). Liksom för vattenfärgen var halterna av organiska ämnen något lägre i flera av sjöarna under början av 1990-talet då vattenföringen var lägre (figur 38).

Tabell 34. Trender för uppmätta TOC-halter i okalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 2 mg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 2-4 mg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 4 mg/l förändring per 10 år.

	TOC ändring/10 år (mg/l) 1987-2002	Bedömning 1987-2002
Alstern	0,3	0
Billingen	0,6	0
Bodasjön	0,7	0
Botungen	0,5	0
Bysjön	0,5	0
Lill-Jangen	1,5	0
Mögesjön	0,9	0
Rattsjön	0,7	0
Sandsjön	0,7	0
Skårdalsvattnet	2,1	ökning
Tvällen	1,8	0
Ulvsjön	1,2	0
Ånten	2,3	ökning
Örvattnet	0,3	0
Översjön	1,1	0
Överudssjön	0,3	0
Lill-En *	6,3	stark ökning

* Trend för Lill-En avser perioden 1995-2002.

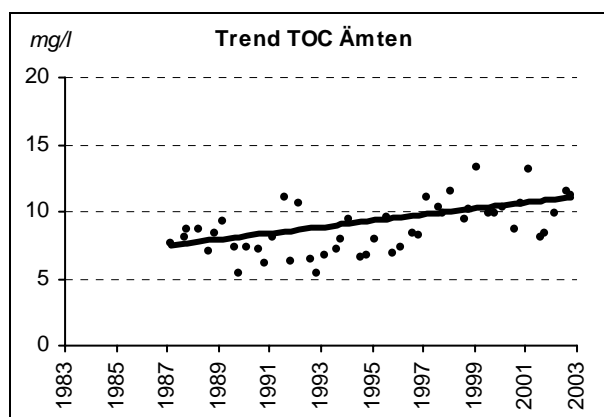
Tabell 35. Trender för uppmätta TOC-halter i kalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 2 mg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 2-4 mg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 4 mg/l förändring per 10 år.

	TOC ändring/10 år (mg/l) 1995-2002	Bedömning 1995-2002
Björklången	2,7	ökning
Björnklammen	2,4	ökning
Bosjön	2,5	0
Gröcken	3,9	ökning
Norra Örsjön	1,8	0
Rinnen	0,9	0
Stor-Hässlingen	1,3	0
Stora Örsjön	5,4	stark ökning
Trehörningen	1,0	0
Stor-En *	2,7	ökning
Vågsjöarna *	2,9	ökning

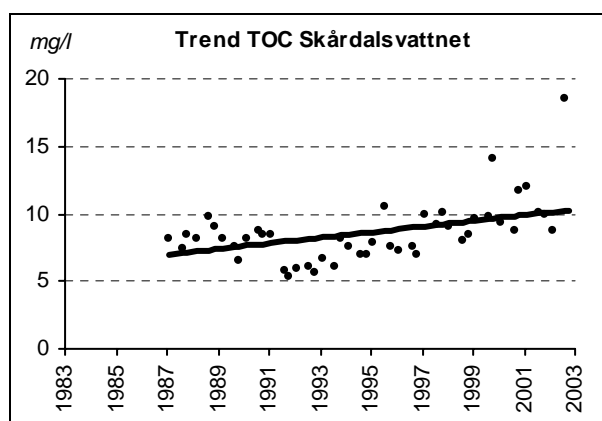
* Trender för Stor-En och Vågsjöarna avser perioden 1987-2002.

Den ökande trenden är svagare för TOC än för vattenfärg (se avsnitt om Ljusförhållanden). Eventuellt kan detta bero på att TOC inte började mätas i sjöarna förrän 1987, till skillnad från färg som började mätas 1983. Hög vattenföring under åren 1985-1987 resulterade i en tydlig ökning av vattenfärgen dessa år och antagligen motsvarande ökning av halterna av organiska ämnen. Trendanalysen för TOC påbörjas därför då halterna var förhållandevis höga, varför ökningen blir mindre och trenden

svagare jämfört med trendanalysen för vattenfärg.



Figur 37. Trend för TOC-halt i Ämten för perioden 1987-2002, beräknad med Theil's slope.

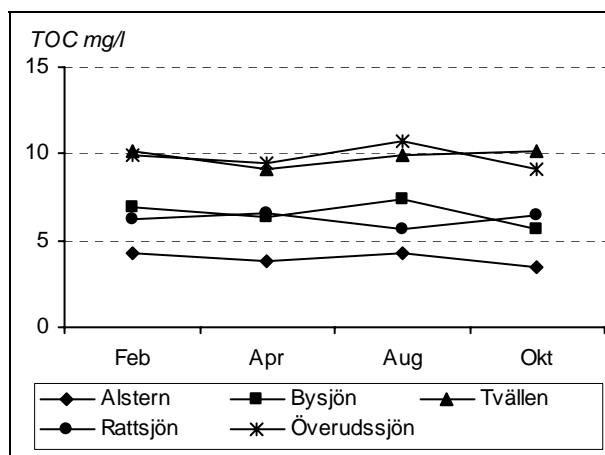


Figur 38. Trend för TOC-halt i Skårdalsvattnet för perioden 1987-2002, beräknad med Theil's slope.

Årstidsvariationer

Årstidsvariationer i halten av organiskt material, redovisade som medelvärden av TOC för åren 1996-2002, redovisas för fem av tidsseriesjöarna i figur 39. För Alstern, Tvällen och Rattsjön saknas 1996 års aprilvärde.

Årstidsvariationerna är mycket små för halterna av organiskt material. Möjligen är halterna något högre i augusti jämfört med övriga året i några av sjöarna. Detta till följd av störst produktion i sjön under sommaren.



Figur 39. Medelvärden för vattenfärg vid olika provtagningstidpunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsseriesjöar 1996-2002.

Växtnäringsämnen

Kväve och fosfor är viktiga näringsämnen i levande organismer och har stor betydelse för produktionen i ett vatten. I sötvatten är vanligtvis fosfor det tillväxtbegränsande näringsämnet, medan kväve begränsar produktionen i havet. Vid fosforöverskott i förhållande till kväve i sötvatten kan cyanobakterier fixera kvävgas från luften och på så vis ändå tillväxa. Cyanobakterierna får då ett övertag gentemot andra organismer varför risk för massförekomst (algblooming) av cyanobakterier finns.

För stor tillförsel av näringsämnena kväve och fosfor till sjöar och vattendrag kan orsaka eutrofiering (övergödning). Detta leder till hög produktion i vattnet vilket kan orsaka igenväxning, syrebrist och algblooming, och därmed resultera i t.ex. sämre förutsättningar för biologisk mångfald och rekreation.

Tillförseln av kväve och fosfor till vattnet utgörs främst av läckage från marken (eller sjöbotten), punktkällor, enskilda avlopp och luftdeposition.

Läckaget från omgivande marker är störst från jordbruksmark, varför flertalet av Sveriges näringsrika sjöar är belägna i jordbrukstäta slättbygder. Dessa sjöar är dessutom ofta grunda, vilket medför att vinden lätt rör om hela vattenmassan och löst bunden fosfor i det näringsrika sedimentet kan återföras till vattnet. I djupare sjöar sker inte denna resuspension av näringsämnen lika lätt p.g.a. att den vinddrivna omblandningen inte når ner så långt i vattenmassan (SLU 2002b). I Värmland är andelen jordbruksmark totalt sett förhållandevis liten, även om den i vissa delar utgör ett betydande inslag av markanvändningen. Jordbruksmarken står för 40 % respektive 20 % av den mänskligt betingade kväve- respektive fosforbelastningen på vattnet i Värmland (Länsstyrelsen i Värmlands län 2003a). Näringsrika slättlandssjöar, liksom näringsrika vikar av Vänern, förekommer främst i länets södra delar.

Näringsbelastningen från punktkällor utgörs för Värmlands del framförallt av skogsindustrier, fiskodlingar och avloppsreningsverk. Liksom för andelen jordbruksmark är även de största industrierna lokaliserade till den södra delen av länet.

Luftdepositionen är större av kväve än av fosfor. Särskilt för stora sjöar kan luftnedfallet på sjöytan utgöra en väsentlig del av kvävetillförseln. I Värmland utgörs ungefär en tiondel av kvävetillförseln till vattnet av luftnedfall (Länsstyrelsen i Värmlands län 2003a). Förutom att bidra till näringsrikedom har kvävenedfallet även betydelse för försurningen av mark och vatten.

Näringsrikedomen i tidsseriesjöarna beror framförallt av markanvändningen (jordbruk), förekomsten av enskilda avlopp samt luftdepositionen i området. Ingen av tidsseriesjöarna tar emot direktutsläpp från punktkällor.

Nuvarande tillstånd

Huvuddelen av tidsseriesjöarna är näringsfattiga med mycket låga till låga fosforhalter (< 12,5 µg/l) och låga till måttligt höga kvävehalter (< 625 µg/l), vilket gäller såväl kalkade som okalkade sjöar (tabell 36 och 37). Flertalet av tidsseriesjöarna omges i huvudsak av skogsmark, vilket inte bidrar till näringsrikedom i samma utsträckning som jordbruksmark.

Endast fyra av de okalkade sjöarna bedöms som något näringsrika med måttligt höga till höga fosforhalter (Billingen, Botungen, Sandsjön och Överudssjön). Dessa fyra sjöar är alla grunda och belägna i länets södra del. Samtliga ligger under högsta kustlinjen varför avlagrade sediment har gett upphov till finkorniga jordar, vilket har bidragit till näringsrikedomen. Markanvändningen vid dessa sjöar utgörs i högre grad av odlad mark än vid de näringsfattiga sjöarna.

Förhållandet mellan kväve och fosfor (kväve/fosfor-kvoten) i vattnet har betydelse för risken för massförekomst av potentiellt giftbil-

dande cyanobakterier. Vid kväveöverskott (N/P-kvot > 30) föreligger ingen risk för sådan algblooming. Risken ökar med växande kväveunderskott (sjunkande N/P-kvot) eftersom cyanobakterier kan fixera kväve från luften.

Av tidsseriesjöarna förekommer kväve/fosfor-kvoter lägre än 30 i de fyra något näringsrika sjöarna (Billingen, Botungen, Sandsjön och Överudssjön) samt i Bysjön som är på gränsen till måttligt näringsrik. I dessa sjöar föreligger viss risk för massförekomst av cyanobakterier. Risken är störst i Överudssjön följt av Sandsjön.

Tabell 36. Medelvärden för totalkväve, totalfosfor och kväve/fosfor-kvot i okalkade sjöar 2000-2002.

	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	N/P-kvot
Alstern	272	5,6	49
Bodasjön	342	6,7	51
Bysjön	328	11,4	29
Lill-En	295	7,0	42
Lill-Jangen	311	6,3	49
Mögesjön	370	7,3	51
Rattsjön	309	5,7	54
Skårdalsvattnet	432	7,4	58
Tvällen	394	7,3	54
Ulvsjön	356	6,6	54
Årnten	328	7,6	43
Örvattnet	296	5,1	58
Översjön	329	6,3	52
Medel näringfattiga	335	6,9	50
Billingen	464	21,3	22
Botungen	420	14,3	29
Sandsjön	446	23,6	19
Överudssjön	593	41,8	14
Medel måttl näringsrika	481	25,2	21
Medel alla	369	11,2	43

Tabell 37. Medelvärden för totalkväve, totalfosfor och kväve/fosfor-kvot i kalkade sjöar 2000-2002.

	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	N/P-kvot
Björklången	299	8,4	36
Björnklammen	353	7,3	48
Bosjön	322	6,9	47
Gröcken	300	5,7	53
Norra Örsjön	285	6,1	47
Rinnen	365	12,3	30
Stora Örsjön	356	8,0	45
Stor-En	346	11,7	30
Stor-Hässlingen	338	6,5	52
Trehörningen	298	4,8	62
Vågsjöarna	334	7,3	46
Medel alla	327	7,7	45

De näringsfattiga sjöarna, med undantag för Bysjön, har höga kväve/fosfor-kvoter (> 30) och det råder därmed ingen risk för blågrön algblooming.

Klorofyllhalten ger ett mått på den totala algbiomassan i en sjö och kan indirekt ses som ett mått på näringstillgången i vattnet. Klorofyll analyseras i de fem nationella tidsseriesjöarna vid samtliga fyra provtagningstillfällen under året (februari, april, augusti och oktober). I två sjöar, Botungen och Lill-Jangen, analyseras klorofyllhalten i augusti inom ramen för den samordnade recipientkontrollen i Byälvens respektive Norsälvens avrinningsområden. Endast i de något näringsrikare sjöarna Botungen och Överudssjön har höga klorofyllhalter uppmätts (tabell 38). I Botungen bedöms medelvärdet för augustihalterna som höga, medan såväl årsmedelvärdet som augustivärdet är mycket högt i Överudssjön. I övriga näringsfattigare sjöar bedöms klorofyllhalterna som låga till måttligt höga, både som årsvärden och augustivärden.

Tabell 38. Medelvärden för klorofyllhalt, dels som helårsmedelvärdet och dels som augustimedelvärdet 2000-2002 i nationella tidsseriesjöar samt i Botungen och Lill-Jangen undersökta inom ramen för samordnad recipientkontroll.

	Klorofyll helårsmedelvärdet µg/l	Klorofyll augustimedelvärdet µg/l
Botungen	-	12,8
Bysjön	2,8	3,4
Lill-Jangen	-	3,0
Ulvsjön	2,4	3,6
Örvattnet	1,8	1,5
Översjön	4,6	1,9
Överudssjön	20,1	37,8

Bedömning av eutrofieringspåverkan

Bedömning av i vilken utsträckning länets tidsseriesjöar är påverkade av övergödning har gjorts genom beräkning av fosforhaltens avvikelser från jämförvärde enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a, se tabell 39).

Jämförvärden för fosfor har beräknats utifrån vattnets färg (absorbans) genom ett samband mellan totalfosforhalt och mängden färgad

organisk substans (Naturvårdsverket 1999a). Sambandet ger lägsta fosforvärden vid given absorbans, något man bör ha i åtanke vid tolkning av resultaten (Naturvårdsverket 1999a). Beräkningen av jämförvärden baseras på uppmätta absorbansvärden under perioden 1996-1998. Denna period har valts för att undvika avvikande värden som beror på de extrema väderhändelser som förekom i anslutning till millennieskiftet, då flertalet sjöar hade ovanligt stark vattenfärg p.g.a. stor avrinning. Nuvarande fosforhalter har beräknats som medelvärden för åren 2000-2002. Bedömningarna blev desamma om fosforhalter för åren 1996-1998 användes istället.

Nuvarande totalfosforhalt ska vara 50 % högre än jämförvärdet för att bedömas som en avvikelse (klass 2-5 enligt Naturvårdsverket 1999a) och därmed betraktas som en påverkan.

Utifrån avvikelseberäkningarna bedöms fosforhalterna i två av tidsseriesjöarna (Billingen

och Överudssjön) avvika stort resp. mycket stort från beräknade jämförvärden (tabell 39). Fosforhalterna beräknas ha mångdubblats i dessa sjöar jämfört med ett opåverkat tillstånd.

I Botungen, Bysjön och Sandsjön, som bedöms som måttligt näringsrika eller på gränsen till måttligt näringsrika, beräknas fosforhaltens avvikelse från jämförvärdet som obetydlig (< 50%). Dessa tre sjöar skiljer sig dock något från övriga sjöar med obetydlig avvikelse, genom att det endast är i dessa sjöar som nuvarande fosforhalter är högre än beräknat jämförvärde (med undantag för en liten ökning i Stor-En).

Övergödningseffekter i tidsseriesjöarna kan alltså endast ses i de näringsrikare sjöarna. Troligen är dessa effekter mänskligt orsakade, framförallt genom att markanvändningen vid sjöarna delvis utgörs av jordbruk och eventuellt genom påverkan från enskilda avlopp.

Tabell 39. Jämförvärden för fosfor (tot-P₀), nuvarande fosforhalt (tot-P_{nu}), avvikelsekvot, avvikelseklass samt klassbenämning för tidsseriesjöar i Värmlands län. Data för beräkning av jämförvärden är hämtade från åren 1996-98.

Namn	Tot-P ₀ µg/l Jämförvärde	Tot-P _{nu} µg/l Medel 2000-02	Avvikelse Tot-P _{nu} /Tot-P ₀	Klass	Benämning
Okalkade					
Alstern	6,4	5,6	0,87	1	Obetydlig avvikelse
Billingen	8,0	21,3	2,67	3	Stor avvikelse
Bodasjön	6,9	6,7	0,97	1	Obetydlig avvikelse
Botungen	10,8	14,3	1,33	1	Obetydlig avvikelse
Bysjön	7,6	11,4	1,50	1	Obetydlig avvikelse
Lill-En	12,8	7,0	0,55	1	Obetydlig avvikelse
Lill-Jangen	7,2	6,3	0,88	1	Obetydlig avvikelse
Mögesjön	9,3	7,3	0,78	1	Obetydlig avvikelse
Rattsjön	7,3	5,7	0,78	1	Obetydlig avvikelse
Sandsjön	16,0	23,6	1,47	1	Obetydlig avvikelse
Skårdalsvattnet	9,3	7,4	0,80	1	Obetydlig avvikelse
Tvällen	13,4	7,3	0,55	1	Obetydlig avvikelse
Ulvsjön	9,6	6,6	0,68	1	Obetydlig avvikelse
Åmten	12,2	7,6	0,62	1	Obetydlig avvikelse
Örvattnet	6,0	5,1	0,84	1	Obetydlig avvikelse
Översjön	7,3	6,3	0,87	1	Obetydlig avvikelse
Överudssjön	8,6	41,8	4,85	4	Mycket stor avvikelse
Kalkade					
Björklången	13,6	8,4	0,62	1	Obetydlig avvikelse
Björnklammen	9,3	7,3	0,79	1	Obetydlig avvikelse
Bosjön	13,0	6,9	0,53	1	Obetydlig avvikelse
Gröcken	8,8	5,7	0,64	1	Obetydlig avvikelse
Norra Örsjön	7,5	6,1	0,81	1	Obetydlig avvikelse
Rinnen	12,6	12,3	0,98	1	Obetydlig avvikelse
Stora Örsjön	11,5	8,0	0,70	1	Obetydlig avvikelse
Stor-En	10,2	11,7	1,15	1	Obetydlig avvikelse
Stor-Hässlingen	11,1	6,5	0,59	1	Obetydlig avvikelse
Trehörningen	7,4	4,8	0,66	1	Obetydlig avvikelse
Vågsjöarna	15,6	7,3	0,46	1	Obetydlig avvikelse

I övriga tidsseriesjöar är nuvarande tillstånd näringsfattigt och totalfosforhalterna avviker obetydligt från beräknade jämförvärden. För samtliga dessa sjöar, med undantag för Stor-En, är nuvarande fosforhalter lägre än beräknade jämförvärden. Detta kan eventuellt indikera oligotrofiering, d.v.s. en förändring mot ett mer näringsfattigt tillstånd, något som kan orsakas av försurning (Naturvårdsverket 1999a). Endast i Vågsjöarna är dock nuvarande totalfosforhalt mer än 50 % lägre än jämförvärdet.

I Örvattnet har förändringar i totalfosforhalt sammanfallit med förändringar i pH. Under 1970-talet sjönk fosforhalten i sjön i samband med att pH sjönk, för att sedan öka under 1980-talet då även pH ökade (Ek m.fl. 1995). Förändringarna sammanfaller dessutom med tillväxandet och försvinnandet av ett vitmossebestånd på sjöbotten. Troligen finns ett samband mellan de vattenkemiska förändringarna och den minskade svaveldepositionen under perioden (Ek m.fl. 1995).

Trender för fosfor

Linjära trender för fosfor i tidsseriesjöarna har beräknats med Theil's slope (se avsnittet Bedömningsmetodik i bilaga 1).

Beräkningarna har genomförts för hela undersökningsperioden 1983-2002 i de okalkade sjöarna, samt för de två kalkade sjöarna (Stor-En och Vågsjöarna) som började kalkas så sent som 1997 respektive 1995. I övriga kalkade sjöar har beräkningar gjorts för perioden 1995-2002.

I flera av de okalkade sjöarna finns en brytpunkt i haltutvecklingen för totalfosfor i mitten av 1990-talet. Trendanalyser har därför även gjorts för perioderna 1983-1994 och 1995-2002.

Endast i en sjö (Billingen) föreligger en trend för fosfor under hela tidsperioden 1983-2002 (tabell 40 och figur 40) och där har fosforhalterna ökat. Under perioden 1995-2002 förekommer en ökande fosfortrend endast i två okalkade sjöar, Billingen och Överudssjön. Dessa sjöar är också två av de näringsrikare tidsseriesjöarna och även de två sjöar som bedömdes som påverkade av eutrofiering (se avsnitt ovan). Troligen är påverkan störst från jordbruksmark, eventuellt genom ökad erosion och partikeltransport under 1990-talets varmare vintrar samt vid de höga flödena i anslutning till millennieskiftet.

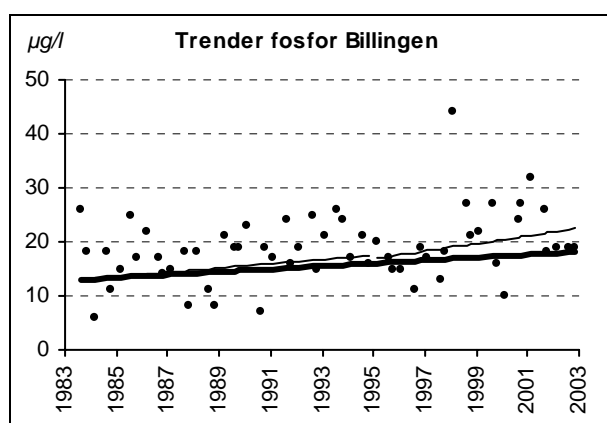
Tabell 40. Trender för uppmätta totalfosforhalter i okalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 2 µg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 2-5 µg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 5 µg/l förändring per 10 år.

	Totalfosfor ändring/10 år (µg/l)				Bedömning		
	1983-2002	1983-1994	1995-2002		1983-2002	1983-1994	1995-2002
Alstern	-0,8	5,9	0,0	0	stark ökning	0	
Billingen	2,7	4,0	6,9	ökning	ökning	stark ökning	
Bodasjön	0,0	4,0	0,0	0	ökning	0	
Botungen	0,7	5,6	0,0	0	stark ökning	0	
Bysjön	0,0	5,3	0,0	0	stark ökning	0	
Lill-En	-	-	-2,0	-	-	minskning	
Lill-Jangen	0,0	2,8	0,0	0	ökning	0	
Mögesjön	0,0	2,6	0,0	0	ökning	0	
Rattsjön	0,0	3,3	0,0	0	ökning	0	
Sandsjön	0,0	7,4	-4,6	0	stark ökning	minskning	
Skårdalsvattnet	0,0	3,1	-2,7	0	ökning	minskning	
Tvällen	0,0	6,0	-2,3	0	stark ökning	minskning	
Ulvsjön	-0,7	1,0	-3,9	0	0	minskning	
Ämten	0,0	3,8	-2,5	0	ökning	minskning	
Örvattnet	0,0	3,3	-2,6	0	ökning	minskning	
Översjön	0,0	3,1	0,0	0	ökning	0	
Överudssjön	0,0	0,0	13,0	0	0	stark ökning	

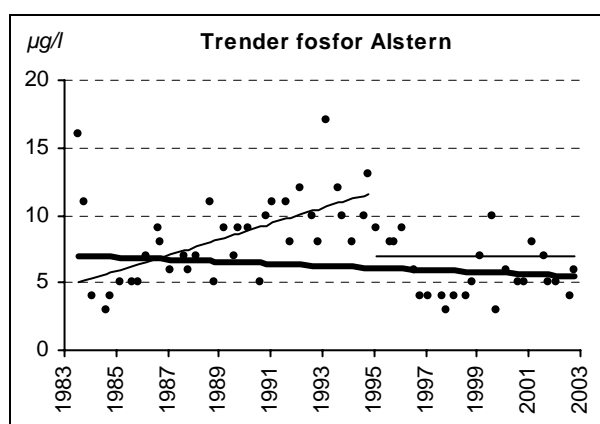
Tabell 41. Trender för uppmätta totalfosforhalter i kalkade tidsserieszöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 2 µg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 2-5 µg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 5 µg/l förändring per 10 år.

	Totalfosfor ändring/10 år (µg/l)			Bedömning		
	1983-2002	1983-1994	1995-2002	1983-2002	1983-1994	1995-2002
Björklången	-	-	0,0	-	-	0
Björnklammen	-	-	0,0	-	-	0
Bosjön	-	-	-0,8	-	-	0
Gröcken	-	-	0,0	-	-	0
Norra Örsjön	-	-	0,0	-	-	0
Rinnen	-	-	-2,9	-	-	minskning
Stor-En	0,0	2,8	0,0	0	ökning	0
Stor-Hässlingen	-	-	0,0	-	-	0
Stora Örsjön	-	-	0,0	-	-	0
Trehörningen	-	-	-3,7	-	-	minskning
Vägsjöarna	-0,9	2,5	-2,6	0	ökning	minskning

I flertalet övriga sjöar är fosfortrenden ökande under tidsperioden 1983-1994, medan den sedan är avtagande eller utan trend för perioden 1995-2002 (tabell 40 och figur 41). Både ökande och minskande fosfortrender kan orsakas av såväl processer i tillrinningsområdet som interna processer i sjön (Naturvårdsverket 1997). Eventuellt kan periodvis varma vintrar under 1990-talet ha möjliggjort nedbrytning under en större del av året och därmed större utlakning av näringsämnen från marken till vattnet. Avrinning är en viktig faktor för tillförsel av ämnen till sjön. De höga flödena i slutet av 1990-talet och början av 2000-talet verkar ha resulterat i en utspädningseffekt för fosforhalten i några av sjöarna (t.ex. Alstern, se figur 41).



Figur 40. Fosfortrender i Billingen beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenderna för perioderna 1983-1994 resp. 1995-2002.



Figur 41. Fosfortrender i Alstern beräknade med Theil's slope. Grov linje visar trend för perioden 1983-2002, medan tunna linjer visar trenderna för perioderna 1983-1994 resp. 1995-2002.

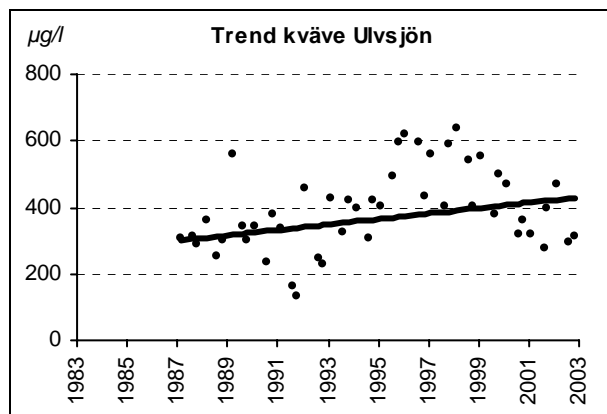
Trender för kväve

Linjära trender för totalkväve har beräknats enligt samma metodik som för totalfosfor ovan. Totalkväve började inte analyseras i tidsserieszöarna förrän 1987. Dessförinnan analyserades endast Kjeldahl-kväve samt nitrit-/nitrat-kväve, vilka tillsammans utgör ett mått på totalkvävehalten. Trender för totalkväve har därför endast beräknats för perioden 1987-2002 för att undvika felkällor p.g.a. byte av analysparametrar. Kvävetrender har endast beräknats för okalkade sjöar (med undantag för Lill-En), eftersom kalkade sjöar började undersökas först 1995 (inklusive Lill-En).

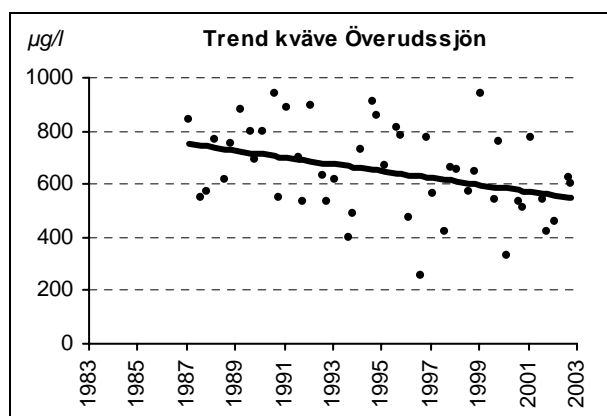
För samtliga okalkade sjöar, utom en, föreligger ingen trend för totalkvävehalten under perioden 1987-2002 (tabell 42). Viss haltvariation förekommer under perioden men utan

någon linjär tendens (figur 42). Liksom för fosfor kan variationer i kvävehalter bero på både processer i tillrinningsområdet och interna processer i sjön (Naturvårdsverket 1997). Dessutom har avrinningen och klimatet stor betydelse för tillförsel av näringsämnen.

Endast i Överudssjön minskar totalkvävehalterna något under perioden 1987-2002 (tabell 42 och figur 43). Möjligen beror detta på sedimentation av partikelbundet kväve. I sjöar med höga fosforhalter kan produktionen överstiga nedbrytningen vilket resulterar i en anrikning av näringsämnen i sedimentet p.g.a. sedimentation (Uppsala universitet 1994), medan näringshalterna i vattnet sjunker. Även denitrifikation av kväve kan vara en bidragande orsak till minskande kvävehalter i sjön.



Figur 42. Kvävetrend i Ulvsjön för perioden 1983-2002 beräknad med Theil's slope.



Figur 43. Kvävetrend i Överudssjön för perioden 1983-2002 beräknad med Theil's slope.

Tabell 42. Trender för uppmätta totalkvävehalter i okalkade tidsseriesjöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 100 µg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 100-400 µg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 400 µg/l förändring per 10 år.

	Totalkväve ändring/10 år (µg/l) 1987-2002	Bedömning 1987-2002
Alstern	24	0
Billingen	52	0
Bodasjön	68	0
Botungen	-4	0
Bysjön	50	0
Lill-Jangen	55	0
Mögesjön	71	0
Rattsjön	20	0
Sandsjön	-71	0
Skårdalsvattnet	53	0
Tvällen	94	0
Ulvsjön	82	0
Ånten	70	0
Örvattnet	33	0
Översjön	40	0
Överudssjön	-128	minskning

Trender för nitrit och nitrat

Linjära trender för nitrit- och nitratkväve har beräknats enligt samma metodik som för totalfosfor ovan. Trender har endast beräknats för hela mätperioden 1983-2002 och endast för okalkade sjöar (med undantag för Lill-En), eftersom kalkade sjöar började undersökas först 1995 (inklusive Lill-En).

Nitrit- och nitrathalterna uppvisar tydliga års-tidsvariationer i de flesta tidsseriesjöarna, med högst halter under vintern då nedbrytning av organiskt material sker samtidigt som produktionen är låg. Under sommarhalvåret tas nitrat effektivt upp av organismer och halterna är mestadels låga (se avsnittet Sjöbeskrivningar).

I flertalet sjöar föreligger inga linjära trender för nitrit- och nitratkväve under mätperioden 1983-2002 (tabell 43). Halterna varierar utan några tydliga mönster.

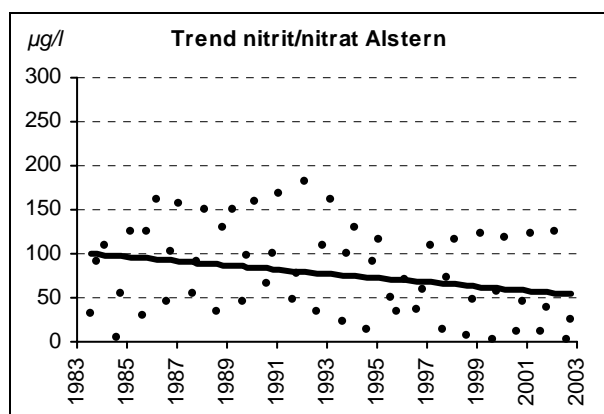
I tre av tidsseriesjöarna (Alstern, Mögesjön och Örvattnet) tenderar emellertid nitrit- och nitrathalterna att minska under mätperioden (tabell 43 och figur 44). En tänkbar förklaring till detta kan vara en tendens till minskad kvävedeposition under senare år (se avsnitt om Klimat). Särskilt för sjöar med stor sjöyta i förhållande till tillrinningsområde får luftdepo-

sitionen stor betydelse för halterna i vattnet. Örvattnet har störst andel sjöyta (23 %) av tidsseriejöarna, följt av Lill-Jangen (20 %) och Alstern (18 %).

Lösta näringsämnen tas lätt upp av organismer varför minskande nitrathalter även kan vara tecken på en ökad biologisk produktion i sjön. I synnerhet för Örvattnet kan detta vara en förklaring, där den biologiska aktiviteten ökar i takt med återhämtning från försurning (Persson 1994, Ek m.fl. 1995).

Tabell 43. Trender för uppmätta nitrit- + nitratkvävehalter i okalkade tidsseriejöar, beräknade med Theil's slope. Bedömning: 0 = mindre än 20 µg/l förändring per 10 år, ökning/minskning = 20-50 µg/l förändring per 10 år, stark ökning/minskning = mer än 50 µg/l förändring per 10 år.

	Nitrit-/nitratkväve ändr/10 år (µg/l) 1983-2002	Bedömning 1983-2002
Alstern	-24	minskning
Billingen	-4	0
Bodasjön	0	0
Botungen	-4	0
Bysjön	0	0
Lill-Jangen	-3	0
Mögesjön	-22	minskning
Rattsjön	-9	0
Sandsjön	-2	0
Skårdalsvattnet	0	0
Tvällen	-5	0
Ulvsjön	-11	0
Ämten	0	0
Örvattnet	-23	minskning
Översjön	0	0
Överudssjön	-4	0

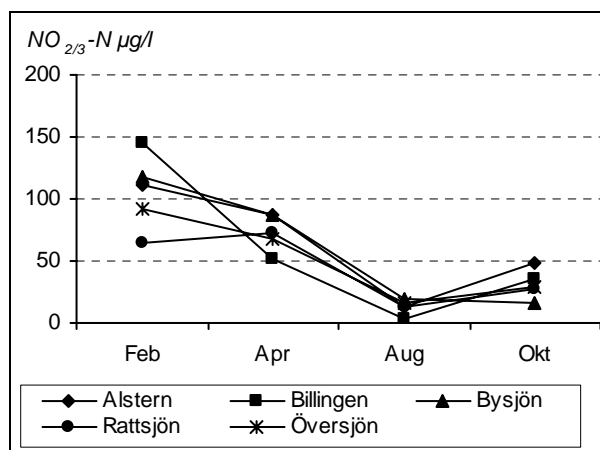


Figur 44. Nitrit-/nitratrend i Alstern för perioden 1983-2002 beräknad med Theil's slope.

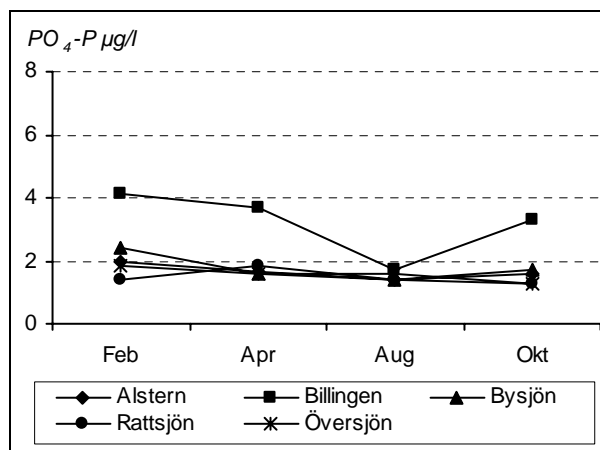
Årstidsvariationer

Av figur 45 och 46 framgår årstidsvariationer för de växttillgängliga näringsämnena nitrit-/nitratkväve och fosfatfosfor redovisade som medelvärden för åren 1996-2002. För Alstern, Billingen och Rattsjön saknas 1996 års aprilvärde.

Högre nitrit-/nitrathalter har uppmätts under vinterhalvåret jämfört med under sommaren. Detta beror på att organiskt material bryts ned under isen på vintern, vilket frigör näringsämnen i löst form. I den nordligt belägna Rattsjön ligger isen kvar längre på våren jämfört med mer sydligt belägna sjöar. Detta gör att nedbrytningsprocessen dominerar över produktionsprocessen ända fram till april, vilket förklarar varför nitrit-/nitrathalten är högre i april än i februari.



Figur 45. Medelvärden för nitrit-/nitratkväve vid olika provtagningstidpunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsseriejöar 1996-2002.



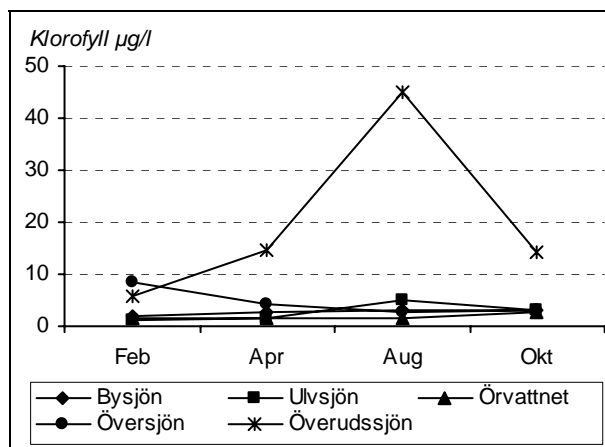
Figur 46. Medelvärden för fosfatfosfor vid olika provtagningstidpunkter (februari, april, augusti och oktober) i 5 tidsseriejöar 1996-2002.

Under sommaren tas nitrit-/nitratkvävet effektivt upp av växter. Lägst nitrit-/nitrathalter i augusti uppmätts i de fyra något näringsrikare sjöarna Billingen (figur 45), Botungen, Sandsjön och Överudssjön. I samtliga dessa sjöar är medelvärdet av nitrit-/nitrathalterna i augusti $\leq 5 \mu\text{g/l}$ för perioden 1996-2002. Eventuellt är detta en effekt av att det finns större mängd växttillgänglig fosfatfosfor i dessa sjöar jämfört med de näringsfattigare sjöarna (figur 46), vilket möjliggör en högre produktion.

I de näringsfattigare sjöarna förekommer ingen direkt årstidsvariation av fosfatfosfor (figur 46). I dessa sjöar är fosfathalterna så låga att fosfor kan anses vara begränsande för produktionen under hela året. Troligen är det fosforbegränsningen som orsakar att nitrit-/nitrathalterna i de näringsfattiga sjöarna inte sjunker till lika låga augustihalter som i de näringsrikare sjöarna (figur 45).

Näringstillgången och därmed produktiviteten i vattnet kan även illustreras med hjälp av klorofyllhalten. Årstidsvariationen av klorofyllhalten i de fem nationella tidsseriesjöarna framgår av figur 47. Liksom för årstidsvariationen i nitrit-/nitrat- samt fosfathalt är det en näringsrik sjö som utmärker sig även avseende variationen i klorofyllhalt. Endast i den något näringsrika Överudssjön varierar klorofyllhalten tydligt under året med ökande halter under våren, då produktionen i sjön kommer igång efter vintern, till mycket höga halter i augusti. I övriga nationella tidsseriesjöar är klorofyllhalterna förhållandevis låga under hela året utan någon tydlig haltvariation. Detta speglar framförallt tillgången på näring (fosfor) i vattnet.

I Översjön uppmättes en avvikande hög klorofyllhalt i februari 1997 ($13,2 \mu\text{g/l}$), något som får genomslag i medelvärdet för februari i sjön (figur 47).



Figur 47. Medelvärden för klorofyllhalt vid olika provtagningstidpunkter (februari, april, augusti och oktober) i de 5 nationella tidsseriesjöarna 1996-2002.

Samlad bedömning

Av tidsseriesjöarna är det stora flertalet näringsfattiga. Endast fyra sjöar (Billingen, Botungen, Sandsjön och Överudssjön) bedöms som måttligt näringsrika eller näringsrika med avseende på fosfor, varav samtliga är förhållandevis grunda och har betydande inslag av jordbruksmark i avrinningsområdet.

Flertalet av tidsseriesjöarna har måttligt höga kvävehalter trots låga fosforhalter, vilket delvis kan vara en effekt av en förhållandevis stor luftdeposition av kväve (9 % av total kvävebelastning på vattnet i Värmland kom från luftdeposition under 1999, se Länsstyrelsen i Värmlands län 2003a). Luftdeposition verkar framförallt påverka vattenkvaliteten i sjöar med stor yta (t.ex. Alstern).

Tack vare relativt höga halter av kväve i förhållande till fosfor har de flesta sjöar kväveöverskott, varför risken för massförekomst av cyanobakterier bedöms som låg. Endast i de något näringsrikare sjöarna Billingen, Botungen, Sandsjön och Överudssjön samt Bysjön, som är på gränsen till måttligt näringsrik, finns en viss risk för algblomning av cyanobakterier. De näringsfattiga sjöarna förefaller vara fosforbegränsade under i princip hela året eftersom fosfathalterna är mycket låga i alla sjöarna.

Beräkning av jämförvärden för fosfor visade att endast två sjöar indikerade eutrofieringspåverkan vilket var de näringsrikare sjöarna Billingen och Överudssjön. Det är dessutom endast i dessa två sjöar som fosforhalterna visade en ökande trend under mätperioden 1983-2002. Påverkan i dessa sjöar utgörs framförallt av jordbruksmark och eventuellt av enskilda avlopp.

Även i de andra tre något näringsrika sjöarna Botungen, Bysjön och Sandsjön beräknades nuvarande fosforhalter vara något högre jämfört med jämförvärdena, om än inte så mycket att halterna bedömdes som avvikande höga.

I de näringsfattiga sjöarna, med undantag för Stor-En, är nuvarande fosforhalter lägre än beräknade jämförvärden, vilket möjligen kan tyda på oligotrofiering orsakad av försurning (Naturvårdsverket 1999a). Endast i Vågsjöarna är dock minskningen så stor att den kan bedömas som en avvikelse.

Kvävehalten tenderar att minska i Överudssjön under mätperioden för totalkväve 1987-2002. Detta kan möjligen bero på att produktionen i sjön är större än nedbrytningen vilket resulterar i sedimentation av partikelbundet kväve (Uppsala universitet 1994).

Halterna av nitrit- och nitratkväve tenderar att sjunka i Alstern, Mögesjön och Örvattnet. Åtminstone för Alstern som har stor sjöyta kan detta vara en effekt av tendens till minskad kvävedeposition. I Örvattnet pågår återhämtning från grav försurningspåverkan, varför sjunkande nitrathalter kan indikera ökad biologisk aktivitet i sjön.

I övriga tidsseriesjöar förekommer inga tydliga linjära trender för halterna av näringsämnen. I flera av sjöarna förefaller fosforhalterna ha ökat under mätperioden fram till 1994, för att därefter vara avtagande eller utan trend. Näringshalterna i vattnet styrs av såväl avrinning och processer i tillrinningsområdet som interna processer i sjön (Naturvårdsverket 1997). Möjligen kan periodvis varma vintrar under början av 1990-talet ha resulterat i nedbrytning under en större del av året och därmed större utlakning av näringsämnen från marken till vattnet. De höga flödena runt millennieskiftet tycks ha givit upphov till utspädningseffekter i några av tidsseriesjöarna.

Metaller & organiska miljögifter

Metaller är grundämnen som förekommer naturligt i miljön i förhållandevis låga halter, framförallt genom att metaller finns i jord och berggrund.

Vissa metaller, t.ex. zink, krom och koppar, är livsnödvändiga och ingår bl.a. i enzymer, proteiner och vitaminer i organismer. I stora mängder kan dock nödvändiga metaller bli skadliga. Metaller som inte har någon funktion i levande organismer, t.ex. bly, kadmium och kvicksilver, kan redan i små mängder vara skadliga för organismer.

Stabila organiska ämnen som inte förekommer naturligt i miljön kan ha betydande giftverkan på organismer, i synnerhet om de innehåller klor (t.ex. PCB, DDT och dioxiner). De klorerade substansernas inverkan beror till stor del på att dessa ämnen har en hormoneffekt på organismer genom att substanserna liknar naturliga hormoner.

Såväl metaller som stabila organiska ämnen är svårnedbrytbara och anrikas i sediment och organismer. Organiska ämnen är sällan vattenlösliga vilket bidrar till anrikningen. Gifteffekten för den enskilda organismen blir vanligen mindre i produktiva (närlingsrika) ekosystem bl.a. genom att miljögiftet sprids i en större mängd biota.

Mänskliga verksamheter har ökat förekomsten av både metaller och stabila organiska ämnen i miljön. Ämnena förekommer både i tillverkade produkter och som restprodukter och sprids såväl genom utsläpp som användning.

Eftersom referenssjöarna saknar punktkällor är diffus påverkan den största källan för metaller och stabila organiska ämnen i dessa sjöar.

Tillstånd för metaller i vatten

Metallhalterna i vatten i tidsseriesjöarna är generellt mycket låga eller låga (tabell 44). Endast bly och koppar förekommer i måttligt höga halter i tre (Bysjön, Ulvsjön och Vågsjöarna) respektive två (Trehörningen och Överudssjön) sjöar.

Vid måttligt höga metallhalter finns viss risk för att effekter kan förekomma (Naturvårdsverket 1999a), t.ex. i form av påverkan på reproduktionen hos känsliga organismer. Metaller utgör störst problem i näringsfattiga, humusfattiga och sura vatten. Som nämnts bidrar näringsrikedomen till högre produktion och därmed lägre koncentration av metallen i enskilda organismer. Vid högre pH förekommer metallerna till mindre del i den giftiga jonformen och till större del bundna i komplex. Även humus binder fria metalljoner i vattnet och minskar därmed gifteffekten.

I de fem sjöarna, där måttligt höga metallhalter förekommer i vattnet, är pH över 6 i alla sjöar utom Ulvsjön. Både Trehörningen och Vågsjöarna kalkas, medan Bysjön och Överudssjön är förhållandevis näringsrika. I dessa sjöar borde inte metallerna utgöra något problem. Möjligen kan metallpåverkan förekomma i Ulvsjön men de relativt höga halterna av organiska ämnen (humus) i sjön borde motverka detta.

Halterna av järn, mangan och aluminium i alla tidsseriesjöar ligger i nivå med vad som kan bedömas som naturligt för svenska ytvatten. Framförallt järn, men även aluminium, förekommer i högst halter i några av de starkast färgade sjöarna, vilket indikerar metallernas starka komplexbindning med humussyror.

Fraktionering av de i försurningssammanhang viktiga aluminiumföreningarna har inte skett i tidsseriesjöarna.

Tabell 44. Medelvärden för metaller i vatten i samtliga tidsserjesjöar 1998-2002; järn (Fe), mangan (Mn), koppar (Cu), zink (Zn), aluminium (Al), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr), nickel (Ni), kobolt (Co), arsenik (As) och vanadin (V). Naturliga, ursprungliga halter anger halter i sjöar opåverkade av lokala utsläpp och försurning, medan bakgrundshalter anger nuvarande regionala bakgrundshalter ("normala" halter) i sjöar i södra Sverige (söder om Dalälven), Naturvårdsverket 1999a.

	Fe	Mn	Cu	Zn	Al	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	V
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Alstern	96	8	2,5	4,2	32	0,007	0,24	0,11	0,13	0,019	0,12	0,06
Billingen	243	55	2,0	3,4	134	0,006	0,29	0,18	0,44	0,065	0,27	0,25
Björklången	572	42	1,7	5,5	187	0,012	0,39	0,22	0,25	0,076	0,25	0,30
Björnkammen	168	21	2,5	6,6	119	0,010	0,23	0,15	0,26	0,041	0,18	0,10
Bodasjön	123	39	1,1	3,3	95	0,006	0,13	0,18	0,30	0,049	0,18	0,10
Bosjön	440	38	2,3	6,7	160	0,017	0,58	0,24	0,29	0,144	0,27	0,32
Botungen	331	60	2,5	5,6	194	0,010	0,44	0,29	0,55	0,188	0,35	0,46
Bysjön	252	140	1,3	4,5	96	0,010	1,16	0,19	0,34	0,119	0,30	0,18
Gröcken	207	16	1,3	4,0	88	0,007	0,24	0,12	0,16	0,055	0,19	0,10
Lill-En	403	47	1,8	11,1	272	0,038	0,87	0,22	0,33	0,254	0,27	0,30
Lill-Jangen	312	48	2,1	8,2	125	0,019	0,54	0,15	0,14	0,063	0,21	0,15
Mögesjön	138	15	2,1	4,7	167	0,010	0,20	0,21	0,34	0,059	0,19	0,15
Norra Örsjön	70	13	2,9	6,0	79	0,011	0,22	0,20	0,21	0,029	0,18	0,12
Rattsjön	156	18	1,4	3,9	86	0,007	0,18	0,11	0,34	0,034	0,13	0,10
Rinnen	497	48	2,1	7,6	220	0,016	0,50	0,23	0,45	0,172	0,33	0,40
Sandsjön	704	79	1,4	5,8	227	0,009	0,48	0,29	0,49	0,235	0,41	0,67
Skårdalsvattnet	183	37	3,0	9,9	232	0,018	0,34	0,28	0,46	0,125	0,25	0,26
Stor-En	266	18	1,4	5,5	149	0,010	0,32	0,14	0,24	0,038	0,21	0,16
Stor-Hässlingen	465	40	2,8	6,7	128	0,010	0,31	0,14	0,38	0,074	0,18	0,28
Stora Örsjön	313	21	1,9	4,4	117	0,012	0,45	0,26	0,27	0,056	0,26	0,25
Trehörningen	48	5	3,1	5,6	55	0,010	0,28	0,14	0,28	0,030	0,14	0,09
Tvällen	656	72	1,4	6,4	173	0,022	0,52	0,21	0,53	0,274	0,24	0,40
Ulvsjön	226	25	0,8	6,6	137	0,016	2,00	0,13	0,26	0,058	0,20	0,18
Vågsjöarna	701	54	1,8	9,4	260	0,024	1,17	0,27	0,43	0,300	0,38	0,54
Ämten	565	75	1,9	8,6	165	0,039	0,94	0,23	0,56	0,324	0,26	0,38
Örvattnet	85	58	1,2	7,3	118	0,029	0,40	0,12	0,27	0,106	0,17	0,12
Översjön	168	85	1,3	5,4	132	0,017	0,29	0,10	0,21	0,072	0,15	0,12
Överudssjön	529	156	3,2	7,3	219	0,012	0,67	0,31	0,77	0,228	0,38	0,82
Medel alla	318	48	2,0	6,2	149	0,015	0,51	0,19	0,35	0,117	0,24	0,26
Naturlig, ursprunglig halt			0,3	1,0		0,005	0,05	0,05	0,2	0,03	0,2	0,1
Bakgrundshalt S Sverige			0,5	2,0		0,016	0,24	0,20	0,4	0,06	0,3	0,2

Tillstånd för metaller i sediment

Metaller i ytsediment förekom generellt i låga till måttlig höga halter i de sju tidsserjesjöar där metaller i sediment har undersökts (tabell 45). I Lill-Jangen uppmättes endast mycket låga eller låga halter och inga halter i ytsedimentet avvek från halter i djupare sedimentlager.

I de något näringsrikare sjöarna Botungen, Bysjön och Överudssjön förekom krom och nickel, samt i Bysjön även kvicksilver, i måttligt höga halter i ytsedimenten. Halterna var emellertid inte avvikande höga jämfört med djupare sedimentlager, vilket möjligen kan tyda på att halterna av dessa metaller är natur-

ligt höga till följd av berggrundsförhållandena i anslutning till sjöarna. Övriga metaller förekom i låga halter. Trots låga halter avvek kadmiumhalten i Botungens ytsediment tydligt från halten i djupare sediment.

I de näringsfattiga och sura sjöarna Ulvsjön, Örvattnet och Översjön förekom koppar, bly, arsenik och kvicksilver, samt i Örvattnet även kadmium, krom och nickel, i måttlig höga halter i ytsedimenten. Endast arsenikhalterna visade stor avvikelse i Översjön och mycket stor avvikelse i Ulvsjön och Örvattnet jämfört med djupare sedimentlager. Övriga metallhalter var inte avvikande höga i ytsedimenten jämfört med djupare sediment.

Tabell 45. Medelvärden för metaller i sediment i de fem nationella tidsseriesjöarna 1999 samt i Botungen 2000 och Lill-Jangen 2001; aluminium (Al), järn (Fe), mangan (Mn), koppar (Cu), zink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), nickel (Ni), kobolt (Co), arsenik (As), vanadin (V) och kvicksilver (Hg). Naturliga, ursprungliga halter anger halter i sjöar opåverkade av lokala utsläpp och försurning, medan bakgrundshalter anger nuvarande regionala bakgrundshalter ("normala" halter) i sjöar i södra Sverige (söder om Dalälven), Naturvårdsverket 1999a.

	År	Skikt cm	H ₂ O % Vs	Glödförl % Ts	Al	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	Co	As	V	Hg
Bysjön	1999	0-2	92,1	12,2	24660	50210	1594	24,2	187	75	1,13	26,3	20,1	17,4	6,9	57	0,17
Bysjön	1999	2-4	86,9	10,8	27620	45880	1231	26,5	244	74	1,24	30,8	23,7	17,9	5,8	67	0,10
Bysjön	1999	30-32	88,8	24,3	29180	-	764	20,2	141	36	0,28	24,3	15,6	11,3	3,4	56	0,09
Ulvsjön	1999	0-2	97,5	46,5	20950	82260	1768	33,0	241	270	1,96	17,5	13,9	30,8	14,0	86	0,54
Ulvsjön	1999	2-4	96,2	43	19840	75910	1507	36,5	301	340	2,43	19,8	16,5	40,6	19,9	84	0,48
Ulvsjön	1999	30-32	92,7	46,9	23340	21430	489	23,4	111	51	0,42	13,4	7,5	7,8	2,2	53	0,16
Örvattnet	1999	0-2	96,9	49	22350	72300	801	47,5	234	320	3,05	27,8	18,1	6,7	27,9	84	0,69
Örvattnet	1999	2-4	95,3	45	25810	55740	597	50,2	384	399	4,46	26,4	25,3	13,2	33,1	74	0,48
Örvattnet	1999	30-32	94,2	51,8	35210	28870	204	32,6	68	29	0,55	18,9	11,9	4,9	2,4	50	0,10
Översjön	1999	0-2	97,1	44,9	23080	82050	638	29,0	188	290	1,97	17,8	13,2	16,2	18,1	65	0,51
Översjön	1999	2-4	96,2	42,2	22670	89860	686	30,3	245	297	2,74	20,4	14,1	20,5	19,5	72	0,39
Översjön	1999	30-32	94,1	53,1	27330	47990	899	20,2	107	96	0,67	11,0	9,6	15,5	5,7	70	0,25
Överudssjön	1999	0-2	91,6	13,1	24220	32860	1149	22,2	160	42	0,71	29,1	23,6	14,6	3,6	50	0,11
Överudssjön	1999	2-4	88,1	12,7	35940	41910	1200	28,1	195	51	0,84	41,7	30,1	18,4	4,7	77	0,10
Överudssjön	1999	30-32	66,8	7,2	37240	40010	827	23,8	142	38	0,41	43,4	26,7	15,2	4,0	74	0,04
Botungen	2000	0-2	80	11	-	-	-	27,0	220	60	0,86	35,0	21,0	-	-	-	0,10
Botungen	2000	4-6	70	9	-	-	-	25,0	140	35	0,22	35,0	19,0	-	-	-	0,05
Botungen	2000	12-14	77	12	-	-	-	24,0	130	36	0,15	33,0	19,0	-	-	-	0,06
Lill-Jangen	2001	0-2	89	25	-	-	-	12,0	140	41	0,73	12,0	7,7	-	-	-	0,13
Lill-Jangen	2001	0-4	86	25	-	-	-	12,0	150	39	0,66	13,0	7,9	-	-	-	0,12
Lill-Jangen	2001	17-19	85	24	-	-	-	9,9	130	25	0,37	12,0	6,2	-	-	-	0,08
Medel alla ytskikt					23052	63936	1190	31,2	202	199	1,76	23,7	17,8	17,1	14,1	68	0,40
Naturlig, ursprunglig halt ytskikt								15	100	5	0,3	15	10	15	8	20	0,08
Bakgrundshalt S Sverige ytskikt								20	240	80	1,4	15	10	-	10	20	0,16

Ulvsjön, Örvattnet och Översjön är mindre produktiva än de näringsrikare sjöarna Botungen, Bysjön och Överudssjön. Möjligen koncentreras metallerna mer i de lågproduktiva sjöarnas sediment, vilket förklarar varför fler metaller förekom i högre halter i dessa sjöar. I de näringsfattigare sjöarna utgjordes dessutom sedimentet till betydligt större del av organiskt material, vilket också kan förklara de högre halterna genom att metaller binder starkt till organiska ämnen. Lill-Jangen har ett näringsfattigt och surt vatten, men ett betydligt mer minerogent sediment jämfört med de andra näringsfattiga sjöarna. Eventuellt kan detta vara anledningen till att endast låga metallhalter uppmättes i Lill-Jangens sediment.

Tillstånd för organiska miljögifter i sediment

De organiska miljögifter som har undersökts i ytsedimentet i de fem nationella tidsseriesjöarna utgörs av PCB, DDT, HCH (hexaklorcyklohexaner) och HCB (hexaklorbensen). DDT och HCH är insektsbekämpningsmedel, medan PCB är en industrikemikalie och HCB en förorening som exempelvis bildas vid klorframställning, avfallsförbränning och tillverkning av klorhaltiga lösningsmedel (Naturvårdsverket 1998).

Bedömningsgrunder för halter av organiska miljögifter i sediment saknas för sjöar och vattendrag. Naturliga halter för dessa ämnen är noll i sjösediment. Den troligaste spridningen till sjöarna är via luften.

Samtliga fyra organiska föreningar förekommer i lägre halter i de något näringsrika sjöarna Bysjön och Överudssjön jämfört med de tre näringsfattiga sjöarna Ulvsjön, Örvattnet och Översjön. Liksom för metallhalterna beror detta troligen främst på att miljögifterna späds ut mer i de produktivare sjöarna. Av alla fyra organiska föreningar är halterna högst i Örvattnet. Troligen har den låga produktionen i Örvattnet, bl.a. på grund av försurning, bidragit till hög koncentration av gifter i sedimentet.

Jämfört med övriga data för DDT och PCB i sediment från den nationella miljöövervakningen överensstämmer halterna i Ulvsjön och Översjön med genomsnittet för regionen, medan halterna i Bysjön och Överudssjön är något lägre än genomsnittet. I Örvattnet är däremot halterna av både PCB och DDT tydligt högre än genomsnittet. Generellt i Sverige är

halterna av PCB och DDT högst i södra och sydvästra delen av landet för att minska norrut (Naturvårdsverket 2003). Detta mönster överensstämmer med mönstret för andra föroreningar (t.ex. sur nederbörd) och förklaras av påverkan från kontinenten genom luftdeposition.

För de fem tidsseriesjöarna i Värmland, där organiska miljögifter i sedimentet har undersökts, stämmer inte mönstret med avtagande halter mot nordost. Halterna är lägre i de sydvästligt belägna sjöarna Bysjön och Överudssjön jämfört med de nordligare belägna sjöarna Översjön och Örvattnet. Den geografiska skillnaden är dock relativt liten mellan sjöarna och troligen har näringsrikedomen (produktionen) i sjöarna större betydelse för halterna av miljögifter.

SJÖBESKRIVNINGAR

Alstern

Koordinater X Y	6623220 1393390
Höjd över havet	158 m
Sjöyta	9,5 km ²
Maxdjup	64 m
Medeldjup	16,7 m
Volym	163 Mm ³
Omsättningstid	7,1 år
Avrinningsområdets storlek	60,6 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	18 %



Alstern, i Filipstads kommun, är en långsmal sjö som fyller en dödisgrop i den förkastnings-spricka där Klarälven en gång anses ha runnit. Sjön är belägen inom riksintresset och naturreservatet Brattforsheden där vidsträckta delatyor, bevuxna med fattig tallskog och myrar, dominerar landskapet. Området är utpekade som Natura 2000-område.

Jordarterna i avrinningsområdet domineras av isälvsand och -grus, med inslag av morän. Berggrunden består av granit. Sjön är belägen under den högsta kustlinjen, d.v.s under nivån för havets största utbredning efter den senaste istiden.

Alstern är den största och djupaste sjön som ingår i denna rapport och omsättningstiden är den överlägset längsta. Sjön regleras genom en damm i utloppet. Kalkning har aldrig genomförts i sjön eller dess tillrinningsområde.

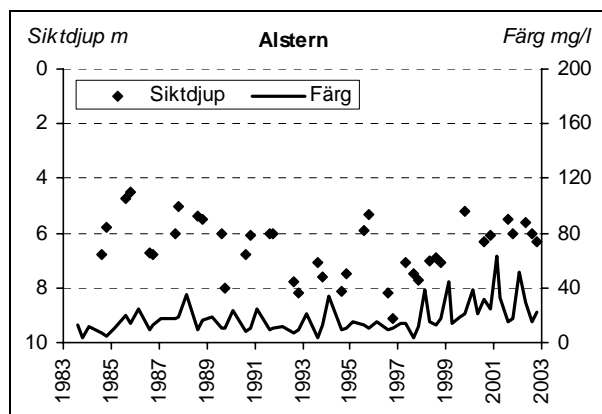
Vattenkemi

Alstern skiljer sig avseende de vattenkemiska förhållandena ganska kraftigt från de andra tidsseriesjöarna. Den långa omsättningstiden innebär att sjön reagerar långsamt på förändrade belastningsförhållanden. Provtagningen utförs i sjöns norra del, kallad Paradissjön.

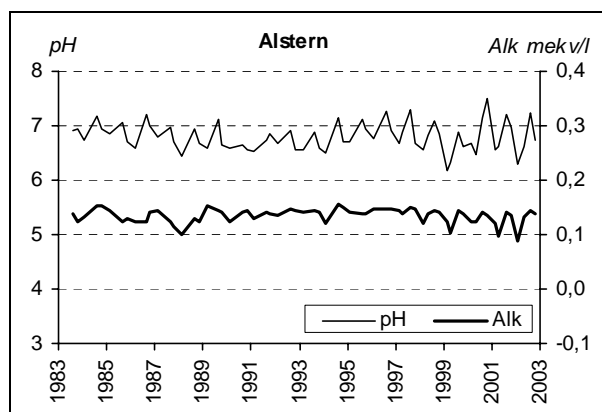
Vattnets innehåll av joner, konduktivitet, är förhållandevis högt (3,4 mS/m) och stabilt, men liksom i de flesta andra sjöarna syns en vikande trend under slutet av mätperioden. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet och andra joner är hög vilket innebär att Alstern har ett förhållandevis välbuffrat vatten. Bas-katjonerna uppvisar liten variation över tiden. Endast kalcium har en något vikande trend under slutet av perioden. För sulfat har en tydlig minskning skett sedan omkring 1990, vilket är en följd av den minskade depositionen.

Den senaste tidens stora nederbördsmängder och vattenflöden, har inneburit att trenden mot ett allt klarare vatten i Alstern har brutits. Den ökade vattenfärgen och grumligheten kan också utläsas genom att siktdjupet i sjön har minskat under senare år. Den senaste periodens medelvärde på 6 meters siktdjup bedöms ändå som stort.

Den goda buffringkapaciteten och den långa omsättningstiden i Alstern gör att årstidsvariationerna för pH och alkalinitet blir förhållandevis små. I Alstern liksom många andra sjöar har dock enstaka lägre värden uppmätts i samband med de stora nederbördsmängderna kring millennieskiftet.



Figur 48. Sikt djup och vattenfärg i Alstern 1983-2002.



Figur 49. Alkalinitet och pH i Alstern 1983-2002.

Det är förvånande att vårfloden 2002 synes ha medfört en något starkare sänkning av vattnets alkalinitet än vårfloden 2001, som kom i direkt anslutning till den extrema flödessituationen vintern 2000/2001. Det lägsta pH-värdet under perioden (6,19) uppmättes i februari 1999.

Alsterns vatten innehåller låga halter av organiska ämnen mätt som TOC (4,1 mg/l). Variationen är liksom för de flesta andra parametrar liten. Inte ens de senaste årens kraftiga nederbörd har nämnvärt påverkat TOC-halterna i sjön.

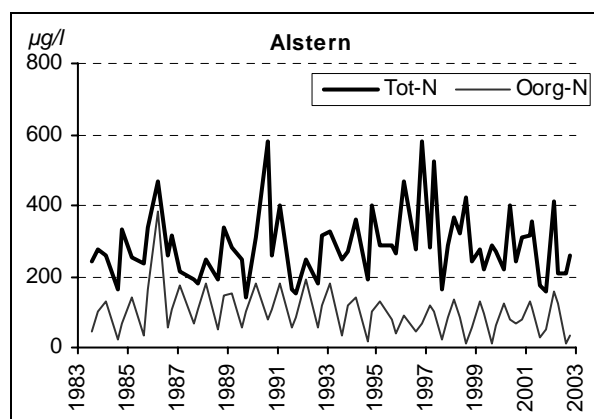
Vattnets innehåll av totalfosfor (5,6 µg/l) är så lågt att sjön kan betecknas som ultraoligotrof. Halterna har blivit lägre under de senaste åren jämfört med början och mitten av 1990-talet. Orsaken kan vara de ökade nederbördsmängderna som för Alstern inneburit en ökad utspädning av lösta ämnen.

Totalkvävehalterna i Alstern är de lägsta av samtliga sjöar som ingår i tidsserieszjöpro-

grammet. Medelvärdet för perioden 2000-2002 (272 µg/l) betecknas som lågt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Förhållandet är något förvånande då kvävehalterna i stora sjöar med små tillrinningsområden i regel har ökat som en följd av den ökade kvävedepositionen under 1980- och 1990-talet.

Förekomsten av oorganiskt kväve varierar under årscykeln. De senare åren har halterna i augusti varit nära noll, vilket tyder på att kvävet utnyttjas till fullo av plankton och andra växter. Kvoten mellan kväve och fosfor är emellertid hög (48,7) så någon risk för massförekomster av blågröna alger i Alstern bedöms inte föreligga.

Tungmetallhalterna i Alstern är låga eller mycket låga.



Figur 50. Kvävehalter i Alstern 1983-2002.

Biologiska undersökningar

De stabila vattenkemiska förhållandena i Alstern gör att man kan förvänta sig att finna en relativt särpräglad sammansättning av växter och djur i sjön. Trots sjöns status som ingående i ett riksintresse för naturvård är dessa flora och fauna dock relativt dåligt undersökt.

Inga kvantitativa undersökningar av plankton eller bottenfauna har gjorts i sjön. Däremot har riktade undersökningar efter förekomster av glacialrelikta kräftdjur i sjön genomförts vid två tillfällen, 1983 och 2001.

Vid den första undersökningen registrerades 4 arter och däribland de relativt ovanliga arterna sjösyrsa, *Gammaracantus lacustris*, och vitmärla, *Monoporeia affinis*. Fyndet av sjösyrsa är anmärkningsvärt då arten bara har påträffats i ett 20-tal sjöar i Sverige.

Vid inventeringen 2001 kunde endast 2 arter återfinnas; taggmärla *Pallasea quadrispinosa*, och vitmärla. Eftersom undersökningen främst är kvalitativ och inventeringen 1983 endast uppvisade enstaka exemplar av de två arter som uteblev 2001, går det ej att dra några slutsatser om förändringar. En betydligt svagare

fångst av den vanligaste arten pungräka *Mysis relicta*, 2001, antyder dock att bestånden i sjön verkligen har försvagats.

Alstern har provfiskats 1983 och 2002. Fiskfaunan domineras av abborre, mört och siklöja. Vid provfiske har även benlöja, gers, gädda, lake, nors, simpa (hornsimpa) och öring fångats i sjön. Simpor har fångats vid båda provfiskena i sjön. Vid fisket 1983 artbestämdes en del av simporna till hornsimpor. Sannolikheten är stor att även fångade simpor 2002 utgjordes av hornsimpor, men eftersom de var små (6-8 cm) var exakt artbestämning svår.

Billingen

Koordinater X Y	6604570 1329200
Höjd över havet	71 m
Sjöyta	1,8 km ²
Maxdjup	9 m
Medeldjup	4 m
Volym	7,1 Mm ³
Omsättningstid	0,82 år
Avrinningsområde	24,9 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	9 %

Billingen ligger mitt emellan sjöarna Glafs-fjorden och Värmeln i Arvika kommun. Den avvattnas genom Billingsån via Sörtjärn till Glafs-fjorden.

Billingen är en relativt grund och långsmal sjö som genom två större öar delas upp i en västlig och en östlig bassäng. Sjön har karaktärsdrag av såväl slätt- som sprickdalssjö. Jordarterna i tillrinningsområdet består i huvudsak av morän som är ursvallad ner mot sjön. Eftersom sjön är belägen under den högsta kustlinjen finns inslag av lera-finmo i dalgången. Berggrunden i området domineras av sura vulkaniter och granit.

Skogsmark dominerar i avrinningsområdet och täcker ca 70 % av dess yta. I anslutning till sjön finns uppodlade områden och några byar



med spridd bebyggelse. Myrar och andra våtmarker saknas nästan helt.

Nedströms sjön, vid utloppet av Sörtjärn, finns en damm som troligen inte påverkar vattennivåerna i Billingen nämnvärt. Kalkning har aldrig genomförts i sjön eller dess tillrinningsområde.

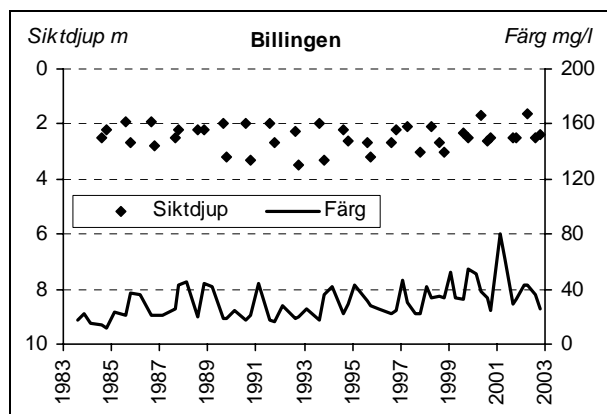
Vattenkemi

De vattenkemiska proverna har främst insamlats i den östra bassängen, där sjön är ca 5 meter djup. Den korta omsättningstiden gör att de vattenkemiska variablerna uppvisar relativt stora årstidsvariationer.

Kalcium är den dominerande jonen men även alkaliniteten (HCO₃) förekommer i höga halter

jämfört med de andra sjöarna i undersökningen. Flera av de dominerande baskatjonerna, liksom konduktiviteten, har en minskande trend sedan mitten av 1990-talet, som troligen beror på ökade flöden (utspädning) och minskad svaveldeposition. Konduktiviteten samt halterna av främst natrium och klorid varierar med en cyklisk tendens i sjön, vilket troligen har ett samband med meteorologiska faktorer. Halterna ökar under perioder med mer västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter. Fenomenet kallas *North Atlantic Oscillation* (NAO, SLU 2002a) och syns i flera sjöar i länets sydvästra del.

Billingens vatten är måttligt brunfärgat (42 mg/l). Vattenfärgen, liksom förekomsten av organiskt material (TOC) har ökat under de senaste, nederbördsrika åren. Den stora årstidsvariationen, med höga värden främst under februari visar att sjöns vattenkvalitet är starkt präglad av tillrinningen. Den ökade vattenfärgen har även inneburit att det genomsnittliga siktdjupet har minskat under de senaste åren (2,3 m, litet siktdjup).

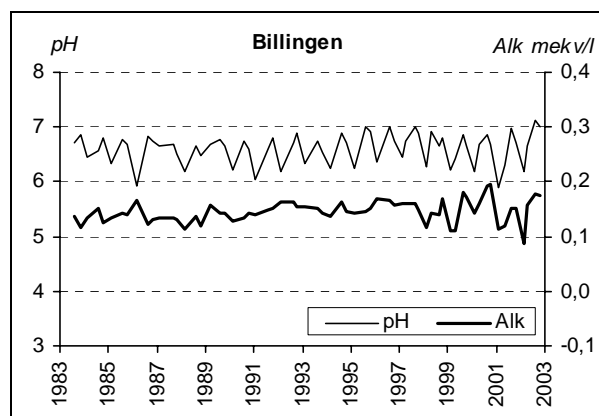


Figur 51. Siktdjup och vattenfärg i Billingen 1983-2002.

Billingens vatten har god buffertkapacitet mot försurning. Inga trender kan utläsas avseende pH och alkalinitet. Den ökade variationen under slutet av mätperioden beror dels på de ökade flödena och dels på att en extra provtagningsomgång lagts in i april/maj sedan 1997.

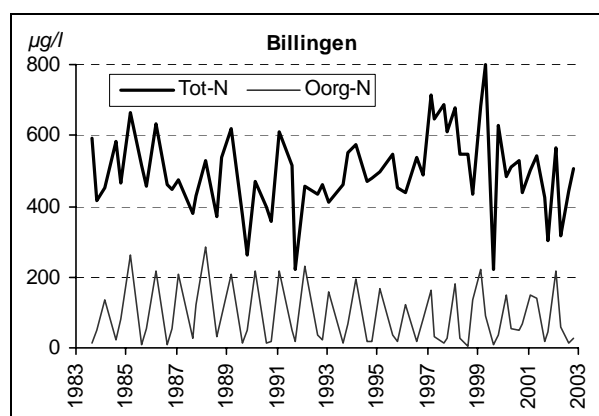
Billingen tillhör de mer näringsrika sjöarna i undersökningen. Ändå bedöms halterna av

totalfosfor endast som måttligt höga (21,3 µg/l, mesotrof). De senaste årens stora nederbörd har inneburit ökade fosforhalter i sjön. Stor nederbörd och höga flöden innebär sannolikt ökad erosion i tillrinningsområdet och därmed ökad uttransport av partikulärt fosfor.



Figur 52. Alkalinitet och pH i Billingen 1983-2002.

Även kvävehalterna i sjön varierar kraftigt. Totalkvävehalterna är något högre än i de flesta andra tidsserieszöarna och betecknas som måttligt höga (464 µg/l). Det oorganiska kvävet tas nästan fullständigt upp av plankton och andra växter under sommaren. Kvoten mellan fosfor och kväve (21,8) uppvisar en naturlig balans med tendens att cyanobakterier kan bilda massförekomster. Några algblomningar är dock inte kända i sjön. Det är anmärkningsvärt att både det högsta och det lägsta värdet för totalkväve i sjön uppmättes under 1999.



Figur 53. Kvävehalter i Billingen 1983-2002.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har endast undersökts vid ett tillfälle i Billingen, 1994. Litoralfaunan, som insamlades i den norra delen av sjön, bedömdes som måttligt artrik (23 taxa). Vid undersökningen återfanns en mycket försurningskänslig dagslända, *Caenis luctuosa*, tillsammans med två relativt känsliga arter; dagsländan *Caenis horaria* och nattsländan *Mystacides longicornis/nigra*. Dessutom förekommer iglar, snäckor och musslor i bottenfaunaproven. Faunan bedöms därmed vara ej eller obetydligt påverkad av försurning.

Provtagning av profundalfauna genomfördes i sjöns djuphåla i den västra bassängen. Även

här bedömdes faunasamhället som måttligt artrikt, med 7 påträffade taxa. Tätheten av djur på sjöns botten var dock hög (2058 individer/m²). Förekomsten av en tålig fjädermygga-art, *Chironomus plumosus*, antyder att det periodvis råder syrgasbrist i sjöns djuphåla. Faunasammansättningen visar liksom vattenkemin att måttligt näringsrika förhållanden råder.

Billingen har ej provfiskats.

Kvikksilver i gädda analyserades i sex gäddor från Billingen 1987 och i sex gäddor 1996. Vid undersökningen 1996 varierade halterna mellan 0,41-0,62 mg/kg med ett medelvärde på 0,50 mg/kg vilket bedöms som låga halter.

Björklången

Koordinater X Y	666990 1361030
Höjd över havet	201 m
Sjöyta	0,99 km ²
Maxdjup	17 m
Medeldjup	6,6 m
Volym	6,6 Mm ³
Omsättningstid	0,48 år
Avrinningsområdets storlek	33,3 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	6 %

Björklången i Hagfors kommun, är en långsmal källsjö i Björka älvs avrinningsområde som avvattnas till Övre Fryken. Sjön är högt belägen i ett område där flera förekomster av hyperit i berggrunden skapat en betydande topografisk variation.

Även under vattenytan uppvisar Björklången ett kuperat landskap, med flera djuphålor som avskiljs genom höjdryggar och små öar i sjön. Sjön har oligotrof karaktär med ringa vattenvegetation och minerogena stränder.

Jordarterna i avrinningsområdet består uteslutande av morän. Området är till ca 90 % täckt av skogsmark. Resterande ytor utgörs av sjöar och myr. Björklången är belägen över den



högsta nivån för havets största utbredning efter den senaste istiden.

I sjöns utlopp finns en damm som ej tycks användas för aktiv reglering. I tillrinningsområdet finns endast enstaka bebyggelse.

Kalkning har genomförts i Björklången vid 6 tillfällen sedan 1985. I tillrinningsområdet genomförs numera också kalkning av våtmarker och sjöar. Motivet till kalkning är i första hand att skydda sjöarnas fiskbestånd och fiskeintressen.

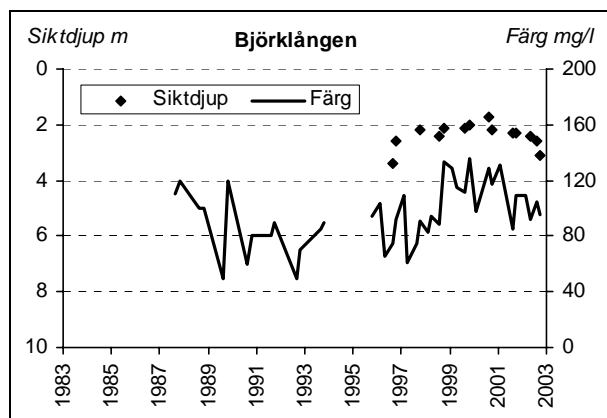
Vattenkemi

Den vattenkemiska provtagningen genomförs i Björklångens norra del, där sjön är som djupast.

Björklångens läge, högt upp i avrinningsområdet, och avrinningsområdets geologi, gör att sjön är känslig för försurning. Sjön har ingått i tidsserieszjöprogrammet sedan 1995. Dessförinnan har provtagning för analys av pH, alkalinitet, konduktivitet och färg genomförts i sjön sedan 1987, och i utloppet sedan 1984, inom ramen för kalkningens effektuppföljning.

Konduktiviteten i Björklången är som medelvärde förhållandevis låg (2,7 mS/m). Till följd av kalkningen är variationen större än i de okalkade sjöarna. Jonsammansställningen domineras tydligt av kalcium, vilket är en effekt av kalktillförseln.

Björklången har som medelvärde för den senaste treårsperioden haft ett starkt färgat vatten (108 mg/l). Det högsta uppmätta färgvärdet är från oktober 1999 (136 mg/l). Siktdjupet bedöms som litet (2,4 m). De båda variablerna har troligen påverkats i negativ riktning av den omfattande nederbörden och de stora flödena i anslutning till millennieskiftet.



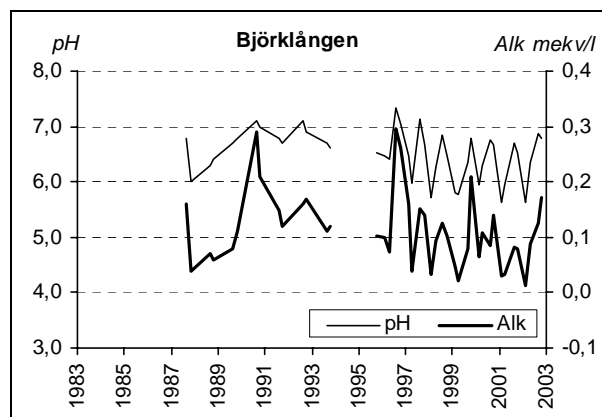
Figur 54. Siktdjup och vattenfärg i Björklången 1987-2002. Brottet i linjen för färg anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Mellan 1979 och 1984 har några enstaka vattenprover insamlats från Björklången och dess utlopp som visar på sjöns surhetstillstånd före kalkning. pH-värden varierar mellan 4,8 och

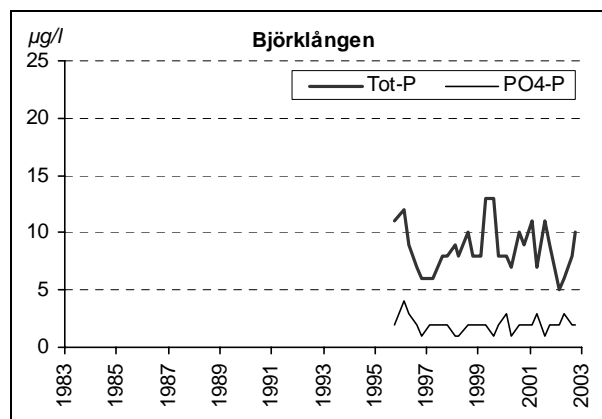
5,6 och alkaliniteten mellan 0,004 och 0,03 mekv/l.

Sedan kalkning påbörjats i sjön har pH och alkalinitet överlag varit högre. De senaste årens stora nederbörd har dock inneburit att flera låga värden har registrerats. Höga flöden, i kombination med sjöns korta omsättningstid, medför att effekten av tillförd kalk blir relativt kortvarig. För att undvika låga värden (t.ex. pH < 6,0) i samband med framtida höglödesepisoder måste troligen kalkningen i området intensifieras.

Halterna av totalfosfor (8,4 µg/l) och totalkväve (299 µg/l) är, som kan förväntas, låga i Björklången. Fosfor har legat på en jämn nivå under hela mätperioden medan kväve visar på minskande halter. Kvoten mellan fosfor och kväve (35,5) visar att ett svagt kväveöverskott föreligger och därmed ingen risk för massförekomster av blågröna alger.



Figur 55. Alkalinitet och pH i Björklången 1987-2002. Brotten i linjerna anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.



Figur 56. Fosforhalter i Björklången 1995-2002.

Samtliga tungmetaller förekommer i låga eller mycket låga halter.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunan i Björklångens strandzoner (litoral) har undersökts 1995, 1996, 1997 och 1999. Provtagningslokalen är belägen i sjöns södra del, vid Norra Björklångsberg. Tidigare år har ytterligare 2 lokaler undersökts. Resultaten från 1999 kan inte jämföras med de andra provtagningarna eftersom en avvikande provtagningsmetod har använts. Bottenfaunan bedömdes 1999 som måttligt artrik (24 taxa) och artdiversiteten var låg (Shannons diversitetsin-

dex 1,2). Individtätheten var måttligt hög (556 individer/m²).

Bottenfaunan i Björklången bedöms utifrån samtliga genomförda undersökningar vara opåverkad eller obetydligt påverkad av försurningen. Till grund för bedömningen ligger förekomsten av dagsländor från släktet *Caenis* och arten *Ephemera vulgata*. Framtida undersökningar får visa om de senaste årens surstötter, till följd av höga flöden, påverkat faunan negativt.

Björklången har provfiskats 1992, 1996 och 2000. Fiskfaunan domineras av abborre och mört. Vid provfiske har även gädda, nors och sik fångats i sjön.

Björnklammen

Koordinater X Y	6585660 1314950
Höjd över havet	146 m
Sjöyta	1,72 km ²
Maxdjup	18 m
Medeldjup	7,6 m
Volym	13,1 Mm ³
Omsättningstid	1,2 år
Avrinningsområdets storlek	31,6 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	8 %

Björnklammen är en näringsfattig sprickdals-sjö som ligger i den nordvästra delen av Säffle kommun. Sjön avvattnas genom flera sjöar och vattendrag till Byälven vid Gillberga.

Björnklammen delas genom höjdryggar i två markanta bassänger med maxdjup på 18 respektive 14 meter. Även i de mellersta delarna av sjön finns en fördjupning som når ca 10 meters djup. Sjöns morfologi präglas, liksom flera andra sjöar i området, starkt av den kraftiga sprickbildningen i berggrunden.

Berggrunden i avrinningsområdet domineras av sura vulkaniter samt tonalit/granodiorit. Jordarterna består av morän av varierande mäktighet. I dalgångarna ner mot Björnklam-



men förekommer även finkorniga sediment (lera/finmo) som avsatts i samband med den senaste nedisningen.

Skogsmark dominerar omgivningarna och täcker ca 87 % av avrinningsområdet. Restande delar består av sjöar och myr. På höjdryggen utmed sjöns sydvästra sida finns två mindre byar och i utloppet av sjön en damm, som inte tycks användas för aktiv reglering.

Kalkning har genomförts vid 6 tillfällen i sjön sedan 1982. Även några mindre tjärnar i sjöns tillrinningsområde kalkas.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsserieszjöprogrammet har pågått i Björnklammen sedan oktober 1995. I samband med en limnologisk undersökning av sjön 1983, sammanställdes även vattenkemiska uppgifter från åren 1977-1983 (Säffle kommun 1983). Sedan 1986 har provtagning i sjön dessutom genomförts inom länets kalkeffektuppföljning.

Björnklammens relativt klara och näringsfattiga vatten är typisk för en sjö som omges av skogsmark med små inslag av myr. De geologiska och geografiska förutsättningarna gör dock att sjön är känslig för försurning.

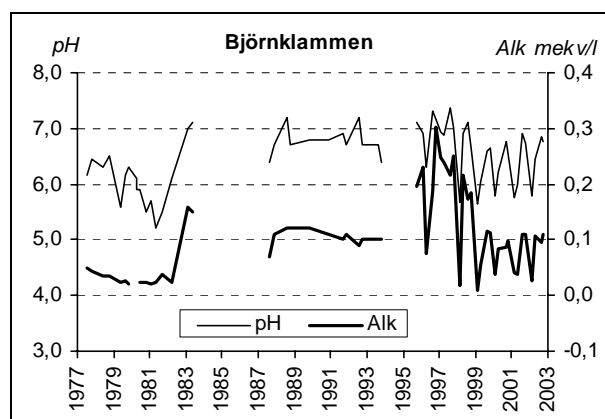
Jonsammansättningen i sjön domineras av kalcium som tillförs sjön genom vittring och kalkning. Huvuddelen av makrokonstituenterna (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, SO₄ och Cl) liksom konduktiviteten uppvisar minskande värden sedan 1995. Orsaken bedöms vara ökande flöden och minskad deposition av svavel.

Björnklammen har under de senaste åren haft måttlig vattenfärg (49 mg/l) och ett måttligt siktdjup (4,3 m). Vattenfärgen kan jämföras med undersökningar under åren 1987-93 då värden omkring 20 mg/l uppmättes och 1977-83 då värdena varierade runt 30 mg/l. Det är känt att vattenfärgen i hög grad styrs av tillrinningens storlek, vilket bedöms vara förklaringen till variationerna även i denna sjö.

Under slutet av 1970-talet gjordes undersökningar i Björnklammen som visade att sjön höll på att försuras. Sedan kalkningen påbörjades 1982 har pH och alkalinitet över lag legat på en högre nivå.

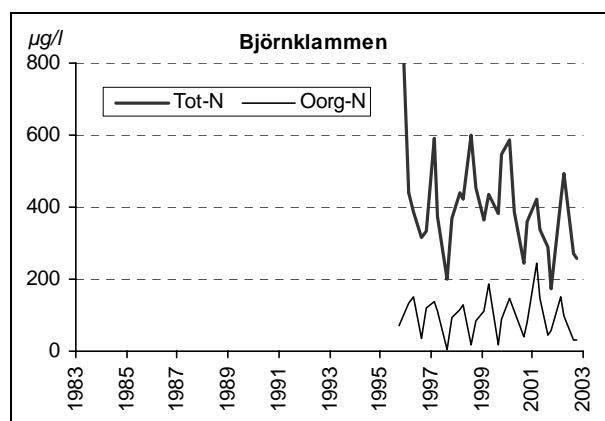
De senaste årens stora nederbörd och tillrinning har dock inneburit en kraftig utspädning av sjöarnas buffringsförmåga. I Björnklammen har värden uppmätts som är lika låga som de som uppmättes före kalkning. Att inte pH minskat i samma omfattning som alkaliniteten beror troligen på att nederbördens pH har ökat under senare år (IVL 2002). Medelvärden för

den senaste treårsperioden visar att sjövattnet är måttligt surt (pH 6,4) med svag buffertkapacitet (alkalinitet = 0,079 mekv/l).



Figur 57. Alkalinitet och pH i Björnklammen 1977-2002. Brotten i linjerna anger övergång från Säffle kommuns provtagningar till effektuppföljning och från effektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall och provtagningstidpunkter har tillämpats i de olika undersökningsprogrammen.

De låga totalfosforhalterna i Björnklammen (7,3 µg/l) indikerar oligotrofa förhållanden. Kvävehalterna bedöms som måttligt höga (353 µg/l). Förekomsten av oorganiskt kväve tycks sällan utnyttjas till fullo under produktionsperioden vilket antyder att sjön sällan är kvävebegränsad. Kvoten mellan kväve och fosfor är också förhållandevis hög (48,2) vilket bedöms som ett betydande kväveöverskott.



Figur 58. Kvävehalter i Björnklammen 1995-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter.

Biologiska undersökningar

Genom den orienterande limnologiska undersökningen som genomfördes 1983 i Björnklammen (Säffle kommun 1983) är de biologiska förhållandena i anslutning till att kalkningen påbörjades förhållandevis väl kända.

Vid växtplanktonprovtagning 1983 påträffades 27 arter varav flera som föredrog näringsfattiga förhållanden. Bland djurplankton uppmärksammandes dominansen av förhållandevis stora arter vilket antyder att predationstrycket från fisk var relativt litet.

Djupbottnarnas fauna karaktäriserades 1983 av låga tätheter. Profundalfaunan undersöktes även 1994 då endast 3 individer påträffades i proverna. De båda undersökningarna tyder på att näringsfattiga förhållanden råder i sjön.

Undersökningar av litoralfaunan har genomförts vid 6 tillfällen; 1983, 1994, 1995, 1996, 1997 och 2000. Vid de fyra senaste tillfällena har proverna tagits på två platser i sjöns norra bassäng. Vid dessa tillfällen tillåter metodiken också jämförelser mellan resultaten. Antalet funna taxa i litoralproven varierar mellan 19 och 29. Samtliga undersökningar indikerar ingen eller obetydlig påverkan av försurning. Bedömningarna baseras på förekomsten av försurningskänsliga arter som snäckor, muss-

lor, iglar och dagsländor. Ingen trend kan utläsas från de senaste årens undersökningar.

Flera av bottenfaunaundersökningarna har visat att märkräftan *Pallasea quadrispinosa* förekommer i Björnklammen. Arten bedöms vara en relik från den senaste istiden men återfanns inte i sjön vid Länsstyrelsens inventering av glacialrelikta kräftdjur 2001. Orsaken bedöms vara att kräftdjuret förekommer i biotoper i sjön som inte omfattades av inventeringen. Istället påträffades ett annat glacialrelikt kräftdjur, pungräkan *Mysis relicta*, 2001.

Björnklammen har provfiskats 1996, 2000 och 2002. Fiskfaunan domineras av abborre. Vid provfiske har även benlöja, gers, gädda, lake, mört och nors fångats i sjön.

Kviksilverhalten i gädda analyserades i Björnklammen 1981, 1982, 1988 och 1992. Vid alla tillfällen analyserades fem gäddor, utom 1988 då sju gäddor analyserades. 1981 och 1988 bedömdes medelhalterna som höga (0,97 resp. 0,90 mg/kg), medan halterna 1982 och 1992 bedömdes som mycket höga (1,24 resp. 1,15 mg/kg). Fisk från inlandsvatten bör inte ätas oftare än 1 ggn/vecka. Vid kvicksilverhalter över 1 mg/kg bör konsumtionen begränsas ytterligare (Naturvårdsverket 1999a).

Bodasjön

Koordinater X Y	6575560 1295160
Höjd över havet	112 m
Sjöyta	1,3 km ²
Maxdjup	15 m
Medeldjup	6,3 m
Volym	8,2 Mm ³
Omsättningstid	2 år
Avrinningsområdets storlek	10,2 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	ca 14 %



Bodasjön, belägen på gränsen mellan Årjängs och Bengtsfors kommuner, avvattnas via en 2,5 km lång bäck till Västra Silen.

Liksom många andra sjöar i området, har Bodasjön uppstått genom sprickbildningar i berggrunden. Flera öar finns i sjön varav Storön är den största. Sjön är belägen under den högsta kustlinje som förekommit efter den senaste istiden.

Avrinningsområdet domineras av granit med inslag av sura vulkaniter. Jordarterna består i huvudsak av morän som tunnas ut eller saknas på högre höjd i terrängen. Markerna i området består nästan uteslutande av skog med små inslag av myr och öppen mark.

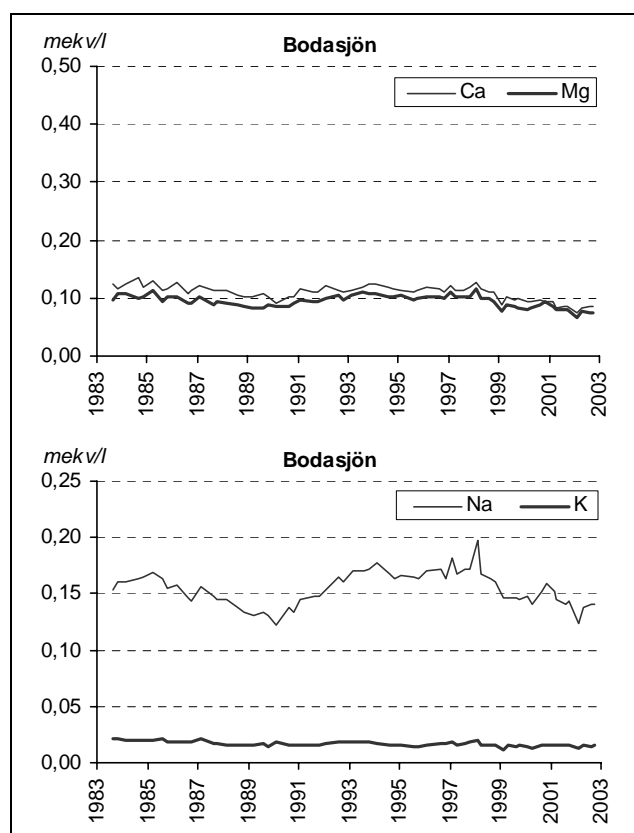
Bodasjön är ej reglerad och har aldrig blivit kalkad.

Vattenkemi

Vattenprover togs från början (1983) i sjöns östra del men tas numera i sydöst över sjöns djupområde. Ett äldre analysresultat från sjön finns från det s.k. vitsandsprojektet, 1976 (Karlsson 1976).

Förekomsten av baskatjoner i sjön visar liksom konduktiviteten och anjonerna minskande värden under perioden. Haltutvecklingen, som liksom i flera av de andra tidsseriesjöarna bl.a. tycks följa ett cykliskt förlopp, har troligen samband med meteorologiska faktorer och den minskade depositionen av svavel. SLU (2002)

har påvisat ett samband mellan förekomst av vissa ämnen i svenska vattendrag och ett cykliskt väderfenomen, kallat *North Atlantic Oscillation (NAO)*. Halterna ökar under perioder med mer västliga vindar p.g.a. ökad deposition av havssalter. Bodasjön utmärker sig bland de undersökta sjöarna genom att natrium och klorid är de joner som i nuläget förekommer med högst halter. Förhållandet beror med stor sannolikhet på sjöns relativa närhet till havet.



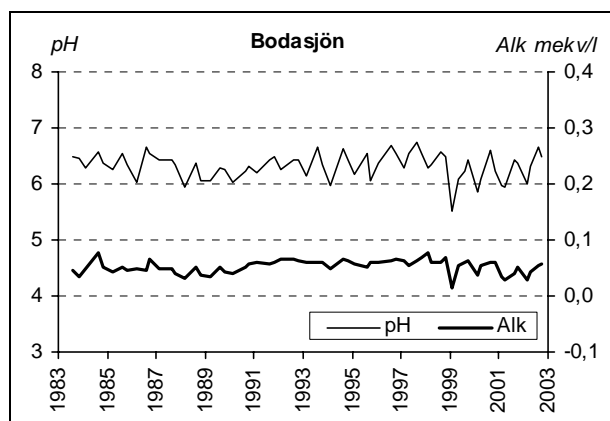
Figur 59. Halter av baskatjonerna kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na) och kalium (K) i Bodasjön 1983-2002.

Bodasjöns vatten är måttligt färgat av humus (49 mg/l) och har ett måttligt siktdjup (4,3 m). Färgvärdena har ökat och siktdjupet minskat under senare år som en följd av den stora nederbörden. Under de torrare perioderna av 1990-talet har Bodasjön haft ett siktdjup som betecknas som stort (> 5 meter).

Från provtagningen som genomfördes i augusti 1976 redovisas något märkliga data för sjöns ljusförhållanden. Siktdjupet skulle då, liksom idag, ha varit omkring 4 meter medan den uppmätta vattenfärgen var betydligt mindre (< 5 mg/l).

Bodasjön har ett måttligt surt vatten (pH = 6,2) och buffertförmågan betecknas som mycket svag (alkalinitet = 0,046 mekv/l). Sjön uppvisar typiska årstidsvariationer, med de lägsta pH-värdena tidigt under våren. I februari 1999 uppmättes det lägsta pH-värdet (5,5) och den lägsta alkaliniteten (0,014 mekv/l) hittills i sjön.

Liksom i många andra sjöar saknar Bodasjön någon tydlig trend för surhetsutvecklingen. Förhållandet antyder att sjön antingen aldrig har varit försurad eller att markförsurningen i området skett tidigt och gått så långt att återhämtningen är obefintlig. Man kan tycka att sjön åtminstone skulle reagera på nederbördens minskade surhet, även om buffringförmågan inte förbättras.



Figur 60. Alkalinitet och pH i Bodasjön 1983-2002.

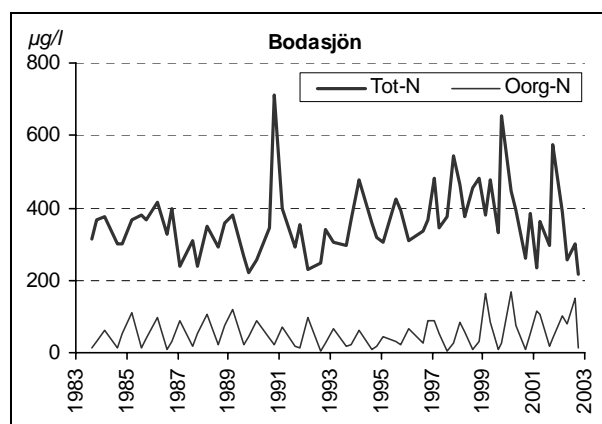
Provtagningen inom vitsandsprojektet antyder också att Bodasjöns surhetstillstånd varit oför-

ändrat under en längre tid. I augusti 1976 uppmättes alkaliniteten 0,08 mekv/l och pH 6,7.

Bodasjöns vatten är näringsfattig (tot-P = 6,7 µg/l). Fosforhalterna har sjunkit under de senaste åren som en följd av den stora nederbörden som för Bodasjön troligen medfört ökad utspädning av totalfosforhalterna.

Totalkvävehalterna, som betecknas som måttligt höga (342 µg/l), följer i princip färgvärdenas utveckling i sjön. Haltutvecklingen beror således troligen till stor del på utlakningen av humus från skogsmarken. De senaste årens minskning av kvävehalterna avviker dock från färgtalsutvecklingen. Förklaringen finns troligen i de extrema flödesförhållanden som förekommit under senare år.

Förekomsten av oorganiskt kväve är förhållandevis låg och antyder att kväve utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (51,3) vilket antyder ett stort kväveöverskott.



Figur 61. Kvävehalter i Bodasjön 1983-2002.

Tungmetallhalterna är i huvudsak mycket låga i Bodasjön.

Biologiska undersökningar

Några biologiska undersökningar i själva Bodasjön har aldrig utförts. Däremot har bottenfaunan undersökts årligen sedan 1990 i sjöns utloppsbäck, vid Slinkerud.

Antalet funna taxa vid provtagningarna har varierat mellan 28 och 40. Under hela undersökningsperioden har bedömningen varit att ”ingen eller obetydlig försurningspåverkan”

föreligger. Bedömningen baseras på förekomsten av flera försurningskänsliga djurgrupper, som iglar, bäckbaggar och musslor.

Bosjön

Koordinater X Y	6632200 1393810
Höjd över havet	186 m
Sjöyta	1,24 km ²
Maxdjup	20 m
Medeldjup	7,3 m
Volym	9,1 Mm ³
Omsättningstid	0,22 år
Avrinningsområdets storlek	100,7 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	10 %



Bosjön ligger i Filipstads och Hagfors kommuner och avvattnas genom Svartån till Gräsjön-Lidsjön-Rådasjön som tillhör Klarälvens vattensystem. Sjön har det största tillrinningsområdet av alla tidsseriesjöarna.

Bosjön har en särpräglad morfologi, med två skilda bassänger som endast förbinds med ett smalt sund samt ett stort antal djuphål/or/gropar i sjöns botten. Sjöns läge, i anslutning till den högsta kustlinjen, och förekomster av isälvsgrus i området, har troligen påverkat dess nuvarande utseende.

Avrinningsområdet domineras av moränmarker (isälvsgrus finns bara i anslutning till sjön). Berggrunden består till övervägande delen av granit. Skogsmark täcker större delen av Bosjöns avrinningsområde (80 %) vilket också är rikt på sjöar. Utmed vattendragen finns betydande inslag av myr.

Bebyggelse saknas i princip i avrinningsområdet fränsett en herrgård och spridda hus vid Bosjöns norra ände. Sjöytan lär ha blivit sänkt ca 60 cm omkring 1920. En damm i Bosjöns utlopp har tidigare utnyttjats för aktiv reglering med ca 1 meters amplitud. Efter att regleringen avslutats omkring år 2000 har vattenståndet

sänkts, varvid sjöbotten delvis blivit blottlagd utmed sjöns flacka stränder.

Kalkning har genomförts i Bosjön sedan 1986. Även flera uppströms belägna sjöar kalkas. Strategierna för kalkningen i området har gått mot en ökad frekvens i ett färre antal sjöar. Flera av de ingående sjöarna kalkas numera årligen.

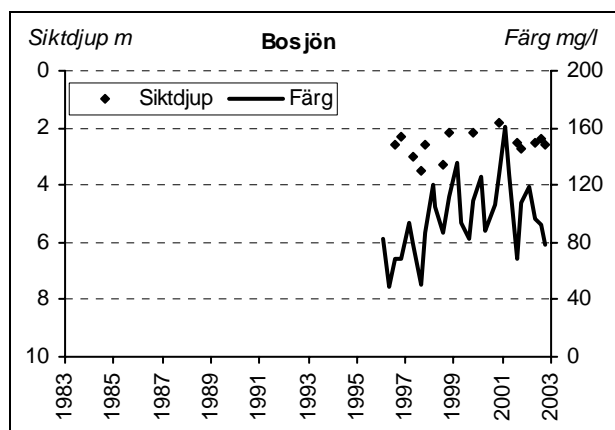
Vattenkemi

Vattenkemisk provtagning genomförs i Bosjöns norra bassäng, där maxdjupet är ca 16 meter, sedan februari 1996. Inom kalkeffektuppföljningen har prover tagits i sjöns utlopp sedan 1987. Analysresultat från sjön, före kalkning, finns från länsinventeringen 1979-80 och riksinventeringen 1985.

Bosjön har är ett för värmländska förhållanden typiskt jonfattigt vatten (konduktivitet 2,9 mS/m). Liksom i de flesta andra sjöarna visar flera av de vanligaste jonerna en minskande trend sedan mitten av 1990-talet. De årliga kalkningarna av sjön, som har pågått sedan 1997, ger en betydande inomårsvariation för kalcium. Som en följd av kalkningsinsatserna

är kalcium och alkalinitet (HCO_3) numera de vanligaste jonerna i Bosjöns vatten.

Bosjön har under de senaste åren haft ett starkt färgat vatten (108 mg/l) och ett litet siktdjup (2,4 m). Vattnets transparens har minskat sedan 1996 som en följd av ökad nederbörd och avrinning. Under åren 1979-85 uppmättes några enstaka färgvärden mellan 60 och 90 mg/l. Uppmätta siktdjup var mellan 2,2 och 2,5 m.

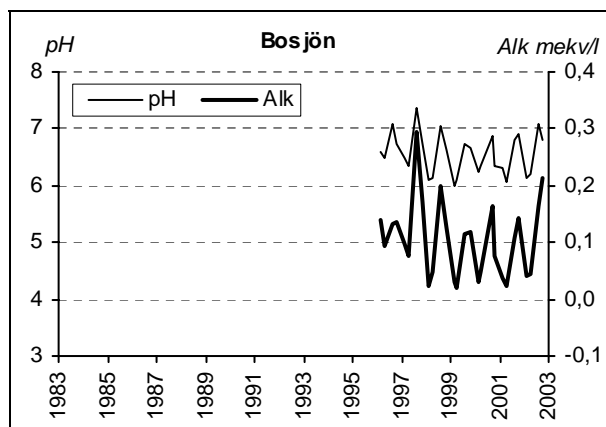


Figur 62. Siktdjup och vattenfärg i Bosjön 1996-2002.

Halten av organiska ämnen (TOC) i sjöns vatten bedöms som måttligt hög (11 mg/l). Halten är förhållandevis hög i jämförelse med de andra sjöarna i denna undersökning. Tidsutvecklingen följer i princip färgvärdena.

Innan kalkningen påbörjades i Bosjön var sjöns vatten mycket surt. Alkalinitetsvärdena 0,004 och 0,006 mekv/l uppmättes 1979 och pH varierade mellan 5,3 och 5,5 (1979-80). I mars 1985 var alkaliniteten i sjön inte mätbar medan pH-värdet uppmättes till 5,3.

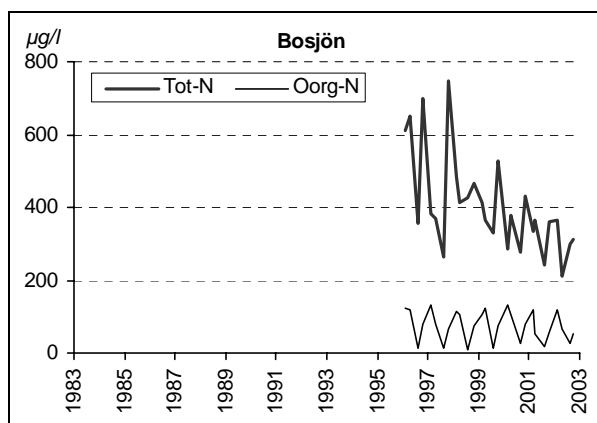
I nuläget (2000-2002) har sjön ett svagt surt vatten (pH = 6,5) med svag buffertkapacitet (alkalinitet = 0,091 mekv/l). Kalkningsinsatserna har således lett till ökad buffertförmåga och ökat pH i sjön. De senaste årens höga flöden har dock medfört att flera låga värden har uppmätts framförallt för alkaliniteten. De låga värden som uppmättes 1979-80 har dock inte återkommit efter 1996.



Figur 63. Alkalinitet och pH i Bosjön 1996-2002.

Bosjön har ett fosforfattigt vatten (tot-P = 6,9 $\mu\text{g/l}$) och kan betecknas som oligotrof. Totalkvävehalterna bedöms vara måttligt höga (322 $\mu\text{g/l}$).

Totalkvävehalterna uppvisar liksom i flera andra sjöar en betydande minskning under slutet av 1990-talet. Orsaken till detta är oklar. Den ökade utlakningen av humusämnen som i regel följer av ökade flöden, brukar även medföra att totalkvävehalterna ökar. Uppenbarligen har de extrema flödesförhållandena som förekommit kring millennieskiftet haft åtminstone delvis motsatt effekt i Bosjön.



Figur 64. Kvävehalter i Bosjön 1996-2002.

Trots de minskade kvävehalterna betecknas den nuvarande kvoten mellan kväve och fosfor som hög (46,6) i Bosjön. Organiskt kväve tycks effektivt tas upp av alger och växter under sommarmånaderna.

Halterna av tungmetaller är låga eller mycket låga i Bosjöns vatten.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunan i Bosjöns strandzoner har undersökts inom ramen för kalkeffektuppföljningen 1995, 1996, 1997 och 2000. Vid de tre första tillfällena har 3 lokaler undersökts i sjön. Vid den senaste undersöktes endast en lokal, i anslutning till sjöns utlopp.

Samtliga undersökningar visar att sjön är ej eller obetydligt påverkad av försurning. Undersökningen år 2000 antyder också att förhållandena håller på att förbättras. Artantalet har ökat, främst inom gruppen nattsländor, och betecknas numera som måttligt högt.

Bosjön har provfiskats 1989, 1996 och 2000. Fiskfaunan domineras av abborre och mört.

Vid provfiske har även benlöja, gädda, lake, sik, siklöja och ål fångats i sjön.

Kvikksilverhalten i gädda analyserades i Bosjön 1974, 1977, 1978, 1979, 1993 och 1995. Vid alla tillfällen analyserades fem gäddor, med undantag för 1978 då två gäddor analyserades. 1977, 1993 och 1995 bedömdes medelhalterna som höga (0,75, 0,95 resp. 0,70 mg/kg), medan halterna 1978 och 1979 bedömdes som mycket höga (1,05 resp. 1,07 mg/kg). Livsmedelsverket rekommenderar att fisk från inlandsvatten inte bör ätas oftare än en gång per vecka. Vid kvikksilverhalter över 1 mg/kg bör konsumtionen begränsas ytterligare (Naturvårdsverket 1999a).

Botungen

Koordinater X Y	6584440 1324830
Höjd över havet	99,2 m
Sjöyta	80 km ²
Maxdjup	10 m
Medeldjup	5,6 m
Volym	4,6 Mm ³
Omsättningstid	0,68 år
Avrinningsområdets storlek	19,5 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	9 %

Botungen är belägen i Säffle kommun och tillhör Lillälvens vattensystem som avvattnas till Byälven strax norr om Gillberga kyrka.

Sjön har delvis karaktären av en slättlandssjö med baljformad bassäng och ett maxdjup på endast 10 meter. Norr och öster om sjön finns betydande leravlagringar som avsatts då havet täckte de delar av landskapet där Botungen är belägen.

Avrinningsområdets berggrund består av gnejs och granit med inslag av sura vulkaniter. Jordarterna domineras av morän och vegetationen



av barrskog (81 %). Lerjordarna som finns i anslutning till sjön är i hög grad uppodlade. Den kultiverade marken omfattar ca 6 % av avrinningsområdet. Ett tiotal sjöar och några enstaka, mindre myrar finns också i avrinningsområdet.

Botungens vattenyta är ej reglerad. Däremot lär sjön ha blivit sänkt år 1929. I anslutning till sjön finns några permanentbostäder och åtskilliga fritidshus. Kalkning har aldrig skett i Botungen eller dess tillrinningsområde.

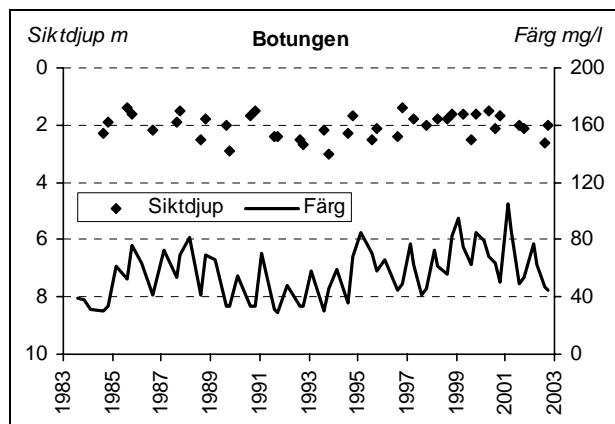
Vattenkemi

Löpande vattenkemiska undersökningar har genomförts i Botungen sedan augusti 1983. Dessförinnan analyserades 2 vattenprover från sjön i samband med länsinventeringen 1979. Sedan 1997 ingår undersökningarna i Botungen i det samordnade recipientkontrollprogrammet för By- och Borgviksälvens avrinningsområden. Vattenprover tas i den södra delen av sjöns djupområde.

Botungens jonsammansättning domineras av kalcium och natrium vilket är typiskt för tids-serieszöarna. Konduktiviteten (3,2 mS/m) får betecknas som måttligt hög.

Konduktiviteten liksom de dominerande jonererna (Ca, Mg, Na K, SO₄ och Cl) uppvisar en minskande trend under mätperioden som troligen beror på ökade flöden (utspädning) och minskad svaveldeposition. Konduktiviteten samt halterna av främst natrium och klorid varierar med en cyklisk tendens i sjön, vilket troligen har ett samband med meteorologiska faktorer. Halterna ökar under perioder med mer västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter. Fenomenet kallas *North Atlantic Oscillation (NAO, SLU 2002a)* och syns i flera sjöar i länets sydvästra del.

Botungens vatten bedöms, som medelvärde för åren 2000-2002, vara betydligt färgat av humusämnen (66 mg/l), ha ett litet siktdjup (2,0 m) samt ha en måttligt hög halt av organiskt material (9,2 mg/l).

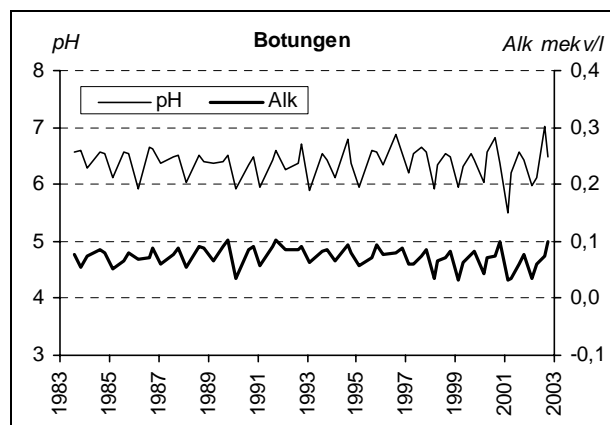


Figur 65. Siktdjup och vattenfärg i Botungen 1983-2002.

För vattenfärg och organiskt material uppvisar sjön en tydlig inomårsvariation. Under vintern, våren och ibland hösten då kraftiga flöden förekommer, ökar vattenfärgen i sjön. Under senvåren och sommaren då flödena avtar sedimenterar materialet varvid vattnet klarnar.

Surhetstillståndet i Botungen varierar under året på ungefär samma sätt som vattenfärgen. De lägsta värdena för pH och alkalinitet uppmäts i regel vid februariprovtagningen. I februari 2001, efter den extrema nederbördssituationen under hösten och vintern 2000/2001, uppmättes det lägsta pH-värdet (5,5) under mätperioden.

Botungens vatten bedöms som medelvärde för 2000-2002 vara måttligt surt (pH 6,3) och ha en svag buffertkapacitet (0,063 mekv/l). Tillståndet har varit relativt oförändrat under mätperioden. Vid länsinventeringen, hösten 1979 uppmättes pH-värden på 6,6 och 5,6 samt alkalinitetsvärden på 0,08 och 0,055 mekv/l, vilket inte heller tyder på att några betydande förändringar skett.



Figur 66. Alkalinitet och pH i Botungen 1983-2002.

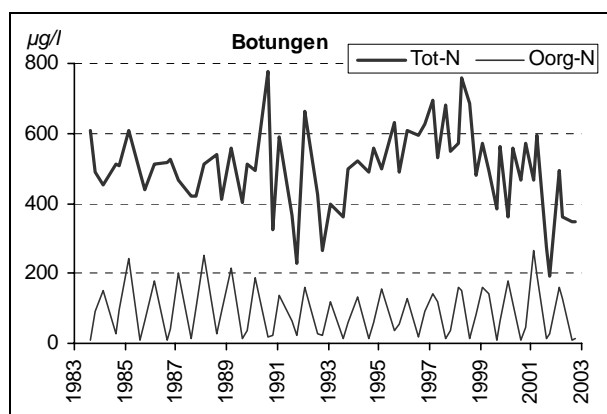
Fosforhalterna i Botungen är måttligt höga (14,3 µg/l) vilket motsvarar mesotrofa förhållanden. Fosforhalterna har som årsmedelvärde legat relativt stabilt mellan 12 och 19 µg/l under perioden, frånsett 1984 då halterna var lägre.

Totalkvävehalterna i Botungen hade en minskande tendens under 1980-talet, för att öka under stora delar av 1990-talet och därefter återigen minska. Mönstret går igen i flera and-

andra sjöar och beror troligen på klimatet som påverkar utlakningen av organiskt material till sjön och därmed även kvävehalterna.

Som medelvärde för perioden 2000-2002 bedöms kvävehalterna vara måttligt höga (420 µg/l). Kvoten mellan fosfor och kväve har en balans, på gränsen till ett visst kväveöverskott (N/P = 29,4).

Tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Botungens vatten.



Figur 67. Kvävehalter i Botungen 1983-2002.

Sedimentkemi

På uppdrag av By- och Borgviksälvens Vattenvårdsförbund genomförde ALcontrol AB en sedimentundersökning i vattensystemens sjöar i maj 2000 (ALcontrol 2001a). Bottensedimenten i Botungen består av grå gyttja och lera. I Botungen förekom inga tungmetaller med anmärkningsvärt höga halter i ytsedimentet. Den starkaste avvikelserna mot djupare sediment uppvisade kadmium (kvot = 5,7). Avvikelsen bedömdes som tydlig. Kadmium var den tungmetall som generellt avvek kraftigast i de undersökta sjöarna i By- och Borgviksälven.

Biologiska undersökningar

Klorofyllhalten ger ett mått på algförekomsten i en sjö. I Botungen analyseras klorofyll årligen i augusti inom ramen för samordnad recipientkontroll i Byälven. Som medelvärde för perioden 2000-2002 bedöms klorofyllhalterna som höga (12,8 µg/l), till följd av relativt god näringstillgång i vattnet.

Bottenfaunan i Botungens strandzon undersöktes vid Rotvik, 1984. Faunan bedömdes som måttligt artrik. Förekomsten av flera försurningskänsliga arter indikerade att sjön är ej eller obetydligt påverkad av försurning.

1984 och 2000 har faunan på Botungens djupbottnar undersökts på 8 respektive 7,5 meters djup. Vid det första tillfället återfanns en relativt artrik fauna (9 taxa). År 2000 dominerades faunan helt av en tofsmygga *Chaborus flavicans*, vilket indikerar syrgasbrist. Utifrån faunans sammansättning bedöms Botungen vara måttligt näringsrik eller näringsrik.

Botungen har aldrig provfiskats.

Kvicksilverhalter i gädda analyserades i sex gäddor från Botungen 1981 samt i fem gäddor 1982. Uppmätta halter 1981 varierade mellan 0,63-1,83 mg/kg med ett medelvärde på 1,27 mg/kg, medan halterna 1982 varierade mellan 1,02-1,28 mg/kg med ett medelvärde på 1,13 mg/kg. Medelvärdena vid båda tillfällena bedöms som mycket höga varför konsumtionen bör begränsas.

Bysjön

Koordinater X Y	6580860 1302640
Höjd över havet	123 m
Sjöyta	1,2 km ²
Maxdjup	12 m
Medeldjup	7,4 m
Volym	9,4 Mm ³
Omsättningstid	2,3 år
Avrinningsområdets storlek	11 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	13 %



Bysjön i Årjängs kommun avvattnas via några mindre sjöar till den nordöstra delen av Östra Silen. Sjön är belägen i en sedimentfylld dalgång med relativt kuperade omgivningar. Genom en höjdrygg och en ö delas sjön i en nordlig och en sydlig bassäng som båda är omkring 12 meter djupa.

Berggrunden i avrinningsområdet består av i nord-sydlig riktning utsträckta stråk av olika bergarter såsom granit, gnejs och vulkaniter. Jordarterna domineras av morän (ibland på berghäll). I anslutning till sjön består jordarna av finkorniga material (lera-finmo) som avsatts i samband med att havet täckte landskapet omkring Bysjön, efter den senaste istiden.

Avrinningsområdet är till ca 65 % klätt av barrskog. Åker, vall och annan kultiverad mark utgör ca 14 %. Resterande områden består av sjötor och en mindre del myr.

Bysjön har, till skillnad mot många andra sjöar i länet, ingen damm i utloppet. Däremot är sjöns vattenyta sänkt med ca 0,6 meter, vilket skedde 1939. Kalkning har aldrig genomförts i Bysjön eller dess tillrinningsområde.

Vattenkemi

Bysjön tillhör en av de 5 tidsseriesjöar i länet där Naturvårdsverket fortfarande ansvarar för undersökningarna. Den vattenkemiska provtagningen har pågått sedan 1983. Under perioden 1988-1995 skedde provtagningen med tätare intervaller än i de andra tidsseriesjöarna

samtidigt som en rad olika biologiska prover insamlades.

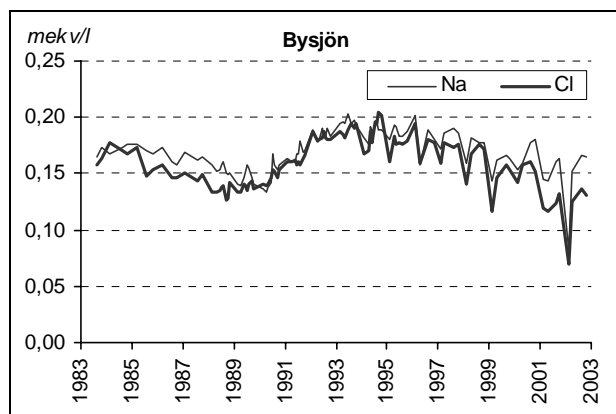
I det nuvarande undersökningsprogrammet provtas Bysjön liksom de andra tidsseriesjöarna, fyra gånger per år. De vattenkemiska proverna insamlas i sjöns norra del.

Jonsammansättningen i Bysjön domineras av natrium och klorid vilket förklaras av sjöns relativa närhet till havet. Haltutvecklingen för några av de dominerande jonerna (Ca, Mg och SO₄) uppvisar liksom i flera andra sjöar en minskande trend under perioden.

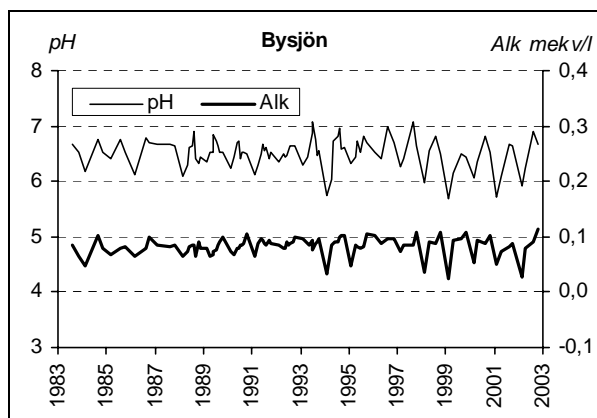
Klorid, natrium samt i viss mån magnesium och sulfat har en cyklisk utveckling i Bysjön som troligen påverkas av perioder med västliga vindar och ökad deposition av havssalter i området. Att ett cykliskt väderfenomen, kallat *North Atlantic Oscillation* (NAO), påverkar förekomsten av vissa ämnen i svenska vattendrag har visats av SLU, Institutionen för miljöanalys (SLU 2002a). Tidsutvecklingen för natrium och klorid i Bysjön är troligen ett bra exempel på inflytandet av NAO, som tycks uppträda i sjöar i länets sydvästra del.

Bysjön har ett måttligt färgat vatten (40 mg/l) med ett måttligt stort siktdjup (2,8 m). Under 1990-talet har trenden gått mot ett brunare vatten och ett minskat siktdjup.

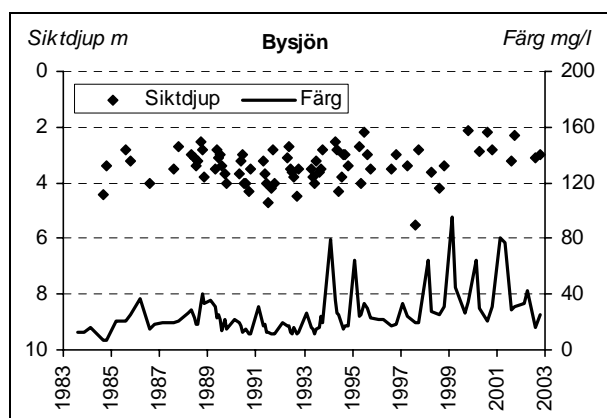
Även förekomsten av organiskt material, mätt som TOC, betecknas som måttligt hög (9,2 mg/l) och uppvisar en ökande trend.



Figur 68. Halter av natrium (Na) och klorid (Cl) i Bysjön 1983-2002.



Figur 70. Alkalinitet och pH i Bysjön 1983-2002.



Figur 69. Siktdjup och vattenfärg i Bysjön 1983-2002.

Vattenfärgen och förekomsten av organiskt material har med all sannolikhet påverkats av den stora nederbörden i anslutning till millennieskiftet, vilken har inneburit ökad tillrinning och transport av material från omgivande marker.

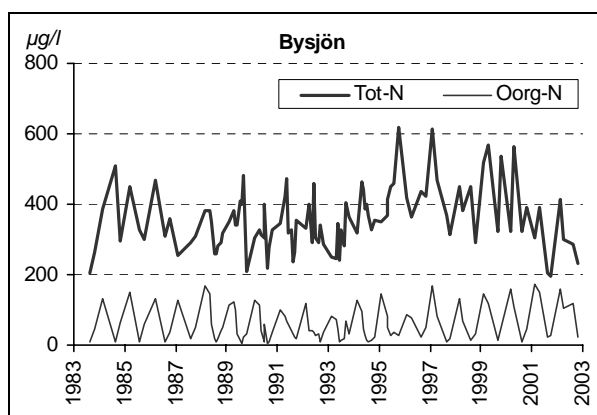
Bysjöns vatten är måttligt surt (pH = 6,4) och har en svag buffertkapacitet mot försurning (alkalinitet = 0,078 mekv/l). Mätningarna mellan 1983 och 2002 visar inte att någon generell trend föreligger vad gäller dessa försurningsparametrar.

Vid fem tillfällen har pH-värden under 6,0 uppmätts i Bysjön, samtliga i februari. Fyra av de låga pH-värdena uppmättes i samband med millennieskiftet då stora nederbördsmängder förmodligen innebar utspädning av sjöns buffertförmåga. Mätresultat som är äldre än 1983 är tyvärr inte kända från Bysjön.

Som medelvärde för perioden 2000-2002 har Bysjön haft låga fosforhalter (11,4 $\mu\text{g/l}$) vilket gör att sjön kan betecknas som oligotrof, på gränsen till mesotrof. Halterna har i huvudsak varierat omkring detta medelvärde under hela undersökningsperioden.

Totalkvävehalten (328 $\mu\text{g/l}$) betecknas som måttligt höga men är lägre än genomsnittet för tidsseriejöarna. Tidsutvecklingen för totalkväve påminner om den för vattenfärg och organiskt material. Motsvarande trend kan också utläsas i flera andra sjöar vilket tyder på att klimatet har en stor inverkan på utvecklingen.

Oorganiskt kväve, som frigjorts under vinterhalvåret tas upp relativt effektivt av växter under sommarmånaderna. Kvoten mellan totalkväve och totalfosfor (28,7) anger att det råder kväve/fosfor-balans i sjön.



Figur 71. Kvävehalter i Bysjön 1983-2002.

Bly förekommer i måttligt höga halter i Bysjön. I näringsfattiga och sura vatten kan detta medföra biologiska effekter som t.ex. påverkan på reproduktion hos känsliga organismer. Relativt höga halter av organiska ämnen (humus) och förhållandevis näringsrikt vatten minskar dock metallers giftighet genom stark bindning. Övriga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Bysjön.

Sedimentkemi

1999 genomförde SLU, Institutionen för miljöanalys, en sedimentstudie i Bysjön (opublicerat). Resultaten visar att sjön har ett förhållandevis minerogent sediment och att inga tungmetaller förekommer med avvikande höga halter i ytsedimentet. Den största avvikelsen vid jämförelse med djupare sedimentlager uppvisade kadmium (kvot = 4,1), vilket dock bedöms som en liten avvikelse.

Biologiska undersökningar

Förekomsten av växtplankton i Bysjön har undersökts årligen fr.o.m. 1986. Algbiomassan (totalvolymen) bedöms som liten och klorofyllhalten bedöms som måttligt hög vilket indikerar näringsfattiga förhållanden i sjön.

Bottenfaunans sammansättning i Bysjön har undersökts 1986 samt årligen sedan 1988. Vid undersökningen 1994 bedömdes litoralfaunan (insamlad i den södra delen av sjön) som artrik

(37 taxa) samt obetydligt påverkad av försurning. Profundalfaunan (insamlad centralt i den södra delen av sjön) bedömdes som artfattig (2 taxa) med måttligt hög täthet (444 individer/m²). Artsammansättningen indikerade att sjön är näringsfattig, eventuellt med låga syrehalter i bottenvattnet.

Övriga bottenfaunaresultat har inte utvärderats och bedöms därför inte i denna rapport.

Bysjön har provfiskats årligen 1984-1993, samt 1997, 1999 och 2002. Fiskfaunan domineras av abborre och mört. Vid provfiske har även benlöja, björkna, braxen, gers, gädda och sarv fångats i sjön. Det fångas relativt få större abborrar i Bysjön vilket eventuellt beror på att sjön hyser förhållandevis mycket karpfisk. Abborren är ofta konkurrenssvag i sjöar med höga andel karpfisk och vanligtvis når därför få individer fiskätande storlek.

Kviksilverhalter i gädda analyserades i fem gäddor från Bysjön 1995. Medelhalten i dessa gäddor var 0,55 mg/kg vilket bedöms som måttligt höga halter, förhöjda i förhållande till bakgrund enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Institutionen för ekologi och geovetenskap vid Umeå universitet har undersökt surhetsgraden i förindustriell tid (100-400 år sedan) i bl.a. Bysjön genom att studera kiselalgsammansättningen på 30 cm djup i sedimentet (Guhrén m.fl. 2003). Värdet på pH i Bysjön låg troligen i intervallet 6,4-6,7, vilket är i nivå med dagens värde.

Gröcken

Koordinater X Y	6675990 1364250
Höjd över havet	217 m
Sjöyta	4,05 km ²
Maxdjup	30 m
Medeldjup	7,8 m
Volym	31,9 Mm ³
Omsättningstid	2,5 år
Avrinningsområdets storlek	31,2 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	13 %



Gröcken är belägen i den nordvästra delen av Hagfors kommun. Sjön avvattnas via sjöarna Grängen, Mossbergssjön och Busjön till Klarälven nedströms Edebäck.

Sjön ligger över högsta kustlinjen på en berggrund av gnejs, gnejsgranit och värmlandsgranit. Jordarten utgörs av grusig-moig samt storblockig morän.

Flera öar finns i sjön och stränderna är flikiga. Djupområdet är beläget i den östra delen. Den östra stranden sluttar relativt brant mot sjön medan övriga delar är betydligt flackare. Landskapet är relativt kuperat och domineras av skogsmark med inslag av myr. Viss bebyggelse förekommer runt sjön.

Gröcken är reglerad och en damm finns i sjöns utlopp. Sjön har kalkats sedan 1981 och för närvarande sker kalkning vart annat år i sjön.

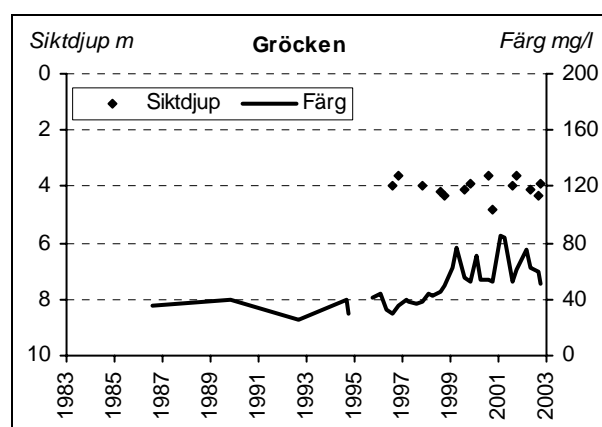
Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Gröcken sedan oktober 1995. Provtagning sker över sjöns djupområde i den östra delen av sjön. Sedan 1986 har provtagning även genomförts inom länets kalkeffektuppföljning. Dessutom har vattenkemiska analyser i Gröcken utförts inom länsinventeringarna 1979-80.

Vattnets innehåll av joner (konduktivitet) är medelhögt (2,7 mS/m) och stabilt, men liksom i de flesta andra sjöarna syns en vikande trend

under slutet av mätperioden till följd av stor avrinning och minskad svaveldeposition. Dominerande jon i Gröcken är kalcium följt av alkalinitet (vätekarbonat, HCO₃), liksom i andra kalkade sjöar. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner är något högre än medel för samtliga sjöar i rapporten, vilket tyder på ett förhållandevis välbuffrat vatten.

Liksom i flera sjöar har vattnets färg och halten av organiska ämnen ökat i Gröcken under senare år till följd av stor avrinning. Vattnet bedöms som betydligt färgat (63 mg/l) med måttligt höga halter av organiskt material (TOC = 9,2 mg/l). Siktdjupet ligger däremot på en förhållandevis jämn nivå och bedöms som måttligt stort (4,0 m).

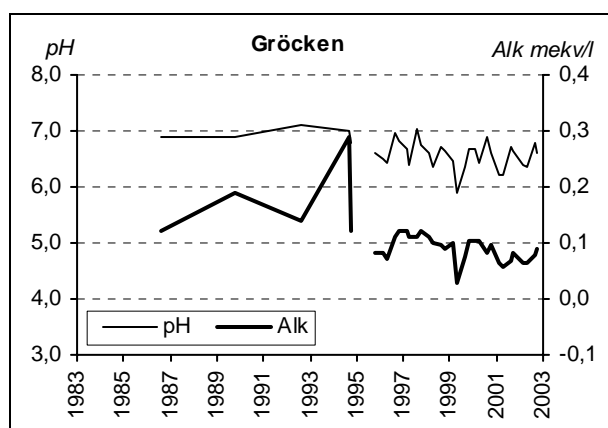


Figur 72. Siktdjup och vattenfärg i Gröcken 1986-2002. Brottet i linjen för färg anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Gröckens vatten är måttligt surt (pH 6,5) med svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,080 mekv/l). Högre värden för både

pH och alkalinitet uppmättes inom kalkeffekt-uppföljningen under 1980-talet jämfört med tidsseriejöprovtagningen från mitten av 1990-talet. Värt att notera är dock att glesare provtagningsintervall tillämpades inom kalkeffekt-uppföljningen samt att olika analysmetodik använts i de olika programmen.

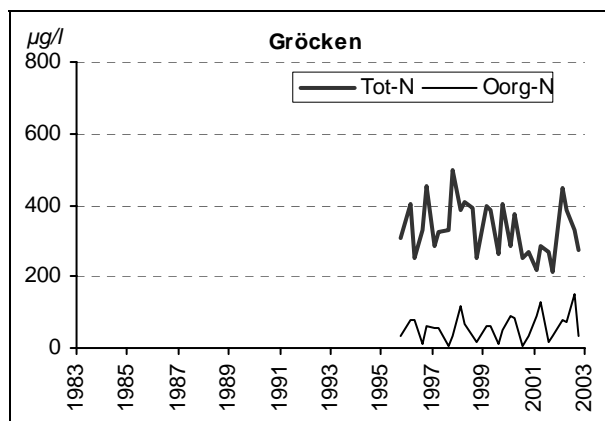
Analysresultat från länsinventeringarna 1979-80 visade lägre pH-värden (5,1-5,5) jämfört med dagens värden, till följd av att sjön inte kalkades då. Även vattenfärgen (25-30 mg/l) var lägre då än nu, medan konduktiviteten (2,2-2,7 mS/m) låg på ungefär samma nivå då som nu.



Figur 73. Alkalinitet och pH i Gröcken 1986-2002. Brotten i linjerna anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Vattnet i Gröcken är näringsfattigt med mycket låga halter av fosfor (5,7 $\mu\text{g/l}$) och låga halter av kväve (300 $\mu\text{g/l}$). Både halten av kväve och av fosfor visar tydlig årstidsvariation. Halten av oorganiskt kväve är periodvis låg och antyder att kväve utnyttjas till fullt under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (52,9) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Gröcken.



Figur 74. Kvävehalter i Gröcken 1995-2002.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts i Gröcken 1995, 1996, 1997 och 2000. Lokalen är belägen på den södra sidan av sjön. Vid bottenfaunaundersökningen år 2000 bedömdes litoralfaunan som måttligt artrik (27 taxa) med en måttligt hög täthet (459 individer/ m^2). Artsammansättningen indikerade ingen eller obetydlig påverkan av försurning. Försurningsbedömningarna har varit oförändrade genom åren, medan antalet taxa var högre år 2000 jämfört med tidigare.

Gröcken har provfiskats årligen 1983-1993 samt 1995. Dominerande fiskarter utgörs av abborre och mört. Vid provfisken har även gädda, lake, nors, sik och siklöja fångats i sjön. Mörtbeståndet i sjön har varit försurningsskadat men tillfrisknade under 1980-talet.

Kviksilverhalten i gädda analyserades i fem gäddor från Gröcken 1993 samt i fem gäddor 1996. Uppmätta halter 1993 varierade mellan 0,55-1,09 mg/kg med ett medelvärde på 0,78 mg/kg, medan halterna 1996 varierade mellan 0,59-0,83 mg/kg med ett medelvärde på 0,68 mg/kg. Vid båda tillfällena bedöms halterna som måttligt höga, förhöjda i förhållande till bakgrund enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Lill-En

Koordinater X Y	6646030 1364840
Höjd över havet	291 m
Sjöyta	0,14 km ²
Maxdjup	28 m
Medeldjup	9,9 m
Volym	1,4 Mm ³
Omsättningstid	2,4 år
Avrinningsområdets storlek	1,4 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	10 %



Lill-En är belägen på gränsen mellan Sunne och Hagfors kommuner. Sjön avvattnas genom Stor-En och Enån, som rinner ut i Klarälven strax norr om Munkfors.

Berggrunden i avrinningsområdet utgörs av gnejsgranit. Jordarten består av morän, delvis i tunna lager på berghäll. Lill-En är belägen över högsta kustlinjen, d.v.s. över nivån för havets största utbredning efter den senaste istiden.

Landskapet utgörs av vågig bergkulleterräng som domineras av barrskog (80 %) med inslag av myr, sumpskog och hållmarkstallskog. Ingen bebyggelse förekommer i avrinningsområdet.

Lill-En är den till ytan minsta tidsseriesjön. Sjön är inte reglerad och kalkning har aldrig genomförts i sjön. Däremot sker kalkning nedströms i vattensystemet.

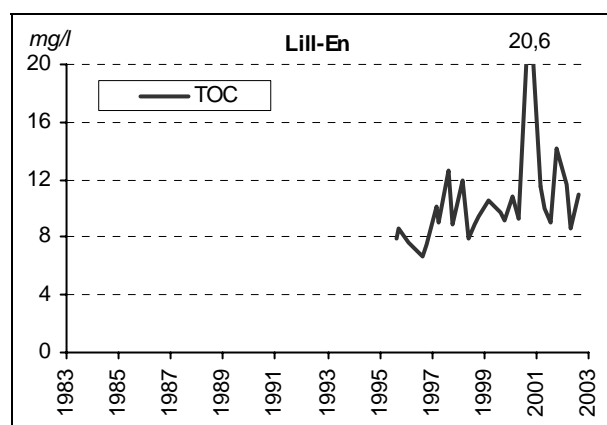
Vattenkemi

Lill-Ens geografiska läge högt upp i avrinningsområdet tillsammans med avrinningsområdets geologi gör att sjön är känslig för förorening. Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Lill-En sedan augusti 1995 och provtagning sker centralt i sjön.

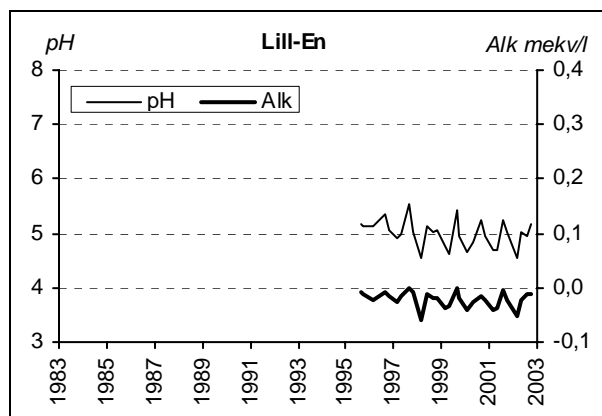
Lill-Ens vatten har ett relativt lågt innehåll av joner (konduktivitet 2,1 mS/m) och liksom i flera andra sjöar visar konduktiviteten en sjun-

kande tendens under de senaste åren. Såväl halten av natrium som sulfat minskar under mätperioden, troligen till följd av de senaste årens höga flöden i kombination med minskad svaveldeposition. Trots detta är sulfat den dominerande jonen i Lill-Ens sura vatten, följt av kalcium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner är negativ, d.v.s. obefintlig alkalinitet, i Lill-Ens sura vatten.

Sjön har ett litet siktdjup (1,9 m) och starkt färgat vatten (109 mg/l) till följd av påverkan från omgivande skogs- och myrmarker. Vattenfärgen har ökat under de senaste åren, främst på grund av stor transport av partiklar från marken i samband med stor avrinning. Halten av organiskt material är hög (TOC = 12,5 mg/l) och har ökat under mätperioden.



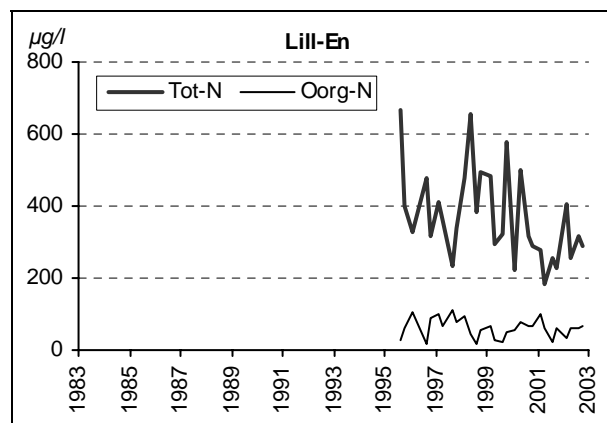
Figur 75. Halter av organiskt material (mätt som TOC) i Lill-En 1995-2002.



Figur 76. Alkalinitet och pH i Lill-En 1995-2002.

Vattnet i Lill-En är mycket surt (pH 4,9) med obefintlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning. Aciditeten (negativ alkalinitet) uppgår till - 0,03 mekv/l. Både pH och alkalinitet ligger på förhållandevis konstanta låga nivåer i Lill-En under mätperioden.

Halten av totalfosfor är låg (7,0 µg/l) i Lill-En vilket indikerar näringsfattiga förhållanden. Enstaka höga värden av fosfor uppmättes runt millennieskiftet, vilket troligen beror på stor tillförsel av partikulärt fosfor i samband med stor avrinning. Totalkvävehalten är låg (295 µg/l) i Lill-En och visar på minskande halter under de senaste åren, eventuellt p.g.a. utspädning till följd av stor nederbörd. Halten av oorganiskt kväve varierar under året men tycks inte bli begränsande under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är hög (42,1), vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 77. Kvävehalter i Lill-En 1995-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Lill-En.

Biologiska undersökningar

Lill-En har provfiskats 1991, 1994, 1996 och 2002. Endast provfisket 2002 skedde enligt standardiserade metoder.

Fiskfaunan i Lill-En utgörs av abborre. Det anses även ha förekommit gädda i sjön (Cederström 1895). Vid provfisket 2002 utgjordes abborrbeståndet av övervägande små individer, varav den största var 22 cm. Hög inomartskonkurrens till följd av begränsade födore-surser resulterar i ett småvuxet bestånd.

Lill-Jangen

Koordinater X Y	6655030 1362840
Höjd över havet	193 m
Sjöyta	0,90 km ²
Maxdjup	12 m
Medeldjup	4,1 m
Volym	3,7 Mm ³
Omsättningstid	2,0 år
Avrinningsområdets storlek	4,4 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	20 %



Lill-Jangen är belägen i den västra delen av Hagfors kommun. Sjön avvattnas genom Stor-Jangen och Tvärån till Björka älv, som rinner ut i Övre Fryken några kilometer norr om Sunne.

Dominerande berggrund i avrinningsområdet utgörs av gnejsgranit. Jordarten består av morän, delvis i tunna lager på berghäll och delvis med inslag av myr. Lill-Jangen är belägen över högsta kustlinjen, d.v.s. över nivån för havets största utbredning efter den senaste istiden.

Lill-Jangen är en relativt grund, närapå fyrkantig sjö med några vikar i söder och i norr. I sjön finns flera holmar och uppstickande stenar. Stränderna är övervägande steniga men det finns även partier med myrkaraktär, främst längs den västra sidan. Den sydöstra stranden sluttar brant ned mot sjön. I övrigt är närområdet tämligen flackt.

Landskapet domineras av barrskog (65 %) med inslag av hällmarkstallskog, myr och sumpskog samt en liten del åker- och betesmark. Ett boningshus förekommer i avrinningsområdet.

Lill-Jangen är inte reglerad och kalkning har aldrig genomförts i sjön. Däremot sker kalkning nedströms i vattensystemet, bl.a. i form av en kalkdoserare i bäcken mellan Lill-Jangen och Stor-Jangen.

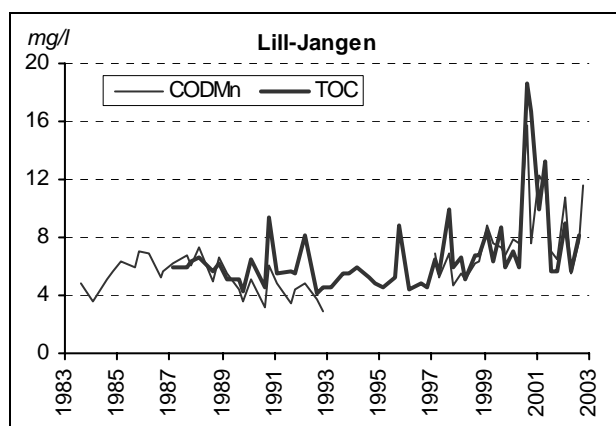
Vattenkemi

Lill-Jangens geografiska läge högt upp i avrinningsområdet tillsammans med avrinningsområdets geologi gör att sjön är förhållandevis känslig för försurning. Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Lill-Jangen sedan augusti 1983. Provtagning sker i den södra delen av sjön, utanför den östra vikens mynning. Sedan 1997 ingår Lill-Jangen i det samordnade recipientkontrollprogrammet för Norsälvens avrinningsområde. Dessutom har vattenkemiska analyser utförts i Lill-Jangen inom det s.k. vitsandsprojektet (Karlsson 1976) samt inom länsinventeringen 1979.

Vattnet i Lill-Jangen har en mycket låg jonstyrka (konduktivitet 1,8 mS/m), lägst av samtliga tidsseriesjöar. Liksom i flera andra sjöar visar konduktiviteten en sjunkande tendens under de senaste åren, till följd av stora nederbörds mängder. Av de större jonerna visar endast sulfat avtagande halter, vilket beror på minskad svaveldeposition. Dominerande jon är natrium följt av kalcium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner är mycket låg (nära noll) i Lill-Jangens sura vatten.

Liksom i flera andra sjöar har vattenfärgen ökat och siktdjupet minskat under senare år. Vattnet bedöms som måttligt färgat (49 mg/l) med ett måttligt siktdjup (3,5 m). Halten av organiskt material (TOC) är måttligt hög (9,6 mg/l) och har ökat under mätperioden. Särskilt i samband med stor avrinning under vintern

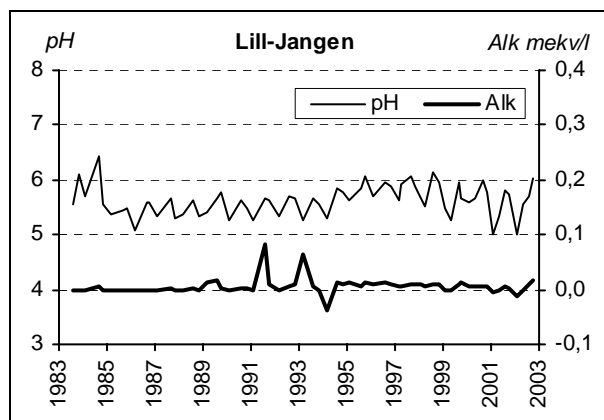
2000/2001 uppmättes mycket höga organiska halter.



Figur 78. Halter av organiskt material (mätt som COD-Mn och TOC) i Lill-Jangen 1983-2002.

Vattnet i Lill-Jangen är mycket surt (pH 5,6) med ingen eller obetydlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,003 mekv/l). Framförallt alkaliniteten har legat på förhållandevis konstant låg nivå i Lill-Jangen under mätperioden, med undantag för enstaka tillfällen under början av 1990-talet. Vattnets pH-värde visar aningen större variation och tenderade att stiga i mitten av 1990-talet innan det åter sjönk under högflödesåren i anslutning till millennieskiftet.

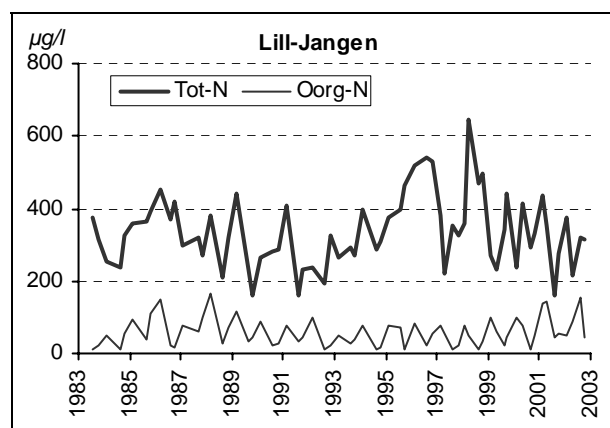
De vattenkemiska analyser som utfördes inom länsinventeringen i Lill-Jangen 1979 visade resultat för pH (6,5), alkalinitet (0,02 mekv/l) och konduktivitet (2,7 mS/m) som var högre än dagens värden.



Figur 79. Alkalinitet och pH i Lill-Jangen 1983-2002.

Lill-Jangens vatten är näringsfattigt med låga fosforhalter (6,3 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga kvävehalter (311 $\mu\text{g/l}$). Halten av både kväve och fosfor varierar under mätperioden och framförallt kvävehalten tenderar att sjunka under de senaste åren, troligen p.g.a. utspädning. Klimatet har stor inverkan på utlakningen av näringsämnen från marken till vattnet.

Halten av oorganiskt kväve tycks sällan utnyttjas till fullo under produktionssäsongen vilket antyder att sjön sällan är kvävebegränsad. Kvoten mellan kväve och fosfor är hög (49,0), vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 80. Kvävehalter i Lill-Jangen 1983-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Lill-Jangen.

Sedimentkemi

Sedimentundersökning i Lill-Jangen utfördes 2001 inom ramen för den samordnade recipientkontrollen i Norsälvens avrinningsområde (ALcontrol 2001b). Samtliga analyserade tungmetaller förekom i mycket låga eller låga halter och inga metallhalter i ytsedimentet avvek från halterna i djupare sedimentlager.

Biologiska undersökningar

Klorofyllhalten ger ett mått på algförekomsten i en sjö. I Lill-Jangen analyseras klorofyll årligen i augusti inom ramen för samordnad recipientkontroll i Norsälven. Som medelvärde för perioden 2000-2002 bedöms klorofyllhalten som måttligt höga (3,0 µg/l).

Bottenfaunans sammansättning har undersökts vid två tillfällen i Lill-Jangen, 1994 och 1998. Den senare inom ramen för den samordnade recipientkontrollen i Norsälvens avrinningsområde (ALcontrol 2001b).

Vid bottenfaunaundersökningen 1994 bedömdes litoralfaunan (insamlad i den södra delen av sjön) som måttligt artrik (24 taxa). Utifrån

artsammansättningen bedömdes litoralfaunan som ej eller obetydligt påverkad av försurning. Provtagning av profundalfauna 1994 gjordes centralt i sjöns djuphåla. Även den bedömdes som måttligt artrik (6 taxa) med måttligt hög täthet (698 individer/m²). Artsammansättningen indikerar att sjön är humusrik, relativt näringsfattig och att sjöns bottenvatten periodvis har låga syrehalter.

Vid bottenfaunaundersökning i profundalzonen 1998 var artantalet lågt (3 taxa) och individtätheten måttligt hög (222 individer/m²). Den sammanfattande bedömningen överensstämde med undersökningen 1994.

Lill-Jangen har inte provfiskats.

Mögesjön

Koordinater X Y	6613360 1276280
Höjd över havet	121 m
Sjöyta	0,68 km ²
Maxdjup	31 m
Medeldjup	8,6 m
Volym	5,8 Mm ³
Omsättningstid	1,8 år
Avrinningsområdets storlek	9,5 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	8 %

Mögesjön är en lång och smal sprickdalssjö som ligger i den nordvästra delen av Årjängs kommun. Sjön avvattnas genom Töck och Foxen till Lelång vid Lennartsfors.

Berggrunden i avrinningsområdet utgörs av tonalit och granodiorit. Jordarten består av morän, delvis i tunna lager på berghäll. Mögesjön är belägen under nivån för havets största utbredning efter den senaste istiden.

Stränderna är steniga och utgörs till övervägande del av berg som sluttar brant mot sjön, med undantag för vid sjöns utlopp. Mögesjön har tre holmar i den nordliga delen. Det djupa området finns mitt i sjön och är relativt



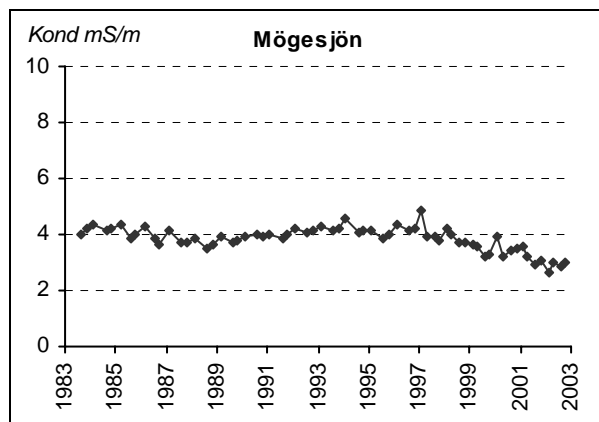
litet. Landskapet domineras av barrskog (82 %) med inslag av hållmarkstallskog och sumpskog. Enstaka fritidshus förekommer i avrinningsområdet. I Mögesjöns närmiljö och strandområde finns flera naturvårdsobjekt och det nedströms belägna sjösystemet Foxen-Stora Le utgör riksintresse för naturvård (enligt 3 kap 6 § MB) för sitt sprickdalslandskap.

Mögesjön är inte sänkt men har tidigare reglerats för flottning och vattenkraft. Vid utloppet finns rester av en fördämning. Kalkning har aldrig genomförts i sjön men däremot sker kalkning nedströms i vattensystemet.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriestjöprogrammet har pågått i Mögesjön sedan augusti 1983. Provtagning sker i den nordöstra delen av sjön.

Jonstyrkan, konduktiviteten, är förhållandevis hög (3,2 mS/m). Liksom i flera andra sjöar visar konduktiviteten och samtliga större joner en sjunkande tendens under de senaste åren, till följd av stora nederbörds mängder och minskad svaveldeposition. En svagt cyklisk variation förekommer för konduktiviteten samt halterna av främst natrium och klorid under mätperioden, vilket troligen har ett samband med meteorologiska faktorer. Halterna ökar under perioder med mer västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter. Fenomenet kallas *North Atlantic Oscillation* (NAO, SLU 2002a) och syns i flera sjöar i länets sydvästra del. Dominerande jon i Mögesjön är kalcium följt av natrium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO_3^-) och övriga joner är medelhög i jämförelse med övriga tidsseriestjöar.

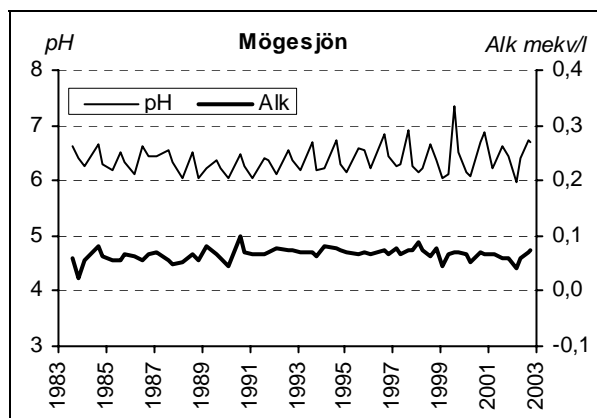


Figur 81. Konduktivitet (jonstyrka) i Mögesjön 1983-2002.

Vattnet i Mögesjön har ett måttligt stort siktdjup (4,0 m) som har minskat något under senare år p.g.a. av stor tillförsel av partiklar i samband med riklig avrinning. Till följd av samma anledning har vattenfärgen och halten av organiska ämnen i sjön ökat något under senare år och halterna bedöms som måttligt höga (färg = 58 mg/l, TOC = 8,9 mg/l).

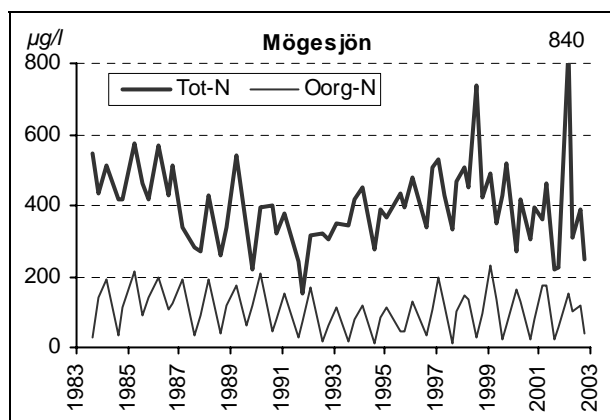
Alkalinitet och pH har varit förhållandevis konstanta i Mögesjön under mätperioden. Vattnet bedöms som måttligt surt (pH 6,4)

med svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,062 mekv/l).



Figur 82. Alkalinitet och pH i Mögesjön 1983-2002.

Vattnet i Mögesjön är näringsfattigt med låga totalfosforhalter (7,3 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga totalkvävehalter (370 $\mu\text{g/l}$). Halten av både kväve och fosfor varierar under mätperioden och framförallt kvävehalten tenderar att sjunka under de senaste åren med undantag för ett mycket högt värde i februari 2002 (840 $\mu\text{g/l}$). Minskande halter kan eventuellt bero på en utspädningseffekt till följd av stora nederbörds mängder i anslutning till millennieskiftet. Tillfälligt förhöjda halter under denna period kan ha ett samband med stor tillförsel av humus från skogsmarken vid stor avrinning.



Figur 83. Kvävehalter i Mögesjön 1983-2002.

Halten av organiskt kväve tycks sällan utnyttjas till fullo under produktionssäsongen, vilket antyder att sjön sällan är kvävebegränsad. Kvoten mellan kväve och fosfor är hög (51,0), vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Mögesjön.

Biologiska undersökningar

Mögesjön har provfiskats 1983 och 1996. Fiskfaunan domineras av abborre. I övrigt har även benlöja, gers, gädda, kräftor, lake, mört, nors och öring fångats vid provfiske i sjön.

Kvicksilverhalter i gädda analyserades i fem gäddor från Mögesjön 1994. Halterna varierade mellan 0,05-1,23 mg/kg med ett medelvär-

de på 0,95 mg/kg vilket bedöms som höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Kvicksilverhalterna i fisk är idag tydligt förhöjda och medelhalterna varierar mellan 0,5-1,0 mg/kg i södra Sverige (Naturvårdsverket 1999a). Livsmedelsverket rekommenderar därför att fisk från inlandsvatten inte äts oftare än en gång per vecka.

Inga kvantitativa undersökningar av bottenfauna har gjorts i Mögesjön. Däremot har en riktad undersökning efter förekomst av glacialrelikta kräftdjur genomförts 1983 varvid pungräka (*Mysis relicta*) fångades.

Norra Örsjön

Koordinater X Y	6618660 1306740
Höjd över havet	210 m
Sjöyta	0,49 km ²
Maxdjup	35 m
Medeldjup	8,6 m
Volym	4,7 Mm ³
Omsättningstid	3,9 år
Avrinningsområdets storlek	3,5 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	8 %

Norra Örsjön är belägen i den västra delen av Arvika kommun. Sjön avvattnas via Södra Örsjön och Älgsjön till Älgåfjorden och Glafs-fjorden.

Norra Örsjön är belägen över högsta kustlinjen på en berggrund som i huvudsak utgörs av sura vulkaniter. Jordarten består av finkornig morän.

Stränderna är relativt flikiga. I sjöns östra del finns två öar/holmar och på den södra stranden finns en större udde. Norra Örsjön har två djuphål, en i den västra delen och en i den östra delen av sjön.

Landskapet är lätt kuperat och domineras av barrskog (78 %) med inslag av sumpskog och



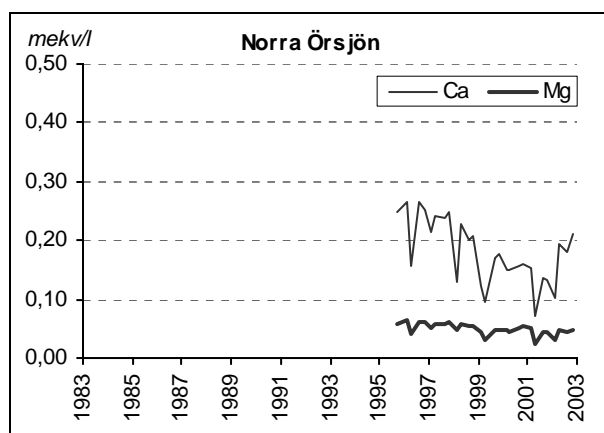
myrmark. Framförallt längs sjöns norra strand finns viss bebyggelse.

Norra Örsjön är inte reglerad. Sjön har kalkats sedan 1977 och för närvarande sker kalkning vart tredje år i sjön.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Norra Örsjön sedan oktober 1995. Provtagning sker över sjöns östra djuphåla. Sedan 1983 har provtagning även genomförts inom länets kalkeffektuppföljning. Dessutom har vattenkemiska analyser i Norra Örsjön utförts inom riksinventeringen 1985.

Konduktiviteten (jonstyrkan) i Norra Örsjön är förhållandevis hög (4,0 mS/m). Liksom i flera andra sjöar visar konduktiviteten och samtliga större joner en sjunkande tendens under de senaste åren, till följd av stora nederbörds-mängder och minskad svaveldeposition. Kalciumhalten i Norra Örsjön varierar även beroende på kalkningstillfällena i sjön. Under mätperioden har kalkning skett 1995 och 2001. Dominerande jon i Norra Örsjön utgörs av natrium följt av kalcium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner är medelhög jämfört med övriga tidsserieszöar.



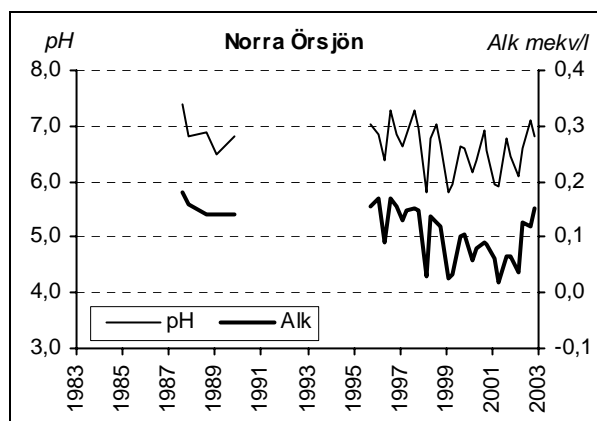
Figur 84. Halter av kalcium (Ca) och magnesium (Mg) i Norra Örsjön 1995-2002.

Norra Örsjön har ett stort siktdjup (6,0 m). Tillsammans med sjön Alstern utgör Norra Örsjön den av tidsserieszöarna som har störst siktdjup. Vattnet är måttligt färgat (31 mg/l) med låg halt av organiska ämnen (TOC = 7,4 mg/l). Halterna av organiskt material har visat stor variation under de senaste åren till följd av stora avrinning. Till skillnad från flera andra sjöar i rapporten visar inte vattenfärgen och siktdjupet i Norra Örsjön på försämrade siktförhållanden. Eventuellt beror detta på att sjön har förhållandevis lång omsättningstid (3,9 år).

Vattnet i Norra Örsjön är svagt surt (pH 6,5) med svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,080 mekv/l). Både pH och alkalinitet visar tydliga säsongsvariationer med lägre värden under vinter och vår jämfört med under sommaren. Variationen i pH och alkali-

nitet är även beroende av kalkningstillfällena i sjön (i regi av Länsstyrelsen har sjön kalkats 1983, 1995 och 2001).

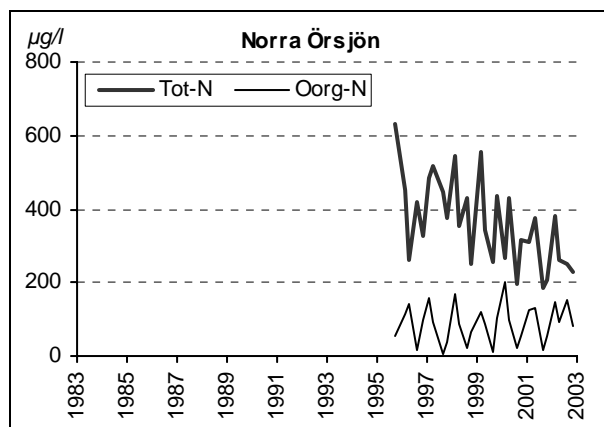
Analysresultaten för pH (6,8) och färg (40 mg/l) från riksinventeringen 1985 låg i halt-nivå med dagens värden, medan alkalinitet (0,19 mekv/l) och konduktivitet (5,6 mS/m) var något högre då jämfört med nu. Förhållandevis hög kalciumhalt (0,29 mekv/l) tillsammans med värdena för alkalinitet och konduktivitet tyder på inverkan av kalkning.



Figur 85. Alkalinitet och pH i Norra Örsjön 1987-2002. Brotten i linjerna anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Vattnet i Norra Örsjön är näringsfattigt med låga halter av både fosfor (6,1 $\mu\text{g/l}$) och kväve (285 $\mu\text{g/l}$). Såväl halten av kväve som av fosfor varierar tydligt under mätperioden och framförallt kvävehalten tenderar att sjunka under senare år, eventuellt p.g.a. utspädning i samband med stor avrinning runt millennieskiftet. Oorganiskt kväve utnyttjas vanligen till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (46,8) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Norra Örsjön.



Figur 86. Kvävehalter i Norra Örsjön 1995-2002.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning i Norra Örsjön har undersökts 1994, 1995, 1996, 1997 och 1999. Från och med 1995 görs undersökningarna inom ramen för kalkningens effektuppföljning.

Vid undersökningen 1994 bedömdes litoralfaunan (insamlad i den sydvästra delen av sjön) som måttligt artrik (30 taxa) och ej eller obetydligt påverkad av försurning. Provtagning av profundalfauna 1994 gjordes centralt i sjöns djuphåla. Även den bedömdes som måttligt artrik (6 taxa) med måttligt hög täthet (458 individer/m²). Artsammansättningen indikerar att sjön är näringsfattig och att sjöns bottenvattnet är förhållandevis syrerikt.

Vid bottenfaunaundersökning i litoralzonen 1999 var både antalet arter (42 taxa) och individtätheten (1463 individer/m²) mycket höga. Artsammansättningen indikerar ingen försurningspåverkan.

Norra Örsjön har provfiskats 1983, 1986, 1996 och 2002. Fiskfaunan domineras av abborre. I övrigt fångas även elritsa, lake, röding och öring vid provfiske i sjön. Vid provfisket 2002 fångades förhållandevis många rödingar och öringar i sjön jämfört med tidigare provfisken.

Rattsjön

Koordinater X Y	6696830 1340000
Höjd över havet	196 m
Sjöyta	1,41 km ²
Maxdjup	19 m
Medeldjup	7,4 m
Volym	10,3 Mm ³
omsättningstid	1,9 år
Avrinningsområdets storlek	12,0 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	13 %



Rattsjön är belägen i den centrala delen av Torsby kommun. Sjön avvattnas av Rattån, Mangslidsälven och Övre Brocken till Ljusnan som mynnar i Övre Fryken vid Torsby.

Rattsjön är belägen över högsta kustlinjen på granit- och hyperitberggrund. Jordarten utgörs av sandig-grusig morän.

Sjön är långsträckt med huvudaxeln i nord-sydlig riktning och utlopp i den norra delen av

sjön. Stränderna är raka och steniga. Öar och holmar saknas i sjön. Sjöns djupområde är beläget strax norr om sjöns mitt.

Den östra stranden sluttar relativt brant mot sjön medan den västra stranden är betydligt flackare. Landskapet domineras av barrskog (ca 80 %) med visst inslag av myrmark. Längs den västra sidan av sjön finns enstaka fritidshus medan några permanentbostäder samt en

stugby är belägen en bit från sjön på den östra sidan.

Rattsjön utgör riksintresse för naturvård (enligt 3 kap 6 § MB) för sina oreglerade förhållanden och för att sjön hyser glacialrelika kräftdjur. Även Rattån utgör riksintresse p.g.a. reproducerande bestånd av flodpärlmussla. Av den anledningen är vattendraget också utpekad som Natura 2000-område.

Kalkning har aldrig genomförts i Rattsjön. Däremot är Mangslidsälven, där Rattån mynnar, kalkningspåverkad genom att kalkning sker uppströms i systemet.

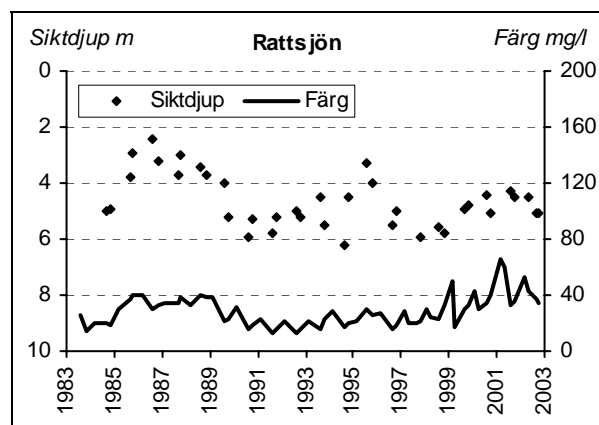
Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Rattsjön sedan augusti 1983. Provtagning sker över sjöns djupområde strax norr om sjöns mitt. Vattenkemiska analyser i Rattsjön har även utförts inom riksinventeringarna 1972, 1975 och 1985, länsinventeringarna 1979, 1980 och 1981 samt inom det s.k. vitsandsprojektet 1976 (Karlsson 1976).

Jonstyrkan (konduktiviteten) i Rattsjön är låg (1,9 mS/m) och har legat på en förhållandevis jämn nivå under hela mätperioden, med undantag för de senaste åren då stor avrinning orsakat viss variation i konduktiviteten med en något avtagande tendens som följd. Av de större jonerna är det framförallt sulfat och kalcium som visar tydlig avtagande tendens. Detta beror på en kombination av minskad svaveldeposition och utspädning till följd av stor avrinning. Dominerande jon i Rattsjön är kalcium följt av natrium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner är något lägre än medel för tidsseriesjöarna.

Vattnet i Rattsjön är måttligt färgat (43 mg/l) och har ett måttligt stort siktdjup (4,7 m). Siktdjupet i sjön har varierat förhållandevis mycket under mätperioden med litet siktdjup i mitten av 1980-talet och vid enstaka tillfälle i mitten av 1990-talet. I samband med ökande vattenfärg till följd av stor avrinning i anslutning

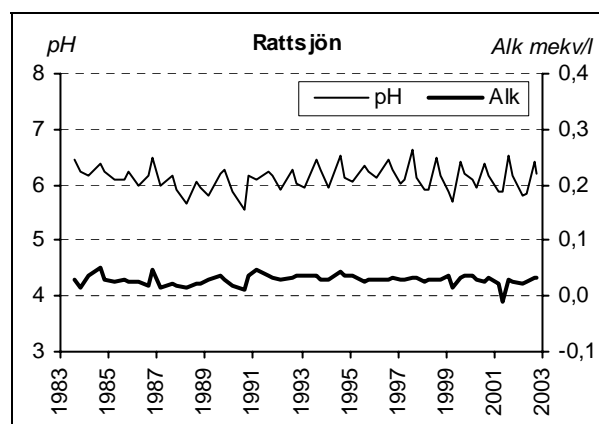
till millennieskiftet har siktdjupet åter minskat. Halterna av organiska ämnen i Rattsjöns vatten har också ökat under senare år men bedöms ändå som låga (TOC = 7,3 mg/l).



Figur 87. Siktdjup och vattenfärg i Rattsjön 1983-2002.

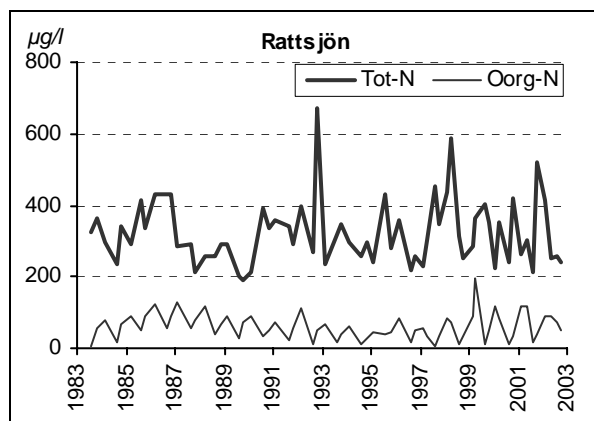
Vattnet i Rattsjön är surt (pH 6,1) med mycket svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,026 mekv/l). Både pH och alkalinitet har legat på en stabil nivå under hela mätperioden och uppvisar endast viss säsongsvariation med lägre värden under vinter och vår jämfört med under sommaren.

Analysresultat från riksinventeringarna, länsinventeringen samt vitsandsprojektet under 1970-talet visade att pH (5,9-6,4) och alkalinitet (0,02-0,03) i Rattsjön låg i haltenivå med dagens värden, medan konduktiviteten var något högre då jämfört med nu. Olika analysmetodik har dock med stor sannolikhet inverkan på resultaten.



Figur 88. Alkalinitet och pH i Rattsjön 1983-2002.

Vattnet i Rattsjön är näringsfattigt med mycket låga halter av fosfor (5,7 µg/l) och måttligt höga halter av kväve (309 µg/l). Både halten av kväve och av fosfor varierar under mätperioden. Växtnäringshalterna påverkas bl.a. av markavrinning och av halten organiskt material i vattnet. De senaste årens höga flöden verkar ha gett upphov till både utspädningseffekter och enstaka förhöjda värden p.g.a. stor partikeltillförsel från omgivande marker. Under 1990-talet verkar oorganiskt kväve ha utnyttjats till fullo under produktionssäsongen till skillnad från under 1980-talet. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (54,5) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 89. Kvävehalter i Rattsjön 1983-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i sjön.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts vid två tillfällen i Rattsjön, 1994 och 1996.

Vid bottenfaunaundersökningen 1994 bedömdes litoralfaunan (insamlad i den norra delen i närheten av sjöns utlopp) som måttligt artrik (19 taxa) och betydligt påverkad av försurning. Provtagning av profundalfauna 1994 gjordes i den nordvästra delen. Den bedömdes som relativt artfattig (4 taxa) med måttligt hög täthet (298 individer/m²). Artsammansättningen indikerade att sjön är näringsfattig med syrerikt bottenvatten.

Vid bottenfaunaundersökningen 1996 bedömdes litoralfaunan vid åtta lokaler i sjön som ej eller obetydligt påverkade av försurning, eftersom försurningskänsliga arter påträffades vid samtliga lokaler, om än i ringa antal. Limnodata HB (som genomförde undersökningen 1996) anar eventuell återhämtning från försurning efter låga pH-värden 1988-1990 och försurningspåverkad bottenfauna 1994.

Rattsjön har provfiskats 1986, 1995, 1998 och 2001. Dominerande fiskarter utgörs av abborre, mört och nors. Vid provfisken har även elritsa, gers, gädda, röding och öring fångats i sjön. Röding och öring är inplanterade.

Vid undersökning av glacialrelikta kräftdjur i Rattsjön 1983-84 påträffades pungräkan *Mysis relicta* i sjön.

Kvicksilverhalten i gädda analyserades i fem gäddor från Rattsjön 1977. Halterna varierade mellan 0,55-1,12 mg/kg med ett medelvärde på 0,78 mg/kg vilket bedöms som måttligt höga halter, förhöjda i förhållande till bakgrund enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Rinnen

Koordinater X Y	6615660 1343720
Höjd över havet	94 m
Sjöyta	4,64 km ²
Maxdjup	16 m
Medeldjup	4,8 m
Volym	22,5 Mm ³
Omsättningstid	0,68 år
Avrinningsområdets storlek	94,9 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	9 %



Rinnen är belägen på gränsen mellan den nordvästra delen av Kils kommun och den östra delen av Arvika kommun. Sjön avvattnas via Säveln till Värmeln.

Rinnen ligger under högsta kustlinjen på gnejs-granitisk berggrund. Jordarten utgörs av grusig-moig morän.

Sjön är långsmal och mycket flikig till formen med ett stort inslag av vikar, öar och holmar. Omgivningarna utgörs av vågig bergkulleterräng med i huvudsak skogsmark och inslag av odlad mark. Bebyggelsen utgörs av mindre samhällen i sjöns norra och södra delar.

Rinnen är inte reglerad. Sjön har kalkats sedan 1984 och för närvarande sker kalkning vart annat år i sjön. Dessutom sker kalkning uppströms i vattensystemet.

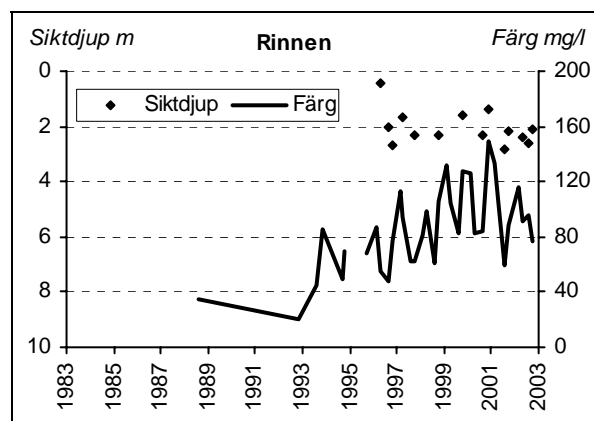
Vattenkemi

Provtagning inom tidsserjesjöprogrammet har pågått i Rinnen sedan oktober 1995. Provtagning sker i den norra delen av sjön. Sedan 1984 har provtagning även genomförts inom länets kalkeffektuppföljning. Dessutom har vattenkemiska analyser i Rinnen utförts inom riksinventeringarna 1972, 1975 och 1985 samt länsinventeringarna 1979 och 1980.

Vattnet i Rinnen har ett medelhögt innehåll av joner (konduktivitet = 2,9 mS/m). Liksom i flera andra av tidsserjesjöarna visar konduktiviteten tillsammans med flera av de större joner (kalcium, natrium, sulfat och klorid)

avtagande halter under de senaste åren till följd av stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. Framförallt kalcium uppvisar dessutom förhållandevis stor variation mellan olika mätillfällen p.g.a. att sjön kalkas. Jonsammansättningen i Rinnen domineras av kalcium följt av natrium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner är medelhög jämfört med övriga sjöar.

Rinnens vatten är starkt färgat (101 mg/l) och har ett litet siktdjup (2,3 m). Vattenfärgen har ökat markant sedan slutet av 1990-talet till följd av stor nederbörd och därmed stor avrinning. Halterna av organiska ämnen i Rinnen har varierat under mätperioden och bedöms som måttligt höga (TOC = 10,3 mg/l).

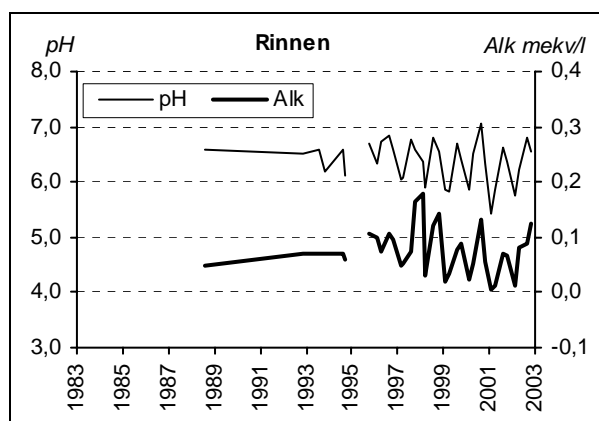


Figur 90. Siktdjup och vattenfärg i Rinnen 1988-2002. Brottet i linjen för färg anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Vattnet i Rinnen är måttligt surt (pH 6,3) med svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,06 mekv/l). Tydliga säsongsvariationer förekommer för både pH och alkalinitet med

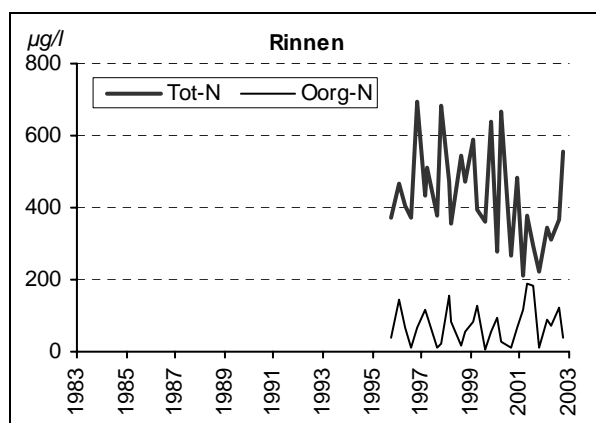
lägre värden under vinter och vår jämfört med under sommaren.

Analysresultat från riksinventeringarna samt länsinventeringen under 1970-talet visade att vattnet i Rinnen var surare (pH 5,5-6,1) och hade lägre alkalinitet (0,01-0,05 mekv/l) jämfört med 1980- och 1990-talen då sjön har kalkats.



Figur 91. Alkalinitet och pH i Rinnen 1988-2002. Brotten i linjerna anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Vattnet i Rinnen har måttligt höga halter av kväve (365 µg/l) och låga på gränsen till måttligt höga halter av fosfor (12,3 µg/l). Båda halten av kväve och fosfor varierar tydligt under mätperioden. Kvävehalten visar en svag tendens till minskning under de senaste åren, eventuellt till följd av utspädning i samband med stora nederbördsmängder i anslutning till millennieskiftet.



Figur 92. Kvävehalter i Rinnen 1995-2002.

Av fosfor har enstaka höga värden uppmätts under de senaste åren, vilket förklaras av stor partikeltransport i samband med stor avrinning. Organiskt kväve utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är 29,8 vilket indikerar kvävefosforbalans på gränsen till kväveöverskott. Det kan möjligen föreligga viss risk för massförekomst av cyanobakterier.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Rinnen.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts på två lokaler i Rinnen 1995, 1996, 1997, 1998 och 2001. En lokal är belägen i den norra delen av sjön och en i den södra delen. På den nordliga lokalen bedömdes bottenfaunan som artrik (32 taxa) med en låg täthet (278 individer/m²). Artsammansättningen indikerade ingen påverkan av försurning. Den sydliga lokalen var måttligt artrik (27 taxa) med en låg täthet (277 individer/m²). Även här indikerade artsammansättningen ingen påverkan från försurning. Bedömningarna har varit oförändrade genom åren.

Rinnen har provfiskats årligen 1983-1993 samt 1996 och 2000. Fiskfaunan domineras av abborre, mört och nors. Vid provfisken har även benlöja, braxen, gers, gädda och gös fångats i sjön. Fångsterna av nors har ökat i sjön, medan fångsterna av braxen har minskat.

Inga glacialrelikta kräftdjur hittades i Rinnen vid undersökningar 1983-84 samt 2001. Arterna *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus* hittades i Rinnen på 1950-talet, men har eventuellt slagits ut till följd av försurningen (Länsstyrelsen i Värmlands län 2002b).

Kviksilverhalter i gädda analyserades i fem gäddor från Rinnen 1987. Uppgifter om gäddornas vikt saknas varför bedömning om halterna var höga eller låga inte kan göras, eftersom halterna relateras till vikten.

Sandsjön

Koordinater X Y	6585510 1332670
Höjd över havet	86 m
Sjöyta	1,17 km ²
Maxdjup	5 m
Medeldjup	3,2 m
Volym	3,7 Mm ³
Omsättningstid	0,33 år
Avrinningsområdets storlek	32,0 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	5 %



Sandsjön är belägen i den nordvästra delen av Säffle kommun. Sjön avvattnas via Sandån till Björnöflagan som är en utvidgning av Byälven ovan Gillberga.

Sjön ligger under högsta kustlinjen på en berggrund av tonalit och granodiorit med inslag av granitiska och granodioritiska gnejser. Jordarten utgörs av morän, delvis belägen på berghäll, samt inslag av lera-finmo. Landskapet karaktäriseras av berggrundens struktur med långsträckta bergryggar och talrika långsträckta sjöar.

Sandsjön är till formen närmast rektangulär med längdaxeln i nord-sydlig riktning. Strandkonturen gör endast smärre bukter och sjön saknar öar och holmar. Stränderna är övervägande steniga och utgörs delvis av berg. I öster, söder och väster sluttar stranden brant mot sjön medan landskapet är flackare i norr. Omgivningarna domineras av barrskog (47 %) och hållmarkstallskog (22 %) med inslag av sumpskog, myr och odlad mark. Enstaka hus finns vid sjön.

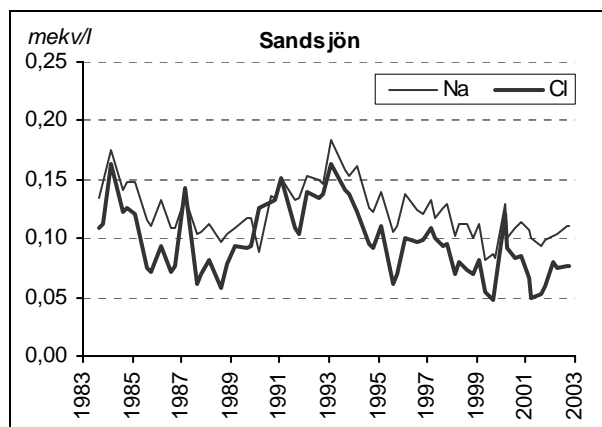
Sandsjön är reglerad och en damm finns en bit nedströms i Sandån. Sjön sänktes 1909 med 0,6 m. Sandsjön är den grundaste av sjöarna i denna rapport (sett till maxdjup) och endast Överudssjön har ett grundare medeldjup. Ingen kalkning sker i delavrinningsområdet.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Sandsjön sedan augusti 1983. Provtagning sker i den södra delen av sjön i anslutning till sjöns största tillflöde. Vattenkemiska analyser i Sandsjön har även utförts inom länsinventeringarna 1979 och 1980.

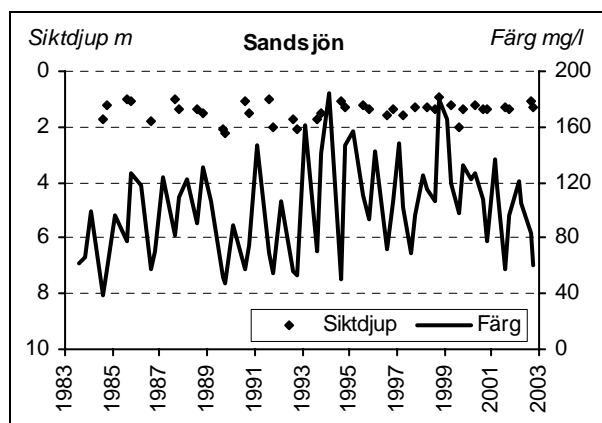
Jonstyrkan, konduktiviteten (3,4 mS/m), i Sandsjön är något högre än medel jämfört med övriga sjöar i denna rapport. Jonsammansättningen domineras av kalcium följt av natrium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner är medelhög jämfört med övriga tidsseriesjöar.

Såväl konduktiviteten som halterna av flera av de större jonerna (kalcium, magnesium, natrium, klorid och sulfat) tenderar att minska i Sandsjön under senare år till följd av stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. Halterna av natrium och klorid har dessutom en cyklisk trend under mätperioden. Troligen beror detta på att halterna ökar under perioder med kraftiga västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter i området. Ett cykliskt väderfenomen (*North Atlantic Oscillation, NAO*) påverkar förekomsten av vissa ämnen i svenska vattendrag (SLU 2002a). Variationen i natrium- och kloridhalt i Sandsjön kan vara ett exempel på detta fenomen, som tycks uppträda i sjöar i länets sydvästra del.



Figur 93. Halter av natrium (Na) och klorid (Cl) i Sandsjön 1983-2002.

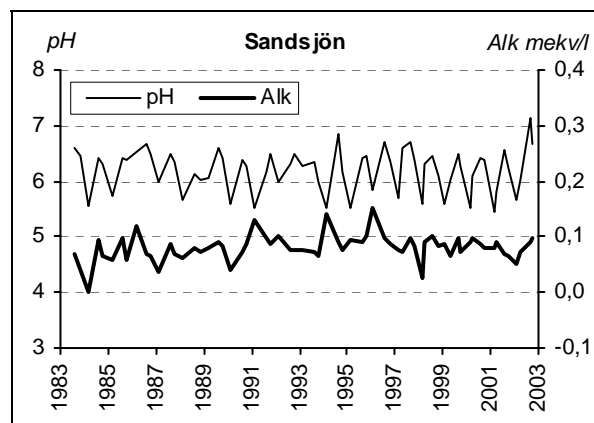
Sandsjöns vatten är starkt färgat (101 mg/l) och har ett litet siktdjup (1,3 m). Till skillnad från flera andra tidsserierjöar var vattenfärgen i Sandsjön som högst under andra halvan av 1990-talet för att sedan minska något. Siktdjupet har varit lika litet under hela mätperioden. Halterna av organiska ämnen i Sandsjön har varit relativt jämnhöga under mätperioden och bedöms som måttligt höga (TOC = 12,5 mg/l).



Figur 94. Siktdjup och vattenfärg i Sandsjön 1983-2002.

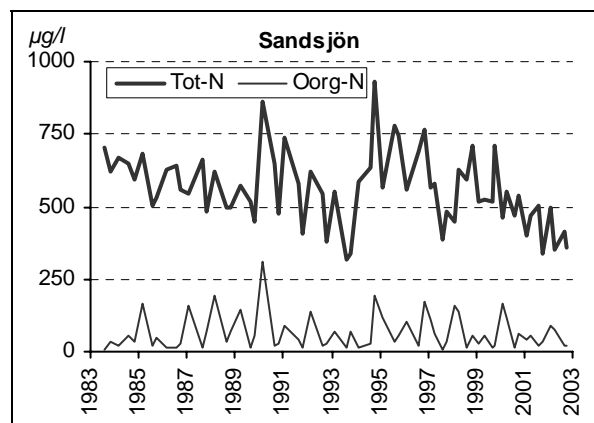
Vattnet i Sandsjön är surt (pH 6,2) med svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,081 mekv/l). Ingen tydlig trend föreligger för vare sig pH eller alkalinitet i Sandsjön under mätperioden, men framförallt pH visar en stor inomårsvariation med låga februarivärden.

Analysresultat från länsinventeringen 1979-80 visade att värdena för pH (6,4) och alkalinitet (0,068 mekv/l) överensstämde förhållandevis väl med dagens värden.



Figur 95. Alkalinitet och pH i Sandsjön 1983-2002.

Vattnet i Sandsjön är måttligt näringsrikt med måttligt höga halter av både fosfor (23,6 µg/l) och kväve (446 µg/l). Såväl halten av kväve som fosfor varierar tydligt under mätperioden och framförallt kvävehalten tenderar att sjunka under de senaste åren, eventuellt p.g.a. utspädning i samband med stor avrinning. Kvoten mellan kväve och fosfor är förhållandevis låg (18,9) vilket indikerar kväve-fosforbalans och därmed viss risk för massförekomst av cyanobakterier genom att kväve kan bli tillväxtbegränsande under produktionssäsongen. Halterna av oorganiskt kväve är vanligtvis låga vilket antyder viss kvävebegränsning.



Figur 96. Kvävehalter i Sandsjön 1983-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Sandsjön.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning undersöktes i Sandsjön 1986 och 1994. Vid det första tillfället var tätheten 810 individer/m² (Naturvårdsverket 1986). Vid undersökningen 1994 bedömdes litoralfaunan (insamlad i sydöstra delen av sjön) som artfattig (13 taxa) och opåverkad av försurning. Profundalfaunan (insamlad i den centrala till sydliga delen) bedömdes som relativt artrik (8 taxa) med hög täthet (1320 individer/m²). Artsammansättningen

indikerade att sjön är näringsrik med syrefattigt eller syrefritt bottenvatten.

Sandsjön har inte provfiskats.

Kviksilverhalten i gädda analyserades i fem gäddor från Sandsjön 1979. Halterna varierade mellan 0,28-0,79 mg/kg med ett medelvärde på 0,54 mg/kg vilket bedöms som måttligt höga halter, förhöjda i förhållande till bakgrundshalt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Skårdalsvattnet

Koordinater X Y	6585780 1280040
Höjd över havet	119 m
Sjöyta	0,61 km ²
Maxdjup	21 m
Medeldjup	8,5 m
Volym	5,2 Mm ³
Omsättningstid	2,3 år
Avrinningsområdets storlek	6,0 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	14 %



Skårdalsvattnet är en lång och smal sprickdals-sjö som ligger i den sydvästra delen av Årjängs kommun. Sjön avvattnas via Mösjön till Lelång vid Lennartsfors.

Skårdalsvattnet är sänkt med 1 meter men sjön är inte reglerad. Ingen kalkning förekommer i delavrinningsområdet.

Landskapet karaktäriseras av berggrundens struktur med långsträckta bergryggar och talrika långsträckta sjöar. Berggrunden i avrinningsområdet utgörs av tonalit och granodiorit med inslag av blomskogsgranit. Sjön ligger under högsta kustlinjen och jordarten utgörs av morän på berghäll.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Skårdalsvattnet sedan augusti 1983. Provtagning sker i den sydliga delen av sjön. Vattenkemiska analyser i Skårdalsvattnet har även utförts inom länsinventeringen 1981 och inom riksinventeringen 1985.

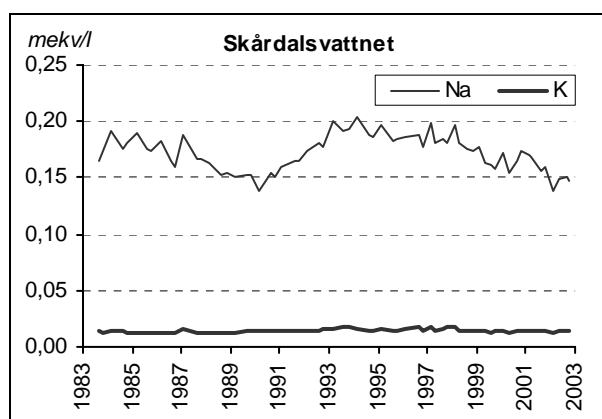
Stränderna är steniga och utgörs till stor del av berg som sluttar brant mot sjön. Flera öar finns i sjön. Omgivningarna domineras av barrskog (65 %) och hällmarkstallskog (18 %) med ett litet inslag av sumpskog och myr. Enstaka hus finns vid sjön.

Vattnet i Skårdalsvattnet har en förhållandevis hög jonstyrka (konduktiviteten = 3,9 mS/m). Jonsammansättningen domineras av natrium följt av klorid, vilket troligen beror på sjöns närhet till havet. I likhet med flera andra av sjöarna belägna i den sydvästra delen av Värmland visar halterna av främst natrium och klorid en cyklisk haltvariation under mätperio-

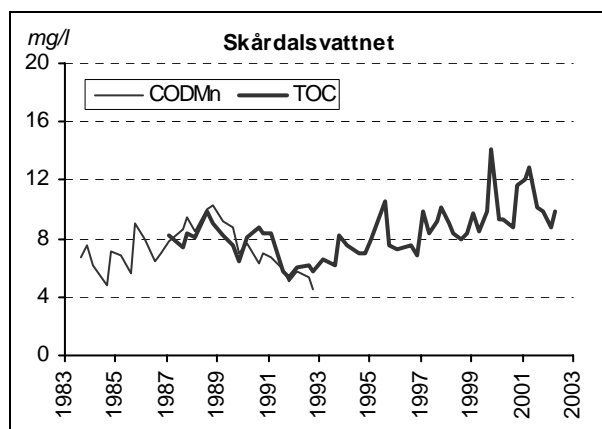
den. Troligen beror detta på att halterna ökar under perioder med mer västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter i området. Ett cykliskt väderfenomen (*North Atlantic Oscillation, NAO*; SLU 2002a) påverkar förekomsten av vissa ämnen i svenska vattendrag.

Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner var mycket låg i den mycket svagt buffrade sjön.

Skårdalsvattnet har ett betydligt färgat vatten (72 mg/l) med ett måttligt stort siktdjup (3,3 m). Halten av organiska ämnen bedöms som måttligt hög (TOC = 10,3 mg/l). Siktdjupet har minskat under de senaste åren till följd av stor nederbörd och därmed stor avrinning. Av samma anledning har såväl vattenfärgen som halten av organiska ämnen ökat i sjön under senare år.



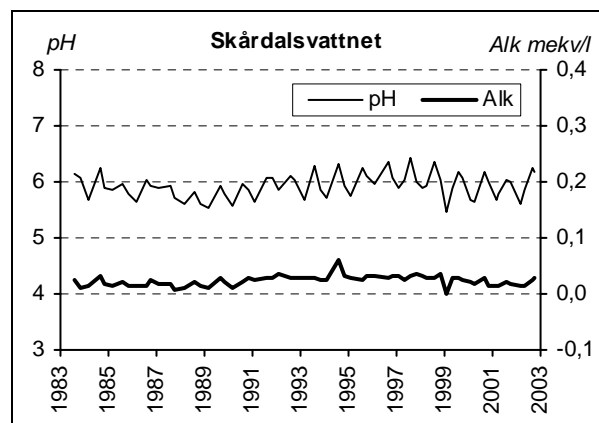
Figur 97. Halter av natrium (Na) och kalium (K) i Skårdalsvattnet 1983-2002.



Figur 98. Halter av organiskt material (mätt som COD-Mn och TOC) i Skårdalsvattnet 1983-2002.

Vattnet i Skårdalsvattnet är surt (pH 5,9) med ingen eller obetydlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,020 mekv/l). Halterna av pH och alkalinitet har legat på förhållandevis jämna nivåer under hela mätperioden. Lägsta noterade värden för både pH och alkalinitet uppmättes i februari 1999.

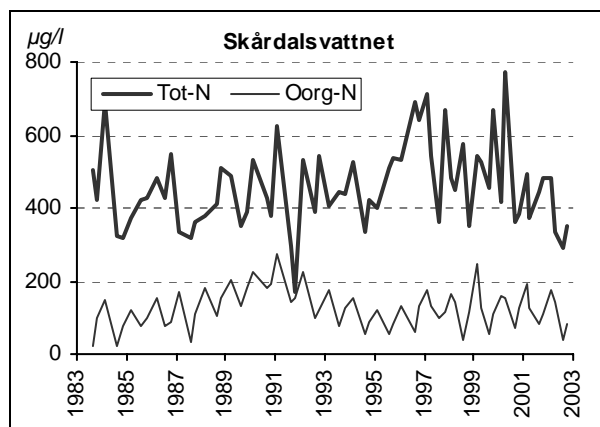
Analysresultat från länsinventeringen 1981 och riksinventeringen 1985 överensstämde med tidsserieanalyserna för pH (5,6-5,8), medan konduktiviteten (5,8 mS/m) var något högre och vattenfärgen (35 mg/l) något lägre i läns- och riksinventeringarna. Olika analysmetodik har troligen inverkan på resultaten.



Figur 99. Alkalinitet och pH i Skårdalsvattnet 1983-2002.

Vattnet i Skårdalsvattnet har låga halter av fosfor (7,4 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga halter av kväve (432 $\mu\text{g/l}$). Såväl halten av kväve som fosfor varierar tydligt under mätperioden. Växtnäringshalterna påverkas bl.a. av markavrinning och av halten organiskt material i vattnet, varför klimat har stor inverkan. Halten av oorganiskt kväve är förhållandevis hög, liksom kvoten mellan kväve och fosfor (58,2). Detta bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Skårdalsvattnet.



Figur 100. Kvävehalter i Skårdalsvattnet 1983-2002.

Biologiska undersökningar

Skårdalsvattnet har provfiskats 1995. Fiskfaunan domineras av abborre följt av mört. I övrigt fångades även gers och gädda vid provfiske i sjön.

Stora Örsjön

Koordinater X Y	6651440 1393210
Höjd över havet	304 m
Sjöyta	1,34 km ²
Maxdjup	14 m
Medeldjup	5,1 m
Volym	7,0 Mm ³
Omsättningstid	1,1 år
Avrinningsområdets storlek	15,0 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	-

Stora Örsjön är belägen i den östra delen av Hagfors kommun. Sjön avvattnas genom Sirsjön och Hyttjärnen till Hyttälven och Nordmarksälven nedan Motjärnshyttan.

Stora Örsjön är belägen över högsta kustlinjen på en berggrund av värmlandsgranit och gabbro. Jordarten utgörs av morän, delvis storblockig och delvis finkornig.

Landskapet utgörs av vågig bergkulleterräng som domineras av skogsmark med inslag av myr. Enstaka hus förekommer i området.

Stora Örsjön är reglerad och en damm finns i sjöns utlopp. Sjön kalkas sedan 1985 och för närvarande sker kalkning vart annat år i sjön.



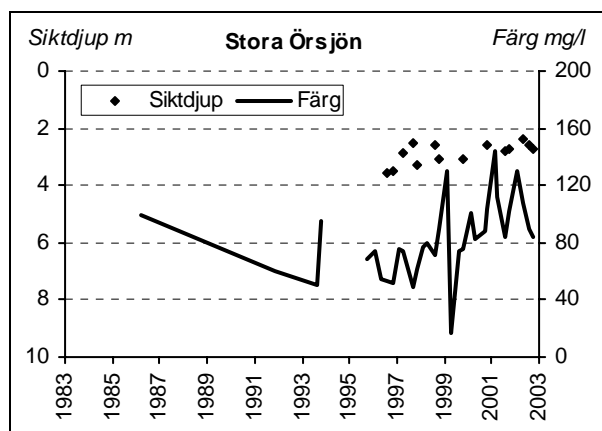
Vattenkemi

Provtagning inom tidsserieszjöprogrammet har pågått i Stora Örsjön sedan oktober 1995. Provtagning sker i den norra delen av sjön. Sedan 1985 har provtagning även genomförts inom länets kalkeffektuppföljning. Dessutom har vattenkemiska analyser i Stora Örsjön utförts inom länsinventeringen 1979.

Jonstyrkan, konduktiviteten, är medelhög (2,7 mS/m) i Stora Örsjön. Jonsammansättningen domineras av kalcium följt av alkalinitet (vätekarbonat, HCO₃), vilket beror på att sjön kalkas. Liksom i övriga kalkade sjöar var kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner relativt hög i Stora Örsjön.

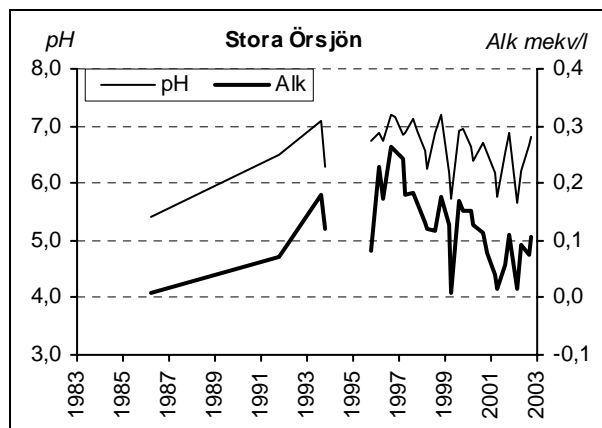
Stora Örsjön har ett starkt färgat vatten (102 mg/l) med ett måttligt stort siktdjup (2,6 m) och en måttligt hög halt av organiska ämnen (TOC = 10,8 mg/l). Till följd av stor avrinning

under de senaste åren tenderar vattenfärgen i Stora Örsjön att öka. Däremot verkar inte siktdjupet eller halten av organiska ämnen ha påverkats nämnvärt av detta.



Figur 101. Siktdjup och vattenfärg i Stora Örsjön 1986-2002. Brottet i linjen för färg anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Vattnet i Stora Örsjön är måttligt surt (pH 6,4) med svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,082 mekv/l). Både pH och alkalinitet ökade i sjön fram till 1990-talet till följd av kalkningsinsatser och har sedan sjunkit något under de senaste åren p.g.a. utspädning i samband med stor avrinning.

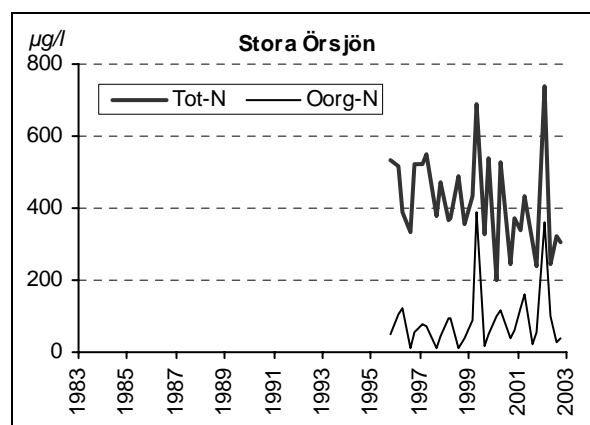


Figur 102. Alkalinitet och pH i Stora Örsjön 1986-2002. Brottet i linjerna anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Analysresultaten för både alkalinitet (0,006 mekv/l) och pH (5,6) var tydligt lägre vid länsinventeringen 1979 jämfört med dagens värden, till följd av att sjön inte var kalkad då.

Vattnet i Stora Örsjön har låga halter av fosfor (8,0 µg/l) och måttligt höga halter av kväve

(356 µg/l). Såväl halten av kväve som fosfor varierar under mätperioden och påverkas bl.a. av markavrinning och halten av organiskt material i vattnet. Tendens till minskande kvävehalter under de senaste åren beror troligen på utspädning i samband med stora nederbörds-mängder. Enstaka höga värden är sannolikt en effekt av stor partikeltransport i samband med stor avrinning. Halten av oorganiskt kväve är periodvis låg och antyder att kvävet utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är emellertid hög (44,5) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 103. Kvävehalter i Stora Örsjön 1995-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Stora Örsjön.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts i Stora Örsjön 1995, 1996, 1997, 1998 och 2001. Bottenfaunan har ibland bedömts som försurningspåverkad (1995 och 1997) och ibland som ej försurningspåverkad (1996, 1998 och 2001) på lokalen Sokären i Stora Örsjön. De försurningskänsliga arterna är fåtliga vilket kan tyda på att sjön periodvis är försurningspåverkad alternativt att de försurningskänsliga individerna inte alltid kommer med vid provtagning. Vid undersökningen 2001 fångades ett måttligt högt antal taxa (29 st) med en måttligt hög individtäthet (551 individer/m²).

Stora Örsjön har provfiskats 1996 och 2000. Fiskfaunan domineras av abborre och mört. Vid provfiske har även gädda fångats i sjön.

Vid provfisket år 2000 var mörtfångsten mycket stor, i synnerhet den pelagiska fångsten.

Stor-En

Koordinater X Y	6646140 1367020
Höjd över havet	263 m
Sjöyta	1,68 km ²
Maxdjup	36 m
Medeldjup	10,0 m
Volym	16,2 Mm ³
Omsättningstid	2,4 år
Avrinningsområdets storlek	16,4 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	14 %



Stor-En är belägen i den sydvästra delen av Hagfors kommun. Sjön avvattnas via Enån till Klarälven strax norr om Munkfors.

Berggrunden i avrinningsområdet utgörs av gnejsgranit. Sjön ligger över högsta kustlinjen och jordarten utgörs av morän, delvis belägen i myrområden.

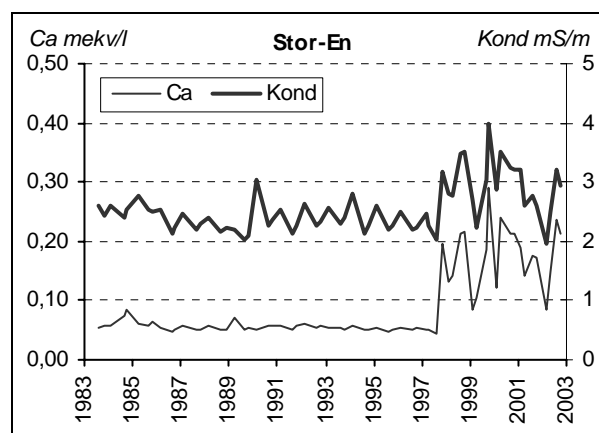
Stränderna är steniga och utgörs delvis av berg. Flera öar finns i sjön. Omgivningarna domineras av barrskog (72 %), myr (6 %) och sumpskog (6 %), samt med ett litet inslag av hållmarkstallskog (1,3 %). Flera fritidshus finns vid sjön.

Stor-En är reglerad men sjöytan är inte sänkt. Sjön kalkas sedan 1997 och för närvarande sker kalkning vart annat år i sjön.

Vattenkemi

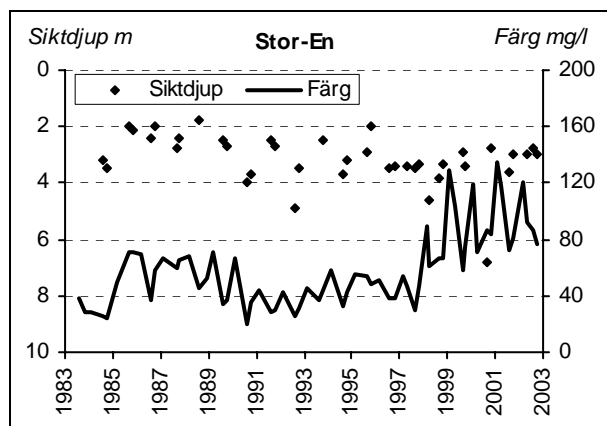
Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Stor-En sedan augusti 1983. Provtagning sker över djupområdet i den södra delen av sjön. Vattenkemiska analyser i Stor-En har även utförts inom länsinventeringen 1979 och inom riksinventeringen 1990.

Konduktiviteten (jonstyrkan) i Stor-Ens vatten är medelhög (2,9 mS/m) och har ökat något de senaste åren, till skillnad från de flesta andra sjöar där konduktiviteten tenderar att minska. Denna utveckling i Stor-En är en följd effekt av att sjön började kalkas 1997, varvid kalciumhalten markant ökade i sjön. Kalcium är nu den dominerande jonen i vattnet följt av alkalinitet (vätekarbonat, HCO₃). Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner var förhållandevis hög i Stor-En i likhet med övriga kalkade sjöar. Sulfathalten i Stor-En tenderar att minska, troligen p.g.a. minskad svaveldeposition i kombination med de senaste årens stora avrinning.



Figur 104. Kalciumhalt (Ca) och konduktivitet i Stor-En 1983-2002.

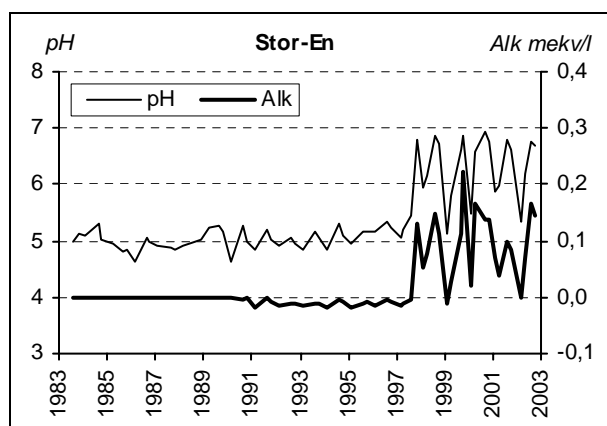
I samband med de senaste årens stora avrinning har höga halter av organiska ämnen uppmätts i Stor-En (TOC = 12,9 mg/l). Likaså har vattnet varit betydligt färgat (95 mg/l) med ett måttligt stort siktdjup (3,6 m). Vanligtvis är vattenfärgen och halten av organiskt material något lägre i Stor-En.



Figur 105. Siktdjup och vattenfärg i Stor-En 1983-2002.

Vattnet i Stor-En är måttligt surt (pH 6,3) med svag buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,095 mekv/l). Liksom för kalciumhalten syns en tydlig ökning av pH och alkalinitet i samband med att Stor-En började kalkas 1997.

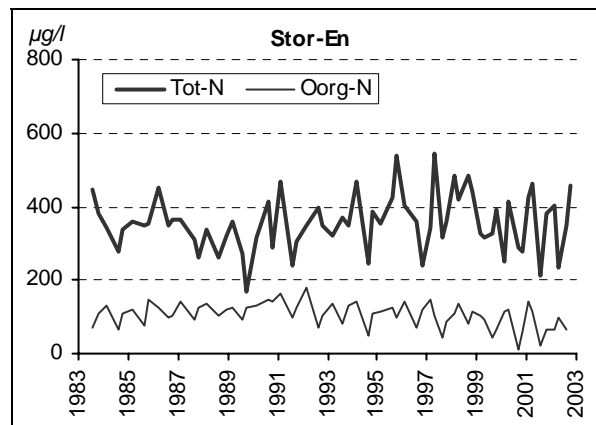
Analysresultat för pH (5,1) från länsinventeringen 1979 låg i nivå med värden innan sjön började kalkas.



Figur 106. Alkalinitet och pH i Stor-En 1983-2002.

Vattnet i Stor-En har låga halter av fosfor (11,7 µg/l) och måttligt höga halter av kväve (346 µg/l). Såväl halten av kväve som fosfor varierar under mätperioden, vilket framförallt är klimatberoende. Halten av oorganiskt kväve är förhållandevis hög så kväve tycks inte vara

begränsande under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor (29,7) ligger dock på gränsen mellan kväveöverskott och kvävefosforbalans varför det möjligen kan finnas en liten risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 107. Kvävehalter i Stor-En 1983-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Stor-En.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts i Stor-En 1995, 1996 och 1997 innan kalkning påbörjades och 1998, 1999, 2000 och 2001 efter att sjön började kalkas.

Innan kalkning bedömdes bottenfaunan vara betydligt, starkt eller mycket starkt försurningspåverkad. Vid undersökningen 1997 var antalet taxa förhållandevis lågt vilket är normalt för en sur sjö av Stor-Ens storlek.

1998, året efter inledd kalkning, var bottenfaunan i Stor-En fortfarande försurningspåverkad, troligen p.g.a. att inga försurningskänsliga arter hunnit kolonisera i sjön. 1999 och 2000 påträffades försurningskänsliga arter och bottenfaunan bedömdes som obetydligt påverkad av försurning, även om försurningsindexet fortfarande var relativt lågt. Vid undersökningen 2001 påträffades åter igen inga försurningskänsliga arter och faunan bedömdes som starkt påverkad av försurning. Kalkningen har ännu inte resulterat i stabila förhållanden i sjön, eventuellt p.g.a. de senaste årens extrema vattenflöden.

Stor-En har provfiskats 1984, 1995, 1998 och 2001. Fiskfaunan domineras tydligt av abborre och siklöja. Vid provfiske har även gers och gädda fångats i sjön. Fiskbeståndet i Stor-En uppvisar tydlig försurningspåverkan genom att försurningskänsliga arter (t.ex. mört och elritsa) saknas. Enligt uppgifter från intervjuunder-

sökningar (Cederström 1895) samt uppgifter från Fiskeenhetens arkiv vid Länsstyrelsen i Värmland har mört och elritsa förekommit i sjön fram till 1940-talet. Hittills syns inga tydliga förändringar hos fiskbeståndet till följd av påbörjad kalkning.

Stor-Hässlingen

Koordinater X Y	6690970 1337440
Höjd över havet	185 m
Sjöyta	0,90 km ²
Maxdjup	20 m
Medeldjup	5,7 m
Volym	5,1 Mm ³
Omsättningstid	0,32 år
Avrinningsområdets storlek	36,0 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	5 %



Stor-Hässlingen är belägen i den centrala delen av Torsby kommun. Sjön avvattnas via Hasslan och Bjursjön till Röjdan som mynnar i Övre Fryken vid Torsby.

Stor-Hässlingen är troligen belägen under högsta kustlinjen på en berggrund av hyperit, gnejs och gnejsgranit. Jordarten utgörs av morän med inslag av isälvsgrus och isälvsand i den södra delen av sjön.

Landskapet utgörs av vågig bergkulleterräng som domineras av skogsmark med ett litet inslag av myr. Sparsam bebyggelse förekommer i omgivningen.

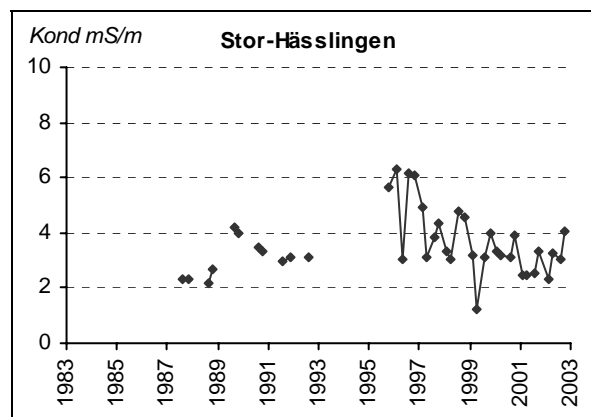
Stor-Hässlingen är inte reglerad. Sjön kalkas sedan 1985 och för närvarande sker årlig kalkning i sjön.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Stor-Hässlingen sedan oktober 1995. Provtagning sker i den södra delen av sjön. Sedan 1986 har provtagning även genomförts

inom länets kalkeffektuppföljning. Dessutom har vattenkemiska analyser i sjön utförts inom länsinventeringen 1979-80 samt riksinventeringen 1985.

Vattnets innehåll av joner, konduktivitet, är medelhögt (3,1 mS/m) i Stor-Hässlingen. Konduktiviteten har varierat under mätperioden med de högsta värdena under mitten av 1990-talet.

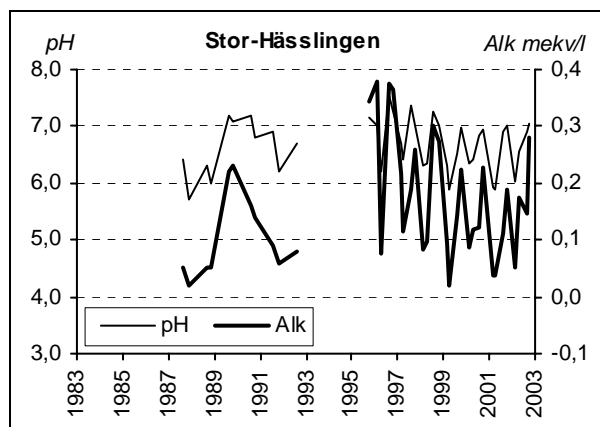


Figur 108. Konduktivitet (jonstyrka) i Stor-Hässlingen 1987-2002. Brottet i linjen anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Detsamma gäller för kalcium varför variationen kan ha ett samband med kalkningen i sjön. Lägre värden under de senaste åren beror även på en utspädningseffekt till följd av stor avrinning. Liksom i andra kalkade sjöar är kalcium den dominerande jonen i vattnet följt av alkalinitet (vätekarbonat, HCO_3). Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner var hög i Stor-Hässlingen, högst av samtliga tidsseriejöar.

Vattnet i Stor-Hässlingen är betydligt färgat (85 mg/l) med ett måttligt stort siktdjup (3,1 m) samt måttligt hög halt organiska ämnen (TOC = 9,2 mg/l). Till skillnad från flera andra sjöar syns inga tydliga haltförhöjningar i Stor-Hässlingen till följd av de senaste årens stora avrinning. Halterna ligger istället på förhållandevis konstanta nivåer under mätperioden.

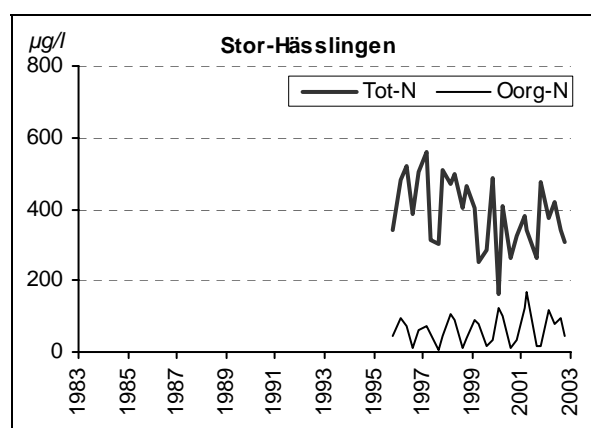
Stor-Hässlingens vatten är svagt surt (pH 6,6) med god buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,132 mekv/l). Under andra halvan av 1990-talet var framförallt alkaliniteten periodvis förhållandevis hög (> 0,30 mekv/l) till följd av kalkning i sjön och sjönk sedan i samband med höga flöden 2000-2001.



Figur 109. Alkalinitet och pH i Stor-Hässlingen 1987-2002.

Analysresultaten för både alkalinitet (0,016 mekv/l) och pH (5,7) från länsinventeringen 1979-80 var tydligt lägre än dagens till följd av att sjön inte var kalkad då.

Vattnet i Stor-Hässlingen har låga halter av fosfor (6,5 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga halter av kväve (338 $\mu\text{g/l}$). Såväl halten av kväve som fosfor varierar under mätperioden. Tendens till sjunkande kvävehalter under de senaste åren beror troligen främst på utspädning i samband med stora nederbörds mängder. Halten av oorganiskt kväve är periodvis låg och antyder att kväve utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (52,0) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 110. Kvävehalter i Stor-Hässlingen 1995-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Stor-Hässlingen.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts i Stor-Hässlingen årligen 1995-98 och 2001. Vid undersökningen 2001 hittades ett högt antal taxa (32 st) med måttligt hög individtäthet (584 individer/ m^2). Artsammansättningen bedömdes inte som påverkad av försurning. Bedömningen är oförändrad genom åren.

Stor-Hässlingen har provfiskats 1989, 1996, 2000 och 2002. Fiskfaunan domineras av abborre och mört. Vid provfiske fångas även benlöja, gers, gädda, lake och nors i sjön.

Trehörningen

Koordinater X Y	6646210 1325020
Höjd över havet	224 m
Sjöyta	4,09 km ²
Maxdjup	48 m
Medeldjup	10,7 m
Volym	43,8 Mm ³
Omsättningstid	3,7 år
Avrinningsområdets storlek	28,6 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	17 %



Trehörningen är belägen på gränsen mellan den nordöstra delen av Arvika kommun och den västra delen av Sunne kommun. Sjön avvattnas genom Stor-Treen, Nedre Vassbotten, Bergsjön och Gunnern till Nyssockensjön.

Trehörningen är belägen över högsta kustlinjen på en berggrund av gnejs och gnejsgranit. Jordarten utgörs av morän, delvis belägen på berghäll och delvis på myr.

Landskapet utgörs av vågig bergkulleterräng som domineras av barrskog (76 %) med inslag av sumpskog (3 %) och myr (1,8 %). Enstaka hus förekommer i området. I omgivningen finns mindre områden som utgör riksintresse för naturvård (enligt 3 kap 6 § MB) p.g.a. mindre odlingslandskap av finskt ursprung med traditionell hävd.

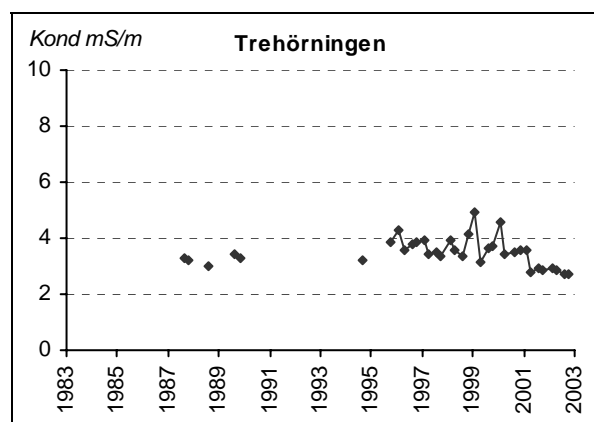
Trehörningen är reglerad och en damm finns i sjöns utlopp. Sjön kalkas sedan 1977 och för närvarande sker kalkning vart femte år i sjön.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Trehörningen sedan oktober 1995. Provtagning sker i den sydvästra viken av sjön. Sedan 1983 har provtagning även genomförts inom länets kalkeffektuppföljning. Dessutom har vattenkemiska analyser i sjön utförts inom riksinventeringarna 1972 och 1975 samt inom länsinventeringen 1978.

Vattnets innehåll av joner, konduktiviteten, är medelhög (3,2 mS/m) i Trehörningen. Under andra halvan av 1990-talet var konduktiviteten

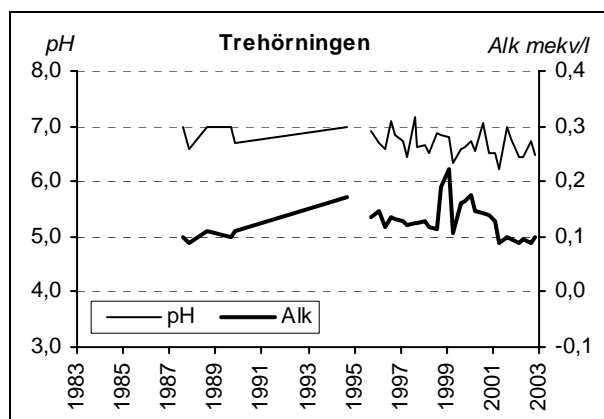
något högre i Trehörningen men har sjunkit något under de senaste åren till följd av utspädning i samband med stor avrinning. Motsvarande gäller också för kalcium och sulfat. Även minskad svaveldeposition bidrar till minskningen. Liksom i andra kalkade sjöar domineras jonsammansställningen i Trehörningen av kalcium följt av alkalinitet (vätekarbonat, HCO₃). Dessutom var kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner hög.



Figur 111. Konduktivitet (jonstyrka) i Trehörningen 1987-2002. Brottet i linjen anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Trehörningens vatten är måttligt färgat (36 mg/l) med ett stort siktdjup (5,1 m) och låg halt organiska ämnen (TOC = 5,9 mg/l). Till skillnad från flera andra sjöar förekommer ingen markant ökning av de organiska halterna eller vattenfärgen i Trehörningen under de senaste årens stora avrinning. I stället har halterna legat på en relativt jämn nivå under mätperioden. Sannolikt beror detta på sjöns förhållandevis långa omsättningstid, vilket bidrar till stabila förhållanden.

Vattnet i Trehörningen är svagt surt (pH 6,6) med god buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,115 mekv/l). Liksom för färg och organiska ämnen har även pH och alkalinitet legat på relativt jämna nivåer under mätperioden, med undantag för de senaste åren då stor tillrinning bidragit till en viss utspädningseffekt.



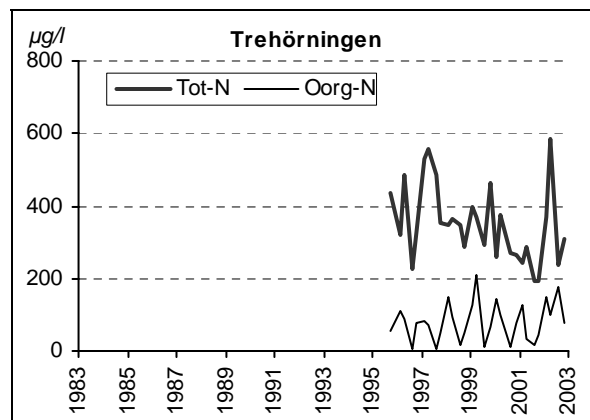
Figur 112. Alkalinitet och pH i Trehörningen 1987-2002. Brotten i linjerna anger övergång från kalkeffektuppföljning till tidsserieprovtagning. Observera att olika provtagningsintervall tillämpats i de olika programmen.

Analysresultat från riksinventeringarna visade att under första halvan av 1970-talet var pH (6,2) och alkalinitet (0,01 mekv/l) något lägre än idag till följd av att sjön inte kalkades då.

Vattnet i Trehörningen är näringsfattigt med mycket låga halter av fosfor (4,8 µg/l) och låga halter av kväve (298 µg/l). Både halten av kväve och fosfor varierar tydligt under mätperioden. Enstaka höga värden förekommer, vilket troligen beror på stor partikeltransport i samband med stor avrinning. Halten av organiskt kväve är periodvis låg och antyder att kväve utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (61,7) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.

Koppar förekommer i måttligt höga halter i Trehörningen. Eftersom Trehörningens vatten endast är svagt surt och har en god buffertkapacitet borde kopparhalten inte utgöra något problem. Vid högre pH-värden förekommer en mindre del av metallerna i den giftiga jonfor-

men och en större del binds i komplex. Övriga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Trehörningen.



Figur 113. Kvävehalter i Trehörningen 1995-2002.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts i Trehörningen 1995, 1996, 1997 och 2000. Bottenfaunan är opåverkad av försurning p.g.a. att både försurningskänsliga arter och grupper påträffas i sjön. Vid undersökningen 2000 bedömdes faunan som måttligt artrik (21 taxa) med måttligt hög täthet (352 individer/m²).

Trehörningen har provfiskats 1983, 1986, 1996 och 2002. Fiskfaunan domineras av abborre, mört och sik. Vid provfiske har även gädda, siklöja, röding och öring fångats i sjön. Röding fångades vid provfiskena 1983 och 1986 men har inte fångats vid senare provfisken. Antagligen beror rödingens tillbakagång på ökad konkurrens från sik som planterades in i sjön på 1940-talet.

Kvicksilverhalten i gädda analyserades i tio gäddor från Trehörningen 1997. Halterna varierade mellan 0,33-0,66 mg/kg med ett medelvärde på 0,48 mg/kg vilket bedöms som låga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Vid undersökning av glacialrelikta kräftdjur 2001 gjordes inga fynd i Trehörningen.

Tvällen

Koordinater X Y	6660230 1322870
Höjd över havet	204 m
Sjöyta	0,70 km ²
Maxdjup	17 m
Medeldjup	5,5 m
Volym	3,8 Mm ³
Omsättningstid	0,40 år
Avrinningsområdets storlek	23,4 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	5 %



Tvällen är belägen på gränsen mellan den nordvästra delen av Sunne kommun och den nordöstra delen av Arvika kommun. Sjön avvattnas via Kymmen, Kymsälven och Granån till Rottnan som rinner ut i Mellan-Fryken vid Rottneros.

Tvällen ligger över högsta kustlinjen på en berggrund av gnejs och gnejsgranit med inslag av värmlandsgranit, mylonit och hyperit. Jordarten utgörs av morän med inslag av isälvsgrus.

Sjön är långsträckt med något flikiga stränder och oregelbunden form. Stränderna är förhållandevis branta och till största delen steniga. Enstaka öar finns i sjön. Omgivningarna utgörs av barrskog med inslag av myr. Viss bebyggelse finns vid sjön.

I Tvällens utlopp finns en damm men ingen reglering verkar ske. Tvällen och Tvällälven är okalkade med däremot sker kalkning nedströms i vattensystemet.

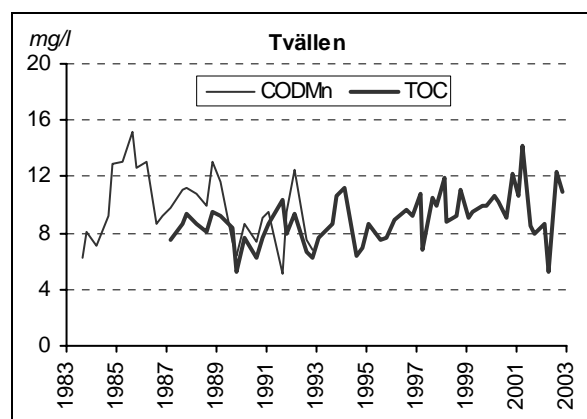
Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Tvällen sedan augusti 1983. Provtagning sker över djupområdet centralt i sjön. Vattenkemiska analyser i Tvällen har även utförts inom länsinventeringarna 1979 och 1980 samt inom riksinventeringen 1985.

Konduktiviteten (jonstyrkan) i Tvällen är relativt låg (2,0 mS/m). Såväl konduktiviteten som

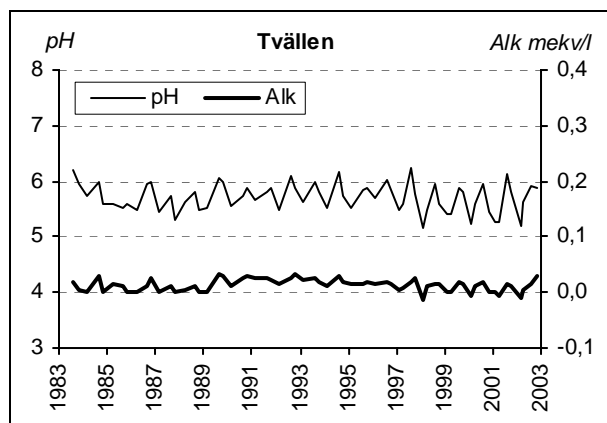
flera av de större jonerna (sulfat, klorid, kalcium) tenderar att minska under senare år till följd av utspädning i samband med stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. Kalcium är den dominerande jonen i vattnet följt av natrium. Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner är låg i Tvällen.

Vattnet i Tvällen är betydligt färgat (99 mg/l) med ett litet siktdjup (2,1 m) och måttligt höga halter av organiska ämnen (10,1 mg/l). Vattenfärgen tenderar att öka något under de senaste åren till följd av stor avrinning men motsvarande trend är inte lika tydlig för halten av organiskt material och siktdjup.



Figur 114. Halter av organiskt material (mätt som COD-Mn och TOC) i Tvällen 1983-2002.

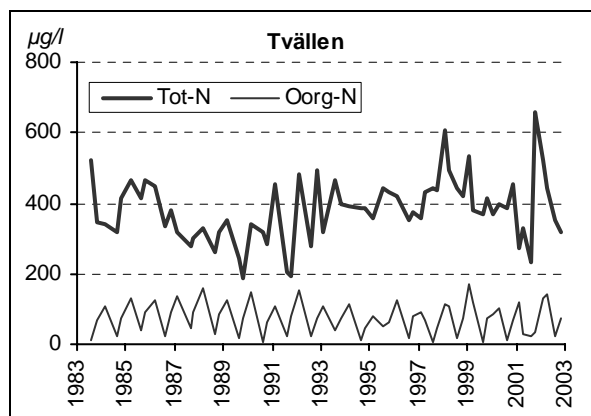
Vattnet i Tvällen är mycket surt (pH 5,6) med ingen eller obetydlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,007 mekv/l). Både pH och alkalinitet har legat på förhållandevis jämnåga nivåer under hela mätperioden.



Figur 115. Alkalinitet och pH i Tvällen 1983-2002.

Analysresultat för pH (5,7) från länsinventeringarna i slutet av 1970-talet låg i nivå med nuvarande värden, medan alkaliniteten (0,013 mekv/l) var något högre då än nu.

Vattnet i Tvällen har låga halter av fosfor (7,3 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga halter av kväve (394 $\mu\text{g/l}$). Såväl halten av kväve som fosfor varierar tydligt under mätperioden. Enstaka höga värden under de senaste åren beror främst på stor partikeltransport i samband med stor avrinning. Halten av oorganiskt kväve är periodvis låg och antyder att kvävet utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (53,7) vilket bedöms som kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 116. Kvävehalter i Tvällen 1983-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Tvällen.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning i Tvällen undersöktes 1994. Litoralfaunan (insamlad i den sydvästra delen av sjön) bedömdes som måttligt artrik (19 taxa) och som opåverkad av försurning. Profundalfaunan (insamlad i den centrala delen av sjön) bedömdes som relativt artfattig (4 taxa) med måttligt hög täthet (756 individer/ m^2). Artsammansättningen indikerade att sjön är näringsfattig med god syretillgång.

Tvällen provfiskades 1986. Fångsten dominerades av abborre och mört. Dessutom fångades även lake och benlöja. Den totala fångsten var förhållandevis liten.

Kviksilverhalten i gädda analyserades i fem gäddor från Tvällen 1978. Halterna varierade mellan 0,47-0,83 mg/kg med ett medelvärde på 0,63 mg/kg vilket bedöms som måttligt höga halter, förhöjda i förhållande till bakgrund enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Ulvsjön

Koordinater X Y	6615210 1301820
Höjd över havet	211 m
Sjöyta	0,50 km ²
Maxdjup	31 m
Medeldjup	10,0 m
Volym	5,2 Mm ³
Omsättningstid	3,3 år
Avrinningsområdets storlek	4,5 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	13 %



Ulvsjön är belägen på gränsen mellan den södra delen av Eda kommun och den västra delen av Arvika kommun. Sjön avvattnas via Södra Yxesjön och Sörbohedsälven till Övre Gla och Stora Gla.

Ulvsjön är belägen över högsta kustlinjen på en berggrund av magmatiskt ursprung (sura vulkaniter, gabbro, tonalit och granodiorit). Jordarten utgörs av morän.

Strandlinjen är relativt flikig och några öar finns i sjön. Stränderna är steniga och utgörs på många ställen av berg. De sluttar brant mot sjön utom i anslutning till utloppet där terrängen är flackare. Omgivningen är kuperad och domineras av barrskog (75 %) med inslag av hållmarkstallskog (5 %) och sumpskog (5 %). Viss bebyggelse finns vid sjön. Ulvsjön gränsar till Glaskogens naturreservat.

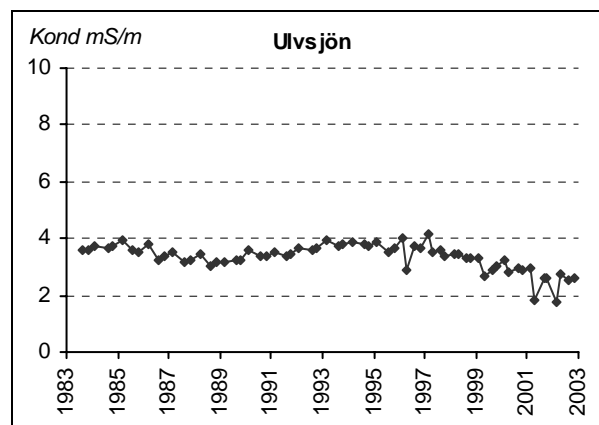
Ulvsjön har tidigare reglerats för flottsändamål. Vid utloppet finns rester av en fördämning. Sjön är okalkad men däremot kalkas den nedströms belägna Södra Yxesjön.

Vattenkemi

Ulvsjön tillhör en av de fem tidsseriesjöar i länet där Naturvårdsverket fortfarande ansvarar för undersökningarna. Den vattenkemiska provtagningen har pågått sedan augusti 1983. Provtagning skedde ursprungligen i sjöns nordöstra del, men sedan 1996 tas prover över djupområdet centralt i sjön. Vattenkemiska

analyser i Ulvsjön har även utförts inom riksinventeringen 1985.

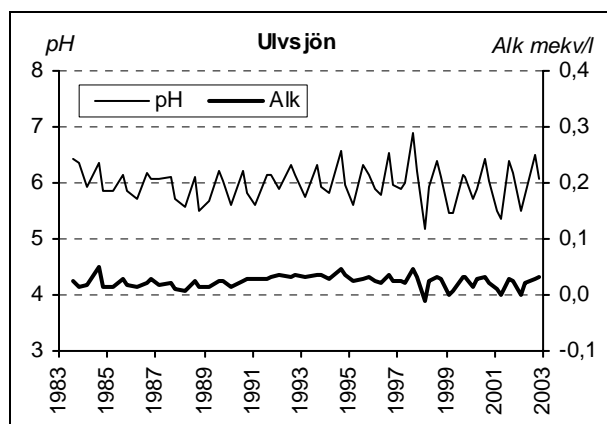
Jonstyrkan, konduktiviteten, är relativt låg (2,6 mS/m) i Ulvsjön. Konduktiviteten liksom flera av de större jonerna (sulfat, kalcium, natrium och magnesium) visar en avtagande haltutveckling under senare år till följd av utspädning i samband med stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. I likhet med flera andra av sjöarna belägna i den sydvästra delen av Värmland visar halterna av främst natrium och klorid en svagt cyklisk haltvariation under mätperioden. Troligen beror detta på att halterna ökar under perioder med mer västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter i området. Ett cykliskt väderfenomen (*North Atlantic Oscillation, NAO*) påverkar förekomsten av vissa ämnen i svenska vattendrag (SLU 2002a). Kalcium är den dominerande jonen i vattnet följt av natrium. Kvoten mellan förekomst av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner är låg i Ulvsjön.



Figur 117. Konduktivitet (jonstyrka) i Ulvsjön 1983-2002.

Ulvsjöns vatten är måttligt färgat (55 mg/l) med ett måttligt stort siktdjup (3,8 m) och måttligt hög halt av organiska ämnen (TOC = 9,3 mg/l). Vattenfärgen har ökat något i Ulvsjön under de senaste åren till följd av stor partikel tillförsel i samband med stor avrinning. Enstaka höga halter av organiska ämnen har också uppmätts under denna period. Däremot har inte siktdjupet påverkats nämnvärt.

Vattnet i Ulvsjön är surt (pH 5,9) med ingen eller obetydlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,020 mekv/l). Både pH och alkalinitet har legat på förhållandevis konstanta låga nivåer i Ulvsjön under mätperioden. Under de senaste åren med höga vattenflöden har värdena på vinter och vår varit något lägre än vanligt.

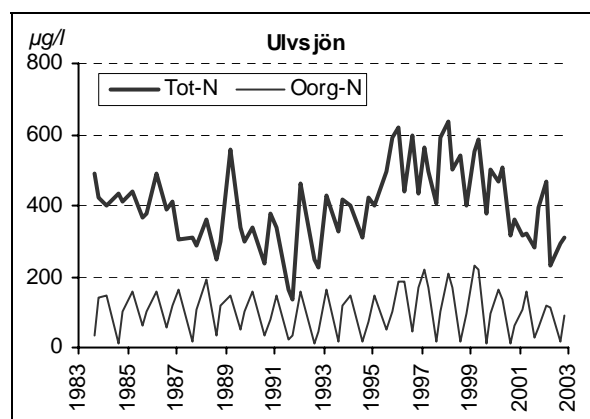


Figur 118. Alkalinitet och pH i Ulvsjön 1983-2002.

Uppmätta värden för pH och alkalinitet inom riksinventeringen 1985 låg i nivå med motsvarande mätningar inom tidsseriestjöprogrammet.

Vattnet i Ulvsjön är näringsfattigt med låga halter av fosfor (6,6 µg/l) och måttligt höga halter av kväve (356 µg/l). Både halten av kväve och fosfor varierar under mätperioden. Ökande kvävehalter under slutet av 1990-talet har eventuellt ett samband med ökande kvävedeposition i kombination med att varmare vintar har möjliggjort nedbrytning i markerna under en större del av året. Avtagande halter under de senaste åren kan bero på utspädning till följd av stor avrinning. Kvoten mellan kväve och fosfor är hög (54,1) vilket bedöms som

tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 119. Kvävehalter i Ulvsjön 1983-2002.

Bly förekommer i måttligt höga halter i Ulvsjön. I näringsfattiga och sura vatten som Ulvsjön kan detta medföra biologiska effekter som t.ex. påverkan på reproduktion hos känsliga organismer. Relativt höga halter av organiska ämnen (humus) minskar dock metallers giftighet genom stark bindning. Övriga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Ulvsjön.

Sedimentkemi

1999 genomförde SLU, Institutionen för miljöanalys, en sedimentstudie i Ulvsjön (opublicerat). Resultaten visar att sjön har ett förhållandevis organiskt sediment. Halten av arsenik i ytsedimentet var tydligt förhöjd jämfört med djupare sedimentlager och avvikelserna bedömdes som mycket stor. Även halterna av kvicksilver och zink i ytsedimentet avvek tydligt från halterna i djupare sediment.

Biologiska undersökningar

Förekomsten av växtplankton i Ulvsjön har undersökts 1986 samt årligen fr.o.m. 1995. Algbiomassan (totalvolymen) bedöms som mycket liten och klorofyllhalten bedöms som måttligt hög vilket indikerar näringsfattiga förhållanden i sjön.

Bottenfaunans sammansättning har undersökts i Ulvsjön 1986 och årligen sedan 1994. Vid undersökningen 1994 bedömdes litoralfaunan (insamlad i den norra delen av sjön) som måttligt artrik (20 taxa) samt obetydligt påverkad av försurning. Profundalfaunan (insamlad i centrala delen av sjön) bedömdes som relativt artfattig (4 taxa) med måttligt hög täthet (564 individer/m²). Artsammansättningen indikerade näringsfattiga förhållanden.

Övriga bottenfaunaresultat har inte utvärderats och bedöms därför inte i denna rapport.

Ulvsjön har provfiskats 1985, 1996, 1997 och 2000. Fiskfaunan domineras av abborre och mört. Vid provfiske har även benlöja, braxen, gers, gädda, lake, sik och siklöja fångats i sjön. Av abborre fångas relativt få större individer.

Institutionen för ekologi och geovetenskap vid Umeå universitet har undersökt surhetsgraden i förindustriell tid (100-400 år sedan) i bl.a. Ulvsjön genom att studera kiselalgsammansättningen på 30 cm djup i sedimentet (Guhrén m.fl. 2003). Värdet på pH i Ulvsjön låg troligen i intervallet 5,8-6,3, d.v.s. i nivå med dagens uppmätta värden.

Vågsjöarna

Koordinater X Y	6632220 1373220
Höjd över havet	187 m
Sjöyta	0,61 km ²
Maxdjup	17 m
Medeldjup	-
Volym	2,4 Mm ³
Omsättningstid	0,57 år
Avrinningsområdets storlek	11,2 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	ca 6 %

Vågsjöarna är belägen på gränsen mellan den norra delen av Forshaga kommun och den sydöstra delen av Munkfors kommun. Sjön avvattnas via Nottjärn till Klarälven strax söder om Munkfors.

Berggrunden i avrinningsområdet utgörs av gnejs och gnejsgranit. Sjön ligger troligen under högsta kustlinjen och jordarten utgörs framförallt av morän med inslag av svallade och finkorniga fraktioner, isälvsgrus, lera och sand i den södra delen av sjön.

Sjön är långsmal och flikig i formen. Stränderna utgörs delvis av sten och berg. Flera öar finns i sjön. Omgivningarna utgörs av skogsmark med inslag av myr. Enstaka fritidshus finns vid sjön.



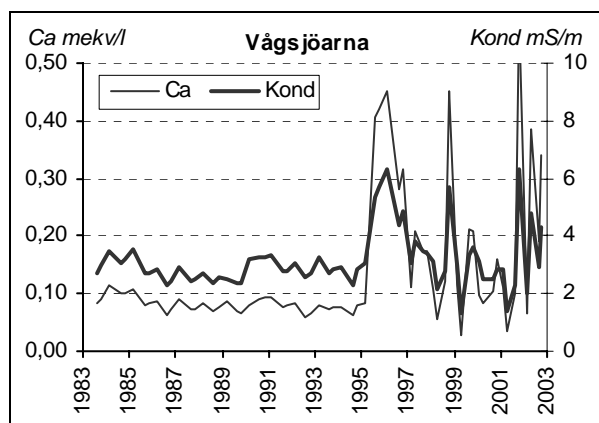
Vågsjöarna är inte reglerad. Sjön kalkas sedan 1995 och för närvarande sker kalkning vart annat år i sjön.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriesjöprogrammet har pågått i Vågsjöarna sedan augusti 1983. Provtagning sker i den norra delen av sjön. Vattenkemiska analyser i Vågsjöarna har även utförts inom länsinventeringen 1979.

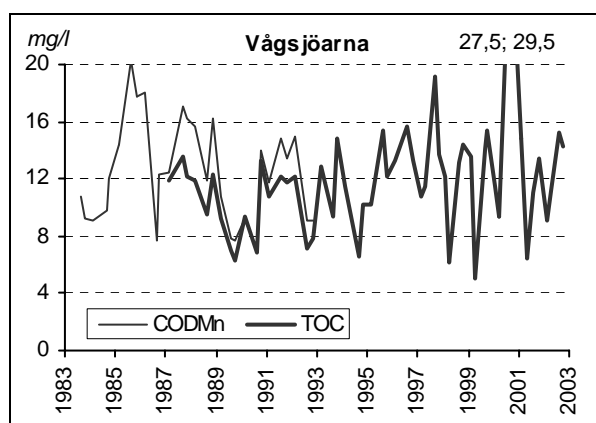
Konduktiviteten (jonstyrkan) i Vågsjöarna är medelhög (3,2 mS/m) och har ökat något de senaste åren, till skillnad från de flesta andra sjöar där konduktiviteten tenderar att minska. Denna utveckling i Vågsjöarna är en följdfekt av att sjön började kalkas 1995, varvid kalciumhalten markant ökade i sjön. Kalcium

är nu den dominerande jonen i vattnet följt av alkalinitet (vätekarbonat, HCO_3). Kvoten mellan förekomsten av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner var relativt hög i Vågsjöarna i likhet med övriga kalkade sjöar. Sulfathalten i Vågsjöarna tenderar att minska, troligen p.g.a. minskad svaveldeposition i kombination med de senaste årens stora avrinning.



Figur 120. Kalciumhalt (Ca) och konduktivitet i Vågsjöarna 1983-2002.

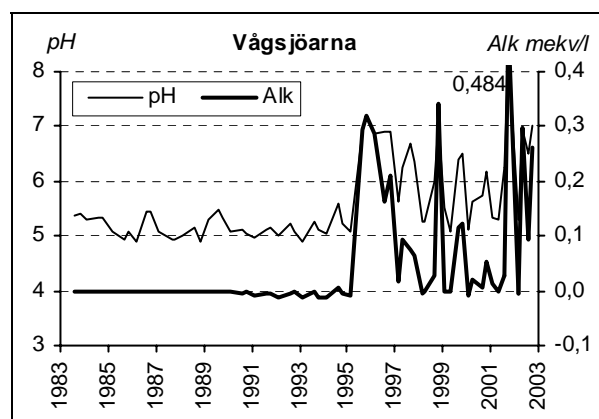
Vattnet i Vågsjöarna är starkt färgat (129 mg/l) med ett litet siktdjup (1,8 m) och höga halter av organiska ämnen (14,2 mg/l). Dessa förhållanden har förekommit under hela mätperioden. Till skillnad från de flesta andra sjöar syns inga tydliga haltförhöjningar i Vågsjöarna till följd av stor avrinning i anslutning till millennieskiftet, även om enstaka höga mätvärden av TOC förekom.



Figur 121. Halter av organiskt material (mätt som COD-Mn och TOC) i Vågsjöarna 1983-2002.

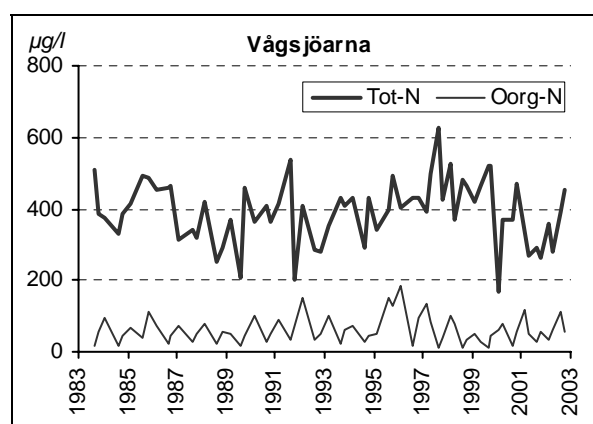
Vattnet i Vågsjöarna är surt (pH 6,1) men med god buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,104 mekv/l). Liksom för kalciumhalten syns en tydlig ökning av pH och alkalinitet i samband med att sjön började kalkas 1995.

Analysresultaten för pH (5,2) från länsinventeringen 1979 låg i nivå med värden innan sjön började kalkas.



Figur 122. Alkalinitet och pH i Vågsjöarna 1983-2002.

Vattnet i Vågsjöarna har låga halter av fosfor (7,3 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga halter av kväve (334 $\mu\text{g/l}$). Såväl halten av kväve som fosfor varierar tydligt under mätperioden. Tendens till minskande halter under de senaste åren beror troligen på utspädning i samband med stor nederbörd. Oorganiskt kväve utnyttjas ofta till fulla under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är hög (46,1) vilket bedöms som kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 123. Kvävehalter i Vågsjöarna 1983-2002.

Bly förekommer i måttligt höga halter i Vågsjöarna. Metaller binds hårt till organiskt material (humusämnen) varvid giftigheten minskar. I Vågsjöarnas humusrika vatten utgör därför blyhalten troligen inget problem. Det förekommer ofta något högre metallhalter i humusrika vatten just på grund av det organiska materialets förmåga att binda metaller. Övriga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Vågsjöarna.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning i Vågsjöarna undersöktes 1999. Faunan bedömdes som artrik (39 taxa) med hög täthet (1870 individer/m²). Utifrån artsammansättningen bedömdes bottenfaunan som opåverkad av försurning även om försurningståliga arter tydligt dominerade.

Vågsjöarna har provfiskats 1984, 1995, 1998 och 2001. Fiskfaunan domineras av abborre. Vid provfiske har även gädda fångats i sjön. Fiskbeståndet i Vågsjöarna uppvisar tydlig försurningspåverkan genom att försurningskänsliga arter (t.ex. mört och elritsa) saknas. Enligt uppgifter från intervjuundersökningar (Cederström 1895) samt uppgifter från Fiskeenhetens arkiv vid Länsstyrelsen i Värmland har mört förekommit i sjön fram till 1970-talet. Hittills syns inga tydliga förändringar hos fiskbeståndet till följd av påbörjad kalkning.

Kvikksilverhalten i gädda analyserades i fem gäddor från Vågsjöarna 1993. Halterna varierade mellan 3,1-6,7 mg/kg med ett medelvärde på 4,5 mg/kg vilket bedöms som mycket höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Dessa prover togs innan sjön började kalkas. Metaller förekommer vanligtvis i högre halter vid lägre pH-värden, varför kvikksilverhalten eventuellt kan förväntas vara något lägre nu när sjön kalkas och pH är högre.

Ämten

Koordinater X Y	6652070 1320830
Höjd över havet	273 m
Sjöyta	0,47 km ²
Maxdjup	16 m
Medeldjup	6,7 m
Volym	3,2 Mm ³
Omsättningstid	2,2 år
Avrinningsområdets storlek	3,5 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	14 %

Ämten är belägen i den norra delen av Arvika kommun. Sjön avvattnas genom Lill-Treen, Stor-Treen, Nedre Vassbotten, Bergsjön och Gunnern till Nysockensjön.

Ämten är belägen över högsta kustlinjen på en berggrund av gnejs och gnejsgranit. Jordarten utgörs av morän, delvis med inslag av myr.

Strandlinjen är flikig och enstaka öar finns i sjön. Stränderna är övervägande steniga med



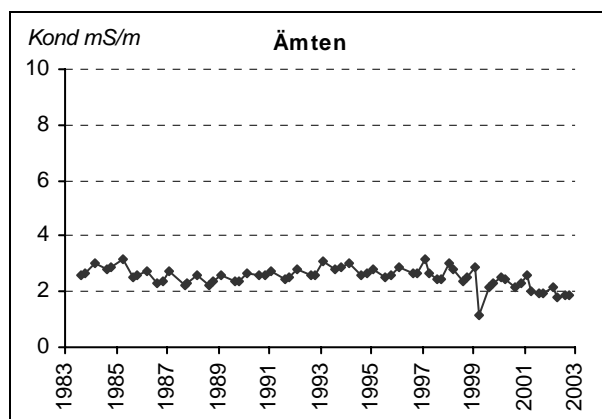
inslag av grus och sand. Landskapet utgörs av vågig bergkulleterräng som domineras av barrskog med inslag av myr (ca 4 %). Öppen mark och bebyggelse saknas i området.

Ämten är inte reglerad och kalkning har aldrig skett i sjön. Däremot är Lill-Treen och Stor-Treen (nedströms Ämten) kalkningspåverkade genom att kalkning sker uppströms dessa sjöar.

Vattenkemi

Provtagning inom tidsseriestjörprogrammet har pågått i Ämten sedan augusti 1983. Provtagning sker över djupområdet i den södra delen av sjön. Vattenkemiska analyser i Ämten har även utförts inom riksinventeringen 1985.

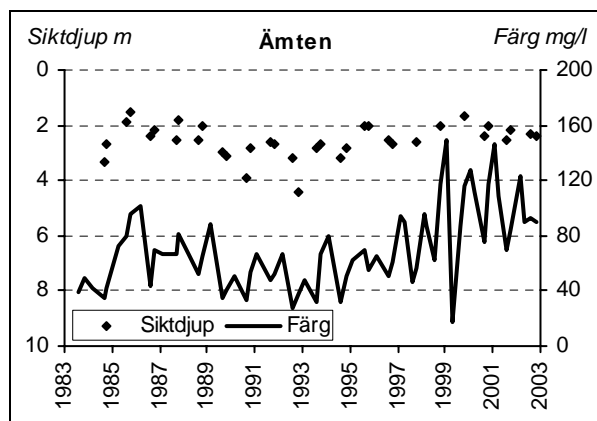
Vattnets innehåll av joner, konduktiviteten, är låg (2,1 mS/m) i Ämten. Konduktiviteten liksom sulfat- och kalciumhalten tenderar att minska under senare år till följd av utspädning i samband med stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. För samtliga större joner och konduktiviteten i Ämten uppmättes ett ovanligt lågt värde våren 1999, sannolikt i samband med vårfloden. Kalcium är den dominerande jonen i vattnet följt av natrium. Kvoten mellan förekomst av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner är negativ, d.v.s. obefintlig alkalinitet.



Figur 124. Konduktivitet (jonstyrka) i Ämten 1983-2002.

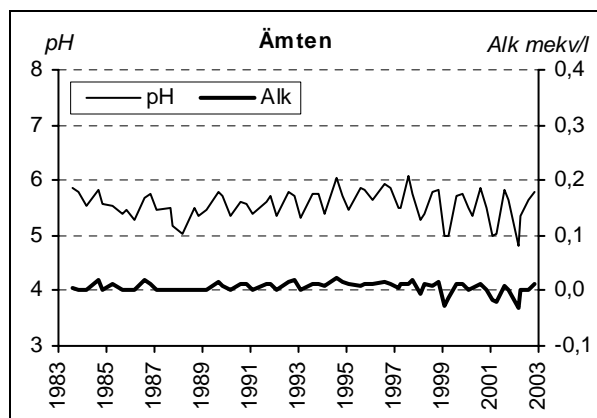
Ämtens vatten är starkt färgat (103 mg/l) med ett litet siktdjup (2,3 m) och måttligt hög halt organiska ämnen (10,2 mg/l). Under de senaste åren tenderar vattenfärgen och till viss del också halten av organiska ämnen att öka på grund av stor partikeltillförsel i samband med stor avrinning.

Vattnet i Ämten är mycket surt (pH 5,4) med obefintlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning. Aciditeten (negativ alkalinitet) uppgår till - 0,002 mekv/l. Både pH och alkalinitet låg på förhållandevis konstanta låga nivåer i Ämten fram till slutet av 1990-talet då stor nederbörd resulterade i ännu något lägre värde.



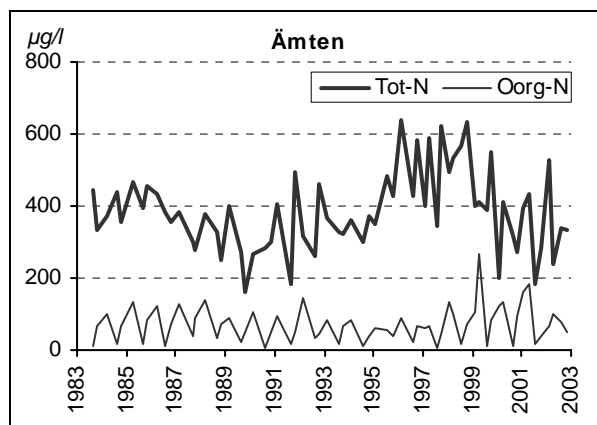
Figur 125. Siktdjup och vattenfärg i Ämten 1983-2002.

Uppmätta värden för pH, alkalinitet, konduktivitet och färg inom riksinventeringen 1985 låg i nivå med motsvarande mätningar inom tidsseriestjörprogrammet.



Figur 126. Alkalinitet och pH i Ämten 1983-2002.

Vattnet i Ämten är näringsfattigt med låga halter av fosfor (7,6 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga halter av kväve (328 $\mu\text{g/l}$). Både halten av kväve och fosfor varierar tydligt under mätperioden. Ökande kvävehalter under slutet av 1990-talet har eventuellt ett samband med ökande kvävedeposition i kombination med att varmare vintrar har möjliggjort nedbrytning i markerna under en större del av året. Avtagande halter under de senaste åren kan bero på utspädning till följd av stor avrinning. Halten av oorganiskt kväve är periodvis förhållandevis låg och antyder att kvävet utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är dock hög (43,2) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 127. Kvävehalter i Ämten 1983-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Ämten.

Biologiska undersökningar

Bottenfaunans sammansättning har undersökts i Ämten 1986 och 1994. Vid det första tillfället påträffades sammanlagt (strandnära och på djupbotten) 33 taxa. Flertalet djur påträffades i ett fåtal exemplar, men 76 % utgjordes av en enda art av dagsländlarver (Naturvårdsverket 1986). Vid undersökningen 1994 bedömdes litoralfaunan (insamlad i den södra delen av sjön) vara måttligt artrik (18 taxa) samt betydligt påverkad av försurning. Profundalfaunan (insamlad i djuphålan) bedömdes som relativt artfattig (4 taxa) med måttligt hög täthet (356 individer/m²). Artsammansättningen indikerade att sjön är näringsfattig med god syretillgång.

Ämten har provfiskats 1985 och 1991. Fångsterna, som totalt var ganska små, utgjordes endast av abborre och gädda vid båda tillfällena.

Örvattnet

Koordinater X Y	6626820 1328600
Höjd över havet	276 m
Sjöyta	0,72 km ²
Maxdjup	36 m
Medeldjup	8,4 m
Volym	6,0 Mm ³
Omsättningstid	5,1 år
Avrinningsområdets storlek	3,1 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	23 %

Örvattnet är belägen i den centrala delen av Arvika kommun. Sjön avvattnas via Mängen till Värmeln.

Örvattnet är belägen över högsta kustlinjen på en berggrund av granit och granodioritiska gnejser. Jordarten utgörs av grusig-sandig morän med inslag av morän på berghäll.

Strandlinjen är relativt flikig och flera öar och holmar finns i sjön. Stränderna sluttar förhållandevis brant mot sjön. Omgivningen är ku-



perad och domineras av barrskog (65 %) med inslag av hållmarkstallskog (5 %), sumpskog (4 %) och myr (3 %). Sjön har ett litet tillrinningsområde i förhållande till sjöytan, som utgör 23 % av avrinningsområdet. Ett fåtal fritidshus finns vid sjön. Längs Örvattnets nordvästra strand finns ett naturreservat och i närmiljön finns flera naturvärdesobjekt samt Natura 2000-områden.

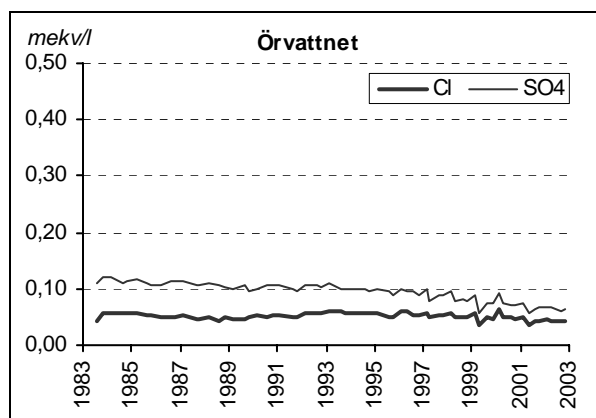
Örvattnet är inte reglerad men sjöytan är sänkt med 0,7 meter. Ingen kalkning sker i sjön, men

däremot är den nedströms belägna Mangen kalkningspåverkad genom att kalkning sker på andra håll i delavrinningsområdet.

Vattenkemi

Örvattnet tillhör en av de fem tidsseriesjöar i länet där Naturvårdsverket fortfarande ansvarar för undersökningarna. Den vattenkemiska provtagningen har pågått sedan augusti 1983. Provtagning sker över djuphålan i den östra centrala delen av sjön.

Örvattnet har ett lågt innehåll av joner (konduktivitet = 2,0 mS/m). Liksom flera av de större jonerna (sulfat, kalcium och natrium) visar konduktiviteten en avtagande utveckling under senare år till följd av utspädning i samband med stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. Svaveldepositionen minskade med 30 % från 1960-talet till början av 1990-talet i denna region (Ek m.fl. 1995) och minskningen har fortsatt under 1990-talet (IVL). Sulfat är dock fortfarande den dominerande jonen i Örvattnet följt av natrium. Kvoten mellan förekomst av alkalinitet (HCO_3) och övriga joner är negativ, d.v.s. obefintlig alkalinitet.



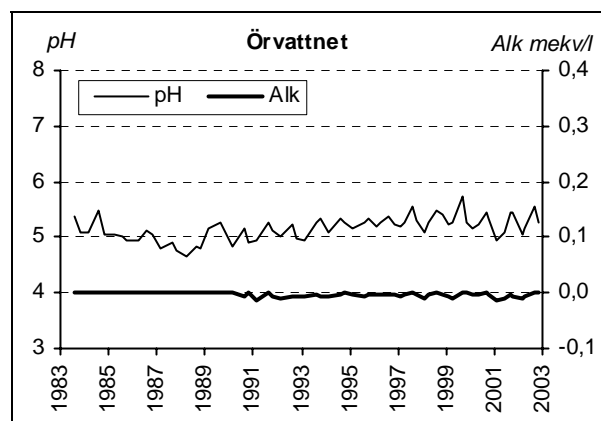
Figur 128. Halter av sulfat (SO_4) och klorid (Cl) i Örvattnet 1983-2002.

Örvattnet har ett svagt färgat vatten (23 mg/l) med ett stort siktdjup (5,0 m) och låg halt av organiska ämnen ($\text{TOC} = 5,4 \text{ mg/l}$). Endast en liten ökning av vattenfärgen och en liten minskning av siktdjupet förelåg i samband med de senaste årens stora avrinning. Av or-

ganiska ämnen uppmättes förhöjda halter endast vid enstaka tillfälle. Örvattnet har ett litet tillrinningsområde och en lång omsättningstid vilket resulterar i stabila förhållanden i sjön.

Vattnet i Örvattnet är mycket surt (pH 5,3) med obefintlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning. Aciditeten (negativ alkalinitet) uppgår till - 0,005 mekv/l. Alkaliniteten har legat på förhållandevis konstant låg nivå i Örvattnet under mätperioden. Däremot visar pH en något ökande tendens sedan slutet av 1980-talet.

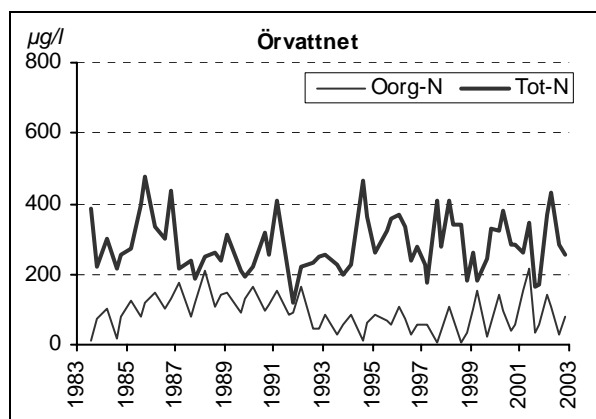
Örvattnet har studerats intensivt ur försurningssynpunkt. 1967 var pH i sjön 5,8 och sjönk därefter för att variera mellan 4,4-5,2 med de flesta värdena lägre än 5 under 1970-talet (Persson 1994, Ek m.fl. 1995). Så låga pH-värden har inte uppmätts efter 1970-talet. Alkaliniteten har hela tiden varit noll eller negativ.



Figur 129. Alkalinitet och pH i Örvattnet 1983-2002.

Vattnet i Örvattnet är näringsfattigt med mycket låga halter av fosfor (5,1 $\mu\text{g/l}$) och låga halter av kväve (296 $\mu\text{g/l}$). Halten av oorganiskt kväve är hög i förhållande till tillgänglig fosfor varför kväve inte tycks vara begränsande under produktionssäsongen. Halten av oorganiskt kväve ökade i sjön från mitten av 1980-talet till mitten av 1990-talet. Detta sammanfaller med att ett vitmossebestånd, som till följd av försurning bredde ut sig på sjöbotten under perioden 1967-1974, kollapsade under mitten av 1980-talet (Persson 1994, Ek m.fl. 1995). I takt med att sjön återhämtar sig från försurning har produktionen kommit

igång i sjön, vilket resulterar i lägre halter av oorganiskt kväve under den senaste 10-årsperioden (figur 130). Kvoten mellan totalkväve och totalfosfor är hög (58,2) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 130. Kvävehalter i Örvattnet 1983-2002.

Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Örvattnet.

Sedimentkemi

1999 genomförde SLU, Institutionen för miljöanalys, en sedimentstudie i Örvattnet (opublicerat). Resultaten visar att sjön har ett förhållandevis organiskt sediment. Halten av arsenik i ytsedimentet var tydligt förhöjd jämfört med djupare sediment och avvikelserna bedömdes som mycket stora. Även halterna av kvicksilver, bly och zink i ytsedimentet avvek tydligt från halterna i djupare sediment.

Biologiska undersökningar

Förekomsten av växtplankton i Örvattnet har undersökts årligen fr.o.m. 1996. Algbiomassan (totalvolymen) bedöms som mycket liten och klorofyllhalten bedöms som låg i den näringsfattiga sjön.

Bottenfaunans sammansättning har undersökts årligen i Örvattnet sedan 1995. Resultaten har dock inte utvärderats och bedöms därför inte i denna rapport.

Örvattnet har provfiskats vid flertalet tillfällen under perioden 1973-1994 samt 1998 och 2001. Fiskfaunan domineras av abborre. Även öring förekommer numera sparsamt i sjön. Fiskpopulationen i Örvattnet uppvisade tydliga försurningsskador på 1960-talet då öring och elritsa försvann från sjön, samt under 1970-talet då abborren hade reproduktionsstörningar med få små individer och glesa bestånd (Persson 1994, Ek m.fl. 1995). Sedan 1970-talet har flera av abborrarna ryggradsdeformationer (S-formade sett ovanifrån) även om skadefrekvensen tenderar att minska. Vid provfisket 1998 fångades åter en öring i sjön och vid provfisket 2001 fångades fyra öringar. Långsamt tycks därför fiskpopulationen i Örvattnet återhämta sig från grav försurningspåverkan.

Kiselalgsammansättningen i Örvattnets botten-sediment har studerats vid flera tillfällen (1988, 1994 och 1999) för att undersöka sjöns surhetsgrad bakåt i tiden (Persson 1994, Ek m.fl. 1995, Ek & Korsman opubl., Guhrén m.fl. 2003). Förindustriellt (100-400 år sedan) pH-värde i Örvattnet låg troligen i intervallet 5,6-6,1 (Guhrén m.fl. 2003), vilket är högre än dagens uppmätta värde i vattnet på 5,3. Kiselalgsstudierna visade också en ökande försurningstendens under 1960-talet medan en avtagande försurningstendens indikerades i slutet av 1980-talet (Persson 1994, Ek m.fl. 1995).

Översjön

Koordinater X Y	6644100 1361920
Höjd över havet	218 m
Sjöyta	0,38 km ²
Maxdjup	36 m
Medeldjup	11,4 m
Volym	4,3 Mm ³
Omsättningstid	5,0 år
Avrinningsområdets storlek	2,1 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	16 %



Översjön är belägen i den västra delen av Sunne kommun. Sjön avvattnas av Rannsjön och Rannån till Klarälven vid Ransäter.

Översjön är belägen över högsta kustlinjen på en berggrund av gnejs, gnejsgranit och hyperit. Jordarten i området utgörs av morän, delvis belägen på berghäll.

Stränderna är relativt raka och steniga. De slutar till stor del brant mot sjön. Inga öar finns i sjön. Omgivningen är kuperad och domineras av barrskog (77 %) med inslag av hållmarkstallskog (1 %) och sumpskog (2,5 %). Övrig kultiverad mark (3 %) finns i anslutning till ett boningshus på den nordöstra stranden. Några fritidshus finns också vid sjön.

I Översjöns utlopp finns en damm men ingen reglering verkar ske. Sjön är okalkad men däremot sker kalkning i den nedströms belägna Rannsjön.

Vattenkemi

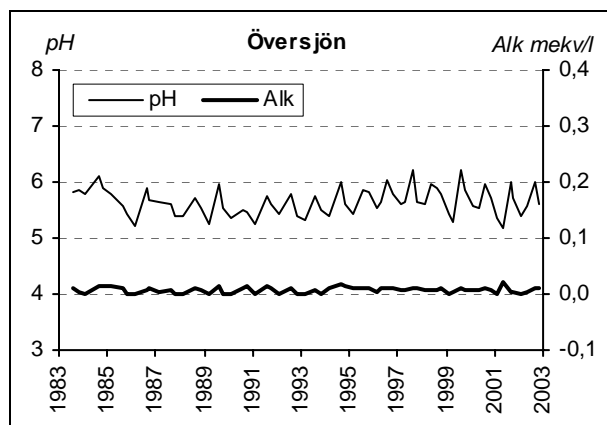
Översjön tillhör en av de fem tidsseriesjöar i länet där Naturvårdsverket fortfarande ansvarar för undersökningarna. Den vattenkemiska provtagningen har pågått sedan augusti 1983. Provtagning skedde ursprungligen i den östra vikens yttre del, men sedan 1995 tas prover över djupområdet centralt i sjön. Vattenkemiska analyser i Översjön har även utförts inom länsinventeringen 1979.

Vattnet har ett lågt innehåll av joner (konduktivitet = 2,2 mS/m) i Översjön. Konduktiviteten tenderar att minska i sjön under senare år till följd av utspädning i samband med stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. Motsvarande gäller även för kalcium- och sulfatjonerna. Sulfat är fortfarande den dominerande jonen i vattnet följt av natrium. Kvoten mellan förekomst av alkalinitet (HCO₃) och övriga joner är låg i Översjön.

Översjöns har ett måttligt färgat vatten (43 mg/l) med måttligt stort siktdjup (4,1 m) och måttligt hög halt av organiska ämnen (TOC = 9,2 mg/l). Vattenfärgen har ökat något samtidigt som siktdjupet har minskat något under de senaste åren till följd av stor partikelutsläpp i samband med stor avrinning. Enstaka höga halter av organiska ämnen har också uppmätts under denna period.

Vattnet i Översjön är mycket surt (pH 5,6) med ingen eller obetydlig buffertkapacitet (alkalinitet) mot försurning (0,007 mekv/l). Både pH och alkalinitet har legat på förhållandevis konstanta låga nivåer i Översjön under mätperioden.

Uppmätt alkalinitet (0,003-0,005 mekv/l) inom länsinventeringen 1979 var något lägre än dagens halt, medan pH-värdena (5,6-5,7) låg i nivå med dagens värden.



Figur 131. Alkalinitet och pH i Översjön.

Vattnet i Översjön har låga halter av fosfor (6,3 $\mu\text{g/l}$) och måttligt höga halter av kväve (329 $\mu\text{g/l}$). Både halten av kväve och fosfor varierar något under mätperioden, bl.a. beroende på markavrinning och halten av organiskt material i vattnet. Halten av oorganiskt kväve är periodvis förhållandevis låg och antyder att kväve utnyttjas till fullo under produktionssäsongen. Kvoten mellan kväve och fosfor är hög (51,9) vilket bedöms som tydligt kväveöverskott och därmed ingen risk för massförekomst av cyanobakterier.

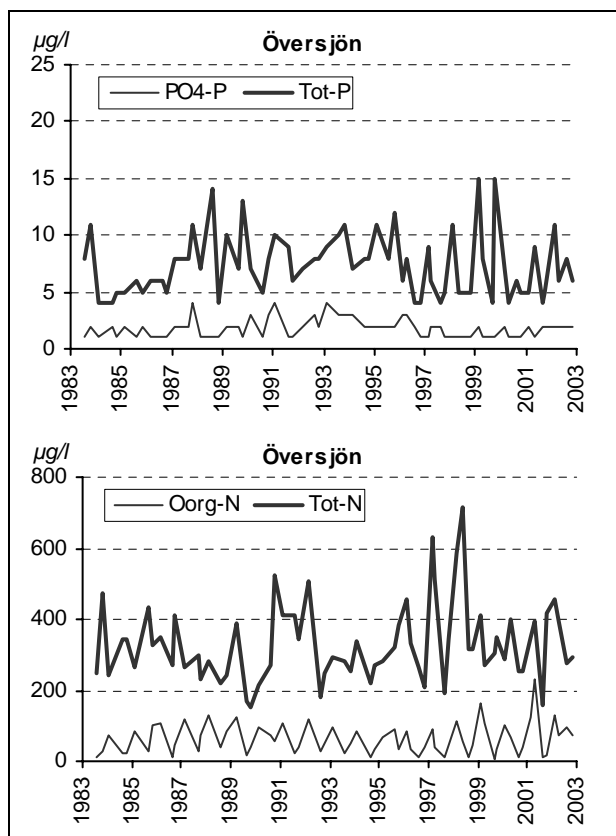
Samtliga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Översjön.

Sedimentkemi

1999 genomförde SLU, Institutionen för miljöanalys, en sedimentstudie i Översjön (publicerat). Resultaten visar att sjön har ett förhållandevis organiskt sediment. Halten av arsenik i ytsedimentet var förhöjd jämfört med djupare sediment och avvikelserna bedömdes som stora. Övriga metaller förekommer inte i avvikande höga halter i ytsedimentet.

Biologiska undersökningar

Förekomsten av växtplankton i Översjön har undersökts årligen fr.o.m. 1995. Algbiomassan (totalvolymen) bedöms som mycket liten och klorofyllhalten bedöms som måttligt hög vilket indikerar näringsfattiga förhållanden i sjön.



Figur 132. Halter av fosfor och kväve i Översjön 1983-2002.

Bottenfaunans sammansättning har undersökts årligen i Översjön sedan 1995. Resultaten har dock inte utvärderats och bedöms därför inte i denna rapport.

Översjön har provfiskats 1998 och 2001. Vid provfiske har abborre, gädda, mört och siklöja fångats i sjön. Vid provfisket 1998 misstänktes reproduktionsstörning hos mört på grund av försurning eftersom ingen individ mindre än 11 cm fångades. Vid provfisket 2001 fångades 20 mörtindivider i storleken 4-10 cm vilket kan tyda på viss återhämtning från försurning.

Institutionen för ekologi och geovetenskap vid Umeå universitet har undersökt surhetsgraden i förindustriell tid (100-400 år sedan) i bl.a. Översjön genom att studera kiselalgsammansättningen på 30 cm djup i sedimentet (Guhrén m.fl. 2003). Värdet på pH i Översjön låg troligen i intervallet 5,9-6,2 vilket är något högre än dagens uppmätta värden.

Överudssjön

Koordinater X Y	6591050 1339820
Höjd över havet	58 m
Sjöyta	2,30 km ²
Maxdjup	6 m
Medeldjup	2,7 m
Volym	6,2 Mm ³
Omsättningstid	1,4 år
Avrinningsområdets storlek	16,0 km ²
Andel sjö i avrinningsområde	13 %



Överudssjön är belägen i den centrala delen av Grums kommun. Sjön avvattnas via Värmeln och Borgvikssjön till Grumsfjorden och Vänern.

Överudssjön är den av tidsseriesjöarna som är belägen på lägst höjd över havet (58 m). Den ligger under högsta kustlinjen på en gnejsgranitisk berggrund. Jordarten i området utgörs av lera-finmo samt svallad morän med inslag av morän på berghäll.

Överudssjön är en grund men förhållandevis stor sjö. Den utgörs av två bassänger som båda innehåller vikar och holmar. Stränderna är delvis steniga och delvis bestående av mjukbottnar. Omgivningen är flack och domineras av barrskog (57 %), hällmarkstallskog (9 %), åkermark (8,5 %), betesmark (3 %) och övrig kultiverad mark (4 %). Bebyggelse förekommer runt i princip hela sjön. I Överudssjöns närmiljö finns några naturvärdesobjekt.

Överudssjön är inte reglerad och ingen kalkning sker i sjön. Däremot är den nedströms belägna Värmeln aningen kalkningspåverkad genom att kalkning sker på andra håll i delavrinningsområdet.

Vattenkemi

Överudssjön tillhör en av fem tidsseriesjöar i länet där Naturvårdsverket fortfarande ansvarar för undersökningarna. Den vattenkemiska provtagningen har pågått sedan augusti 1983. Provtagning sker i den norra bassängen. Vat-

tenkemiska analyser i Överudssjön har även utförts inom länsinventeringen 1979-80.

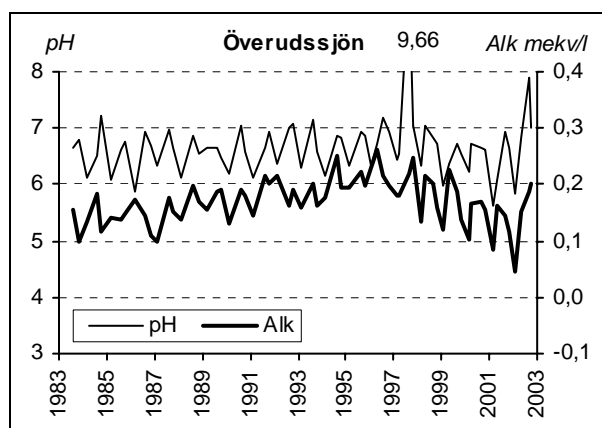
Överudssjön har hög konduktivitet (jonstyrka), högst av samtliga tidsseriesjöar (4,5 mS/m). Konduktiviteten liksom halterna av främst natrium och klorid varierar med en cyklisk tendens i sjön, vilket troligen har ett samband med meteorologiska faktorer. Halterna ökar under perioder med mer västliga vindar och därmed ökad deposition av havssalter. Fenomenet kallas *North Atlantic Oscillation (NAO, SLU 2002a)* och syns i flera sjöar i länets sydvästra del.

Halterna av flera joner i sjön (främst sulfat och kalcium) tenderar dessutom att minska, främst till följd av utspädning i samband med stor avrinning i kombination med minskad svaveldeposition. Kalcium är den dominerande jonen i vattnet följt av alkalinitet. Kvoten mellan förekomst av alkalinitet (HCO_3^-) och övriga joner är förhållandevis hög i Överudssjön.

Vattnet i Överudssjön har det lägsta siktdjupet av alla tidsseriesjöar och det klassas som litet (1,0 m). Vattnet är måttligt färgat (52 mg/l) med en måttligt hög halt av organiska ämnen (10,4 mg/l). Vattenfärgen och halten av organiska ämnen har ökat något under de senaste åren till följd av stor partikeltilförsel i samband med stor avrinning. Variationen i organiskt material beror även på produktionen i sjön. Inga trender kan urskiljas för siktdjupet.

Vattnet i Överudssjön är svagt surt (pH 6,6) med god buffertkapacitet (alkalinitet) mot för-

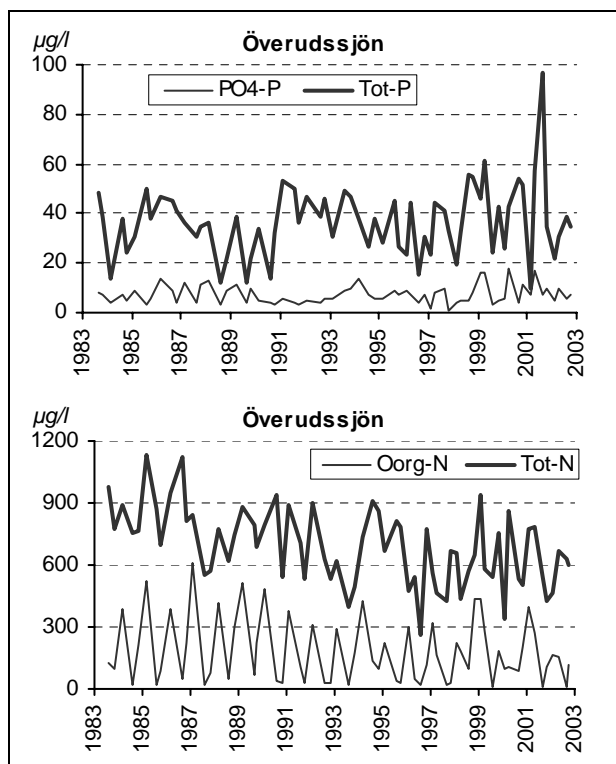
surning (0,140 mekv/l). Både pH och alkalinitet ökade något i sjön under första halvan av 1990-talet och har sedan sjunkigt. Under 2001 och 2002 har de lägsta pH- och alkalinitetsvärdena uppmätts under hela mätperioden. Produktionen i sjön har betydelse för pH-värdet. Det extremt höga pH-värdet 9,66 uppmättes i augusti 1997 då klorofyllhalten var 111 µg/l vilket indikerar algblooming i sjön. De högsta pH-värdena liksom de högsta klorofyllhalterna i Överudssjön förekommer i augusti då också primärproduktionen är som högst.



Figur 133. Alkalinitet och pH i Överudssjön 1983-2002.

Vid länsinventeringen 1979-80 uppmättes pH-värdena (6,2-6,9) och alkalinitetsvärdena (0,084-0,168 mekv/l) både högre och lägre än nuläget.

Överudssjön är den näringsrikaste av alla sjöarna med höga halter av fosfor (41,8 µg/l) och måttligt höga halter av kväve (593 µg/l). Både halten av kväve och fosfor varierar tydligt under mätperioden, delvis beroende på produktionen i sjön. Fosforhalten tenderar att öka kring millennieskiftet vilket troligen beror på erosion från omgivande jordbruksmark. Kvävehalten däremot tenderar att minska vilket kan bero på sedimentation av organiskt material i den mycket produktiva sjön. Den höga fosforhalten resulterar i ett måttligt stort kväveunderskott (kväve/fosfor-kvot = 14,2) och därmed en sannolik risk för massförekomst av cyanobakterier.



Figur 134. Halter av fosfor och kväve i Överudssjön 1983-2002.

Koppar förekommer i måttligt höga halter i Överudssjön. Metaller utgör störst problem i näringsfattiga och sura vatten. Vid högre pH förekommer metallerna till mindre andel i den giftiga jonformen och till större andel bundna i komplex. I näringsrika sjöar med hög produktion sprids dessutom metallerna i en större mängd biota varför gifteffekten blir mindre för den enskilda organismen. I den näringsrika och högproduktiva Överudssjön borde därför inte kopparhalten utgöra något problem. Övriga uppmätta tungmetaller förekommer endast i låga eller mycket låga halter i Överudssjön.

Sedimentkemi

1999 genomförde SLU, Institutionen för miljöanalys, en sedimentstudie i Överudssjön (opublicerat). Resultaten visar att sjön har ett förhållandevis minerogent sediment och att inga tungmetaller förekommer i avvikande höga halter i ytsedimentet.

Biologiska undersökningar

Förekomsten av växtplankton i Överudssjön har undersökts årligen fr.o.m. 1995. Algbio-massan (totalvolymen) bedöms som mycket stor och klorofyllhalten bedöms som mycket hög i den näringsrika sjön.

Bottenfaunans sammansättning har undersökts årligen i Överudssjön sedan 1995. Resultaten har dock inte utvärderats och bedöms därför inte i denna rapport.

Överudssjön har provfiskats 1986, 1998 och 2001. Fiskfaunan domineras av abborre och mört. Vid provfiske har även benlöja, björkna,

braxen, faren, gers, gädda, gös, ruda och sarv fångats i sjön. I näringsrika sjöar fångas i regel relativt mycket karpfisk och Överudssjön utgör inget undantag. Gösbeståndet rekrytering har förbättrats i sjön under senare år bl.a. till följd av nätfiskeförbud.

Institutionen för ekologi och geovetenskap vid Umeå universitet har undersökt surhetsgraden i förindustriell tid (100-400 år sedan) i bl.a. Överudssjön genom att studera kiselalgsammansättningen på 30 cm djup i sedimentet (Guhren m.fl. 2003). Värdet på pH i Översjön låg troligen i intervallet 6,7-6,9 vilket är i nivå med dagens uppmätta värden.

REFERENSER

- ALcontrol AB. 1999. Samordnad recipientkontroll i Norsälven 1998. Norsälvens intressenter.
- ALcontrol AB. 2000. Samordnad recipientkontroll i Byälven och Borgviksälven 1999. Byälven och Borgviksälvens Vattenvårdsförbund.
- ALcontrol AB. 2001a. Samordnad recipientkontroll i Byälven och Borgviksälven 1997-2000. Byälven och Borgviksälvens Vattenvårdsförbund.
- ALcontrol AB. 2001b. Samordnad recipientkontroll i Norsälven 1997-2000. Norsälvens intressenter.
- Cederström C. 1895. Wermlands läns fiskevatten I-IV. Wermlands Tidningens tryckeri.
- Ek A., Grahn O., Hultberg H. & Renberg I. 1995. Recovery from acidification in lake Örvattnet, Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*. 1995:85. pp. 1795-1800.
- Ek A. & Korsman T. Opubl. manuskript. A paleolimnological assessment of lake acidification and effects of the post-1970 reductions of sulfur deposition in Sweden. Department of Ecology and Environmental Science. Umeå University. Sweden.
- Guhren M., Rosén P., Korsman T. & Renberg I. 2003. Tidigare pH i referenssjöar i Sverige. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Miljöförändringsanalys. Umeå universitet. Tryckt av VMC, KBC, Umeå universitet. ISBN 91-7305-448-8.
- IVL. 2002. Övervakning av luftföroreningar i Värmlands län. Resultat till och med september 2001. För Värmlands läns Luftvårdsförbund. Rapport B 1460.
- Karlsson L. 1976. Sjöundersökningar i anslutning till vitsandsprojekten. Stencil.
- Livsmedelsverket. 2001. Statens livsmedelsverks författningssamling 2001:30.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. Fiskeenhetens sjöregister. Intervjuundersökningar, bl.a. Björnemark 1942 och Stenberg 1971.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1995. Bottenfauna väst. En undersökning av litoral- och profundalfaunan i 21 sjöar i Värmlands län hösten 1994. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 1995:26.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1996. Undersökning av bottenfaunan i försurade och kalkade sjöar och vattendrag i Värmland 1995. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 1996:9.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1997a. Undersökning av bottenfaunan i försurade och kalkade sjöar och vattendrag i Värmland 1996. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 1997:12.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1997b. Försurnings- förorenings- och naturvärdesstatus i Rattåsystemet i Värmlands län. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 1997:13.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1998. Undersökning av bottenfaunan i försurade och kalkade sjöar och vattendrag i Värmland 1997. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 1998:18.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 1999. Undersökning av bottenfaunan i försurade och kalkade sjöar och vattendrag i Värmland 1998. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 1999:12.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2000. Undersökning av bottenfaunan i försurade och kalkade sjöar och vattendrag i Värmland 1999. Pelagia AB. Rapport 2000:17.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2001. Undersökning av bottenfaunan i försurade och kalkade sjöar och vattendrag i Värmland 2000. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 2001:17.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2002a. Regionalt miljöövervakningsprogram 2002, Värmlands län. Arbetsmaterial.

- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2002b. Glacialmarina kräftdjur i Värmlands län 2001. Helena Malmestrand. Rapport 2002:4.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2002c. Kräftpöfviske i Värmlands län. Delrapport 2002. Arbetsmaterial.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2002d. Bottenfauna i Värmlands län. Undersökning av bottenfaunan i försurade och kalkade sjöar och vattendrag hösten 2001. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Rapport 2002:21.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2003a. Miljötillståndet i Värmlands län 2001. Uppföljning av de svenska miljökvalitetsmålen. Rapport 2003:7.
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2003b. Sjöpöfvisken i Värmland 2000-2002. Biologisk effektuppföljning i försurade och kalkade sjöar. Lena Åkerblom. Rapport 2003:12.
- Naturvårdsverket. 1986. Artlistor från bottenfaunaundersökning i Bysjön, Sandsjön, Ulvsjön och Ämten i Värmlands län, oktober 1986.
- Naturvårdsverket. 1997. Referenssjöarnas vattenkemi under 12 år; tillstånd och trender. Anders Wilander. Rapport 4652.
- Naturvårdsverket. 1998. Organiska miljögifter. Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem. Monitor 16. Naturvårdsverkets Förlag.
- Naturvårdsverket. 1999a. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 1999b. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport, kemiska och fysikaliska parametrar. Rapport 4920.
- Naturvårdsverket. 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2002:1.
- Naturvårdsverket. 2003. Naturvårdsverkets hemsida: <http://www.naturvardsverket.se/>, avsnitt om föroreningar/försurning.
- Nordiska ministerrådet. 1984. Naturgeografisk regionindelning av Norden.
- Persson A. 1994. Örvattnet – en studie av försurningens tillbakagång. Examensarbete i biologi, 20 p.Handledare Inge-
mar Renberg. Institutionen för biologisk grundutbildning. Umeå universitet. 28 p.
- SGU. 1958. Jordartskarta över Värmlands län. Digital version.
- SGU. 1992. Berggrundskarta över Värmlands län. Digital version.
- SLU. 2002a. Förändringar i vattenkemin i svenska vattendrag under 30 år. Av Jens Fölster och Anders Wilander. Insti-
tutionen för miljöanalys. Rapport 2002:21.
- SLU. 2002b. Miljötrender från SLU. Tema: Miljötillståndet i svenska sjöar. Rapport 2002:1-2.
- SLU. 2003a. Information på Institutionen för miljöanalys hemsida: <http://www.ma.slu.se/>.
- SLU. 2003b. Vattens färg. Klimatbetingad ökning av vattens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag. Stefan Löfgren, projektledare Sverige.
- SMHI. 1995. Avrinningsområden i Sverige. Del 4 Vattendrag till Västerhavet. Svenskt Vattenarkiv. Nr 70, 1996.
- SMHI. 1996. Svenskt sjöregister. Svenskt Vattenarkiv. Volym 1(2). Nr 71, 1996.
- SMHI. 1996. Svenskt sjöregister. Svenskt Vattenarkiv. Volym 2(2). Nr 71, 1996.
- SMHI. 1999. Väder och vatten under ett århundrade 1900-1999. Från slutet av "lilla istiden" till "växthuseffekten". Fakta nr 3, december 1999.

- Sveriges Nationalatlas. 1995. Klimat, sjöar och vattendrag. Sveriges Nationalatlas Förlag.
- Säffle kommun. 1983. Björnklammen och Gransjön – två sjöar i Säffle kommun. En orienterande limnologisk undersökning 1983. Författare; Lennart Henriksson, Hans Nyman och Hans Oscarson.
- Sötvattenslaboratoriet. 1975. Rödingsjöar söder om Dalälven. Dickson m.fl. Nr 7, 1975.
- Sötvattenslaboratoriet. 1986a. Förekomsten av relikta kräftdjur i mellersta Sverige med speciell inriktning på effekter av försurning. Björn Kinnsten. Nr 11, 1986.
- Sötvattenslaboratoriet. 1986b. Försurningskänsliga rödingsjöar i syd- och mellansverige. Per Nyberg m.fl. Nr 6, 1986.
- Uppsala universitet. 1994. Abiotiska faktorerens karaktäristika, funktion och omsättning i sötvatten. Kompendium. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Wilander A. 2003. Riksinventering av sjöar och vattendrag. Sötvatten – årsskrift från miljöövervakningen 2003. Naturvårdsverket. pp. 2-5.

BILAGA 1. METODIK

Provtagning

Undersökningarna i sjöarna påbörjades 1983 och bestod fram till 1995/1996 av insamling och analys av vattenkemiska prover tre gånger per år. I Värmlands län har provtagning i huvudsak utförts i februari/mars, augusti och oktober/november (dominerande provtagningsmånad är understruken). Från och med 1996/1997 har provtagningsprogrammet kompletterats med en provtagningsomgång i samband med islossningen i april/maj. I Bysjön genomfördes under åren 1988-1995 provtagning med tätare intervaller.

Fram till 1995/1996 insamlades prover endast från en djupnivå i sjöarna, i regel på 2 meters djup. Numera sker provtagning vid 0,5 meters djup. Sedan augusti 1995 insamlas även prover på nivån 1 meter över botten i februari/mars och augusti.

Provtagningen har under hela perioden genomförts av personal från Länsstyrelsen. Insamlingen har skett från båt eller is med hjälp av ruttnerhämtare. Proverna har insamlats från en bestämd position i sjön. Positioneringen har skett med hjälp av landmärken och genom att kontrollera djupet på lokalen. Stationerna är inte alltid placerade över sjöns djupaste del vilket delvis beror på att djupkartor saknades då programmet startade.

Från 1994 påbörjades mätningar av temperatur och syreprofiler i flertalet sjöar i augusti. Under senare år genomförs mätningarna i samtliga sjöar med hjälp av en syresond.

Som ett mått på förekomsten av planktonalger mäts klorofyll sedan 1996 i de 5 nationella sjöarna. I de nationella sjöarna har även sedimentprover tagits under år 1999. Sedimentprover har också insamlats och analyserats inom ramen för samordnad recipientkontroll i sjöarna Botungen och Lill-Jangen.

Analys

Kemiska analyser

Under hela undersökningsperioden har analyserna gjorts vid Institutionen för miljöanalys vid SLU (f.d. Miljökontrolllaboratoriet och Sötvattensenheten vid Statens Naturvårdsverk). Analysresultaten kan hämtas från SLU:s hemsida: www.ma.slu.se.

De kemiska och fysikaliska analyserna har främst varit avsedda för att ge kunskap om försurning, eutrofiering och i viss mån även metallföreningar. Analysmetoder och kvalitetskontroll framgår av en nationell utvärdering från 1997 (Naturvårdsverket 1997).

Analysmetoderna har varit oförändrade under perioden med några undantag:

Från 1991 infördes bestämning av aciditet, vilket rapporteras som negativ alkalinitet. Förändringen måste beaktas vid bearbetning av trender för alkalinitet/aciditet i sjöarna.

Under 1990 byttes bestämningar av katjoner från atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) till induktiv kopplad plasma med optisk emission (ICP-OES). Jämförande analyser har visat att dessa metoder är kompatibla (Naturvårdsverket 1997).

Fram till 1991-92 mättes vattnets halt av organiskt material som kemisk syreförbrukning enligt permanganatmetoden. Denna metod har ersatts av TOC vilket dock började mätas redan 1987. I Botungen och Lill-Jangen har analyser med permanganatmetoden återinförts sedan 1996/1997.

Totalkväve beräknades fram till 1986 som summan av nitrit-, nitrat- och kjeldahl-kväve. Från 1987 och framåt används istället persulfatmetoden. Metodbytet är med stor sannolikhet orsaken till den sänkning av totalkvävehalter som kan iaktas mellan 1986 och 1987.

Siktdjup mättes fram t.o.m. 1995 utan vattenkikare. Därefter har vattenkikare använts vid siktdjupsbestämningar.

Tungmetallerna; koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr), nickel (Ni), kobolt (Co), arsenik (As) och vanadin (V) analyseras sedan 1998 en gång per år, i oktober/november i samtliga sjöar. Järn (Fe), mangan (Mn) och aluminium (Al) analyseras sedan 1998 vid samtliga fyra provtagningstillfällen i ytvattnet i samtliga sjöar.

Metallhalter i sediment undersöktes av SLU i de fem nationella tidsseriesjöarna 1999 (opublicerat), medan metallhalter i sediment i Botungen och Lill-Jangen undersöktes år 2000 respektive 2001 inom ramen för samordnad recipientkontroll i dessa sjöar (ALcontrol 2001a och 2001b). Stabila organiska föreningar i sediment analyserades av SLU i de fem nationella tidsseriesjöarna år 2000 (opublicerat).

Biologiska undersökningar

Från 1995/1996 infördes årliga undersökningar av bottenfauna och växtplankton i de 5 nationella sjöarna. Växtplankton insamlas för både kvalitativ och kvantitativ analys. Vid provtagningen används en 2 meter lång rörhämtare samt planktonhåv med maskstorleken 20-25 µm. Bottenfaunaprover insamlas med hjälp av s.k. sparkprov i litoralzonen och med ekmanhuggare i profundalzonen. I Bysjön har biologiska undersökningar genomförts sedan 1986.

I de okalkade regionala tidsseriesjöarna har bottenfaunaprover endast insamlats sporadiskt. Flera av sjöarna ingick i en större undersökning av länets bottenfauna som genomfördes hösten 1994 (Länsstyrelsen 1995). Undersökningen omfattade prover från både litoral- och profundalzon.

I de kalkade tidsseriesjöarna sker regelbunden provtagning (ca var tredje år) av bottenfauna inom ramen för kalkningens effektuppföljning vilket innebär att främst litoralprover insamlas.

Vad gäller provfiskeundersökningar undersöks numera huvuddelen av sjöarna vart tredje år inom ramen för Länsstyrelsens sjöprovfiskeprogram. I flera av sjöarna har även enstaka provfisken genomförts under 1980-talet.

Bland övriga undersökningar som genomförts i de aktuella tidsseriesjöarna kan nämnas trålning efter glacialrelikta kräftdjur som genomförts 1983 (Sötvattenslaboratoriet 1986a) och 2001 (Länsstyrelsen 2002b). Vid båda undersökningarna ingick flera av de aktuella tidsseriesjöarna.

I Trehörningen och Norra Örsjön genomfördes provfisken 1983 med syfte att belysa tillståndet för de båda sjöarnas rödingbestånd (Sötvattenslaboratoriet 1986b).

I Bysjön har standardiserat provfiske efter kräfta genomförts under 2002 (Länsstyrelsen 2002c).

I Örvattnet har paleolimnologiska undersökningar genomförts 1988 och 1994 vilket gett betydande kunskap om försurningsutvecklingen i sjön (se vidare i sjöbeskrivningen om Örvattnet samt avsnittet om Försurning).

Även i övriga nationella miljöövervakningsjöar (Bysjön, Ulvsjön, Översjön och Överudssjön) har paleolimnologiska undersökningar genomförts 1999 för att utreda surhetsgraden i sjöarna i förindustriell tid (se avsnittet om Försurning).

I avsnittet med sjöbeskrivningar framgår vilka biologiska undersökningar som har gjorts i respektive sjö.

Bedömningsmetodik

Bedömningar i rapporten baseras så långt det är möjligt på vedertagna begrepp och bedömningssystem. Nedan anges hur bedömningar och beräkningar genomförts. Bedömningar avser främst fysikaliska och kemiska analysresultat i ytvatten. Analyser av bottenvatten, syrgasprofiler och biologiska analyser kommenteras i mindre omfattning.

Hydrologiska och morfologiska uppgifter

Uppgifter om hydrologiska och morfologiska förhållanden har i första hand hämtats från SMHI (SMHI 1995 och 1996). I andra hand har Länsstyrelsens egna uppgifter använts, vilka i huvudsak hämtats från fiskeenhetens "gamla sjöregister" och kalkningsverksamheten.

Uppgifter om specifik avrinning ($l/s \cdot km^2$), som ligger till grund för beräkning av omsättningstid, har hämtats från SMHI och avser medelvärden för 1961-1990. Värden för respektive sjö har avlästs från karta.

Omsättningstid har beräknats genom formeln $(Volym \cdot 1 \cdot 10^9) / (Spec. \text{avr.} \cdot ARO \cdot 3600 \cdot 8760)$.

Uppgifter om jordarter och berggrund har hämtats från digitala versioner av SGU:s jord- och berggrundskartor (SGU 1958 och 1992).

Uppgifter om dammar har hämtats från Länsstyrelsens dammdatabas.

Till avsnittet om temperatur, nederbörd och vattenföring har data inhämtats från SMHI och IVL.

Fysikaliska och kemiska bedömningar

Resultat från fysikaliska och kemiska undersökningar i sjöarna redovisas dels parametervis (vattentemp, jonbalans o.s.v.) och dels sjövis (Alstern, Billingen o.s.v.) i rapporten. Ana-

lyseresultaten kan hämtas från SLU:s hemsida: www.ma.slu.se.

Joner: Eftersom bedömningsgrunder för konduktivitet saknas görs bedömningen endast inbördes mellan de ingående sjöarna. Medelvärde för samtliga sjöar 2000-2002 är 3,0 mS/m.

Bedömning och kommentarer avseende fördelningen mellan de större konstituenterna (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, SO₄, Cl) har gjorts genom jämförelser av respektive jons förekomst i milliekvivalenter (mekv/l), vilket tar hänsyn till antal molekyler samt dess laddning.

Ljusförhållanden: För att beskriva ljusförhållandena i sjöarna har färgvärden använts. Färgvärdena har beräknats genom att multiplicera uppmätta absorptionsvärden (våglängd 420 nm, 5 cm kuvett), på filtrerade prover (membranfilter 0,45 µm), med faktorn 500.

Tillståndsbedömning för färg och siktdjup har skett avseende medelvärden för perioden 2000-2002 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a).

Tabell 46. Bedömningsgrunder för vattenfärg (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Färg mg Pt/l
1	Ej eller obetydligt färgat vatten	≤ 10
2	Svagt färgat vatten	10 – 25
3	Måttligt färgat vatten	25 – 60
4	Betydligt färgat vatten	60 – 100
5	Starkt färgat vatten	> 100

Tabell 47. Bedömningsgrunder för siktdjup (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Siktdjup m
1	Mycket stort siktdjup	≥ 8
2	Stort siktdjup	5 – 8
3	Måttligt siktdjup	2,5 – 5
4	Litet siktdjup	1 – 2,5
5	Mycket litet siktdjup	< 1

Syretillstånd/syretärande ämnen: Tillståndsbedömning för TOC har skett avseende medelvärden för perioden 2000-2002 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a).

Tabell 48. Bedömningsgrunder för organiskt material (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	TOC mg/l
1	Mycket låg halt	≤ 4
2	Låg halt	4 – 8
3	Måttligt hög halt	8 – 12
4	Hög halt	12 – 16
5	Mycket hög halt	> 16

Surhet/försurning: Tillståndsbedömning för pH, alkalinitet och ANC har skett avseende medelvärden för perioden 2000-2002 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a).

För att bedöma i vilken utsträckning tidsseriesjöarna är påverkade av försurning har beräkning av alkalinitetens avvikelse från jämförvärde utförts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a). Utförandet beskrivs utförligare i avsnittet om Försurning.

Tabell 49. Bedömningsgrunder för pH (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	pH
1	Nära neutralt	> 6,8
2	Svagt surt	6,5 – 6,8
3	Måttligt surt	6,2 – 6,5
4	Surt	5,6 – 6,2
5	Mycket surt	≤ 5,6

Tabell 50. Bedömningsgrunder för alkalinitet (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Alk mekv/l
1	Mycket god buffertkapacitet	> 0,20
2	God buffertkapacitet	0,10 – 0,20
3	Svag buffertkapacitet	0,05 – 0,10
4	Mycket svag buffertkapacitet	0,02 – 0,05
5	Ingen el. obetydlig buffertkapacitet	≤ 0,02

Växtnäringsämnen: I diagram över förekomst av kväve i sjöarna anges oorganiskt kväve vilket har beräknats som summan av uppmätta halter av nitrit-/nitrat- och ammoniumkväve.

Tillståndsbedömning för totalkväve, totalfosfor och kväve/fosfor-kvot har skett avseende medelvärden för perioden 2000-2002 enligt

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a). Medelvärdena har beräknats utifrån samtliga mätvärden under året, till skillnad från riktlinjerna i Bedömningsgrunderna som rekommenderar att mätvärden under produktionssäsongen används (maj-okt för totalkväve och totalfosfor, juni-sept för N/P-kvot).

Tabell 51. Bedömningsgrunder för totalfosfor och totalkväve (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
1	Låga halter	≤ 12,5	≤ 300
2	Måttligt höga halter	12,5 – 25	300 – 625
3	Höga halter	25 – 50	625 – 1250
4	Mycket höga halter	50 – 100	1250 – 5000
5	Extremt höga halter	> 100	> 5000

Tabell 52. Bedömningsgrunder för totalkväve/totalfosfor-kvot (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	N/P-kvot
1	Kväveöverskott	≥ 30
2	Kväve-fosforbalans	15 – 30
3	Måttligt kväveunderskott	10 – 15
4	Stort kväveunderskott	5 – 10
5	Extremt kväveunderskott	< 5

Kommentarer om trofegrad baseras på tillståndsbedömningen för totalfosfor enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a), där klass 1 bedöms som oligotrof, klass 2 mesotrof, klass 3 + 4 eutrof och klass 5 hypertrof.

Tidsseriesjöarnas påverkan av eutrofiering har bedömts genom beräkning av fosforhaltens avvikelse från jämförvärde utförts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a). Metodiken beskrivs utförligare i avsnittet om Eutrofiering.

Metaller i vatten: Tillståndsbedömning för metallhalter i vatten har skett avseende medelvärden för perioden 1998-2002. Bedömningen har gjorts utifrån klassificering i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a), med undantag för järn, mangan och aluminium där bedömningsgrunder saknas.

Tabell 53. Bedömningsgrunder för metaller i vatten och sediment (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Hg
Vatten (µg/l)									
1	Mycket låga halter	≤ 0,5	≤ 5	≤ 0,01	≤ 0,2	≤ 0,3	≤ 0,7	≤ 0,4	-
2	Låga halter	0,5-3	5-20	0,01-0,1	0,2-1	0,3-5	0,7-15	0,4-5	-
3	Måttligt höga halter	3-9	20-60	0,1-0,3	1-3	5-15	15-45	5-15	-
4	Höga halter	9-45	60-300	0,3-1,5	3-15	15-75	45-225	15-75	-
5	Mycket höga halter	> 45	> 300	> 1,5	> 15	> 75	> 225	> 75	-
Sediment (mg/kg ts)									
1	Mycket låga halter	≤ 15	≤ 150	≤ 0,8	≤ 50	≤ 10	≤ 5	≤ 5	≤ 0,15
2	Låga halter	15-25	150-300	0,8-2	50-150	10-20	5-15	5-10	0,15-0,3
3	Måttligt höga halter	25-100	300-1000	2-7	150-400	20-100	15-50	10-30	0,3-1,0
4	Höga halter	100-500	1000-5000	7-35	400-2000	100-500	50-250	30-150	1,0-5
5	Mycket höga halter	> 500	> 5000	> 35	> 2000	> 500	> 250	> 150	> 5

Metaller i sediment: Bedömning av metallhalter i sediment avser både tillståndsbedömning av halter i ytsediment och avvikelsebedömning av halter i ytsediment jämfört med djupare sedimentlager, i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a).

Stabila organiska ämnen i sediment: Undersökningar av stabila organiska ämnen i sediment kommenteras endast i den parametervisa resultatdelen. Eftersom bedömningsgrunder saknas kommenteras endast variationer inbördes mellan de ingående sjöarna.

'Tidsutveckling och trender

I den parametervisa delen av rapporten ingår i regel ett avsnitt som handlar om trender för respektive parameter. För några parametrar har linjära trender beräknat med hjälp av Theil's slope som bl.a. använts av SLU vid utvärdering av vattenkemiska tidsseriedata (Anders Wilander muntlig uppgift). Theil's slope beräknas som medianvärdet av lutningarna mellan alla par av data i tidsserien.

Någon test av signifikansen hos dessa trender har inte genomförts. Istället har subjektiva gränser angivits för vad som kan anses vara ökande/minskande trender samt starkt ökande/starkt minskande trender. Bedömningen av vad som är att betrakta som en trend har utgått från det visuella intrycket av punkternas för-

delning i diagrammet. I regel har linjära trender som visat på 10-20 % förändring på 10 år angivits som ökande/minskande och trender som visat på mer än 20 % förändring som starkt ökande/starkt minskande. För parametrar med stor variation mellan mättillfällena har i regel högre krav ställts på den procentuella förändringen än för parametrar med en jämn tidsutveckling.

Fördelen med Theil's slope är att den, till skillnad från beräkning av linjär regression, ej tar så stor hänsyn till förändringar som sker i början och slutet av tidsperioden (SLU 2002a).

Beräkning av linjära trender har gjorts för hela mätperioden i respektive sjö, vilket omfattar 1983-2002 i de okalkade sjöarna och 1995/96-2002 i de kalkade. För vissa parametrar har beräkningar även genomförts för två delperioder i de okalkade sjöarna. Syftet med denna uppdelning har varit att belysa tydliga brytpunkter för tidsutvecklingen.

Skillnader i periodernas längd innebär att bedömningarna av trenderna för de olika tidsperioderna har olika tyngd. Det är mer sannolikt att en stark trend (stor lutning) uppstår under en kortare tidsperiod än under en lång. De beräknade linjära trenderna säger heller ingenting om orsaken till förändringen. I de fall beräkningen avser ett kortare tidsintervall erhålls ofta starka trender som en följd av perioder med avvikande klimat eller

genom att det utvalda intervallet utgör ett fragment av ett storskaligt cykliskt förlopp.

För parametrar som uppvisat ett tydligt cykliskt utvecklingsförlopp har inga linjära trender beräknats. I textavsnitten till dessa parametrar förs istället ett resonemang om orsaken till den cykliska tidsutvecklingen.

Samtliga trendberäkningar och -diagram i den parametervisa delen av rapporten har homogeniserats så att de omfattar lika många prover från samtliga år som ingår i beräkningen. Således har samtliga aprilvärden uteslutits vid trendberäkningarna, eftersom denna provtagningsomgång tillkom först 1996/97.

I den sjövisa genomgången ingår däremot samtliga provtagningsstillfällen i diagrammen. I vissa fall har även kompletterande data från andra provtagningsprogram (t.ex. riksinventering och kalkeffektuppföljning) infogats, om det funnits data från tidsperioder innan tidsseriesjöprovtagningen påbörjades.

Orimliga värden

Samtliga data har genomgått kvalitetskontroll på SLU, Institutionen för miljöanalys.

I flera sjöar var TOC-halterna i augusti och oktober 2002 orimligt höga. Även halterna av näringsämnen bedömdes som orimligt höga i Stor-En i oktober 2002. Dessa värden framgår av tabell 54 och har inte använts i utvärderingen.

Tabell 54. Analysresultat i tidsseriesjöarna som bedöms som orimliga och därför inte har använts i rapporten.

Sjö	Datum	TOC mg/l	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO _{2/3} -N µg/l
Billingen	2002-10	23,7			
Bosjön	2002-08	28,9			
	2002-10	18,8			
Lill-En	2002-10	24,0			
Lill-Jangen	2002-10	17,6			
Skårdalsvattnet	2002-10	23,7			
Stor-En	2002-10	24,6	70	1102	495
Stora Örsjön	2002-08	32,5			
	2002-10	52,4			

Biologiska bedömningar

Resultat från biologiska undersökningar redovisas främst i sjöbeskrivningarna. Fisk och bottenfauna ingår dock även i försurningsavsnittet.

Växtplankton: Tillståndsbedömning av förekomsten av växtplankton (planktiska alger) i de nationella tidsseriesjöarna har gjorts avseende medelvärden för perioden 2000-2002 för totalvolym alger samt klorofyllhalt. Klorofyllhalt har även bedömts i Botungen och Lill-Jangen som undersöks inom ramen för samordnad recipientkontroll. Bedömningen har gjorts utifrån klassificering i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a). Medelvärde för klorofyll i de nationella tidsseriesjöarna har beräknats utifrån samtliga mätvärden under året, till skillnad från riktlinjerna i Bedömningsgrunderna som rekommenderar att endast mätvärden under produktionssäsongen (maj-okt) används. Medelvärden för klorofyll i Botungen och Lill-Jangen avser endast augusti-värden.

Tabell 55. Bedömningsgrunder för totalvolym alger i augusti (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Algbiomassa mm ³ /l
1	Mycket liten biomassa	≤ 0,5
2	Liten biomassa	0,5 – 2,0
3	Måttligt stor biomassa	2,0 – 4,0
4	Stor biomassa	4,0 – 8,0
5	Mycket stor biomassa	> 8,0

Tabell 56. Bedömningsgrunder för klorofyllhalt i maj-oktober samt augusti (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Klorofyll maj-okt µg/l	Klorofyll aug µg/l
1	Låga halter	≤ 2,0	≤ 2,5
2	Måttligt höga halter	2,0 – 5,0	2,5 – 10,0
3	Höga halter	5,0 – 12,0	10,0 – 20,0
4	Mycket höga halter	12,0 – 25,0	20,0 – 40,0
5	Extremt höga halter	> 25,0	> 40,0

Kvicksilverhalt i gädda: Tillståndsbedömning av kvicksilverhalten i enkilosgäddor har skett avseende medelvärden för samtliga analyserade gäddor (vanligtvis fem stycken) vid varje insamlingstillfälle i sjöarna. Tidpunkten för insamlingen varierar. Bedömningen har gjorts utifrån klassificering i Naturvårdsverkets be-

dömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a) och kommenteras endast i avsnittet med sjöbeskrivningar.

Tabell 57. Bedömningsgrunder för kvicksilverhalt i gädda i maj-oktober samt augusti (Naturvårdsverket 1999a).

Klass	Benämning	Hg i fisk mg/kg vs
1	Mycket låga halter, naturligt	≤ 0,20
2	Låga halter, ev. förhöjda jfr. m. bakgrund	0,20-0,50
3	Måttligt höga halter, förhöjda jfr. m. bakgr.	0,50-0,75
4	Höga halter	0,75-1,0
5	Mycket höga halter	> 1,0

För bottenfaunaundersökningar, provfisken samt övriga undersökningar i sjöarna har bedömningar hämtats från utvärderingar där dessa resultat har analyserats och utretts.