

2a:3

Kväve och fosfor under 17 år i IKEU-programmets sjöar

FÖRFATTARE

Gunnar Persson, IMA, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

2a:3

Kväve och fosfor under 17 år i IKEU-programmets sjöar

FÖRFATTARE

Gunnar Persson, IMA, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

INNEHÅLL

Sammanfattning 149

Bakgrund 149

Material och metoder 150

Sjöar och delprogram 150

Provtagning och analys 151

Resultat 152

Tillstånd 2005–2006; allmän vattenkemi för sjögrupper 152

Tillstånd 2005–2006; växtnäring och organiskt material 153

Mätta totalfosforhalter i relation till beräknade halter enligt bedömningsgrunder 157

Kvävets säsongcykel 2001–2005 157

Kvävedeposition 158

Över- eller underskott av kväve 159

Kväveunderskott enligt kvotmetoden 160

Mikrobiella kväveprocesser 160

Koncentrationstrender i alla sjöar 161

Trend i sjögrupper 162

Fosfor i sediment 163

Diskussion 165

Referenser 166

Appendix 1 168

Appendix 2 170

Appendix 3 175

SAMMANFATTNING

I IKEU-programmet finns nu 63 sjöar. 54 av sjöarna är kalkade. 14 kalkade sjöar och 8 neutrala samt 8 sura sjöar har intensivprovtagning (8ggr/år). Dessa utgör kärnan i programmet och har studerats sedan projektstarten 1989, i många fall även tidigare. Sedan några år studeras effekter av överkalkning i 10 sjöar och effekter av starkt reducerad/avslutad kalkning i 6 sjöar (8 kemiprovtagningar/år). Extensiv kemiprovtagning (4 ggr/år) genomförs dessutom i 26 sjöar. I varje intensivstuderad sjö tas prov för kemianalys på 0,5 m, 5 m, och största djupet. Kemianalyser görs med akrediterade metoder.

I det följande behandlas växtnäringssämnen och relaterade faktorer i sjöarna. Som årsmedelvärden för alla 63 sjöarna är kvävehalterna 35 µg NH₄-N, 60 µg NO₂₃-N, 330 µg organ-N och 425 µg total-N. Halterna av oorganiskt kväve i enskilda sjöar styrs framför allt av kvävedepositionen som har en avtagande gradient från syd till nord över Sverige. Halterna av organiskt kväve har numera inget samband med halterna av oorganiskt kväve. De neutrala referenssjöarna har lägre halter av oorganiskt kväve än de intensivundersökta kalkade sjöarna. Skillnaden beror sannolikt på att referenserna ligger något nordligare och har lägre kvävedeposition.

Fosforhalterna är i medeltal 10,0 µg P. De intensivundersökta kalkade sjöarna har i medeltal 2 µg P/l lägre totalfosforhalt än referenserna. Den intensivundersökta kalkade sjögruppen har däremot ca 3 ggr högre vattenfärg än referenserna. Kvoten mellan klorofyllhalt och totalfosforhalt är lika i alla sjögrupper vilket betyder att totalfosforhalten tycks styra växtplanktonmängderna, åtminstone för grupper av sjöar. De neutrala intensivundersökta referenserna har också ett lägre kväveöverskott i relation till fosfor jämfört med de kalkade sjöarna. Många kalkade sjöar har nu lägre fosforhalter än de referenshalter som kan beräknas med de funktioner som används i Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder (NFS 2008).

Under sommaren sjunker halterna av oorganiskt kväve i många sjöar till under 30 µg/l vilket i vissa fall kan påverka växtproduktionen om den kritiska OoN/TP-kvoten antas ligga omkring 1,5 (Bergström m.fl. 2008). Bedömt på 5-årsmedelvärden finns 2 kalkade och 1 neutral referens med kväveunderskott som reglerar produktionen, ej fosfor. Bedömt på 14 mätillfällen 2005–2006 är kväveunderskott vanligt inom alla delprogram på sensommaren. Produktionen antas då regleras av kvävetillgången. Framför allt har alla överdoseringssjöar och hälften av de intensivundersökta sjöarna kväveunderskott.

Vid analys av koncentrationsutvecklingen under minst 10 år ("Seasonal Kendall") visar det samlade materialet att vattenfärg, organiskt kol, ammonium och totaljärn har ökat medan totalfosfor och NO₂₃ minskat. Vattenfärg har ökat i lika stor omfattning i alla grupperna medan TOC ökat framför allt i de sura referenserna. Ammonium samt totaljärn har ökat framför allt i de kalkade sjöarna. Totalfosfor har minskat framför allt i kalkade sjöar men även i neutrala och sura referenser. Även NO₂₃ har minskat framför allt i de kalkade sjöarna. Kombinerat NH₄ och NO₂₃ till oorganiskt kväve kvarstår en signifikant sjunkande halt i en tredjedel av de sura referenserna. Kvoten OoN/TP stiger i en stor del av sjöarna i gruppen med kalkade sjöar samt i neutrala referenser men ej i sura referenser. Detta indikerar att kväve-fosforbalansen utvecklats annorlunda i de sura sjöarna än i de kalkade och neutrala.

Resultat från en specialstudie (Wällstedt 2005) av sedimentkemi i 17 sjöar med olika kalkningsteknik visar att de sjökalkade sjöarna och de neutrala referenserna hade högre fosforhalter i ytsedimenten än sura referenser eller uppströmskalkade sjöar. Fosfor- och aluminiumhalterna var positivt korrelerade men inte fosfor och järn. Däremot var varken aluminium- eller fosforhalten i sediment korrelerade till fosforhalterna i sjövattnet.

I en studie av Pilström (2006) analyserades sediment från sju sjöar med hög syradeposition och olika kalkningsteknik. Aluminium och järn i ytsediment visade sig ha förhöjda halter jämfört med preindustriella sediment. Nutida sediment har också högre maximal absorptionskapacitet för fosfor än preindustriella sediment och jämviktskoncentrationen för fosfor mellan sjövattnet och sediment har ungefär halverats från preindustriella värden. Detta stämmer med teorin att där ökad syradeposition ger en ökad transport av aluminium och järn från tillrinningsområden till sjöar, där kommer mer fosfor att fastläggas i sedimenten. Relationen mellan fosfor i sediment och i sjövattnet återstår att utreda.

BAKGRUND

I en klassisk artikel i Ambio lanserade Grahn, Hultberg och Landner (1973) begreppet acidooligotrofiering. Begreppet omfattade de biologiska förändringar som iakttagits i samband med sjunkande pH i några sjöar i Bohuslän och Värmland. Grunddragen var en sjunkande diversitet och produktivitet med tonvikt på planktiska komponenter medan den bentiska produktiviteten ökade p.g.a. omfattande utbredning av Sphagnum- eller trådalgs mattor på bottenarna samtidigt som en del isoetider förlorades. Mekanismerna

bakom dessa effekter har senare studerats framför allt i Gårdsjön (Jansson, Persson och Broberg 1986) och hänförs framför allt till en sjunkande fosfortillgång för fytoplankton genom fosforutflockning med aluminium. Huruvida fosforreduktionen domineras av processer i sjön (Dickson 1980) eller i tillrinningsområdet (Broberg och Persson 1984) har debatterats. Även själva grundidén med tilltagande fosforbegränsning har debatterats (Olsson och Pettersson 1993).

På senare tid har de oligotrofierande effekterna av aluminium-fosforutfällning åter aktualiserats genom tjeckiska och tyska undersökningar (Kopacek m.fl. 2000, Ulrich och Pöthig 2000). I några av IKEU-sjöarna samt i några andra sjöar i SV Sverige har sedimentens fosforadsorptionsförmåga visats vara mycket stor även i kalkade sjöar (Pilström 2006). Fosfor antas där sorberas på Al och Fe-flockar med organiskt material som uppstår då surt tillloppsvatten strömmar in i sjökalkade sjöar.

Att fosfortillgången är mycket liten i de flesta sydsvenska sjöar speciellt i relation till oorganiskt kväve har visats bl.a. av Bergström, Jonsson och Jansson (2008) och Bergström, Blomquist och Jansson (2005). Ofta föreligger i sydsvenska sjöar en situation med fosforbegränsning hela säsongen eller fosforbegränsning på försommaren och kvävebegränsning på sensommaren.

Det oorganiska kvävet kommer till stor del som luftförorening parallellt med försurande svavel som frigör aluminium i marken vilket senare kan utflockas tillsammans med fosfor. Samtidigt som kväveförråd ackumuleras kan fosforförråden således utarmas via aluminiumutflockning och bidra till en svängning från kväve- till fosforreglering. Majoriteten av sydsvenska sjöar söder om Bergslagen kan idag betraktas som fosfor- eller bland-begränsade medan kvävetillgången reglerar produktionen i många norrländska sjöar. Bergström m.fl. (2008) diskuterar möjligheten att den nuvarande regleringssituationen kan vara en effekt av en lång epok med deposition av kväveluftföroreningar, och att tidigare kvävereglering varit normal.

I diskussionen om ekosystemreglering har också näringskedjeffekter i form av top-downeffekter diskuterats. Detta inrymmer vid försurning möjligheten att minskande populationer av planktonätande fisk och därmed minskande predation på zooplankton leder till större zooplanktonpopulationer framför allt av storvuxna djur vars algkonsumtion leder till mindre fytoplanktonbestånd (Stenson m.fl. 1978, Benndorf m.fl. 2002, Persson 2008). Dessa processer har varit verksamma vid svår försurning och det är önskvärt att kalkning leder till en restaurering av sjöarna till mer högdiversa och produktiva system, framför allt

med höjd fosfortillgång. Denna fråga har knappast varit specialundersökt sedan Gårdsjöprojektets tid (i början på 1980-talet). En del har dock gjorts och finns sammanfattat i "Kalkbibeln" (Henrikson och Brodin (1995). Eventuell top-down reglering i IKEUsjöarna har nyligen behandlats av Persson (2008).

Inom IKEU-programmet har växtnäringsproblematiken berörts i 5-årsrapporten (Söderbäck 1997), i en symposiumskrift (Persson och Appelberg 2001) och i en artikel om djurplankton i IKEU-programmet (Persson 2008).

I denna genomgång av kemidata jämförs halttrender för växtnäringsämnen och organiskt material i kalkade och okalkade sura eller neutrala sjögrupper. Vidare jämförs tillståndet i sjögrupper med olika behandling. Framför allt avser dessa jämförelser att visa huruvida fosfortillgången förändras vid kalkning. Indikationer på fosforackumulering i sjösediment behandlas också. Produktionsreglering av fosfor eller kväve undersöks i ett regionalt perspektiv. Vidare diskuteras reversibla processer i kvävet omsättning. Den radikalt förändrade tillgången på organiskt kol under undersökningsperioden i både i okalkade och kalkade sjöar och dess ev. samband med förändrad starksyradeposition diskuteras också.

MATERIAL OCH METODER

Sjöar och delprogram

Sjöarna inom IKEU-programmet har en varierande provtagningshistoria innan de upptogs i programmet med början 1989. Historien har presenterats på programmets hemsida (<http://info1.ma.slu.se/IKEU/IKEUpresent/Programsjo.html>) och kemidata i form av excel-filer kan laddas ned från sidan. Materialet finns också redovisat i rapportform (Persson och Wilander 2002). Sedan IKEU-programmet med enhetlig provtagning och kemianalys startade med 15 sjöar i augusti 1989 har det löpt med endast smärre modifieringar. Alla sjöar har dock inte en så lång provtagningshistoria inom programmet utan nya har succesivt tillkommit. De senaste inom delprogrammet "Kalkavslut" har ännu bara analyserats en säsong. Undersökningar har även avslutats i 3 av de ursprungliga sjöarna. Alla de nu undersökta sjöarna med kringdata finns beskrivna i en "stationsfil" ur vilken ett utdrag med karaktäristiska egenskaper redovisas i Appendix 1. Sjöarnas lägen framgår av figur 1. I programmet finns nu 63 sjöar med minst kemiprovtagning 4 ggr/år. 54 av sjöarna är kalkade. Totalt ingår idag provtagningar i 5 grupper av sjöar ("delprojekt").

1. IKEU-"intensiv" med 14 kalkade sjöar. Kemi tas 8

- ggr/år (mitten apr–mitten okt samt vårvinter (feb)).
- Referens ”intensiv” IKEU, med 7 referenssjöar. Ytterligare 10 sjöar följs inom Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram (Marklund 2008). Två undergrupper med 8 neutrala och 8 sura sjöar finns (2a respektive 2b). Kemi tas 8 ggr/år.
 - IKEU- ”extensiv” med 26 kalkade sjöar med endast vattenkemi. Prov 4 ggr/år
 - IKEU-”överdos” med 10 hårt kalkade sjöar, kemi 8 ggr/år (mitten apr–mitten okt samt vårvinter (feb)).
 - IKEU- ”kalkavslut” omfattar 6 sjöar där effekterna av starkt reducerad/avslutad kalkning studeras. Kemi 8ggr/år.

När olika delprogram startats har urvalskriterierna anpassats till delprogrammets målsättning. Som en följd av detta får sjögrupperna något olika karaktär vilket här belyses i tabell 1. Data för individuella sjöar framgår av Appendix 1. Alla de ursprungliga IKEU-sjöarna och deras referenser är små till måttligt stora och de kalkade sjöarna är i genomsnitt något större och djupare. De sura referenserna är också mindre än de neutrala och har i sin tur ungefär samma storlek som de extensivundersökta sjöarna. I fallande storleksordning följer sedan kalkavslutssjöarna och överkalkningssjöarna. Överkalkningssjöarna har en tiopotens mindre yta än den ursprungligt kalkade

IKEU-gruppen vilket beror på att det inte finns några stora överkalkade sjöar.

Ser man till sjöarnas höjdlägen ligger de neutrala referenserna något lägre än övriga grupper, särskilt om man ser till gruppernas medianlägen. En sur referens och en kalkad IKEU-sjö ligger på kalfjället (Övre och Nedre Särnamannasjön). Skillnaderna i både sjöyta och djup slår igenom och förstärker skillnaderna i vattenvolym.

Vad gäller vattnets omsättningstid i sjöarna framgår att gruppen neutrala referenser har längre vattenomsättningstid än övriga sjöar. Omsättningstider under en månad ger ofta annorlunda sjöekosystem och två sådana finns i programmet (Gyltigesjön och Lomsjön).

Provtagning och analys

Prov tas med ett ”extensivt” program (pkt 3 ovan) och ett ”intensivt” program (pkt (1, 2, 4, 5 ovan) där endast provtagningsfrekvensen skiljer. I varje sjö tas med Ruttnerhämtare vattenprov på 0,5, 5,0 m och största djupet. Analyserna av vattenkemi följer de rutiner som beskrivs på hemsidan (<http://info1.ma.slu.se/IKEU/IKEUpresent/Metoder.html>). Alla bestämmingar är akrediterade hos Swedack. I denna rapport används variabler enligt tabell 2, samt kvoter mellan variabler. Två av tabellens variabler beräknas som skillnad (OrgN, ÖP) och en beräknas som summa (OorgN).

TABELL 1. Morfometriska, geografiska och hydrografiska uppgifter om de olika sjögrupperna. Data om individuella sjöar ges i Appendix 1.

	Sjöarea (ha)				Altitud (m)				Medeldjup (m)			
	Mean	Median	Min	Max	Mean	Median	Min	Max	Mean	Median	Min	Max
1. IKEU-intens	103	41,1	18,5	497	247	190	36	950	6,6	7,1	1,8	14,1
2a. Neutr ref	63,6	36,7	18,6	165	136	97	50	269	5,4	4,6	3,7	11,4
2b. Sur ref	43,1	20,5	2,4	174	242	123	55	953	4,8	5,1	1,9	7,8
3. IKEU-ext	36,2	20,0	2,0	189	227	188	83	758	3,8	3,4	1,5	7,5
4. Överkalkn	10,4	9,9	4,0	23,8	144	149	37	299	3,5	3,7	1,3	5,3
5. Kalkavslut	31,9	27,5	3,4	67,3	170	116	42	362	4,3	3,9	2,5	8,7
	Sjövolym 10 ⁶ m ³				Vattenomsättningstid (år)							
	Mean	Median	Min	Max	Mean	Median	Min	Max				
1. IKEU-intens	7,99	3,27	0,72	36,2	1,6	0,9	0,03	5,0				
2a. Neutr ref	2,96	1,97	1,17	7,01	3,5	2,6	0,2	10,7				
2b. Sur ref	2,36	0,65	0,18	9,90	1,8	1,3	0,3	4,6				
3. IKEU-ext	1,73	0,58	0,07	13,1	0,9	0,5	0,02	4,0				
4. Överkalkn	0,37	0,33	0,05	1,10	1,3	1,3	0,3	2,6				
5. Kalkavslut	1,68	0,97	0,09	4,85	1,6	1,4	0,7	3,6				

Under perioden feb. 1991–juni 1996 fanns ett analysfel för totalfosfor som i medeltal gav 1,2 µg/l (ki 0,2 µg/l) för höga analysvärden (Sonesten och Engblom 2001). Vid bearbetningen har både okorrigerade och korrigerade värden använts och inverkan vid trendberäkningar diskuteras.

För signifikansbedömning av skillnader mellan 5 sjögrupper har ett ickeparametriskt HSD Tukey–Kramer-test använts (signifikansnivå P=0,05). För att jämföra även de sjöar där undersökningar nyligen startats har jämförelseperioden aug 2006–okt 2007 valts. För att ytterligare analysera det nutida tillståndet har medel- eller medianvärden 2001–2005 använts för de intensivundersökta sjöarna och deras referenser.

Trendberäkningar har främst gjorts på dataserier längre än 10 år vilket innebär att alla intensivundersökta kalkade sjöar och referenssjöar finns med utom de som tillkommit de senaste 4 åren (4 nya intensivundersökta kalkade och referenser, 10 överkalkningssjöar samt 4 kalkavslutningssjöar). Vidare har 2 nordliga referenssjöar valts bort (Jutsajaure, Abiskojaure) liksom 2 tidigare bortvalda (Rödingträsket, Upprämmen). Totalt ingår 26–27 sjöar.

Eftersom data från perioden före 1989 ofta har provtagning med tidsluckor har perioden 1990–2006 använts för trendanalysen. Vidare har medelvärden av mätvärden från 0,5 och 5 m djup vid varje provtagning använts. För trendanalysen har ”Seasonal Kendall” använts kompletterad med ”Thiel’s slope”. Trendanalysen är icke-parametrisk och använder data månadsvis genom hela tidsserien och därefter alla månader sammantaget. Medan Seasonal Kendall avslöjar om det finns en signifikant ökning eller

minskning i tidsserien ger Thiel’s slope en riktningskoefficient för trenden.

RESULTAT

Tillstånd 2005–2006; allmän vattenkemi för sjögrupper

Perioden aug 2005–okt 2006 har använts att beskriva allmänna förhållanden i alla IKEU-sjöar dvs även för de sjöar som kommit med sent i programmet. För att ge en översikt av hela programmet har även data för 2007 använts för nya sjöar i kalkavslutningsdelprogrammet. Data från 2005–06 har dock använts för de sjöar som tidigare funnits i detta delprogram. I appendix 2 ges percentilfördelningar för olika variabler inom varje delprogram. Dessa data sammanfattas ytterligare i tabell 3 där median- och medelvärden presenteras för varje delprogram.

Medelvärdet för siktdjup i alla sjöar ligger på 3,3 m och sjöarna i det extensiva kalkuppföljningsprogrammet har signifikant lägre siktdjup än övriga delprogram med undantag av kalkavslutningsprogrammet. Dessa skillnader mellan sjögrupperna återfinns också för flera andra variabler som mäter organiskt material.

Temperaturerna varierar också mellan delprogrammets sjöar men har ingen signifikant skillnad enligt det använda datamaterialet.

Bland ”suhetsvariablerna” har pH-värdena signifikanta skillnader mellan flera delprogram. Medelvärdet för hela materialet är 6,6 och de enda delprogram som inte har signifikant skilda pH-värden är de neutrala referenssjöarna och kalkavslutningssjöarna. Alkaliniteten skiljer också påtagligt mellan delprogrammen och alla

TABELL 2. Benämningar och sorter på de olika variabler som diskuteras i texten.

Variabel och sort	Namn i text	Kortnamn
NH ₄ -N (µg/l)	ammoniumkväve	NH4
NO ₂ +NO ₃ -N (µg/l)	summa nitrit och nitratkväve	NO23
NH ₄ +NO ₂ +NO ₃ (µg/l)	summa oorganiskt kväve	OorgN
Tot-N (µg/l)	totalkväve	TotN
Org-N (µg/l)	organiskt kväve	OrgN
MRP-P (µg/l)	molybdatreaktiv fosfor	PO4
ÖP-P (µg/l)	övrig fosfor	ÖP
Tot-P (µg/l)	totalfosfor	TotP
TotPkorr (µg/l)	korrigerad totalfosfor	TotPk
Absorbans	absorbans 5cm, filtrerat vatten, 420nm	AbsF
Totalkol (mg/l)	totalt organiskt kol	TOC
Si (mg/l)	löst kisel	Si
Tot-Fe (µg/l)	totaljärn	Fe

TABELL 3. Siktdjup, temperatur, pH, kalciumhalt, sulfathalt och alkalinitet i sjöar inom olika IKEU-delprogramsamt referenssjöar inom den nationella miljöövervakningen. Sjöar i 5 delprogram enl figur 1, Appendix 1. Mätperiod aug 2005–okt 2006.

Medianer						
	Sikt (m)	Temp (° C)	pH	Ca (mekv/l)	SO4 (mekv/l)	Alk (mekv/l)
1. Kalkintens	2,95	13,1	6,8	0,253	0,087	0,158
2. RefintensN	3	14,1	6,4	0,157	0,092	0,074
2. RefintensS	3,6	11,9	5,4	0,064	0,079	0,002
3. Kalkextens	1,8	11,2	6,9	0,378	0,072	0,252
4. Ö-dos	4	13,9	7,3	0,622	0,095	0,533
5. Kalkslut	2,25	10,6	6,3	0,154	0,0817	0,057
Medelv.						
1. Kalkintens	3,6	11,6	6,8	0,383	0,09	0,189
2. RefintensN	3,3	12,1	6,4	0,144	0,09	0,09
2. RefintensS	3,8	11	5,4	0,073	0,096	0,002
3. Kalkextens	2,3	11,7	6,8	0,363	0,08	0,254
4. Ö-dos	3,9	13	7,31	0,667	0,102	0,589
5. Kalkslut	3	11	6,28	0,17	0,076	0,0763

delprogrammen har signifikant olika alkalinitet. Vad gäller kalciumhalt är halterna i överkalknings sjöar, kalkintensiv sjöar samt kalkextensiva sjöar som väntat signifikant högre än i övriga delprogram. Två ”outliers” med hög kalciumhalt finns i Gyltigesjön.

Sulfathalten speglar förenklat sjöarnas starksyra-belastning. Trots att det finns en tydlig syd-nordlig fallande sulfatgradient inom Sverige finns inga signifikanta skillnader mellan programmen, men om man ser till medelvärdeskillnader ligger Överdoseringsprogrammet högre än övriga vilket beror på dessa sjöars sydliga läge (figur 1).

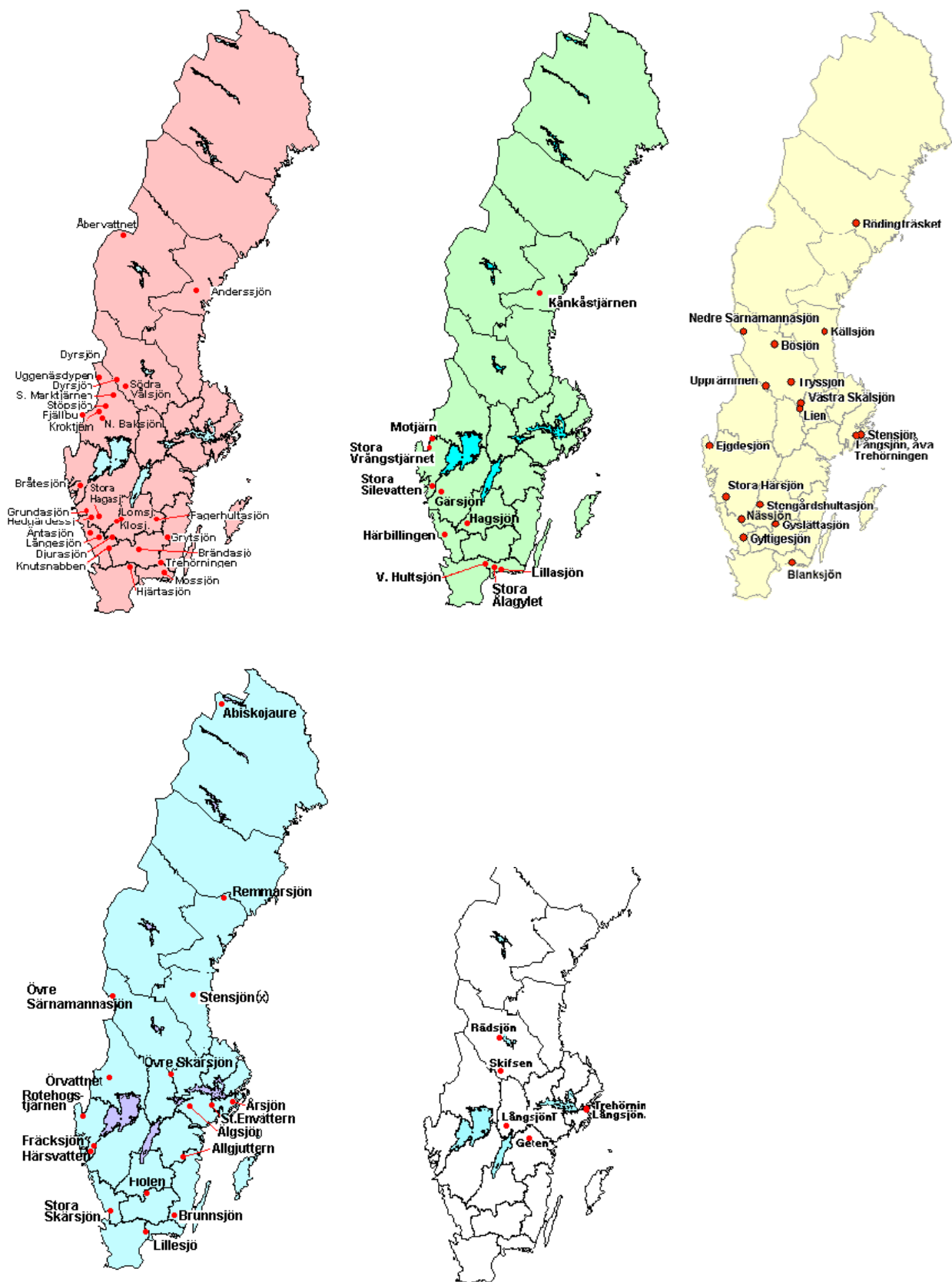
Vad gäller sulfat finns också ett antal outliers. Alla härstammar från Blanksjön som kom in i det kalkningsintensiva programmet för tre år sedan och som uppenbarligen har sulfatkällor utöver sulfatdepositionen i regionen. De olika delprogrammets allmänna vatenkemidata ligger alla i stort sett i de mätintervall som kunde förväntas vid urvalet av sjöar för de olika syften som angivits för olika program (<http://info1.ma.slu.se/IKEU/IKEUpresent/urvalsprincip.html>). Möjligen överraskar de extensivundersökta sjöarna med sina låga siktdjup och sitt bruna vatten samt höga alkalinitet, eftersom denna sjögrupp skall spegla kalkningen i stort. När data från den nu pågående ”målsjöinventeringen” av 4500 kalkade sjöar blir tillgängliga kan representativiteten bättre bedömas.

Tillstånd 2005–2006; växtnäring och organiskt material

Koncentrationerna av oorganiskt kväve (NH₄ + NO₃) visar ofta stora cykliska förändringar under ett år så att halterna ligger högst under vårvintern och lägst under sensommar/höst. De typvärden som anges i tabell # och appendix 2 ska ses som ett mått på allmän kvävetillgång under året. Medelhalterna för NH₄ ligger omkring 35 µg N/l och för NO₂3 omkring 60 µg N/l, vilket ger ca 95 µg N/l oorganiskt kväve. Som årsvärden är halterna tämligen höga men variationen mellan enskilda sjöar är stor. Av speciellt intresse kan vara att de neutrala referenssjöarna har lägre halter av oorganiskt kväve än de intensivundersökta kalkade sjöarna liksom i viss mån kalkavslutnings sjöarna. Variationerna är dock stora vilket bland annat framgår när medelvärden jämförs med medianvärden för sjögrupperna (tabell 4 och Appendix 2).

Halterna av organiskt kväve för alla sjögrupperna ligger i medeltal omkring 330 µg N/l. Halterna i extensivundersökta och överdoserade sjöar är signifikant högre än i övriga och halterna i sura intensivundersökta sjöar och intensivundersökta kalkade sjöar är signifikant lägre än i övriga grupper. För gruppen med extensivundersökta sjöar med hög halt organiskt kväve finns en överensstämmelse med hög TOC-halt och hög vattenfärg.

FIGUR 1. Lokalisering av 63 sjöar som ingår i olika delprogram inom IKEU.



TABELL 4. a) Kvävefraktioner, fosforfraktioner, absorptions, TOC och klorofyll a) i sjöar inom olika IKEU-delprogram samt referenssjöar inom den nationella miljöövervakningen. b) kvoter mellan ovanstående variabler.

Medianer	NH4 (µgN/l)	NO23 (µGN/l)	OorgN (µgN/l)	OrgN (µgN/l)	TotN (µgN/l)	PO4 (µgP/l)	TotP (µgP/l)	Kfyll (µg/lkla)	AbsF (Abs 420/5)	TOC (mgC/l)
1, Kalkintensiv	17,5	42	66	276	369	3	7	2,2	0,099	8,7
2, RefintensNeutr	16	17,5	35	310	392	3,5	9	2,9	0,031	7,8
2, RefintensSur	23,5	55,3	72	236	328	3	6,5	2,2		4,8
3, Kalkextens	29,5	31,5	73	370	490	3	11	2,6	0,221	12,3
4, Överdös	22,5	38	78	358	449	2	7,5	2,4	0,059	8,2
5, Kalkavslut	30	15	45	250	390	1	9	3,5	0,154	11,0
Medelv.										
1, Kalkintensiv	24,2	72,2	92,5	286	379	3	8,2	3,4	0,15	9,1
2, RefintensNeutr	22,8	47,8	72,9	331	396	3,7	10,9	4,7	0,128	9,1
2, RefintensSur	33,4	65,5	93,8	273	367	3,2	7,6	3	0,147	7,9
3, Kalkextens	42,1	59,4	101	394	495	3,8	12,9	4	0,262	13,3
4, Överdös	47,6	51,5	99,1	365	464	2,2	8,5	2,9	0,086	8,7
5, Kalkavslut	37,7	37,2	71,1	296	409	1,5	11,3	4,2	0,23	12,8
Medianer	TN/TP	OoN/ TP	Kfyll/ TP	Kfyll/ TN	Kfyll/ OoN	TP/ TOC	TOC/ SO4			
1, Kalkintensiv	49,5	7,7	0,357	0,0068	0,0352	0,842	98,2			
2, RefintensNeutr	40,5	4,1	0,367	0,008	0,0898	1,052	97,4			
2, RefintensSur	50,2	11,8	0,4	0,0062	0,0315	1,08	77,5			
3, Kalkextens	42,2	6,5	0,28	0,0058	0,0311	0,876	177			
4, Överdös	59	9,9	0,309	0,0054	0,0324	0,909	98,1			
5, Kalkavslut	39,4	10	0,46	0,0101		0,773	160			
Medelv.										
1, Kalkintensiv	56,3	14,1	0,409	0,0086	0,131	1,114	147			
2, RefintensNeutr	42,4	7,7	0,42	0,0113	0,176	1,323	146			
2, RefintensSur	59	15,2	0,422	0,0084	0,09	1,595	101			
3, Kalkextens	53	9,4	0,349	0,0086	0,094	1,04	265			
4, Överdös	61	13,6	0,351	0,0064	0,104	1,051	98,7			
5, Kalkavslut	45,9	10,1	0,473	0,0112		0,849	179			

Totalkvävehalten är i medeltal 425 µg N/l. Eftersom halten av organiskt bundet kväve är så mycket högre än oorganiskt kväve styrs totalkvävehalten av halten organiskt kväve och får samma variation som denna mellan sjögrupperna. Halten oorganiskt kväve är som medelvärde för alla sjöar ca 22 % av totalkvävehalten. Baserat på individuella mätvärden kan man konstatera att NO3 och NH4 inte samvarierar med organiskt kväve eller TOC eller vattenfärg. Bristen på samband mellan orgN och oorgN indikerar en en mänskligt betingad störning i alla sjögrupperna. Ett positivt samband bör ha existerat innan den nutida starka depositionsgradienten över landet etablerades samt skogsbruket intensifierades.

Typisk totalfosforhalt för alla sjögrupperna sammantaget är 10,0 µg P/l fördelat på 3,0 µg PO4-P/l och 7,0 µgP/l övrig P. Gruppen Extensivundersökta sjöar har signifikant högre totalfosforhalter än övriga grupper (tabell #). En medelvärdeskillnad på 2 g P/l mellan neutrala referenser och intensivundersökta kalkade sjöar är också värd att notera. Av fosforfraktionerna har PO4 låga och likartade halter i alla sjögrupperna utom i kalkavslutningsgruppen där halterna var halverade jämfört med i övriga grupper där halterna låg något högre.

Variationen i vattenfärg är mycket stor mellan individuella sjöar i delprogrammen (Appendix 2). Som medelvärde för alla grupper är absorptionsen 0,173.

TABELL 5. Linjära regressionssamband mellan totalfosfor och TOC i olika sjögrupper samt beräknad totalfosforhalt vid TOC=8. Beräkningarna baseras på medelvärden april-nov under en tidig period (1990-93) och en sen referensperiod (2001-2005).

Period	Ekvation	Tot-P (TOC=8)
Period 1990-93		
IKEU	$0,76 \cdot \text{TOC} + 4,5; r^2=0,77$	10,6
Sura ref	$0,71 \cdot \text{TOC} + 7,0; r^2=0,56$	12,7
Neutr ref	$0,76 \cdot \text{TOC} + 6,4; r^2=0,54$	12,5
Period 2001-05		
IKEU	$0,57 \cdot \text{TOC} + 3,0; r^2=0,49$	7,6
Sura ref	$0,57 \cdot \text{TOC} + 3,1; r^2=0,73$	7,7
Neutr ref	$1,14 \cdot \text{TOC} + 0,6; r^2=0,71$	9,7

Störst är variationen i de intensivundersökta sjöarna som också har signifikant högre halter i jämfört med övriga grupper. Den intensivundersökta kalkade gruppen har mer än tre ggr högre absorbans än den neutrala referensgruppen. Även sura referenser och kalkavslutssjöar har hög absorbans. Den lägsta absorbansen finns i gruppen överdoserade sjöar. De humuskolloider som starkt bidrar till vattnfärgen (absorbansen) kan vid höga pH utflockas vilket då minskar vattnfärgen och kan bidra till en lägre vattenfärg än förväntat i dessa små sjöar med relativt snabb vattenomsättning. Vattnfärgen fungerar också i viss mån som en pH-indikator (avfärgning vid låga pH) vilket medfört en avfärgning av vattnet i många försurade sjöar.

Halten av organiskt bundet kol (TOC) är i medeltal för alla sjöar 10,4 mg C/l. Variationen mellan sjögrupperna kan beskrivas så att grupperna Extensivundersökta sjöar och kalkavslutningssjöar har signifikant högre halter än övriga grupper. Detta mönster överensstämmer med andra mått på organiskt material. Tidigare har visats att TOC, absorbans och siktdjup visar god samvariation när årsmedelvärden från alla sjöarna korskorreleras ($r^2 > 0,90$).

Klorofyllhalterna i sjöarna speglar till en del den biologiska responsen på växtnäringen. Halterna når vid enstaka tillfällen upp i nivån 15–20 µg/l men har 3,7 µg/l som medelvärde för alla sjöarna. Inga signifikanta skillnader finns mellan sjögrupperna men Kalkavslutssjöarna ligger högst. Man kan också notera att de intensivundersökta neutrala referenssjöarna ligger högre än de intensivundersökta kalkade sjöarna (Appendix 2).

För att beskriva det vattenkemiska tillståndet har också ett antal kvoter beräknats. Kvoterna TN/TP och OoN/TP speglar balansen mellan tillgång på kväve och fosfor. Den första av dessa är mindre lämplig för en sådan bedömning men pekar generellt på en god kvävetillgång. Den andra kvoten är bättre ägnad till en sådan bedömning särskilt om kvoterna beräknas för sommar och höstperioden. Här kan konstateras att kväveöverskottet är lägst för intensivundersökta neutrala referenssjöar och signifikant skilt från flera andra sjögrupper.

Kvoterna Klorofyll/P och Klorofyll/N är en sorts mått på biologisk effektivitet och högre kvoter pekar på högre effektivitet. I detta fall finns för Kfyll/TP-kvoterna inga signifikant avvikande sjögrupper utan kvoten ligger i medeltal på 0,39. Det bästa klorofyllutbytet visar sjöarna i kalkavslutningsgruppen. Variationen är något större för Kfyll/TN-kvoten och både högsta och lägsta kvoter (Kalkavslutssjöar respektive Överdoseringsjöar) är signifikant skilda från övriga sjögrupper. Kalkavslutningssjöarna har således hög effektivitet vad gäller både fosfor och kväve.

Av kvoten kfyll/OoN framgår klorofyllhalt i relation till återstående oorganiskt kväve i vattenmassan. Av de undersökta sjögrupperna avviker gruppen med intensivundersökta neutrala referenssjöar genom att ha en hög kvot vilket pekar på högt kväveutnyttjande. Som tidigare nämnts sammanfaller detta med låg tillgång på oorganiskt kväve i relation till totalfosfor.

TOC samvarierar normalt med flera andra ämnen och avvikelser i dessa ämnens relation till TOC (totalfosfor, organiskt kväve, kvävesalter) kan avslöja om vattenkemin i de olika sjöarna på något sätt avviker från vad som kan förväntas.

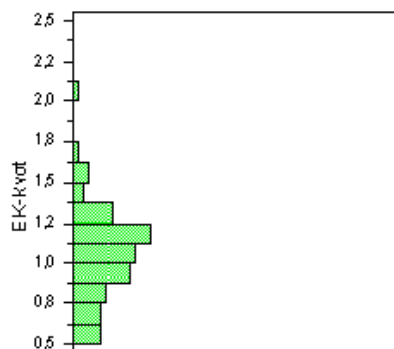
När kvoten TP/TOC i olika sjögrupper jämförs framgår att både de sura och de neutrala referenssjöarna har signifikant högre kvot än de flesta övriga grupper. Kvoten för referenssjöarna är 1,07 och närmaste kvot för andra grupper ligger ca 10% lägre. I IKEU-projektets 5-årsredovisning (Söderbäck m. fl. 1997) beskrevs TP/TOC-kvoten för perioden 1989–93. Beräkningen har nu upprepats för var och en av de tre grupperna för perioden 2001–2005 (tabell 5). Sambanden har tydligt förändrats mellan perioderna och lett till att man nu finner lägre totalfosforhalter vid en given TOC-halt. Förändringen är mycket påtaglig och innebär en sänkning av fosforhalten med minst 20% för alla grupperna vid samma TOC-halt. Den största sänkningen visade de sura referenserna (40%) följt av de intensivundersökta kalkade sjöarna (28%) och de neutrala referenserna (22%). Dessa förändringar är också tydliga när trender analyseras. Orsakerna ligger främst i den ökning av TOC som ägt

rum under senare år i de flesta svenska sjöar. Däremot har fosforhalterna inte uppträtt med en motsvarande ökning utan snarare med en haltsänkning.

Mätta totalfosforhalter i relation till beräknade halter enligt bedömningsgrunder

Naturvårdsverket har nyligen gett ut reviderade bedömningsgrunder för bl. a. totalfosforhalter i sjöar (NSF 2008). Om, och hur, uppmätta fosforhalter avviker från det som förväntas under referensförhållanden ska bedömas med hjälp av beräknade referenshalter. I beräkningarna används höjd över havet, sjöns medeldjup samt vattenfärg. Om man jämför uppmätta fosforhalter med beräknade framgår att de uppmätta ofta är dubbelt så höga som de beräknade, men knappast högre (tabell 6). Enligt Ramdirektivet för vatten läggs kvoter mellan beräknad fosforhalt och uppmätt (EK=ekologisk kvalitetskvot) till grund för klassificering och bedömning av sjöars status och ev. åtgärdsbehov för att uppnå minst "god" ekologisk status" (EK>0,5). Bland IKEU-sjöarna finns sju stycken med lägre än "hög" status, av vilka alla ligger i klassen "god" status (tabell 6). Bedömningsgrunderna är konstruerade för att peka ut fosforhalter som är högre än de naturligt förväntade. En jämförelse mellan förväntade och mätta halter kan emellertid också avslöja fosforhalter som är lägre än förväntat. De EK-kvoter som beräknats för IKEU-programmets sjöar varierar mellan 0,5 och 2,0 där 2,0 motsvarar en hälften så hög halt som den beräknade (figur 2). Över EK=1,2 finns 20 sjöar. Av dessa

FIGUR 2. Ekologisk kvalitetsfaktor = EK= (referenshalt/ uppmätt halt) för alla sjöar i IKEU-programmet. Data för sjöar med lägsta och högsta EK i tabell 6.



är 18 kalkade i olika delprogram och 2 är okalkade referenser. Detta pekar på att de kalkade sjöarna har lägre fosforhalt än förväntat för en "normal" sjö. Sjöar med de 5 högsta EK-kvoterna har också listats i tabell 6. De visar sig alla ha mycket låga uppmätta totalfosforhalter (<5,5 µg P/l).

Trots dessa iakttagelser om lägre fosforhalter än väntat i kalkade sjöar visar en jämförelse mellan EK-kvoter i de använda sjögrupperna dock inte på någon signifikant skillnad.

Kvävetets säsongcykel 2001–2005

För beskrivningen av kvävetillgången i olika sjöar används månatliga 5-årsmedelvärden perioden

TABELL 6. A) Sjöar i IKEU-programmet som har "god" ekologisk status (EK=0,5–0,7). Övriga sjöar har hög ekologisk status (EK>0,7), ingen sjö har lägre än god status. B) Sjöar med låga predikterade totalfosforhalter (EK=1,5–2,0)

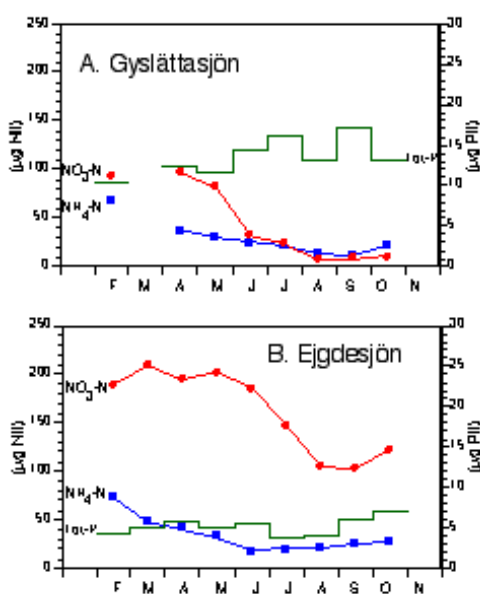
Delprogram	Namn	Tot-P (µg/l)	Abs F 420	Oms.tid (år)	Ber.Tot-P (µg/l)	EK-värde
A. Sjöar med EK= 0,5–0,7						
2, ReflIntensN	Fiolen	11,5	0,063	3,61	7,8	0,67
2, ReflIntensN	Älgsjön	25	0,292	4,76	14,0	0,56
3, KalkExtens	Brändasjö	34,5	0,974	0,4	18,1	0,52
3, KalkExtens	Djurasjön	17,8	0,25	0,2	12,0	0,67
3, KalkExtens	Långesjön	19,2	0,137	0,05	10,2	0,53
3, KalkExtens	Trehörningen	31,7	0,421	0,11	15,9	0,50
5, Kalkslut	Geten	24	0,492	1,87	14,8	0,62
B. Sjöar med EK>1,5						
1, KalkIntens	Ejgdesjön	3,5	0,054	2,38	7,1	2,01
2, ReflIntensN	Härsvatten	3,5	0,020	0,8	5,8	1,65
1, KalkIntens	Bösjön	5,0	0,111	1,29	7,7	1,55
1, KalkIntens	Lien	5,5	0,126	0,80	8,4	1,54
3, KalkExtens N.	Baksjön	5,5	0,170	1,80	8,4	1,53

2001–2005 vilket dämpar de koncentrationssvängningar som kvävefraktionerna kan ha enskilda år. Valet innebär också att tre av projektets delprogram ej behandlas p.g.a. deras sena start.

Medelhalterna av oorganiskt kväve under vårvintern är ungefär lika höga i de olika sjögrupperna (ca. 165 µg N/l). Halterna av oorganiskt kväve faller sedan på grund av biologiskt upptag, sedimentation och denitrifikation, men sänkningen motverkas av fortlöpande regenerering av ammonium från organiskt bundet kväve. Halterna av oorganiskt kväve når på grund av dessa processer i de flesta sjöar ned till mindre än 30 µg N/l i augusti. Detta sker mindre ofta i sura referenssjöar än i övriga grupper. Augustihalterna var i sura referenssjöar 72 µg N/l, i intensivundersökta kalkade sjöar 52 µg N/l och i neutrala referenssjöar i medeltal 39 µg N/l. Resthalterna har således varit lägst i de neutrala referenssjöarna och högst i de sura referenssjöarna. Koncentrationsfallet under säsongen har också varit minst i de sjöar som haft de högsta augustihalterna, d.v.s. de sura referenssjöarna (90 µg N/l) medan koncentrationsfallet varit lika stort (115 µg N/l) för de övriga grupperna.

Haltutvecklingen av nitrat och ammonium i enskilda sjöar har också beskrivits på projektets hemsida. Två exempel visas i figur 3.

FIGUR 3. Exempel på koncentrationssänkning av ammonium och nitrat ("oorganiskt kväve") till mycket låg resthalt i augusti och september i Gyslättsjön, samt till hög resthalt med en över-skottssituation i Ejgdesjön. Diagram för alla sjöar: <http://info1.ma.slu.se/IKEU/>



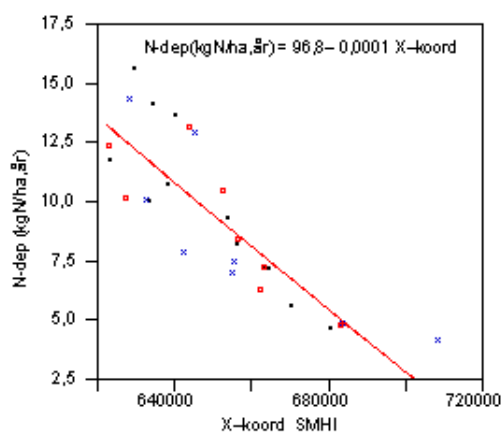
Kvävedeposition

Depositionen av oorganiskt kväve har tagits fram för varje sjö (Appendix 3) med hjälp av SMHI:s MATCH-modell i samband med modellering av sulfatdeposition. Depositionen gäller perioden 2001–2005 och med hjälp av avrinningsdata för samma period har potentiella kvävehalter (kvävedeposition/vattenföring) beräknats för alla sjöar.

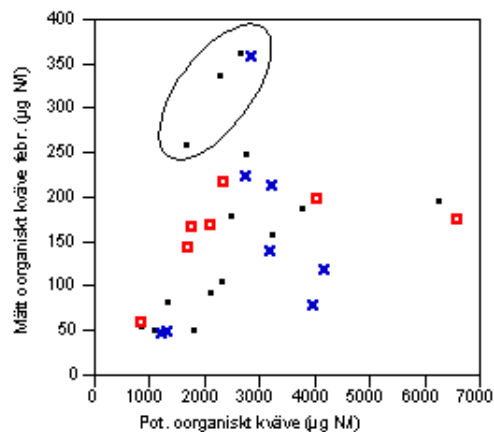
Depositionen för de intensivundersökta sjöarna i programmet ligger i intervallet 3–15 kg N/ha, år vilket framgår av figur 4 som visar depositionen som funktion av sjöarnas latitud. Av figuren framgår också att sjöar depositionen som funktion av sjöarnas latitud. Av figuren framgår också att sjöar ur vart och ett av de olika delprogrammen täcker gradienten på ett tillfredsställande sätt. Depositionen kan jämföras med olika mått på kvävemättnad eller "kritisk belastning" bedömd enligt olika kriterier (Persson, 1993, Hornung et al 1994). Kritiska värden ligger i depositionsintervallet 10–20 kgN/ha,år, ofta omkring 15 kg N/ha,år. Ett antal IKEU-och referenssjöar i sydvästsverige tangerar denna gräns och kan visa tecken på kvävemättnad (Appendix 3).

Den väntade potentiella koncentrationen av kväve – utan förluster – har beräknats som kvävedeposition i relation till avrinningen. Den har sedan relaterats till uppmätt halt av oorganiskt kväve (figur 5, Appendix

FIGUR 4. Årlig deposition av summa vått och torrt nedfall av ammonium och nitrat som funktion av de intensivundersökta sjöarnas latitud (X-koordinat enligt SMHI). Fyllda svarta kvadrater=kalkade sjöar, röda rutor=sura referenser, blå kryss=neutrala referenser.



FIGUR 5. Mätt februarikoncentration av oorganiskt kväve i alla intensivundersökta sjöar som funktion av potentiell koncentration beräknad från våt och torr kvävedeposition (nitrat+ammonium, och arealspecifik avrinning). Fyllda svarta kvadrater=kalkade sjöar, röda rutor=sura referenser, blå kryss=neutrala referenser. Inringade sjöar längs Väst-kusten har låg potentiell koncentration men relativt hög mätt koncentration.



3). I medeltal var den potentiella halten ca 2700 µg N/l medan den uppmätta halten i februari var ca. 160 µg N/l. Halterna i sjöarna var således i genomsnitt ca. 6% av den möjliga halten utan förluster. Sjöarnas lägen medför att variationen mellan sjöarna är stor, däremot är variationen mellan sjögrupperna liten. I figur 5 har sjöarna längs Väst-kusten speciellt markerats. De har höga uppmätta halter i relation till den potentiella koncentrationen. Även när au-

gustihalter används kvarstår en relativt hög halt av oorganiskt kväve som tyder på att denitrifikation och växtupptag i sjöarna och deras tillrinningsområden inte förmår förbruka allt oorganiskt kväve. Detta förhållande skulle kunna betraktas som övermättnad beroende på hur man vill definiera den. Här diskuteras en ev. övermättnad främst ur produktionssynpunkt.

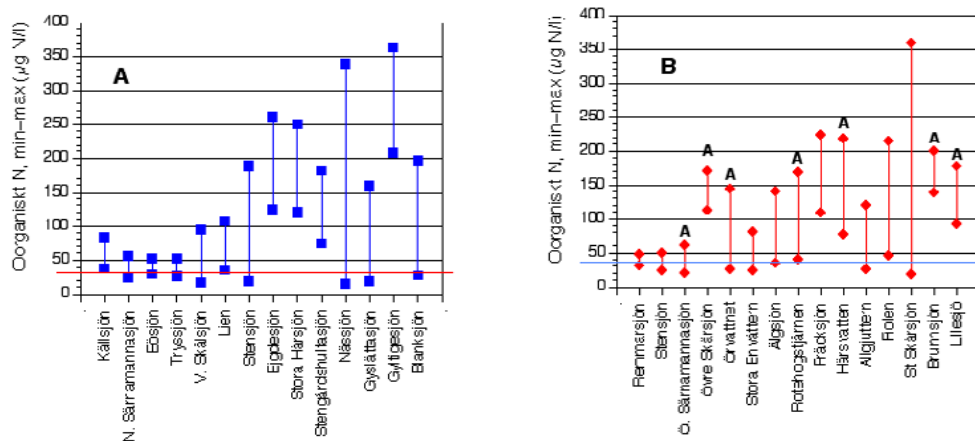
Över- eller underskott av kväve

De lägsta resthalterna av oorganiskt kväve i augusti ligger i nivån 10–30 µg N/l i de flesta sjöarna. Låga halter i augusti kan peka på ett underskott av kväve ur växtproduktionssynpunkt och kvävetillgången reglerar då sannolikt produktionen. Bedömningen är dock svår eftersom ammonium hela tiden regenereras. Om man i stället söker kväveöverskott blir bedömningen enklare. Här torde halter över 30 µg N/l kunna användas som en praktisk gräns för att definiera ett överskott på oorganiskt kväve. Termen kvävemättnad skulle kunna användas på liknande sätt som för skogsekosystem. Bland de kalkade sjöarna finns 4 säkra fall med kväveöverskott och 4 osäkra vilket tillsammans ger ca. hälften av de kalkade sjöarna.

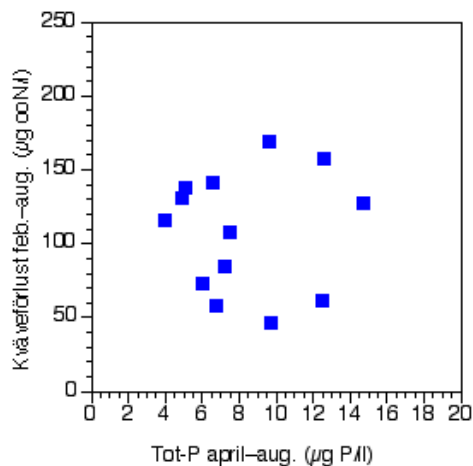
Bland referenssjöarna finns 3 neutrala och 5 sura sjöar med säkert kväveöverskott. I 4 sjöar är kväveöverskottet osäkert (figur 6). Max 80% av referenssjöarna har kväveöverskott.

Att vissa sjöar har ett kväveöverskott kan tyda på att något annat växtnäringsämne, som fosfor, finns i små och begränsande mängder. Man kan då tänka sig att kväveförbrukningen under säsongen är proportionell mot tillgänglig fosfor. För att bedöma om fos-

FIGUR 6. Max- och min-värden av ammonium+nitrat ("organiskt kväve") i februari och augusti i Intensivundersökta kalkade sjöar (A) och referenssjöar (B). Sura referenssjöar markerade med A. Sjöarna är ordnade från N till S och medelvärden för perioden 2001–2005, 0,5–5 m djup, används. Linjer vid 30 µg markerar ett överskott på organiskt kväve (se text).



FIGUR 7. Haltminskning för oorganiskt kväve under produktionssäsongerna i relation till medelhalt av totalfosfor. Endast sjöar med en resthalt > 30 µg/l oorganiskt kväve i augusti har medtagits så att kvävebrist inte ska störa halt-sänkningen



fortillgången är produktionsreglerande i de sjöar som har kväveöverskott har medelhalten av fosfor plottats mot minskningen av kvävehalt i de sjöar som har kväveöverskott (>30µg/l). Detta eventuella samband bekräftas dock inte av data (figur 7). Kvävenedgången under produktionssäsongen tycks således inte regleras av totalfosforhalten. Huruvida produktionen i sjöarna ändå regleras av fosfor är svårt att uttala sig om.

Kväveunderskott enligt kvotmetoden

I andra sammanhang, t.ex. i de tidigare bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag, har kvoten mellan kväve och fosfor använts för att bedöma när fosfor eller kväve kan reglera planktonproduktionen samt om kvävefixerande alger kan tänkas uppträda. Metoden har nu vidareutvecklats så att kvoten oorganiskt kväve/totalfosfor används för att bedöma om fosfor eller kväve reglerar algproduktionen (Bergström m. fl., manus). I vatten från ett 50-tal sjöar från norr till söder i Sverige gjordes kväve- eller fosfortillsatser och efter exponering in situ mättes ökningen av klorofyll i vattnet och relaterades till den ursprungliga OoN/TP-kvoten. Den kritiska kvoten för övergång mellan kväve och fosforreglering visade sig ligga omkring 1,5. Så låga OoN/TP-kvoter är inte vanliga i intensivundersökta kalkade sjöar och referenssjöar.

När bedömningen görs på 5-årsmedelvärden för enskilda månader har tre sjöar lägre kvot än 1,5:

Gylåttasjön, aug+sept

Nässjön, aug

Älgsjön, jun+jul+sept+okt

Om kvoten i stället tillämpas på det material med kortare mätperiod som använts för att jämföra haltnivåer i IKEU:s delprogram återfinns låga OoN/TP-kvoter i:

10 överdoseringssjöar vid 10 tillfällen

11 Extensivundersökningssjöar vid 12 tillfällen

5 neutrala referenssjöar vid 13 tillfällen

1 sur referenssjö vid 4 tillfällen

6 intensivundersökta kalksjöar vid 14 tillfällen

Kvävebegränsningen inträffar i augusti, september eller oktober. De sjöar som identifierades i 5-årsmaterialet finns också med i delprojektpresentationen med ett eller två års data. Detta senare material indikerar framför allt att överdoseringssjöarna har till 100% kväveunderskott och bland de sura referenssjöarna finns bara kväveunderskott i 15% av sjöarna. Man kan också notera att nordliga sjöar som Remmarsjön, Ö. Särnamannasjön och Stensjön X-län tillfälligtvis har kvävebrist enligt denna bedömning.

Mikrobiella kväveprocesser

Transformeringsprocesserna mellan olika kvävefraktioner sker nästan genomgående med hjälp av mikroorganismer. Ett stort antal processer kan vara inblandade (Persson 2003) men tonvikten läggs här på denitrifikation och kvävefixering, d.v.s. ekosystemens kvittblivning av kväve i form av kvävgasavgång och kvävefixering, dvs vissa organismers användning av löst kvävgas. Denitrifikationen äger rum i nästintill syrgasfria sedimentmiljöer och kräver tillgång till lätt nedbrytbart organiskt material och nitrat. Nitratförsörjningen (nitrifikation) i dessa sedimentmiljöer kräver samtidig tillgång till syrgas och ammonium. Nitrifikationsprocessen kan förlöpa vid relativt lågt pH (4,0–4,5) medan denitrifikationsprocessen kan påverkas negativt under pH 6. Vid försurning väntas framför allt denitrifikationen hämmas som en pH-effekt. Om produktionen av färskt organiskt material också minskar (acidooligotrofiering) och syrgastillståndet förbättras kan hela processen hämmas och resultera i en nitratanhopning. Vid kalkning bör en ev. surhetshämning av denitrifikationen upphöra.

Inom IKEU-programmet har kväveomsättningen inte specifikt undersökts. Däremot finns undersökningar i 4 västsvenska sjöar i en surhetsgradient (Gahnström m.fl 1993) som visar att denitrifikationen i sura klarvattenssjöar förlöper som i neutrala referenser medan denitrifikationen var högre i en sur brunvattensjö. Undersökningar i Gårdsjön före och efter kalkning (Broberg 1988) visade på dubbelt så

TABELL 7. Andel (%) sjöar inom varje sjögrupp som har en signifikant negativ eller positiv koncentrationsutveckling för olika variabler och kvoter (lista i tabell 1) Tidsserien omfattar 1990–2006. Analys med "Seasonal Kendall", signifikans $p < 0,05$, $N = 26-27$. Signifikanserna avser hela säsongen, ej enskilda månader.

Variabel	Sura sjöar			Neutr sjöar			Kalk sjöar		
	%neg	%pos	%konst	%neg	%pos	%konst	%neg	%pos	%konst
NH4	0	60	40	0	38	63	0	85	15
NO23	25	0	75	13	0	88	54	0	46
OorgN	33	17	50	0	13	88	8	0	92
OrgN	20	20	60	13	0	88	8	0	92
TotN	40	0	60	13	0	88	8	8	85
MRP	40	0	60	0	0	100	8	8	85
ÖP	80	0	20	75	0	25	77	0	23
TotP	40	0	60	75	0	25	100	0	0
TotPkor	20	0	80	20	0	80	69	8	23
AbsF	0	100	0	0	88	13	0	85	15
TOC	0	83	17	0	38	63	8	54	38
SiO2	0	0	100	0	25	75	38	8	54
TotFe	17	33	50	0	25	75	0	62	38
TN/TP	0	0	100	11	22	67	8	38	54
OoN/TPk	40	0	60	0	63	38	0	38	62
TP/TOC	83	0	17	88	0	13	69	0	31
TOC/SO4	0	100	0	0	100	0	0	85	15

hög denitrifikation efter som före kalkning, beräknat som retention med massbalans för sjön. Ca. 75% av retentionen kan antas vara denitrifikation (Persson 2003). I de IKEU-sjöar som konstaterats ha överskott av oorganiskt kväve på sensommaren (figur 6) kan överskottet också förklaras som att denitrifikationskapaciteten inte räcker till för att reducera det befintliga nitratöverskottet. För att testa om pH möjligen kan ha en inhiberande effekt har en multipel regressionsanalys gjorts med förbrukning av oorganiskt kväve som funktion av totalfosfor, pH och absorbans i sjöarna med oorganiskt kväveöverskott. Ingen pH-effekt kunde dock utläsas. Inte heller övriga faktorer i regressionen tycktes påverka koncentrationsfallet. Ett försök gjordes även att beakta fysiska faktorer som kan inverka på denitrifikationen. Sjöar med stora vegetationsrika grunda områden med varma bottenar bör gynna processen jämfört med sjöar av motsatt typ. Andelen bottenar i epilimnion och strandlinjeutvecklingen i sjöarna testades i multipel regression tillsammans med de kemiska faktorerna, men de bidrog inte till att förklara det varierande kvävefallet under sommaren i olika sjöar.

Bland övriga kväveomsättningsprocesser är framför allt kvävefixering av intresse. Processen är huvudsakligen knuten till de cyanobakterier som har

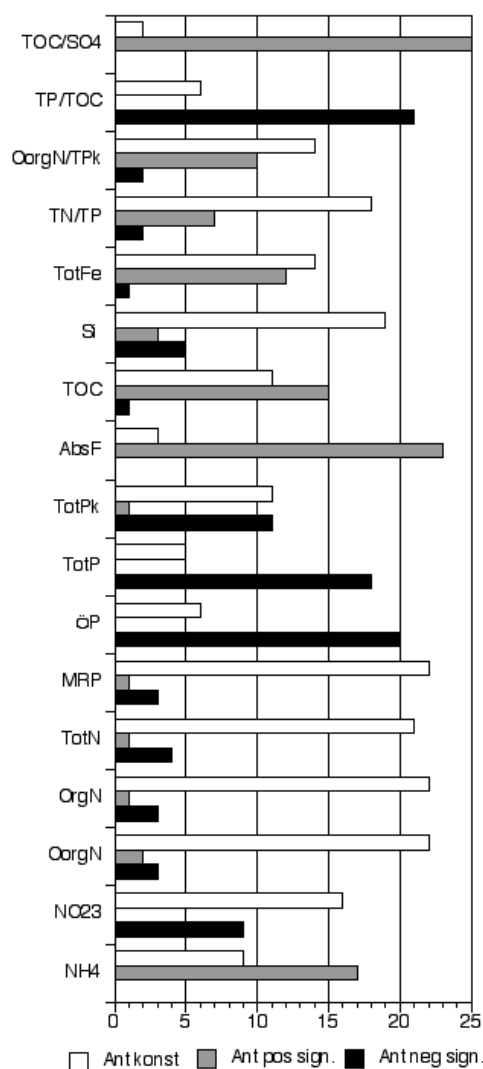
heterocyter. Vid kvävebrist får dessa dessa organismer konkurrensfördelar gentemot andra alger eftersom de kan utnyttja det gasformiga molekyllära kväve som finns löst i vattnet.

I IKEU-sjöarnas (med referenser) plankton finns endast två potentiellt kvävefixerande algsläkter: *Aphanizomenon* och *Anabaena*. Hela gruppen Cyanobacteria inklusive de nämnda släktena har dock visat sig förekomma i mycket obetydliga mängder i alla sjöarna. De tre sjöar som har den lägsta OoN/TP-kvoten (sidan #) har speciellt granskats vad gäller förekomst av *Aphanizomenon* och *Anabaena* men ingenting pekar på en avvikande förekomst. Kvävefixering har därför bedömts som som försumbar i sjöarnas plankton. Potentiellt kan också bentiska cyanobakterier fixera kväve men förekomsten av sådana har inte undersökts i dessa sjöar.

Koncentrationstrender i alla sjöar

Vattenkemin i svenska sjöar har förändrats på många sätt under de gångna dekaderna. Detta gäller också växtnäringssämnen och organiskt material. Om man slår ihop alla trendanalyserade sjöar och summerar antalet signifikanta förändringar (positiva och negativa) för de olika variablerna framgår vilka variabler som haft störst antal signifikanta föränd-

FIGUR 8. Antal sjöar utan signifikant positiv eller negativ trend (vit) 1990–2006 samt antal sjöar med positiv (grå) eller negativ (svart) trend för mätvariabler och kvoter. Analys med "Seasonal Kendall", signifikans $p < 0,05$, $N = 26-27$ (sjöar). Signifikanserna avser hela säsongen ej enskilda månader. TPK anger korrigerad totalfosforhalt.



ringar (figur 8). De flesta ökningar rör absorbans och TOC vilket redovisats i många sammanhang. Av detta material framgår också att även ammonium ökat signifikant i de flesta sjöar, vilket varit betydligt mindre uppmärksammat. Eftersom totaljärn är knutet till TOC är de ökande järnhalterna mer väntade (figur 8).

Bland de signifikanta minskningarna dominerar totalfosfor och övrig fosfor följt av nitrit+ nitrat. Totalfosforsänkning rör 18 sjöar när okorrigerade värden för totalfosfor används. När korrigerade värden används (-1,2 µg P/l) blir sänkning signifi-

kant i 11 sjöar. Detta pekar på att sänkningen är reell men svår att bedöma till sin omfattning på grund av analysproblemen 1991–96. Det är också värt att notera att frånvaron av signifikant minskning för molybdatreaktiv fosfor beror på att koncentrationerna under mätperioden visar en sinussvängning vilket med denna analysperiod ger en utjämning. I allmänhet finns signifikanta förändringar i mer än hälften av sjöarna. De omfattande signifikanserna beror då på att kvoterna kombinerar en variabel som ofta minskar med en som ofta ökar.

Trend i sjögrupper

För att kunna jämföra förändringar i kalkade sjöar med sådana i neutrala respektive sura referenssjöar har andelen sjöar med signifikanta koncentrationsförändringar inom varje grupp beräknats (tabell 7). Därigenom ges en möjlighet att se om antalet signifikanta avvikelser skiljer sig mellan de tre sjögrupperna.

Liksom de beräkningar som gjorts för alla sjöar sammantaget (figur 8) finns signifikanta ökningar för vattenfärg, TOC, ammonium och järn. Absorbansökningen är generell och signifikant i 85–100% av sjöarna i varje grupp. Signifikanta TOC-ökningar finns i mer än 80% av de sura men bara 40–50% av de neutrala och kalkade sjöarna. Ammonium ökar signifikant framför allt i kalkade sjöar (85%) men inte i lika många sura eller neutrala sjöar (ca 60%). Även totaljärn ökade i flest kalkade (62%) jämfört med sura och neutrala sjöar (25–33%).

Totalfosfor hade en negativ koncentrationsutveckling i framför allt de kalkade sjöarna där alla sjöarna (100%) hade en signifikant negativ trend (70% efter korrektion). Bland de neutrala sjöarna har 75% signifikanta haltsänkningar och bland de sura 40%. Med korrigerade totalfosforhalter får de båda senare grupperna 20% sjöar med negativ koncentrationsutveckling. Beräkningarna av "övrig fosfor" visar att detta är den fraktion som i första hand minskar under perioden men omfattningen är svår att bedöma eftersom fraktionen är beräknad och analysproblem kan störa.

Bland övriga signifikanta koncentrationssänkningar finns framför allt summa nitrat och nitrit (NO23). Denna summavariabel består vanligtvis till minst 90% av nitrat. Det högsta antalet signifikanta haltminskningar rör även i detta fall de kalkade sjöarna (54%). Sura sjöar har färre signifikanta haltminskningar (25%) och neutrala referenssjöar har ännu mindre andel haltminskningar (13%). När sedan ammonium och nitrat/nitrit redovisas summerat till oorganiskt kväve får en mycket liten andel av kalkade och neutrala sjöar någon signifikant förändring. Detta är en konsekvens av att ammonium ökar i

de flesta sjöar och nitrat/nitrit minskar. Bland de sura sjöarna finns trots detta en relativt hög andel (33%) med sjunkande halter av oorganiskt kväve. Även bland övriga kvävevariabler avviker de sura sjöarna genom att ha fler signifikanta haltminskningar än övriga grupper (20–40% resp. 8–13%).

Bland övriga växtnäringvariabler uppträder kisel med signifikanta haltförändringar i en stor andel (46%) av de kalkade sjöarna medan övriga grupper inte visar signifikanta haltförändringar.

Bland kvoterna är kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor speciellt intressant. Den ökar signifikant i en hög andel både av den kalkade sjögruppen (38%) och i den neutrala (63%). I den sura sjögruppen däremot finns bara en relativt stor andel med sjunkande kvoter (40%). Detta är ytterligare en indikation på att kväve-fosforbalansen utvecklats anorlunda i de sura sjöarna jämfört med de andra två grupperna. I den kalkade sjögruppen tycks således det organiska materialet öka mest samtidigt som kvävetillgången minskar.

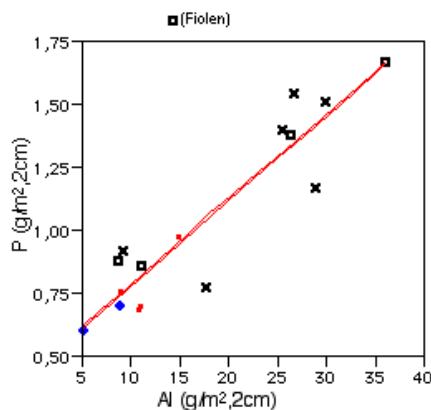
Fosfor i sediment

I en situation med god kvävetillgång accentueras fosfors roll som produktionsreglerande ämne och fosfors betydelse för en acidooligotrofiering ökar. För att motverka detta är därför en svag eutrofiering önskvärd som resultat av kalkningarna. Det är dock fortfarande oklart om fosfortillgången kan ökas till önskad nivå enbart genom kalkningar direkt i en sjö genom att sjöintern processer påverkas. Alternativt kan det behövas uppströms kalkningar (våtmarks- eller doserarkalkning) i tillrinningsområdet för att långsiktigt reglera fosfortillgången i en sjö. Avsiktlig gödsling för att öka fosfortillgången kan också övervägas.

Inom IKEU-programmets vattendragsdel kan till viss del fosfortransporten jämföras mellan olika kalkningsmetoder. Inom sjödelen av programmet har sedimentation/fastläggning av spårmetaller och fosfor studerats av Wällstedt (2005). Fosforhalter i sedimentskiktet 0–2 cm (volymbaserad konc.) bestämdes i 15–20 proppar per sjö. Fyra sjögrupper med olika kalkningsteknik jämfördes i totalt 17 sjöar (figur 9, tabell 8). Fosforhalterna i de olika sedimenten visade sig ha ett starkt samband med aluminiumhalterna (figur 9) och det ligger nära till hands att anta att aluminium utflockas som Al-oxyhydroxid till vilken fosfor adsorberas. Fosfor kan också medfällas som Al-hydroxy-fosfat. För en av de 17 sjöarna (Fiolen) gäller inte detta samband, möjligen på grund av stora grundvatteninflöden i denna sjö. Med Fiolen exkluderad blir sambandet:

$$P = 0,445 + 0,0337Al, n=16, r^2=0,86, p<0,0001$$

FIGUR 9. Samband mellan aluminium- och fosforhalt i sediment från sjöar med olika kalkningsteknik. Beteckningar: kryss=sjökalkning, kvadrater=neutrala referenser, röda punkter=sura referenser, blå romber=våtmarks/uppströmskalkning. Data från Wällstedt 2005. Fiolen har utelutits från vidare bearbetning.



Fosforhalterna visar inget motsvarande samband med järn, men järn höjer anpassningen något i en multipel regression ($r^2=0,90$). De sjökalkade sjöarna och de neutrala referenserna visade sig ha signifikant högre fosforhalter både jämfört med de uppströmskalkade sjöarna och de sura referenserna. En tydlig skillnad finns således mellan de uppströms kalkade (Källsjön och Tryssjön) och de sjökalkade sjöarna. Skillnaden kan bero på aluminiumutflockning och medfällning av fosfor redan ute i tillrinningsområdet vid uppströmskalkning. Samma process kan bara ske i själva sjön i sjökalkade sjöar. I sura referenser kan det vatten som rinner till sjöarna vara så aluminiumrikt att aluminiumfosfat faller ut i marken innan vattnet når sjöarna. Många andra förklaringar till koncentrationsskillnader kan också finnas, bl.a. tillförs fosfor också via kalken och frigörs vid dess upplösning (Broberg 1988).

Medan fosforhalten i sedimenten tycks styras av aluminiumhalten finns inget samband mellan aluminiumhalten i sedimenten och fosforhalten i vattnet eller mellan fosforhalten i sedimenten och i sjövattnet. Däremot sammanfaller de högsta järnhalterna i sedimenten med de lägsta fosforhalterna i sjövattnet (utan att det finns något samband mellan fosforhalt och järnhalt i sedimenten). Det är således svårt att tolka fosfors uppträdande i sedimenten och kopplingen till fosforhalten i vattenmassan. Detta har studerats av Pilström (2006). Genom tillsatser av fosfat i 10 olika koncentrationer till ytsediment under kontrollerade betingelser följt av en jämviktperiod och fosfatanalys bestämdes maximal fosforsorption och jämviktsskoncentrationen mellan

TABELL 8. Fosforhalter (vägda sjömedelvärden, g/m², 2 cm) i sjögrupper med olika kalkningsteknik (Wällstedt 2005). Fiolen har uteslutits bland neutrala referenser.

Sjögrupp	Ant.	Medel (SD)
1) Sjöalkade	6	1,22 (0,32)
2) Uppströms- och våtmarkskalkn.	2	0,65 (0,07)
3) Nära neutrala referenser	4	1,20 (0,21)
4) Sura referenser	4	0,78 (0,13)

fosfat i vattenmassan och i interstitialvattnet (EPC, Equilibrium Phosphorus Concentration). Fosfordata sätts av Pilström främst i relation till sedimentens järn- och aluminiumhalter. Arbetshypotesen har varit att ökad ackumulering av järn och aluminium lett till ökad maximal adsorptionsförmåga och sänkt EPC.

I försöken ingick ackumulationsbottensediment från 7 sjöar (2 sura referenser, 3 kalkade sjöar, 2 kalkade+P-gödslande sjöar). En sjö låg i Svartedalen, Uddevalla, och en i Strömstadstrakten (tabell 9).

Preindustriella järn- och aluminiumhalter (14–16 cm djup i propparna) varierade något mellan olika sjöar. De nutida halterna i sjöarnas ytskikt har därför satts i relation de förindustriella och visar då i medeltal 3,00 och 1,65 gånger högre järn- respektive aluminiumhalter i ytsedimenten. Variationsbredden var 2,1–4,6 och 1,2–1,8 gånger för järn respektive aluminium. Kvoterna kunde inte bedömas variera beroende på någon gruppstillhörighet (tabell 9) men medelhöjningen var högst i kalkade sjöar. Man bör

också beakta att järn är redoxkänsligt och återlösning av järn påverkar fördelningen i propparna.

Både järn- och aluminiumhalten i sjöarnas sediment ökar således under försurningsfasen med eller utan kalkning. Den maximala fosforsorptionskapaciteten i sedimenten har också ökat från preindustriella sediment till dagens med i medeltal 2 eller 4 ggr beroende på om den lägsta eller högsta uppgiften om adsorptionskapacitet används vid kvotberäkningarna. Den kalkade gruppen som har största ökningen av både järn och aluminium har dock inte den största ökningen av fosforadsorptionsförmåga utan den ökar mest för gruppen med kombinerad kalkning och gödsling.

Ytsedimentens EPC ligger i intervallet 3–14 µg P/l vilket är generellt mycket lågt. Enligt samtidiga mätningar av totalfosfor i bottenvattnet kan fem av ytsedimenten ha lägre jämviktshalter än bottenvattnet vilket bör leda till att sedimenten adsorberar fosfat från vattnet (tabell 9). De två sjöar där fosfor bör avges från sedimenten är båda kalkade. Jämfört med EPC i preindustriella sediment har EPC i medeltal halverats.

Dessa data stöder Pilströms arbetshypotes som varit att ökad ackumulering av järn och aluminium lett till ökad maximal fosforadsorptionsförmåga och sänkt EPC i dagens ytsediment vilket bör leda till sänkt fosforhalt. Vilka effekter som sjökalkning kan få i ett sådant läge kan inte utläsas ur dessa begränsade undersökningar. Det är dock inte säkert att sjökalkning höjer en sänkt fosforhalt så länge som inflödena av aluminium och järn förblir höga.

TABELL 9. Halter av järn och aluminium i sediment samt maximal fosforsorptionskapacitet och Equilibrium Phosphorus Concentration (EPC). Förhållandet mellan data från ytsediment och förindustriella sediment (14–16 cm sedimentdjup) anges som medelvärden för de olika behandlingstyperna. Data från Pilström 2006.

Sjö	Grupp	Behandling	Fe (mg/g)	Al (mg/g)	MaxPsorpt (mg/g)	EPC (µg P/l)
Härsvatten 0-5cm	Syd	O	27	25	4,7–23,5	4,3
Rotehogstjärn 0-5cm	Norr	O	26	28	5,4–10,9	6,2
Ejgdesjön 1-5cm	Norr	Ca	79	48	3,0–4,8	8,7
S. Blötvattnet 0-5cm	Norr	Ca	45	59	4,0–21,6	13,9
Bjurevatten 0-5cm	Syd	Ca	49	38	2,3–6,5	3,0
Kroksjön 1-5cm	Syd	Ca+ P	30	44	6,7–11,5	4,3
Mörtevatten 0-5cm	Syd	Ca+ P	19	26	2,7–7,0	5,6
Ytsed/preind		(O)	2,21	1,37	1,23–4,10	0,40
Ytsed/preind		(Ca)	3,79	1,83	1,26–2,10	0,45
Ytsed/preind		(P+Ca)	2,61	1,66	3,20–6,20	0,58

DISKUSSION

Utöver de försurningseffekter som under 1970-talet kunde förklaras som direkta eller indirekta gifteffekter på många organismer (Stenson m.fl. 1993) fanns även effekter som pekade på försämrade växtnäringstillgång – acidooligotrofiering (Grahn m.fl. 1973). En viktig drivkraft bakom kalkning av sjöar och vattendrag har varit att återställa näringstillgången till vad den har varit före försurningsepoken. På väg mot det slutliga målet – ”ursprunglig” deposition av starksyra och oorganiska kväveföreningar har kalkning använts med förhoppning att tills vidare kunna restaurera de syrabelastade sjöarnas produktivitet (Henrikson och Brodin 1995).

Halten av oorganiskt kväve i sjöar regleras nu till stor del av kvävedeposition av antropogent ursprung (Bergström m.fl. 2005). Denna visar en starkt avtagande gradient från söder mot norr i Sverige. Depositionen har varit sjunkande de senaste 20 åren men med relativt stora mellanårsvariationer. De trendtester som här gjorts på sjövattnet i kalkade sjöar samt referenser under de senaste 17 åren visar att ammoniumhalterna har ökat signifikant och nitrat-halterna minskat. Ammonium ökar speciellt i kalkade sjöar (85% av antalet) följt av sura och neutrala sjöar (60%). Nitrathalter har minskat, framför allt i kalkade sjöar. Summerat till oorganiskt kväve finns bara någon enstaka sjö med signifikant sänkt halt, framför allt bland de sura referenssjöarna. Sammantaget har koncentrationerna av oorganiskt kväve i sjöarna inte sjunkit i paritet med den långsamt sjunkande kvävedepositionen. Halterna ligger kvar på tidigare nivå men med en förskjutning mot ammonium i stället för nitrat vilket kan peka på en hämrad nitrifikation speciellt i kalkade sjöar, men även i övriga.

Kvävetets roll i produktionsregleringen har bedömts på olika sätt. Halterna av oorganiskt kväve sjunker normalt under produktionssäsongen (figur 3) men om halterna av oorganiskt kväve är högre än 30 µg N i augusti kan man tala om ett kväveöverskott och fosfortillgången bör då reglera produktionen. Så är fallet för ca hälften av de kalkade sjöarna och en dryg tredjedel av de neutrala och två tredjedelar de sura referenserna.

Enligt en annan approach kan kvoten oorganiskt kväve/totalfosfor indikera kvävereglering om den ligger under 1,5 (Bergström m.fl. 2008). Ett stort antal sjöar visar sig ha låga kvoter framför allt i augusti och september vilket alltså pekar på att sjöarna då har kväveunderskott och kvävetillgången reglerar fytoplanktonproduktionen, dock inte i de sura referenssjöarna.

Fosforhalterna i sjöar som ingår i fem grupper augusti 2005–oktober 2006 ligger som medelvärden mellan 6,5 och 11 µg P/l. Halterna i extensivundersökta kalkade sjöar är högst och lägst ligger långtidskalkade sjöar, överdoserade sjöar och sura referenssjöar. Halterna i intensivundersökta kalkade sjöar är 2 µg/l lägre än i neutrala referenser. Denna skillnad har tidigare diskuterats som en oligotrofiering vid försurning som inte visat sig vara reversibel (Persson och Appelberg 2001, Söderbäck 1997). De signifikanta negativa trender för totalfosfor som nu redovisas har framför allt rört de kalkade sjöarna men sänkningar har också förekommit i stor utsträckning bland både neutrala och sura referenser. Även dessa data pekar på att fosforhalterna inte reversibelt stiger vid kalkning, snarare tvärt om.

Onormalt låga fosforhalter i kalkade sjöar indikeras också av de beräkningar av referenshalter för fosfor som gjorts med metodik enligt Naturvårdsverket nya Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (NFS 2008). Av de 20 sjöar som hade den lägsta uppmätta halten i relation till beräknad fosforhalt vid ”referensförhållanden” var 18 sjöar kalkade. Samtidigt måste dock noteras att avvikelser i andra riktningen också förekommer.

De trender som identifierats kommer inte bara att förändra ammonium/nitratbalansen. Även balansen oorganiskt kväve/totalfosfor är under förändring genom att öka i 38% av de intensivundersökta kalkade sjöarna och 63% av de neutrala referenserna medan 40% av de sura referenserna istället minskar. Ökningarna leder till att fosfor i än högre grad än nu (då produktionen under augusti och september till en del styrs av kvävetillgång) kommer att styras av fosfortillgången. Detta är förmodligen ingen återgång till situationen före försurning då kvävebrist i större utsträckning reglerade produktionen i syd och mellansverige, och gör det i dag i norrländska sjöar. Försurningsepokens situation med överskott av luftdeponerat kväve består ännu i syd- och mellansverige och den sjunkande fosforhalten reglerar i än högre grad produktionen.

Förändrade utflocknings- och fällningsförhållanden för fosfor har undersökts som orsaker till fosforminskningen. Aluminiumutflockning och fosforadsorption eller direkt aluminiumutfällning har pekats ut som troliga mekanismer (Jansson m.fl. 1986, Kopacek m.fl. 2000, Ulrich och Pöthig 2000, Pilström 2006). Vid Wällstedts (2005) sedimentundersökningar i 16 IKEU-sjöar fanns ett gott samband mellan aluminiumhalter och fosforhalter i sedimenten vilket kan tolkas som att aluminiumhalten reglerar fosforhalten. Två uppströmskalkade

sjöar och 4 sura referenser hade lägre fosforhalter än övriga vilket tolkades som att en utflockning skett redan ute i tillrinningsområdet vid uppströmskalkning och som att mindre utflockning ägde rum vid lågt pH i sura referenssjöar.

Pilströms undersökning av 7 sjöar på Västkusten påvisade att aluminium och järn hade ackumulerats i ytsediment jämfört med i preindustriella sediment vilket talar för att även fosfor i större utsträckning ackumulerats i de aluminiumrika ytsedimenten. Kalkade sediment hade största haltförhöjningen. I detta fall bestämdes också de olika sedimentens maximala fosforabsorptionsförmåga som visade sig ha ökat från preindustriell tid till nutid. Jämviktskoncentrationen mellan sedimentens interstitialvatten och sjövattnet visade sig ha sjunkit under samma tid. Problemet med fosforhalternas reglering är dock inte komplett genomlyst (bl.a. saknas samband mellan halter i sjövattnet och halter i sediment eller aluminiumhalter i sediment). Resultaten pekar dock på en ökad uttransport från marken av aluminium och järn vid hög starksyrelastning vilket frigör aluminium och höjer aluminiumtransporten som kan fortgå med liten utflockning i sura sjöar men med hög utflockning i kalkade sjöar som får en sänkning av fosforhalterna i sjövattnet. Enligt detta sätt att se återgår inte aluminium- och fosfortransporten till ursprungsnivåer förrän starksyradepositionen på sjöarnas tillrinningsområden upphört eller neutraliserats.

REFERENSER

Internet

<http://info1.ma.slu.se/IKEU/IKEUpresent/Program-sjo.html>

<http://info1.ma.slu.se/IKEU/IKEUpresent/Metoder.html>

<http://info1.ma.slu.se/IKEU/IKEUpresent/urvalsprincip.html>

Skrifter

Benndorf, J., Böing, W., Koop, J. & Neubaer, I. 2002. Top-down control of phytoplankton. The role of time scale, lake depth, and trophic state. *Freshwat. Biol.* 47: 2282–2295.

Bergström, A.-C., Jonsson, A. & Jansson, M. 2008. Phytoplankton responses to nitrogen and phosphorus enrichment in unproductive Swedish lakes along a gradient in atmospheric nitrogen deposition. *Aquat. Biol.* 4: 55–64.

Bergström, A.-C., Blomqvist, P. & Jansson, M. 2005. Effects of nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnol. Oceanogr.* 50: 987–994.

Broberg, O. 1988. Effects on: organic carbon, nitrogen and phosphorus. I: Dickson, W. Liming of Lake Gårdsjön – an acidified lake in SW Sweden. Report 3426, s.136–205. National Swedish Environmental Protection Board, Stockholm

Engblom, S. & Sonesten, L. Dickson, W. 1980. Properties of acidified water. I: Drablös, D. & Tollan, A. (eds). Ecological impact of acid precipitation. s. 75–83, SNSF-proj., Oslo-Ås.

Gahnström, G., Blomqvist, P. & Fleischer, S. 1994. Are key nitrogen fluxes changed in the acidified aquatic ecosystem? *Ambio* 22: 318–324.

Grahn, O., Hultberg, H. & Landner, L. 1974. Oligotrophication – a self-acceleration process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio* 3:93–94.

Henrikson, L. & Brodin, Y. 1995. Liming of acidified surface waters; A Swedish synthesis. Springer Verlag, Berlin.

Hornung, M., Sutton, M.A. & Wilson, R.B. 1995. Mapping and modelling of critical loads for nitrogen – a workshop report. Institute of terrestrial ecology, United Kingdom.

Jansson, M., Persson, G. & Broberg, O. 1986. Phosphorus in acidified lakes: The example of Lake Gårdsjön Sweden *Hydrobiologia* 139, 81–96.

Kopacek, J., Heizlar, J., Borovec, J., Porcal, P. & Kotorova, I. 2000. Phosphorus inactivation in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed–lake ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 45:212–225.

Marklund, H. 2008. Sötvatten – revision av nationell miljöövervakning 2007. Naturvårdsverket rapport 5879, Stockholm.

NFS 2008, Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Naturvårdsverket författningssamling 2008:1.

Olsson, H. & Pettersson, A. 1993. Oligotrophication of acid waters – a review of hypotheses. *Ambio* 22, 312–317.

Persson, G. & Appelberg, M. 2001. Evidence of lower productivity in long term limed lakes as compared to unlimed lakes of similar pH. *Wat. Air Soil Poll.* 130: 1769–1774.

Persson, G. & Wilander, A. 2002. Allmän vattenkemi före och efter kalkning i sjöar inom Integrerad Kalkningseffektuppföljning. Rapport 2002:8. Inst. för Miljöanalys, SLU, Ultuna.

Persson, G. 2003. Nitrogen retention in lakes in Sweden; a review. Rapport 2003:19. Inst. för Miljöanalys, SLU, Uppsala.

Persson, G. 2008. Zooplankton response to long term liming: comparison of 15 limed and 15 reference lakes in Sweden. *Limnologica* 38: 1-13.

Pilström, F. 2006. The effects of lime treatment in acidified lakes on sediment P sorption and productivity. Ex-arbete, Limnologiska avd., Uppsala Universitet.

Sonesten, L. & Engblom, S. 2001. Totalfosforanalyser vid institutionen för miljöanalys 1965–2000. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.

Stenson, J.A.E. Bohlin, T. Henrikson, L. Nilsson, B.I., Nyman, H.G., Oscarson, H. & Larsson, P. 1978. Effects of fish removal from a small lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 794– 801.

Söderbäck, B.(red.) 1997. Bioloisk mångfald i kalkade sjöar – utvärdering av IKEU-programmets sex första år. Naturvårdsverket Rapport 4816, Stockholm.

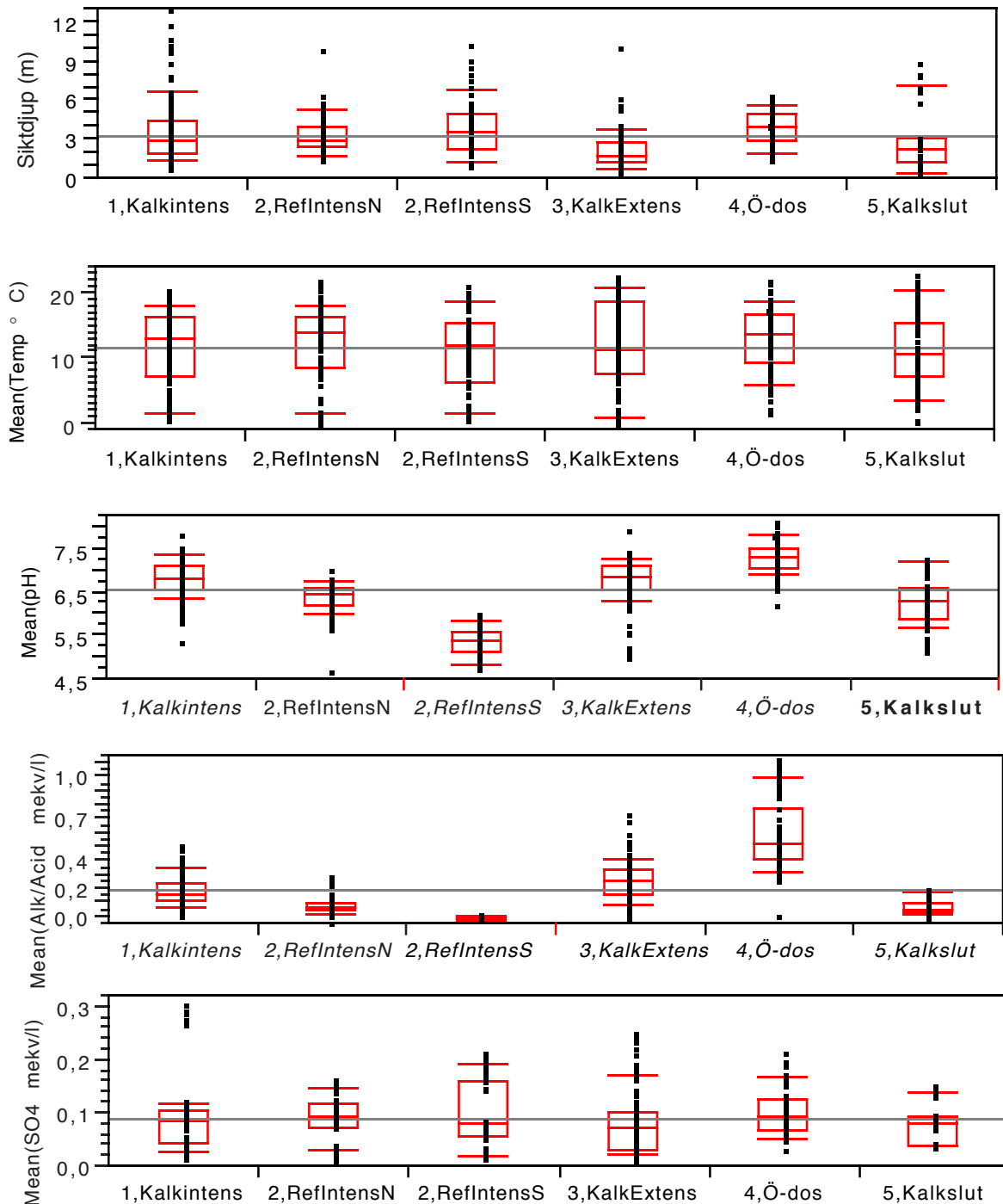
Wällstedt, T. & Borg, H. 2005. Metal burdens in surface sediment of limed and nonlimed lakes. *Science of the total environment* 336:135–154.

Appendix 1. Basdata för sjöar i IKEU-programmet samt referenssjöar inom den nationella miljöövervakningen. Sjöar i 5 delprogram.

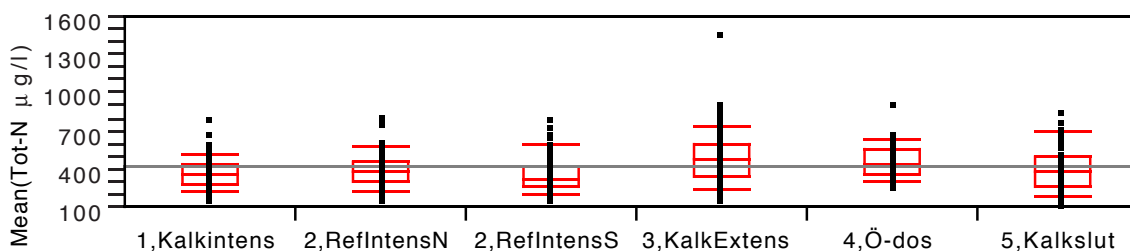
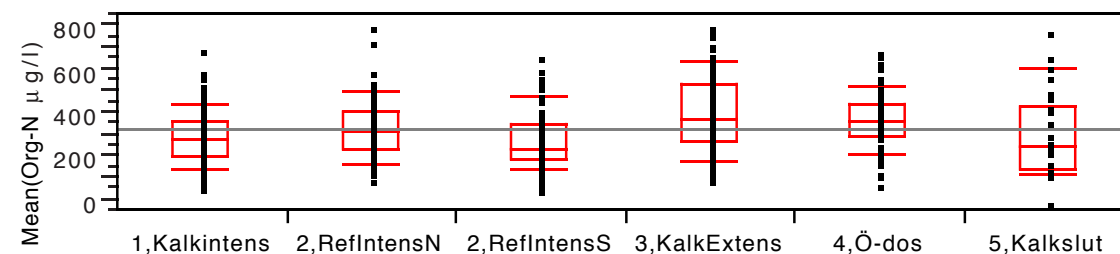
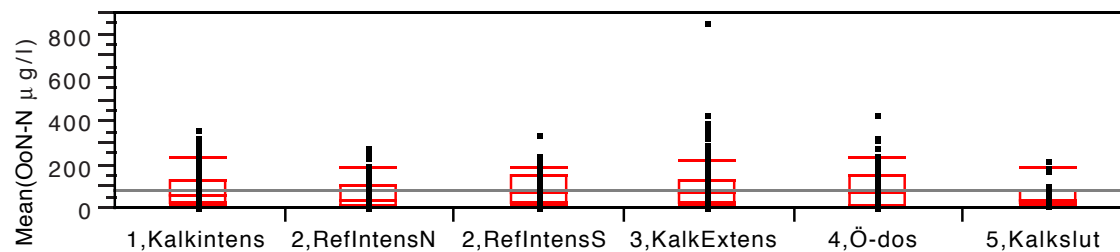
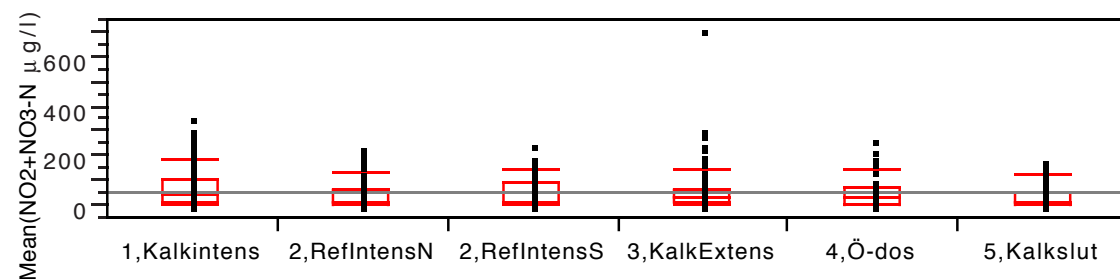
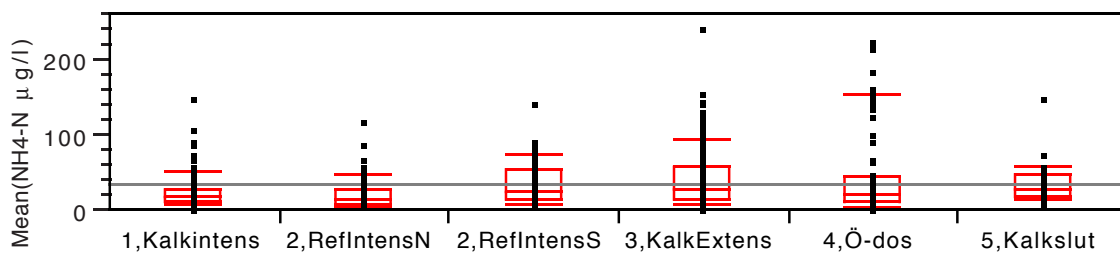
	Delprogram i IKEU (nr)	Program start	Sjöarea (km ²)	Altitud (m)	Maximalt djup (m)	Medel djup (m)	Vatten volym (Mm ³)	Skattad oms.tid(år)
"Intensiv" IKEU								
Stensjön	1,Kalkintens	1989	0,391	35,7	20,6	9,1	3,550	1,98
Stengårdshultasjön	1,Kalkintens	1989	4,976	223,8	26,8	7,1	34,600	0,94
Gyslättsjön	1,Kalkintens	1989	0,325	225,6	9,8	2,8	0,910	0,90
Gyltigesjön	1,Kalkintens	1989	0,395	61,2	20	9,1	3,590	0,03
Ejgdesjön	1,Kalkintens	1989	0,861	142,1	28,6	7,0	6,030	2,38
Stora Härnsjön	1,Kalkintens	1989	2,638	90	42	14,1	36,200	2,84
Västra Skålsjön	1,Kalkintens	1989	0,406	233,1	18,7	7,4	2,990	5,94
Lien	1,Kalkintens	1989	1,53	157,5	29,2	7,8	11,700	0,80
Bösjön	1,Kalkintens	1989	1,149	581,9	17	4,2	4,800	1,29
Tryssjön	1,Kalkintens	1989	0,302	344,6	19,6	7,2	2,180	0,56
Nedre Särnamannasjön	1,Kalkintens	1993	0,417	950	4,3	1,8	0,727	0,28
Källsjön	1,Kalkintens	1989	0,224	234,1	17,4	7,1	1,750	0,28
Nässjön	1,Kalkintens	2004	0,565	140,8	11,3	3,5	1,950	0,83
Blanksjön	1,Kalkintens	2004	0,185	43,2	16,7	4,5	0,840	3,25
"Intensiv"referens								
Älgsjön	2,RefIntens	1997	0,357	49,9	7,7	3,7	1,310	4,76
Härsvattnet	2,RefIntens	1987	0,191	125,5	26,2	5,7	1,008	0,80
Fräcksjön	2,RefIntens	1987	0,276	62,5	14,5	6,0	1,624	0,76
Övre Särnamannasjön	2,RefIntens	1993	0,283	953,4	5,2	1,9	0,523	0,29
Lillesjö	2,RefIntens	2004	0,038	88,3	10,4	4,8	0,180	1,79
Örvattnet	2,RefIntens	2004	0,7	278,2	36	7,8	5,390	4,62
Årsjön	2,RefIntens	1977	0,219	55,4	8,4	3,4	0,730	2,63
Stora Envättern	2,RefIntens	1987	0,376	64,9	11,2	5,0	1,847	5,64
Fiolen	2,RefIntens	1987	1,646	226	10,5	3,8	6,210	3,61
Allgjuttern	2,RefIntens	1987	0,186	129,8	40,7	11,4	2,096	10,71
Brunnsjön	2,RefIntens	1987	0,107	98,4	10,6	5,3	0,571	0,84
Stora Skärsjön	2,RefIntens	1987	0,314	55	11,5	3,8	1,172	0,98
Rotehogstjärnen	2,RefIntens	1987	0,168	120,6	9,4	3,4	0,571	0,26
Övre Skärsjön	2,RefIntens	1987	1,743	222,1	32	5,7	9,907	2,94
Stensjön	2,RefIntens	1987	0,569	268,7	8,5	4,2	2,407	1,51
Remmarsjön	2,RefIntens	1987	1,367	234	14,4	5,2	7,017	0,16
Abiskojaure	2,RefIntens	1987	2,838	488,6	35	11,0	31,000	0,08
IKEU-"överdos"								
Lillasjön	4,Ö-dos	2006	0,104	37,5	4	1,3	0,138	1,58
Stora Ålagylet	4,Ö-dos	2006	0,04	77,9	6	2,0	0,053	0,27
Västra Hultasjön	4,Ö-dos	2006	0,07	102,4	7	2,3	0,093	1,51
Härbillingen	4,Ö-dos	2006	0,133	59,7	19,8	5,1	0,650	1,20
Hagsjön	4,Ö-dos	2006	0,238	174,1	13,2	4,6	1,100	0,48
Gärsjön	4,Ö-dos	2006	0,081	176,3	8,5	2,5	0,210	1,26
Stora Vrångstjärnet	4,Ö-dos	2006	0,094	213,5	12	4,0	0,376	1,31
Stora Silevatten	4,Ö-dos	2006	0,052	126	16	5,3	0,277	1,78
Motjärn	4,Ö-dos	2006	0,113	172,6	11	3,7	0,414	2,55
Kånkåstjärnen	4,Ö-dos	2006	0,114	299,1	11	3,7	0,418	1,00
IKEU- "kalkavslut"								
Långsjön	5,Kalkslut	1999	0,095	41,9	8	4,1	0,390	0,93
Trehörningen	5,Kalkslut	1999	0,034	48,9	4,4	2,5	0,090	0,66
Långsjön	5,Kalkslut	1989	0,673	142,1	17,8	4,2	2,850	1,67
Rädsjön	5,Kalkslut	2007	0,56	361,7	26	8,7	4,853	3,56
Skifsen	5,Kalkslut	2007	0,35	334,7	9	3,0	1,050	1,16
Geten	5,Kalkslut	2007	0,2	91	7,5	3,6	0,885	1,87

Forts.	Delprogram i IKEU(nr)	Program start	Sjöarea (km ²)	Altitud (m)	Maximalt djup (m)	Medel djup (m)	Vatten volym (Mm ³)	Skattad oms.tid(år)
IKEU- "extensiv"								
FAGERHULTASJÖN	3,KalkExtens	2005	1,6	233,8	10,5	4,9	8,340	3,97
KLOJSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,14	201,5	8,2	3,8	0,572	1,85
LOMSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,1	269	5,8	1,5	0,113	0,02
BRÄNDASJÖ	3,KalkExtens	2005	0,14	174,6	4,7	1,9	0,265	0,40
KNUTSNABBEN	3,KalkExtens	2005	0,29	157,5	6,1	1,8	0,520	0,17
GRYTSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,236	143	8,5	3,0	0,670	1,17
TREHÖRNINGEN	3,KalkExtens	2005	0,238	108,5	5	1,8	0,430	0,20
MOSSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,103	83,1	8,8	3,2	0,320	1,51
HJÄRTASJÖN	3,KalkExtens	2005	0,19	121	7	2,7	0,500	0,43
DJURASJÖN	3,KalkExtens	2005	0,215	164,6		3,0	0,645	0,11
LÅNGESJÖN	3,KalkExtens	2005	0,454	133,6	12	3,6	1,570	0,05
ÄNTASJÖN	3,KalkExtens	2005	0,072	99,5	10	3,1	0,252	0,36
BRÅTESJÖN	3,KalkExtens	2005	0,077	97,4		2,0	0,154	0,07
HEDGÄRDESSJÖ	3,KalkExtens	2005	0,341	97,5	29	6,8	2,487	1,90
GRUNDASJÖN	3,KalkExtens	2005	0,11	131,8	13,2	4,8	0,530	0,72
STORA HAGASJÖ	3,KalkExtens	2005	0,103	146,5	10,3	4,0	0,445	0,87
UGGENÅSDYPEN	3,KalkExtens	2005	0,32	345,1	12,7	4,5	1,440	1,02
KROKTJÄRN	3,KalkExtens	2005	0,11	237,6	14	5,6	0,618	3,24
FJÄLLBU	3,KalkExtens	2005	0,183	260,6	21	7,2	0,835	0,52
SÖDRA MARKTJÄRNEN	3,KalkExtens	2005	0,02	343,6	5,7	3,5	0,070	0,12
STÖPSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,57	299	9,5	3,5	1,971	0,78
NORRA BAKSJÖN	3,KalkExtens	2005	1,202	276,7	32	7,5	7,050	1,80
SÖDRA VÅLSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,33	284,7	6	3,0	1,060	0,61
DYRSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,21	440,7	8,5	2,1	0,390	0,47
ANDERSSJÖN	3,KalkExtens	2005	0,183	291,2	7,9	3,2	0,590	0,09
ÅBERVATTNET	3,KalkExtens	2005	1,891	758,2	21,8	6,9	13,145	0,44

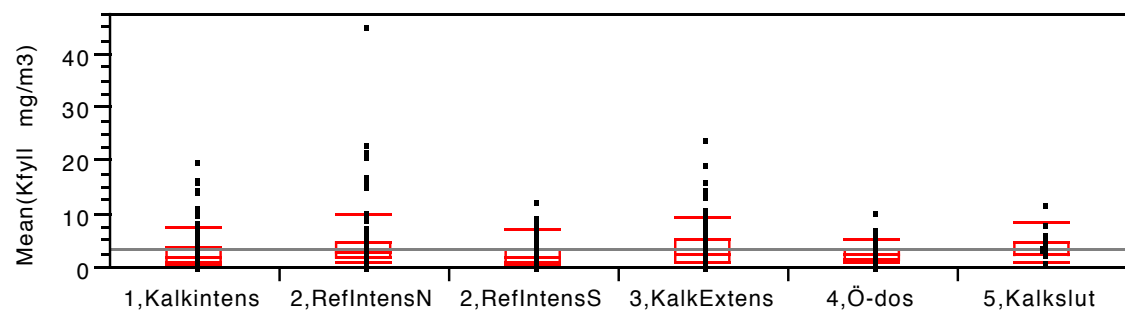
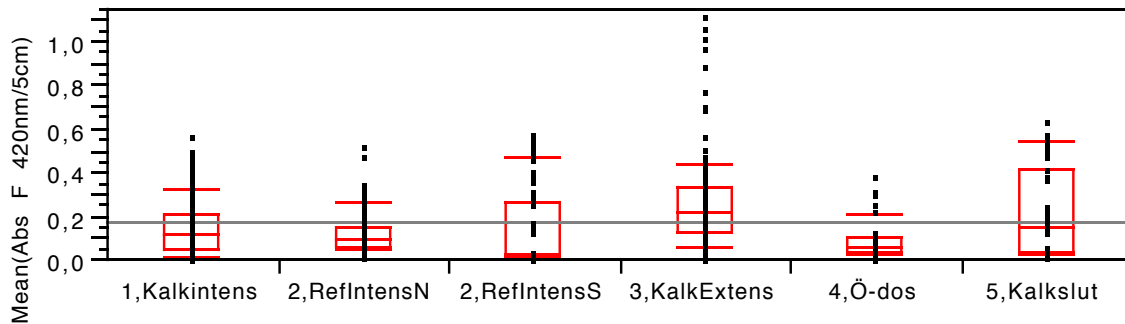
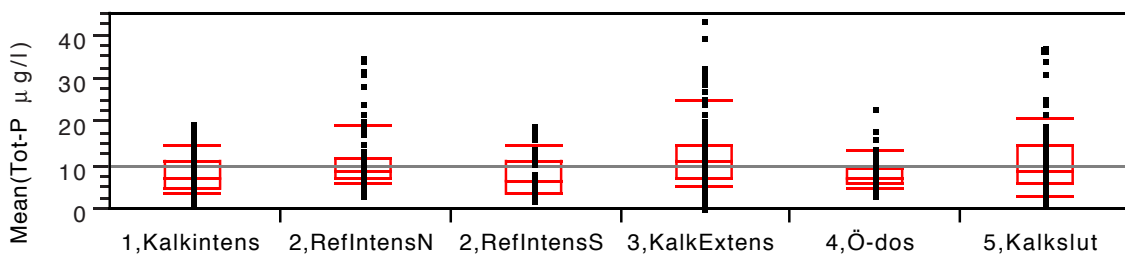
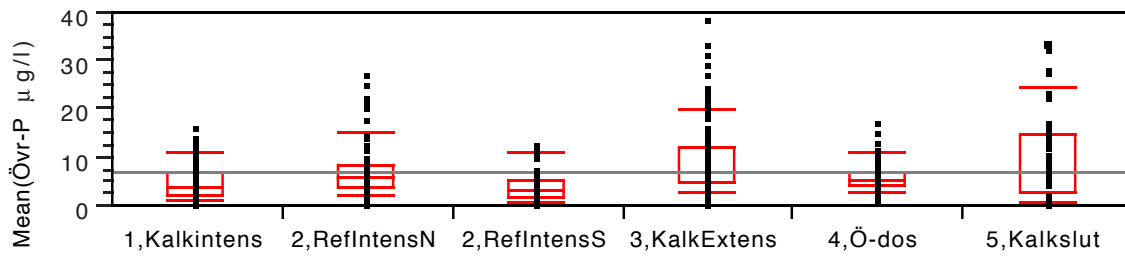
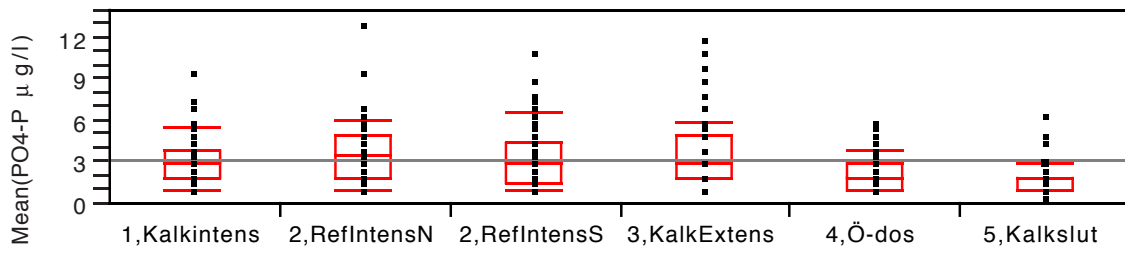
Appendix 2. Siktdjup, temperatur, pH, alkalinitet och sulfathalt i sjöar inom olika IKEU-delprogram samt referenssjöar inom den nationella miljöövervakningen. Percentiler som röda tvärstreck (nedifrån 10. 25. 50. 75, 90%) samt referenssjöar inom den nationella miljöövervakningen. Dessutom visas alla individuella mätvärden. Sjöar i 5 delprogram enl Appendix 1. Mätperiod aug 2005–okt 2006.



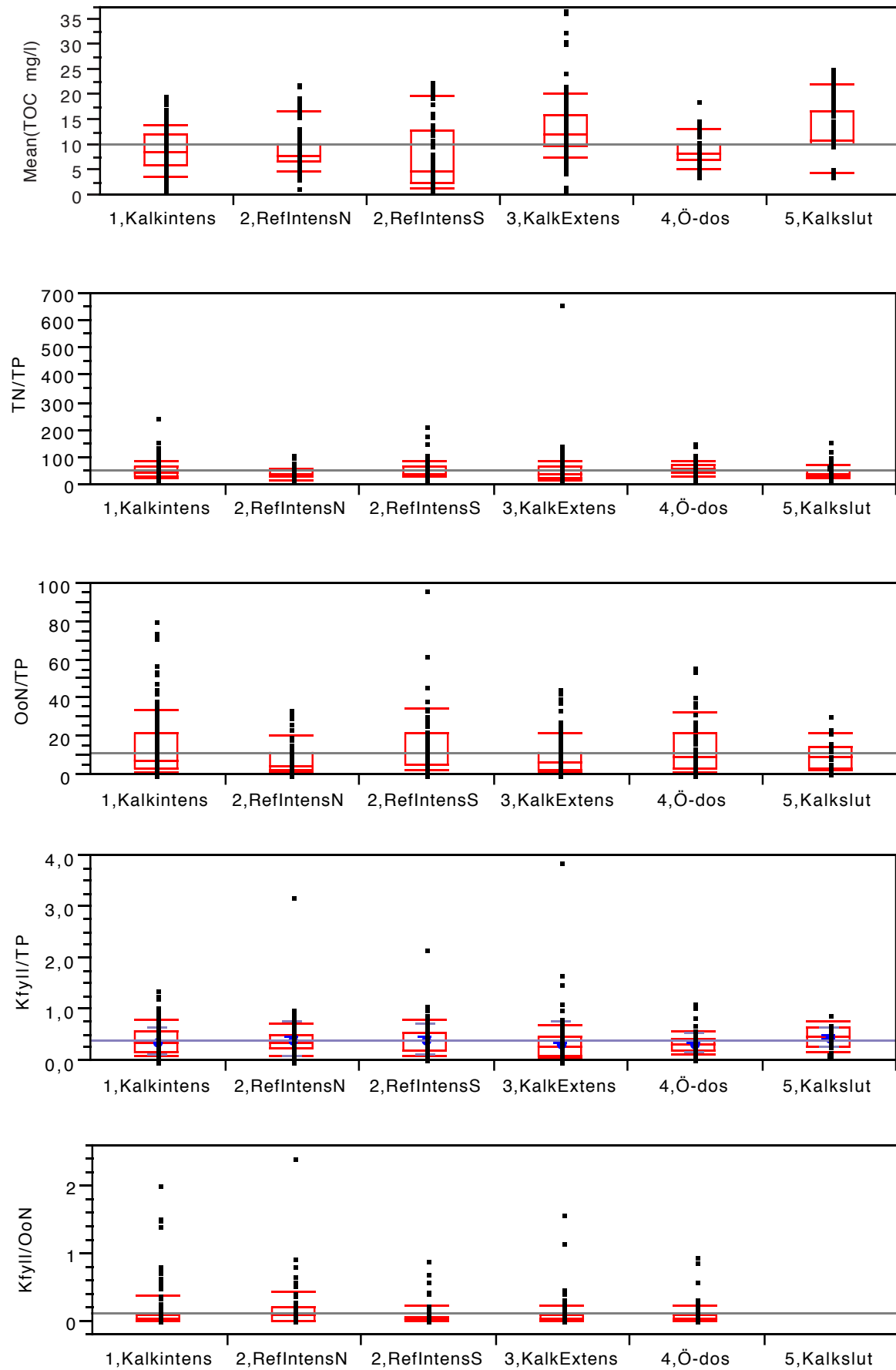
Appendix 2 forts.



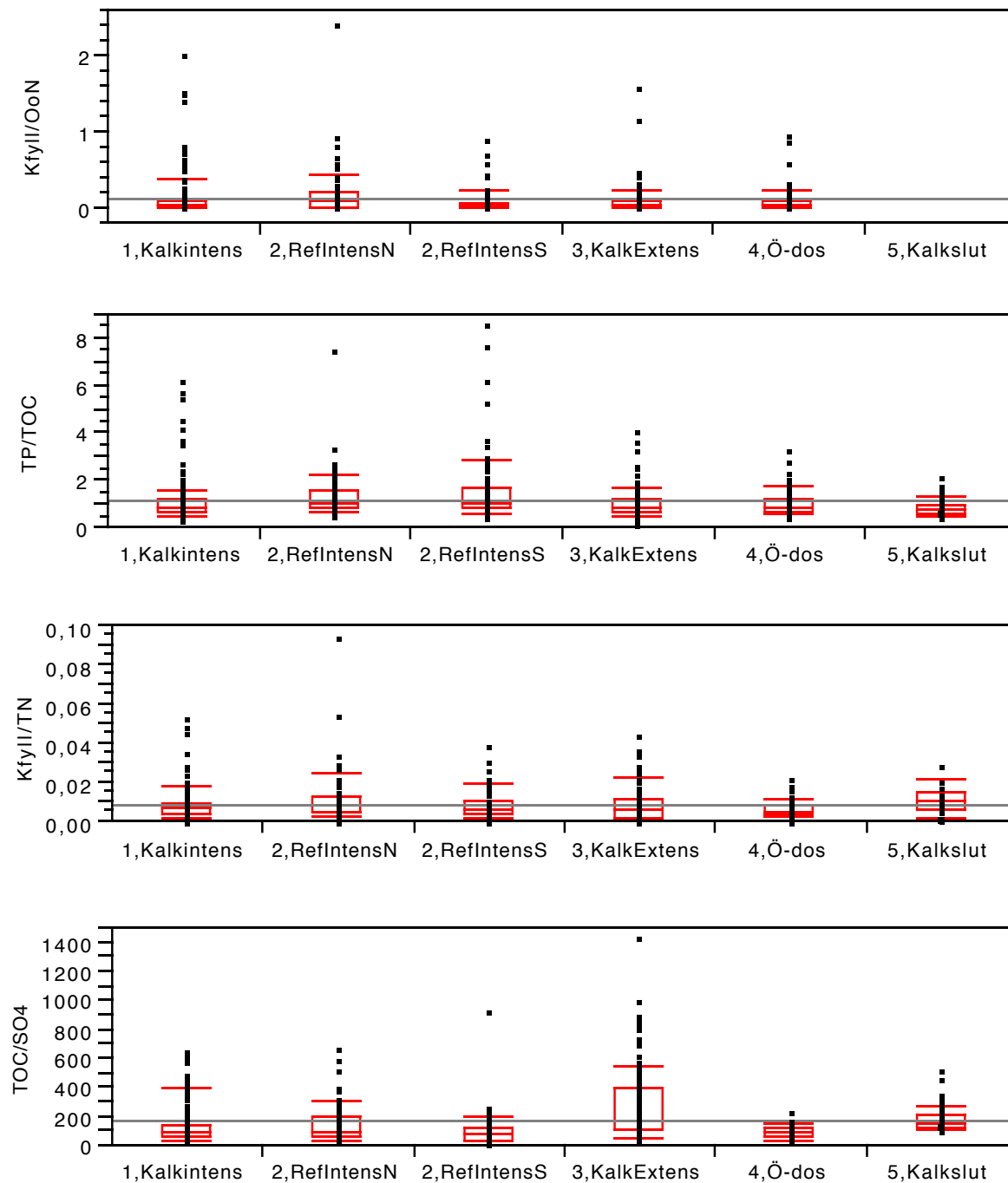
Appendix 2 forts.



Appendix 2 forts.



Appendix 2 forts.



Appendix 3. Summa vått och torrt nedfall av oorganiskt kväve i sjöarnas mynnings-punkter enligt SMHI:s MATCH-modell. Potentiell koncentration beräknad med hjälp av arealspecifik avrinning. Uppmätt koncentration anges för mätningar i februari och för hela säsongen. Uppmätt koncentration har också relaterats till februari- och säsongmedelvärden. Mätperiod 2001–2005.

Sjönamn	Delprogram)	N-dep (kgN/ha,år)	Avrinning (l/s,km2)	PotOoN (µgN/l)	OoNFeb (µgN/l)	OoNSäs (µgN/l)	%av Feb	%Av säsmed.
Källsjön	1,Kalkintens	4,91	12	1298	83	69	6,39	5,28
Nedre Särnamannasjön	1,Kalkintens	4,82	18	849	55	72	6,48	8,49
Bösjön	1,Kalkintens	4,74	14	1073	52	42	4,84	3,89
Tryssjön	1,Kalkintens	5,68	10	1801	51	41	2,83	2,28
Västra Skälsjön	1,Kalkintens	7,29	11	2101	94	48	4,47	2,28
Lien	1,Kalkintens	7,29	10	2311	107	68	4,63	2,94
Stensjön	1,Kalkintens	8,31	7	3763	189	77	5,02	2,05
Ejgdesjön	1,Kalkintens	9,43	18	1661	260	193	15,65	11,62
Stora Härsjön	1,Kalkintens	13,73	16	2722	249	179	9,15	6,58
Stengårdshultasjön	1,Kalkintens	10,87	14	2463	181	122	7,35	4,95
Nässjön	1,Kalkintens	14,24	20	2257	338	149	14,98	6,60
Gyltätasjön	1,Kalkintens	10,14	10	3217	158	38	4,91	1,17
Gyltigesjön	1,Kalkintens	15,74	19	2627	363	256	13,82	9,75
Blanksjön	1,Kalkintens	11,83	6	6251	196	101	3,14	1,62
Remmarsjön	2,RefIntensN	4,22	11	1218	47	37	3,83	3,04
Stensjön	2,RefIntensN	4,91	12	1298	50	41	3,86	3,19
Stora Envättern	2,RefIntensN	7,51	6	3968	80	50	2,03	1,26
Älgsjön	2,RefIntensN	7,05	7	3191	141	52	4,41	1,63
Fräcksjön	2,RefIntensN	12,95	15	2738	224	138	8,17	5,04
Allgjuttern	2,RefIntensN	7,87	6	4157	119	63	2,86	1,51
Fiolen	2,RefIntensN	10,14	10	3217	214	111	6,66	3,44
Stora Skärsjön	2,RefIntensN	14,38	16	2850	358	123	12,55	4,32
Övre Särnamannasjön	2,RefIntensS	4,82	18	849	60	57	7,07	6,72
Övre Skärsjön	2,RefIntensS	7,29	11	2101	170	130	8,07	6,19
Örvattnet	2,RefIntensS	6,33	12	1673	145	72	8,65	4,29
Rotehogstjärnen	2,RefIntensS	10,49	19	1750	167	80	9,56	4,57
Härsvattnet	2,RefIntensS	13,22	18	2329	218	141	9,36	6,06
Brunnsjön	2,RefIntensS	10,20	8	4044	199	146	4,92	3,61
Lillesjö	2,RefIntensS	12,42	6	6564	176	98	2,69	1,49
Årsjön	2,RefIntensS	8,44	7	3823			0,00	0,00