



En jämförelse av bakterieantal mellan kalkade och okalkade sjöar

av

Ann-Kristin Bergström

Utgivning/beställning:

Institutionen för miljöanalys
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7050
750 07 Uppsala

En jämförelse av bakterieantal mellan kalkade och okalkade sjöar

av

Ann-Kristin Bergström

Institutionen för ekologi och geovetenskap/
/Naturgeografi
Umeå Universitet, SE-901 87 Umeå
E-mail: ann-kristin.bergstrom@eg.umu.se

Tryck 1999/12
Upplaga: 40 ex
©Inst. för miljöanalys
ISSN 1403-977X

Sammanfattning

Denna studie har syftat till att undersöka om kalkning påverkar bakterieantalet i sjöar eller ej. För att vidare se om kalkning påverkar bakterieantal på olika sätt i humösa och klara sjöar har undersökningen genomförts i sjöar med varierad humushalt. Kemiska och biologiska data från kalkade sjöar har erhållits ur delprogrammet Integrerad kalkningseffektuppföljning i sjöar (IKEU) från Miljöanalys, SLU, Uppsala. Data från okalkade sjöar (Jämförelsesjöar) har delvis inhämtats från litteraturen, men även erhållits efter förfrågan från författaren till olika forskargrupper vid svenska, finska, norska samt engelska universitet. Från de data som fanns tillgängliga indelades sjöarna i två grupper med avseende på TOC-halt; Grupp 1 humösa sjöar och Grupp 2 klara sjöar. Båda grupperna innehöll kalkade IKEU-sjöar och okalkade Jämförelsesjöar. Hänsyn till närsaltkoncentration (främst totalfosfor) togs även vid val av Jämförelsesjöar. Sjöar med liknade trofinivå som IKEU-sjöar valdes ut i studien för att främst titta på hur pH styr bakterieantal i sjöar vid samma närsalthalt.

För att kunna utreda en kalkningseffekt på bakterieantal bör en jämförelse mellan kalkade och okalkade sjöar göras inom samma region med likartad atmosfärisk deposition av försurande ämnen och likartad försurningspåverkan. Detta var möjligt att genomföra i de humösa sjöarna (Grupp 1) där den geografiska spridningen av kalkade IKEU-sjöar och okalkade Jämförelsesjöar var relativt lika. Inom Grupp 2 (klara sjöar) var spridningen mellan kalkade och okalkade sjöar olika (de förra lokaliserade till de södra delarna av Sverige och de senare till de nordligare delarna av Sverige). Denna spridning av sjöar medförde att det inte var möjligt att utnyttja Jämförelsesjöar för att bedöma kalkningseffekten relativt tillståndet i en försurad klarvattensjö. Jämförelsesjöar användes därför för att jämföra om kalkningen resulterat i ett tillstånd som liknar det naturliga i klara näringsfattiga sjöar.

Resultatet från denna sammanställning indikerar att bakterieantalet i okalkade humösa sjöar är högre än i kalkade humösa sjöar. Bakterieaktiviteten i humösa sjöar verkar därmed inte påverkas negativt av låga pH-värden. Fosforkoncentrationen var i genomsnitt lägre i de kalkade

humösa sjöarna. Denna skillnad i fosforkoncentration återfanns i samtliga jämförelser mellan kalkade och okalkade humösa sjöar lokaliserade inom regioner med likartad försurningspåverkan. En lägre fosforkoncentration i de kalkade humösa sjöarna kan därför inte förklaras av lägre fosfortillförsel från mark i tillrinningsområdet (Jansson mfl, 1986), utan bör snarare vara en följd av kalkning. Eftersom fosfor kan vara tillväxtbegränsade för bakterier i humösa system (Jansson mfl, 1996), är en lägre fosforkoncentration i kalkade humösa sjöar en möjlig förklaring till det lägre bakterieantalet. I och med att den totala produktionen i humösa sjöar främst byggs på en heterotrof bas (Hessen, 1992, Jansson mfl, 1999) är det av stor vikt att studera om detta resultat är allmängiltigt för ett större antal kalkade humösa sjöar i Sverige. Skulle så vara fallet kan kalkning i sig innebära en oligotrofiering. Vilka faktorer som orsakar en lägre fosforkoncentration i kalkade humösa sjöar är därmed viktigt att fastställa i framtiden.

Skillnaden i bakterieantal mellan kalkade- och okalkade klara sjöar var låg. Även i detta fall verkar bakterieaktiviteten inte påverkas negativt av låga pH-värden. Fosforkoncentrationen var lägre i de kalkade klara sjöarna. I och med den geografiska spridningen mellan kalkade (södra Sverige) och okalkade (norra Sverige) klara sjöar är det svårt att avgöra vad som orsakar skillnader i fosforhalter mellan dessa miljöer. Trots variation i fosforkoncentration var bakterieantalet lika i kalkade och okalkade sjöar vilket tyder på att bakterierna i klara sjöar snarare är kolbegränsade än fosforbegränsade. En lägre fosforkoncentration kan möjligtvis indirekt påverka bakterieantalet i klara sjöar om växtplankton är fosforbegränsat. Vid näringsbrist producerar växtplankton en mindre mängd löst organiskt kol (Currie, 1990), vilket enligt detta resultat skulle kunna påverka bakterietillväxten. Tot-N/Tot-P-kvoterna var också betydligt högre i de kalkade klara sjöarna vilket tyder på en kraftigare underskott av fosfor relativt kväve. Vilka faktorer som orsakar en lägre fosforkoncentration i kalkade klara sjöar i jämförelse med okalkade klara sjöar är därmed också en viktig faktor att fastställa i oligotrofa klarvattensystem.

Innehåll

Sammanfattning	1
Innehåll	2
Inledning	3
Material och metoder	
IKEU-sjöar	5
Jämförelsesjöar	6
Klassindelning-klara respektive humösa sjöar	7
Beräkningar	8
Resultat	9
Lokalisering och sjökaraktistika	9
Naturligt sur humös sjö jämfört kalkad humös sjö	9
Naturligt kalkrik humös sjö jämfört kalkad humös sjö	9
Möjligt försurad humös sjö jämfört kalkad humös sjö	12
Okalkade humösa sjöar (Jämförelsesjöar) jämfört kalkade humösa sjöar (IKEU-sjöar)	12
Okalkade klara sjöar (Jämförelsesjöar) jämfört kalkade klara sjöar (IKEU-sjöar)	13
Diskussion	15
Humösa sjöar (Grupp1)	15
Klara sjöar (Grupp 2)	16
Tackord	17
Referenser	18
Appendix: Resultat av bakterieräkningar	20

Inledning

Försurning av mark, sjöar och vattendrag orsakad av en ökad atmosfärisk deposition av sulfat och nitrat är idag ett välkänt miljöproblem i nordvästra Europa och i delar av Nordamerika (Bernes, 1991). I försurade sjöar har vattenkemien, utöver låga pH värden, bland annat karakteriserats av ökande halter av aluminium och andra metaller (Bernes, 1991; Jansson mfl, 1986; Dillon mfl, 1979). Fosforkoncentrationen har vidare rapporterats vara lägre i oligotrofa försurade sjöar i jämförelse med oligotrofa icke försurade sjöar (Hörnström mfl, 1974; Dillon mfl, 1979), vilket kan vara en följd av låg fosfortillförsel till försurningspåverkade sjöar från mark i tillrinningsområdet (Jansson mfl, 1986). Eftersom fosfor i allmänhet är det näringsämne som reglerar växtplanktonproduktion i de flesta typer av sjöar (Schindler, 1977; Jansson mfl, 1986), har sjunkande fosforkoncentrationer i försurade sjöar uppmärksammats i och med att detta skulle kunna leda till en oligotrofiering (Grahn mfl, 1974; Olsson och Pettersson, 1993; Jansson mfl, 1986). Diskussionen angående en oligotrofiering i försurade sjöar har till övervägande del fokuserats på oligotrofa klara sjöar (Olsson och Pettersson, 1993), eftersom oligotrofa humösa sjöar vanligtvis har högre närsaltkoncentrationer (Olsson och Pettersson, 1993; Nürnberg och Shaw, 1998).

I den pelagiska biotan har flera strukturella förändringar rapporterats ske på grund av försurning (Shindler mfl, 1985). Växtplanktonbiomassan samt primärproduktionen är vanligtvis oförändrad efter försurning (Blomqvist mfl, 1993; Blomqvist mfl, 1995), men dock förskjuts växtplanktonsammansättningen i försurade sjöar från ett samhälle dominerat av chrysophyter, cryptophyter och/eller diatomeér mot ett samhälle dominerat av cyanobakterier och dinoflagellater (Blomqvist mfl, 1993; Dillon mfl, 1979; Stenson mfl, 1993). Denna förändring i växtplanktonsammansättning innebär att födokvaliteten för zooplankton försämras (Blomqvist mfl, 1993). Vid försurning påverkas zooplanktonsamhället mot ett allt lägre individantal samt att vissa försurningskänsliga arter som *Daphnia* försvinner (Stenson mfl, 1993). Effekter på zooplankton kan dock variera i och med att zooplanktonsamhället i hög grad bestäms av fiskpredation (Blomqvist mfl, 1993). Påtaglig försurningspåverkan på fiskfauna är att beståndet på grund av störd reproduktion till övervägande grad består av större och äldre individer (Bernes, 1991; Stenson mfl, 1993).

Hur försurningen påverkar den mikrobiella delen av näringsväven (bakterier) i naturliga system är däremot inte lika entydigt som förändringen bland övrig biota. Detta påpekar Bell och Tranvik (1993) i en sammanställning angående försurningens påverkan på mikrobiota i sjöar. Författarna noterar att negativa effekter av försurning på bakterier vanligtvis rapporterats från laboratorieexperiment och/eller från experiment utförda i störda system (blandade sediment), medan i experiment genomförda i ostörda miljöer (intakta sediment eller i större dunkförsök) har få negativa effekter av låga pH-värden på bakterier rapporterats (Bell och Tranvik, 1993).

I Sverige används storskalig kalkning. Syftet med kalkningen är att bibehålla en naturlig flora och fauna i svenska sötvattensystem samt att möjliggöra en rekolonisering av organismer i redan försurade system (Bernes, 1991). Kalkning har bedrivits sedan 1977 och fram tills idag har mer än 7000 sjöar och vattendrag i Sverige behandlats mot försurning genom kalkning, antingen direkt i vattnet eller på angränsande våtmarker (Bernes, 1991).

Kalkning har rapporterats påverka fosforkoncentrationen i sjöar på olika sätt (Broberg, 1987). En del studier visar på oförändrade fosforkoncentrationer efter kalkning (Dillon mfl, 1979; Jansson mfl, 1986), andra redovisar en minskning (Blomqvist mfl, 1995) eller en ökning (Hörnström och Ekström, 1986). Effekter av kalkning på växtplanktonsammansättningen har varierat. I vissa sjöar har kalkningen varit lyckad på så sätt att växtplanktonsammansättningen har återgått till det tillstånd som rådde innan försurning (Hörnström och Ekström, 1986), i andra fall har förändringen varit liten (Blomqvist mfl, 1995; Dillon mfl, 1979) eller obetydlig (Baalsrud, 1985). Effekter på zooplankton vid kalkning är svårare att tyda (Dillon mfl, 1979; Blomqvist mfl, 1995), eftersom zooplankton har en längre reproduktionstid i jämförelse med växtplankton, och rekoloniseringen av försurningskänsliga arter tar således längre tid (Dillon mfl, 1979).

I en studie genomförd i humösa sjöar i södra Sverige upptäcktes inga skillnader i bakterieantal i epilimnion eller i sedimenten mellan kalkade och okalkade sjöar (Tranvik mfl, 1994). Således påverkades inte bakterieaktiviteten i de okalkade humösa sjöarna av låga pH-värden och

inga indikationer på minskad tillgång till näring eller energi kunde indikeras i dessa miljöer (Tranvik mfl, 1994). Effekter av försurning och kalkning har även undersökts i mesokosmexperiment i en mesohumös sjö i södra Sverige (Bell och Tranvik, 1993). Även i denna studie var skillnaden i bakterieaktivitet obetydlig mellan sur och kalkad miljö (Bell och Tranvik, 1993). I den oligotrofa klarvattensjön Njupfatet rapporterades bakteriebiomassan, samt bakterieantalet, öka efter kalkning om man endast jämförde den isfria perioden (Blomqvist mfl, 1995). Det är

således möjligt att kalkning påverkar bakteriantalet olika i humösa och klara sjöar.

Denna studie syftar till att undersöka om kalkning påverkar bakterieantal i sjöar eller ej. För att vidare se om kalkning påverkar bakterieantal på olika sätt i humösa och klara sjöar har undersökningen därför genomförts i sjöar med varierad humushalt. Studien har inletts på initiativ av Gunnar Persson (Miljöanalys, SLU, Uppsala) och gjorts inom ramen för Integrerad kalkningseffektuppföljning.

Tabell 1. Sjökaraktistika samt position angivet i Rikets Nät för samtliga IKEU-sjöar och Jämförelsesjöar. Tabellen anger även kalkningsår samt typ av kalkning i IKEU-sjöarna. Alla Jämförelsesjöar är okalkade.

Sjönamn	Position	Kalkningsår	Typ av kalkning
1. Gyltigesjön	629489-133906	1990-1997	Löpande med doserare i sjön och i sjöar uppströms
2. Gyslättsjön	633209-141991	1991, 1993 och 1995-1997	Sjö och våtmark
3. Källsjön	683582-154935	1990, 1992, 1994 och 1996	Våtmark
4. Långsjön	652412-143738	1992	Sjö samt i en sjö uppströms
5. Rödingträsket	711924-16315	1991, 1993-1997	Våtmark samt mindre mängd i sjöar uppströms
6. Stengårdshultasjön	638317-138010	1990-1994 och 1996	Sjö, i sjöar samt vattendrag uppströms
7. Tryssjön	670275-146052	1990-1997	Löpande med kalkbrunn/doserare i vattendrag uppströms
8. Byxrivarliden	711627-164333	okalkad	
9. Siggefora	665177-157556	okalkad	
10. Skärshultsjön	633738-142203	okalkad	
11. Stora Hålsjön	665300-157200	okalkad	
12. Stora Lången	630682-135214	okalkad	
13. Tvigölingen	666327-158832	okalkad	
14. Örråsk	711600-165580	okalkad	
15. Övre Björntjärn	711635-164485	okalkad	
16. Bösjön	680235-141799	1993, 1995 och 1997	Sjö och våtmark
17. Ejgdesjön	653737-125017	1992, 1994, och 1996	Sjö, våtmark samt i sjöar uppströms
18. Lien	663216-148449	1990-1997	Löpande med doserare i sjöar och vattendrag uppströms
19. N Särnamannasjön	683337-133785	1996	Sjö
20. Stensjön	656419-164404	1991 och 1995	Sjö, våtmark samt i sjöar uppströms
21. Stora Härsjön	640364-129240	1990, 1992-1995 och 1997	Sjö, våtmark samt i sjöar uppströms
22. Västra Skålsjön	664620-148590	1986*	Sjö
23. Njupfatet	687837-153009	okalkad	
24. Sandsjön	712080-165701	okalkad	
25. Siholma	711426-164270	okalkad	
26. Ånnsjön	702679-133966	okalkad	
27. Kieronsjön	757855-161935	okalkad	
28. Diktar-Erikstjärn	759750-161485	okalkad	

* ingen kalkning under mätperioden

Material och metoder

IKEU-sjöar

Naturvårdsverkets program för Integrerad kalkningseffektuppföljning i sjöar (IKEU), har som syfte att följa långsiktiga effekter av kalkning och därvid påvisa skillnader mot försurade respektive naturligt sura och icke sura sjöar i Sverige. IKEU-sjöarna (Tabell 1) har fortlöpande undersökts sedan 1989 med avseende på vattenkemiska parametrar och biologiska parametrar såsom växtplankton, zooplankton, bottenfauna och fisk. Sjöarna är av olika storlek och varie-

rande morfologi (Tabell 1), samt är lokaliserade i olika delar av Sverige, med en viss koncentring till de södra delarna av landet (Figur 1a-b). Kalkning har bedrivits med olika intensitet i sjöarna och olika sätt att kalka har utnyttjats (Tabell 1).

Under 1998 räknades för första gången bakterieantalet i IKEU-sjöarna. Prov insamlades månatligen under perioden maj-oktober. I IKEU-sjö-

Tabell 1. Fortsättning från föregående sida.

Höh (m)	Sjöarea (km ²)	Volym (Mm ³)	Maxdjup (m)	Medeldjup (m)	Avrinningsområde(km ²)	Teoretisk oms.tid (år)
65,7	0,402	3,397	21,6	8,6	182	0,03
226	0,332	0,711	8,3	2,2	2,12	1,1
232	0,251	1,836	17,2	7,4	18,25	0,4
141,3	0,671	2,293	15	3,4	7,75	0,45
350,5	1,114	2,333	8	2	39	0,16
223,8	4,548	29,53	26,2	6,6	95	0,7
344	0,298	2,144	19	7,3	12,87	0,49
335	0,01	0,05	9,5	5,6	1,56	0,1
74	0,76	3,2	11	4,2	27,3	
90	0,2		4,4	1,5		
	0,07		3,5	2,1		
169	7,3	1,67	64	23	2174	0,3
335	0,01	0,16	8	4	3,092	0,17
585	1,10	4,48	17	4	9,7	1,2
143,4	0,90	5,145	28	6	4,7	2
159	1,52	9,37	28	6	48,8	0,5
952	0,42	0,73	4	2	4,1	0,3
35	0,37	3,22	21	10	8,9	1,3
89	2,70	40,28	47	15	25,0	3,2
233	0,42	2,79	19	7	1,5	4,9
400	0,12	0,50	16	4	0,6	2,53
251	9,70				29,4	
345	0,01	0,05	10	5	0,8	0,2
526					65,0	
1045						
375						

arna hämtades vatten för analys av bakterier, växtplankton och klorofyll på 5 punkter i respektive sjö med en 2 m rörprovtagare ned till ett fixerat djup av 4-6 m så att den övre omblandade vattenmassan representerades. I de största IKEU-sjöarna (Stengårdshultasjön och Stora Härsjön) provtogs vatten på en punkt. Prover för bestämning av bakterieantal konserverades med formalin (slutkonc. 2%) och prover för bestämning av växtplankton konserverades med Lugolslösning (Olrik, mfl 1998). Sammansättning samt biovolym av växtplankton bestämdes genom att låta 10 ml provvatten sedimentera över natt för att därefter räknas i ett inverterat faskontrastmikroskop. Bestämning av växtplankton genomfördes enligt metod beskriven av Blomqvist mfl (1995). Bakterier räknades efter infärgning i acridinorange i epifluorescensmikroskop enligt Bell mfl (1983). För varje prov räknades minst 20 slumpmässigt

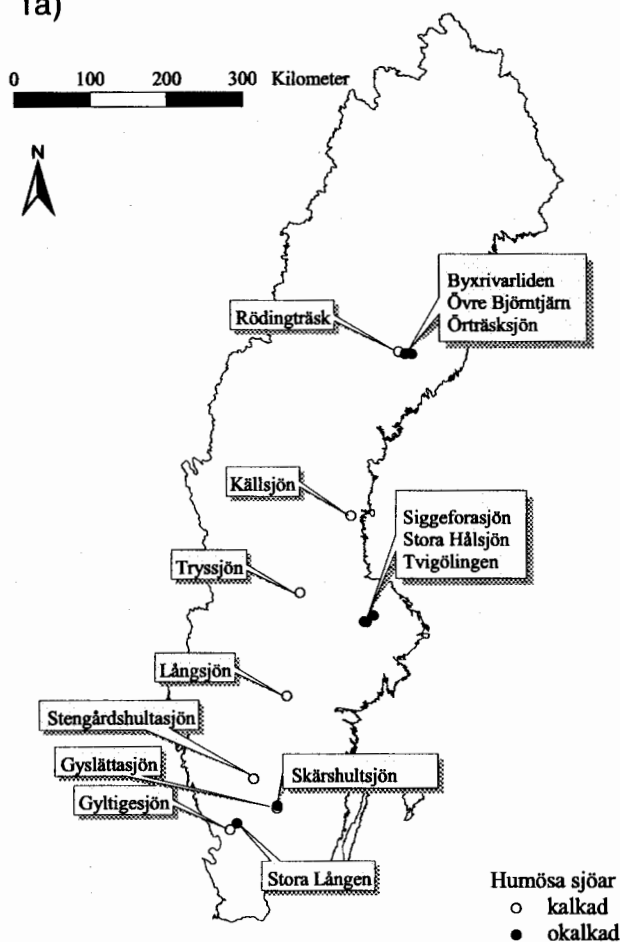
utvalda rutor och minst 20 bakterieceller. Cellstorlek bestämdes vidare för 100 slumpmässigt utvalda bakterieceller.

Klorofyll och kemi analyserades enligt rutiner tillämpade vid institutionen för miljöanalys (Wilander mfl, 1998, sid 64).

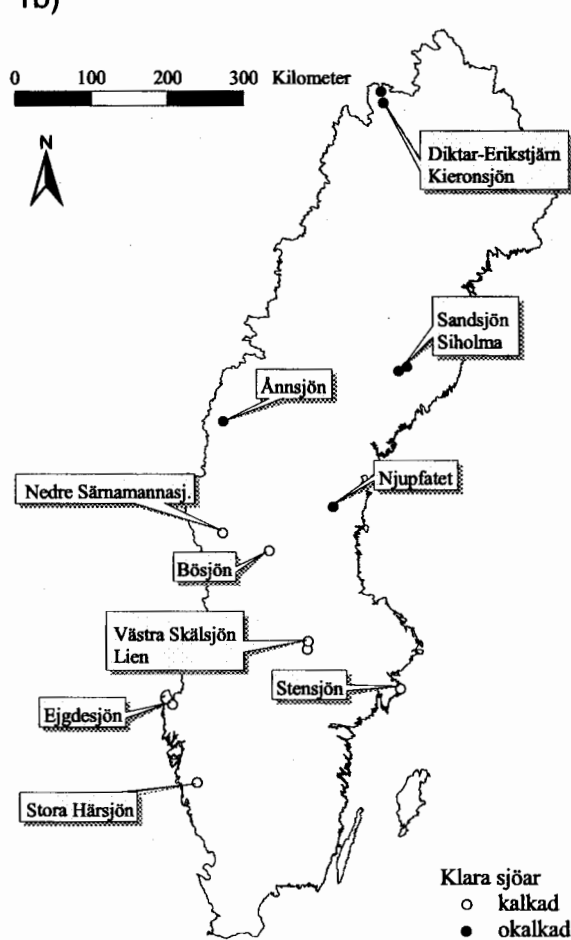
Jämförelsesjöar

Data från okalkade sjöar har delvis inhämtats från litteraturen, men även efter förfrågan som författaren riktat till olika forskargrupper vid svenska, finska, norska samt engelska universitet. Av de data som fanns tillgängliga valdes främst vattenkemiska samt biologiska data ut för epilimnion under perioden maj-oktober för att möjliggöra en jämförelse med IKEU-sjöarna. Jämförelsesjöarna är undersökta olika år och har provtagits olika antal gånger under denna period (Tabell 2). De är också av varierande storlek och morfometri (Tabell 1), samt är loka-

1a)



1b)



Figur 1. Kartor över kalkade sjöar (IKEU-sjöar) samt okalkade sjöar (jämförelsesjöar). Figur 1a: humösa sjöar inom Grupp 1. Figur 1b: klara sjöar inom Grupp 2.

Tabell 2. Tid för provtagning samt provtagningsmetod för samtliga okalkade Jämförelsesjöar. Tabellen hänvisar även till referenslitteratur angående bestämning av kemiska samt biologiska parametrar för respektive Jämförelsesjö i studien.

Sjönamn	Årtal	Period	Provtagningsmetod	Referens
8. Byxriverliden	1996	Juni-September	Blandprov epilimnion	Jansson mfl, 1996
9. Siggefora	1996	Maj-Oktober	Blandprov hela sjön	Lindström, 1998
10. Skärshultsjön	1990	Augusti-September	Integrerad prov 0-2 m	Tranvik mfl, 1994
11. Stora Hålsjön	1995	Juni-Augusti	Blandprov hela sjön	Drakare, 1996
12. Stora Lången	1990	Augusti-September	Integrerad prov 0-2 m	Tranvik mfl, 1994
13. Tvigölingen	1996	Maj-Oktober	Blandprov hela sjön	Lindström, 1998
14. Örträsk	1996	Juni-September	Blandprov epilimnion	Jansson mfl, 1996
15. Övre Björntjärn	1996	Juni-September	Blandprov epilimnion	Jansson mfl, 1996
23. Njupfatet	1989	Maj-September	Blandprov hela sjön	Blomqvist mfl, 1995
24. Sandsjön	1996	Juni-September	Blandprov epilimnion	Jansson mfl, 1996
25. Siholma	1996	Juni-September	Blandprov epilimnion	Jansson mfl, 1996
26. Ånnsjön	1996	Juli	Blandprov hela sjön	Lindström, 1998
27. Kieronsjön	1998	Juni-Oktober	Blandprov epilimnion	Jansson mfl, 1996 Wikner mfl, 1999
28. Diktat-Erikstjärn	1998	Juni-Oktober	Blandprov epilimnion	Jansson mfl, 1996 Wikner mfl, 1999

liserade i olika delar av Sverige och har en något nordligare spridning i jämförelse med IKEU-sjöarna (Figur 1a-b).

Provtagningsmetodikerna har varierat i Jämförelsesjöarna (Tabell 2). I följande sjöar har blandprov i epilimnion tagits enligt Jansson mfl (1996): Byxriverliden, Örträksjön, Övre Björntjärn, Sandsjön, Njupfatet, Kieronsjön samt Diktat-Erikstjärn. I Skärshultsjön och Stora Lången har integrerade vattenprov tagits på ett djup av 0-2 m vilket i princip motsvarar djupet av epilimnion (Tranvik mfl, 1994). I Ånnsjön, Siggeforasjön, Tvigölingen samt Stora Hålsjön har blandprov tagits för hela sjön (från ytan till bottenvatten) (Drakare, 1996; Lindström, 1998). Således är provtagningsmetodikerna i de flesta av Jämförelsesjöarna direkt jämförbara med provtagningsmetodikerna i IKEU-sjöarna (Tabell 2), och möjliggör därför en direkt jämförelse av bakterieantalet i sjöarna. I sjöar där hela vattenmassan har provtagits (Siggeforasjön, Stora Hålsjön, Ånnsjön och Tvigölingen) bör bakterieantalet bli något lägre än om sjöarna hade provtagits endast i epilimnion, då koncentrationen av bakterier vanligtvis är högre i epilimnion än i hypolimnion (Wetzel, 1983). Med reservation för denna skillnad användes även dessa sjöar i jämförelsen av bakterieantal mellan kalkade och okalkade sjöar. För en detaljerad beskrivning av bestämning av bakterieantal i Jämförelsesjöarna hänvisas till referenslitteratur angiven i Tabell 2. För analysförfarande för vattenke-

miska parametrar samt andra biologiska data angivna i resultatdelen hänvisas även till samma referenslitteratur (Tabell 2).

Klassindelning - klara respektive humösa sjöar

Då bakterieantal i sjöar har visat sig vara en funktion av kolkoncentration (TOC) (Tranvik, 1989), indelades sjöarna i två grupper med avseende på TOC-halt (alternativt absorbans). Grupp 1 innefattar humösa kalkade och okalkade sjöar (TOC 9-27 mg/l; absorbans 0.13-0.56) och Grupp 2 innefattar klara kalkade och okalkade sjöar med lägre TOC koncentration (2-9 mg/l) och lägre absorbansvärden (0.001-0.11). Det är främst en IKEU-sjö inom Grupp 2, Stensjön (TOC ca 9 mg/l), som har en något högre kolkoncentration relativt de andra klara sjöarna (TOC 2-6 mg/l). Emellertid är absorbansen relativt låg i Stensjön (0.082) i relation till TOC-halten varför den valdes att tillhöra Grupp 2. Hänsyn till närsaltskoncentration (fosfor och kväve) togs även vid val av Jämförelsesjöar. Sjöar av liknade trofinivå (främst med avseende på totalfosforkoncentration) som IKEU-sjöar valdes ut i studien. Detta för att främst titta på hur pH styr bakterieantal i sjöar och ej variationer i närsalter.

De sjöar som ligger på västkusten av Sverige utsätts för en större mängd sur nederbörd än sjöar lokaliserade i de nordligare delarna av

landet (Bernes, 1991). I och med den geografiska spridningen på sjöarna i en norrsydlig riktning (Figur 1 a-b) är graden av försurningspåverkan således olika mellan sjöarna (Bernes, 1991). För att kunna jämföra en kalkningseffekt på biota bör därför jämförelser mellan kalkade samt okalkade sjöar göras inom samma region med likartad atmosfärisk deposition av försurande ämnen och likartad försurningspåverkan. Detta var möjligt att genomföra för de humösa sjöarna (Grupp 1) i och med att den geografiska spridningen i norrsydlig riktning var relativt lika mellan IKEU-sjöar och Jämförelsesjöar (Figur 1a). Sjöarna separerades därför i tre undergrupper utifrån deras geografiska lokalisering och en jämförelse mellan kalkade och okalkade humösa sjöar genomfördes därefter inom varje undergrupp. Utöver denna jämförelse utfördes också en jämförelse mellan samtliga humösa IKEU- och Jämförelsesjöar. Undergrupperna inom Grupp 1 (humösa sjöar) definieras enligt följande:

- *Naturligt sur humös sjö*; representerar naturligt sura humösa sjöar med låg/obetydlig påverkan av sur nederbörd. Sjöarna i denna undergrupp är lokaliserade i Norra Sverige och består av följande okalkade Jämförelsesjöar; Byxrivarliden, Örträksjön samt Övre Björntjärn (Figur 1a). Biologiska samt kemiska data har för de okalkade humösa sjöar jämförts med en kalkad IKEU-sjö, Rödingträsket, lokaliserad inom samma region som de naturligt sura humösa sjöarna (Figur 1a).

- *Naturligt kalkrik humös sjö*; denna grupp innefattar uppländska humösa sjöar med naturligt höga pH- och alkalinitetsvärden beroende på att de är lokaliserade på kalkrika berggrunder. De naturligt kalkrika humösa sjöarna (Siggeforasjön, Stora Hålsjön och Tvigölingen) har jämförts mot tre kalkade IKEU-sjöar (Källsjön, Långsjön och Trys-sjön) lokaliserade i Mellansverige i närliggande områden till Jämförelsesjöarna (Figur 1a). I och med den sydligare lokaliseringen är depositionen av försurande ämnen något högre i jämförelse med undergruppen Naturligt sura humösa sjöar (Bernes, 1991).

- *Möjligt försurad humös sjö*; humösa sjöar inom denna undergrupp är lokaliserade i områden karakteriserade av höga depositions-mängder av försurande ämnen (Bernes, 1991). Således kan låga pH-värden i dessa typer av humösa sjöar orsakas av humussyror (Lydersen, 1998; Thurman, 1985) och av sura regn (Bernes, 1991). Två okalkade Jämförelsesjöar (Skärshultsjön och Stora Lång-

en) har jämförts med tre kalkade IKEU-sjöar (Gyltigesjön, Gyslättsjön och Stengårdshult-sjön). I likhet med de andra undergrupperna är samtliga sjöar inom denna undergrupp lokaliserade inom ett område med likartad atmosfärisk deposition av försurande ämnen (Figur 1a).

Till skillnad från de humösa sjöarna är den geografiska spridningen i norrsydlig riktning av de kalkade samt okalkade klara sjöarna (Grupp 2) olika. De kalkade klara sjöarna är i högre grad koncentrerade till de sydligare delarna av landet och de okalkade klara sjöarna till de nordligare delarna av landet (Figur 1b). Detta medför att depositionen av försurande ämnen och därmed också graden av försurningspåverkan är högre i de kalkade klara sjöarna relativt de okalkade. Här är det därför inte möjligt att dela in sjöarna i undergrupper varför en jämförelse genomfördes mellan samtliga klara IKEU- och Jämförelsesjöar inom Grupp 2. Den geografiska spridningen av sjöarna gör att det inte går att utnyttja Jämförelsesjöar för att bedöma kalkningseffekten relativt tillståndet i en försurad klarvattensjö. Jämförelsesjöarna kan därför, med reservation för eventuella klimat och andra regionstypiska skillnader, utnyttjas för att jämföra om kalkningen resulterat i ett tillstånd som liknar det naturliga i klara näringsfattiga sjöar.

Beräkningar

Medelvärden för kemiska samt biologiska parametrar har beräknats. Eftersom sjöarna har provtagits olika antal gånger under perioden maj-oktober bygger varje medelvärde på ett olika antal observationer. I genomsnitt innehåller data från Jämförelsesjöarna ett färre antal observationer med en lägre säsongsvariation än data från IKEU-sjöarna (Tabell 3). Data för Skärshultsjön och Stora Lången presenteras som ett mätvärde men bygger på fyra mätningar under perioden augusti-september, 1990 (Tranvik mfl, 1994). Detta gjordes eftersom samtliga mätvärden vid respektive provtagningstillfälle för de vattenkemiska parametrarna ej var presenterade i litteraturen. Dock fanns variation i bakterieantal angiven (Tranvik mfl, 1994). I och med det ojämna antalet observationer mellan IKEU-sjöarna och Jämförelsesjöarna (med fler observationer i den förra), är materialet inte lämpligt för statistiska analyser. I och med detta diskuteras endast skillnader som kan urskiljas inom varje grupp och mellan kalkade och okalkade sjöar, skillnader som ej kan beläggas statistiskt med det material som finns tillgängligt.

Resultat

Lokalisering och sjökaraktistika

Lokalisering av samtliga sjöar illustreras i Figur 1a-b och sjökoordinater (Rikets Nät) för respektive sjö är angivna i Tabell 1. För de humösa sjöarna (Grupp 1) är spridningen i nord-sydlig riktning av IKEU-sjöar (7 st) och Jämförelsesjöar (8 st) relativt lika (Figur 1a). För de klara sjöarna (Grupp 2) har IKEU-sjöarna (7 st) en viss lokalisering till de södra delarna av Sverige och Jämförelsesjöarna (6 st) till de nordliga delarna av Sverige (Figur 1b). Varierar gör även höjdnivån över havet (Höh) (Tabell 1). Sjöstorlek, medel- och maxdjup, avrinningsområdets storlek och teoretisk omsättningstid redovisas i Tabell 1.

Naturligt sur humös sjö jämfört kalkad humös sjö

Bakterieantalet i de okalkade naturligt sura humösa sjöarna var i medeltal högre ($1.4 \cdot 2 \cdot 10^6$ celler/ml) än i den kalkade humösa sjön Rödingträsket ($0.8 \cdot 10^6$ celler/ml) (Tabell 3). Ytterligare en skillnad mellan den kalkade och de okalkade humösa sjöarna inom denna undergrupp var att i den förra var medelcellvolymen (MCV) för bakterierna större ($0.18 \mu\text{m}^3$) än i de senare ($0.039 \mu\text{m}^3$). I den kalkade Rödingträsket var pH i genomsnitt högre (6.8) än i de okalkade humösa sjöarna (5.9) (Tabell 3), men konduktiviteten var i genomsnitt lägre. Vattentemperaturen var relativt lika i samtliga humösa sjöar inom denna undergrupp (Tabell 3).

Ammoniumkoncentrationen (NH_4) och nitrit + nitrat-koncentrationen ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) var något högre i de okalkade humösa sjöarna och så även totalkvävekoncentrationen (Tot-N) (Tabell 3). Att en högre Tot-N-koncentration i de okalkade humösa sjöarna skulle vara orsakat av en högre växtplanktonbiomassa tycks inte vara fallet då klorofyllkoncentrationen (Klorofyll-a) var högre i den kalkade Rödingträsket. Det är emellertid svårt att göra en jämförelse i växtplanktonbiomassa mellan okalkade och kalkade sjöar då data är så pass få (Tabell 3).

Totalfosforkoncentrationen (Tot-P) var i genomsnitt högre i de okalkade sjöarna ($24 \mu\text{g/l}$) relativt den kalkade sjön Rödingträsket ($14 \mu\text{g/l}$) (Tabell 3). Skillnad i halt reaktiv fosfor (MRP) var låg mellan kalkade och okalkade sjöar. En högre Tot-P koncentration i de okalkade humösa sjöarna kan vara en följd av högre kolkoncentration (TOC) då humusämnen har en tendens att komplexbinda fosfor vid närvaro av järn (Nürnberg och Shaw, 1998; Tipping, 1981).

Emellertid var TOC-koncentrationen i medeltal lika (15mg/l) i den kalkade och i de okalkade humösa sjöarna och en högre TOC-halt kan således inte förklara den högre totalfosforhalten i de okalkade humösa sjöarna (Tabell 3). Följaktligen var Tot-P/TOC-kvoten högre i de okalkade sjöarna (1.7) i jämförelse med den kalkade sjön (1.0). Om man vidare iakttar genomsnittskvoten mellan totalkväve och totalfosfor (Tot-P/Tot-N-kvoten) så varierade den mellan 17-22 (medel för alla 20) i de okalkade humösa sjöarna och i den kalkade sjön Rödingträsket så låg denna kvot i medeltal på 29 (Tabell 3). Kvoten var därmed i genomsnitt högre i den kalkade sjön, vilket främst förklaras av den lägre Tot-P-koncentrationen (Tabell 3).

Naturligt kalkrik humös sjö jämfört kalkad humös sjö

I likhet med de naturligt sura humösa sjöarna var bakterieantalet i de okalkade naturligt kalkrika humösa sjöarna i genomsnitt högre ($2.9 \cdot 10^6$ celler/ml) än i de kalkade humösa sjöarna ($0.7 \cdot 10^6$ celler/ml) inom denna undergrupp (Tabell 3). Till skillnad från de naturligt sura och okalkade humösa sjöarna var bakterierna större i de naturligt kalkrika humösa sjöarna ($0.106 \mu\text{m}^3$), men dock inte lika stora som bakterierna i de kalkade humösa sjöarna ($0.194 \mu\text{m}^3$) (Tabell 3). I de naturligt kalkrika humösa sjöarna var pH i genomsnitt högre (7) än i de kalkade humösa sjöarna (6.5) (Tabell 3), och så även konduktiviteten och alkaliniteten. Vattentemperaturen var i medeltal lika för samtliga humösa sjöar inom denna undergrupp. Högst vattentemperatur uppmättes i Stora Hålsjön (Tabell 3).

NH_4 - och $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ -koncentrationen var högre i de naturligt kalkrika humösa sjöarna (Tabell 3). Totalkväve (Tot-N) var också i genomsnitt högre i dessa sjöar ($709 \mu\text{g/l}$) i jämförelse med de kalkade humösa sjöarna ($432 \mu\text{g/l}$) inom denna undergrupp. Detta var främst ett resultat av den klart högre Tot-N koncentrationen i sjön Tvigölingen, vilken orsakades av en blomning av *Gonyostomum semen* (muntlig kommentar, Lindström). Om Tvigölingen utesluts vid beräkning av medelvärdet för Tot-N-halten i de naturligt kalkrika humösa sjöarna så blir medelvärdet $560 \mu\text{g/l}$, dvs ungefär samma som i de kalkade humösa sjöarna (Tabell 3). För övrigt är det svårt att göra en jämförelse i växtplanktonbio-

Tabell 3. Kemiska samt biologiska parametrar för kalkade (IKEU-sjöar) samt okalkade (Jämförelsesjöar) sjöar inom Grupp 1, humösa sjöar samt grupp 2, klara sjöar Tabellen anger medelvärdet under mätperioden för respektive parameter och för respektive sjö. Min- samt maxvärde är angivet inom parentes.

Sjö	Antal mätn	Bakterieantal (celler*10 ⁶ /ml)	MCV (µm ³)	Klorofyll-a (mg/m ³)	Växtplankton (µgC/l)	Temperatur (C°)	pH	Konduktivitet (ms/m)
NATURLIGT SUR HUMÖS								
<i>Jämförelsesjö</i>								
8. Byxrivarliden	6	1.4 (1.0-2.5)	0.046 (0.037-0.054)	1.0 (0.2-1.8)	13 (2-24)	12 (8-15)	5.5 (5.1-5.8)	4.1 (3.5-5.1)
14. Örträsk	6	1.7 (1.0-2.4)	0.037 (0.029-0.047)	1.4 (0.9-2.4)	18 (9-38)	13 (8-16)	6.6 (6.3-6.9)	4.1 (3.5-4.7)
15. Övre Björntjärn	6	2 (0.7-4.5)	0.034 (0.029-0.041)	0.5 (0.2-0.8)	8 (1-12)	13 (9-16)	5.5 (4.9-6.3)	4 (3.4-4.9)
Mv Jämförelsesjöar		1,7	0,039	1,0	13	13	5,9	4,1
<i>IKEU-sjö</i>								
5. Rödingträsket	5	0.8 (0.6-1.0)	0.18 (0.15-0.21)	2.4 (0.9-3.7)		13 (8-17)	6.8 (6.7-6.9)	2.8 (2.6-3)
Mv IKEU-sjöar		0,8	0,180	2,4		13	6,8	2,8
NATURLIGT KALKRIK HUMÖS								
<i>Jämförelsesjö</i>								
9. Siggefora	3	1.7 (1.4-2.1)	0.135 (0.07-0.185)		34 (9-48)	11 (6-18)	7.1 (6.9-7.3)	6.1 (5.6-6.7)
11. Stora Hålsjön	2	5.2 (4.7-5.6)	0.046 (0.032-0.059)	3.5 (3-4)		21 (20-22)	6.4 (6.1-6.7)	4.4 (4-4.8)
13. Tvigölingen	3	1.7 (1.0-2.4)	0.138 (0.06-0.18)		990 (30-2869)	12 (8-19)	7.5 (7.4-7.6)	9.7 (9.6-9.9)
Mv Jämförelsesjöar		2,9	0,106		512	15	7	6,7
<i>IKEU-sjö</i>								
3. Källsjön	6	0.6 (0.5-0.6)	0.2 (0.17-0.25)	2.3 (1-3.9)	22 (7-38)	12 (5-18)	6.5 (6.4-6.7)	3.2 (3.1-3.3)
4. Långsjön	6	0.8 (0.6-1.2)	0.186 (0.16-0.2)	5.8 (2.1-10.2)	78 (18-110)	16 (9-19)	6.5 (6.2-6.8)	5 (4.7-5.5)
7. Tryssjön	6	0.6 (0.4-0.7)	0.197 (0.17-0.22)	2 (1.1-2.7)	24 (0.4-44)	13 (9-15)	6.4 (6.3-6.5)	2.6 (2.5-2.7)
Mv IKEU-sjöar		0,7	0,194	3,4	41	14	6,5	3,6
MÖJLIG FÖRSURAD HUMÖS								
<i>Jämförelsesjö</i>								
10. Skärshultsjön	1	2,5				15	5,7	5,6
12. Stora Lången	1	2,5				15	5,6	5,6
Mv Jämförelsesjöar		2,5				15	5,5	5,6
<i>IKEU-sjö</i>								
1. Gyltigesjön	6	1.2 (0.9-1.5)	0.176 (0.17-0.19)	3.8 (2.6-4.6)	16 (9-26)	14 (8-18)	6.7 (6.3-7)	6.9 (5.8-7.8)
2. Gyslättasjön	6	1.1 (0.9-1.3)	0.188 (0.16-0.22)	7.7 (3-12.5)	390 (45-1339)	16 (9-20)	6.6 (6.5-6.7)	6 (5.9-6.2)
6. Stengårdshultasjön	6	1.1 (0.9-1.3)	0.14 (0.13-0.16)	4.2 (2.1-5.7)	49 (17-67)	14 (9-17)	6.9 (6.9-7)	6 (5.9-6.1)
Mv IKEU-sjöar		1,1	0,168	5,2	152	15	6,7	6,3
Mv alla humösa Jämförelsesjöar		2,4	0,073	1,6	213	14	6,2	5,5
Mv alla humösa IKEU-sjöar		0,9	0,181	4,0	97	14	6,6	4,7
NATURLIGT KLAR								
<i>Jämförelsesjö</i>								
23. Njupfatet	10	1.3 (0.6-2.1)	0.06 (0.06-0.06)			14 (8-17)	5.7 (5.5-6)	1.8 (1.7-1.9)
24. Sandsjön	7	0.5 (0.4-0.9)	0.053 (0.041-0.06)	1.4 (0.9-1.9)	62 (11-153)	17 (10-22)	6.8 (6.1-7.3)	3.2 (3-3.4)
25. Siholma	6	0.5 (0.3-0.8)	0.061 (0.052-0.068)	2.3 (1.9-3.2)	135 (79-174)	14 (10-16)	6 (5.9-6.1)	2.8 (2.6-3.2)
26. Ånnsjön	1	0,7	0,065		23		7,3	2,8
27. Kieronsjön	4	0.8 (0.5-1.1)	0.061 (0.055-0.068)	1 (0.3-2.2)		5 (1-7)	6.7 (6.4-7.1)	0.7 (0.7-0.8)
28. Diktar-Eriks tjärn	4	1.1 (1.0-1.2)	0.066 (0.062-0.069)	0.6 (0.4-0.8)		10 (5-13)	7.1 (6.6-8)	1.5 (1.3-1.7)
Mv Jämförelsesjöar		0,8	0,061	1,3	73	12	6,6	2,1
<i>IKEU-sjö</i>								
16. Bösjön	6	0.6 (0.4-0.8)	0.27 (0.14-0.51)	2.7 (1.3-4.2)	54 (5-218)	12 (7-15)	6.9 (6.6-7.1)	2.7 (2.5-2.9)
17. Ejgdesjön	6	0.9 (0.6-1.6)	0.102 (0.08-0.14)	1.5 (0.9-1.8)	16 (6-31)	15 (7-18)	7.2 (7.0-7.3)	7.9 (7.8-8.1)
18. Lien	6	0.9 (0.7-1.5)	0.176 (0.1-0.25)	2.5 (2.1-2.9)	26 (16-36)	14 (9-19)	6.8 (6.6-7)	4.6 (4.3-5.2)
19. N Särnamannasjön	6	0.7 (0.4-1.5)	0.146 (0.07-0.22)	0.6 (0.3-1)	15 (6-39)	9 (4-13)	7.0 (6.3-7.3)	2 (0.8-2.4)
20. Stensjön	5	1.1 (0.8-1.6)	0.163 (0.14-0.19)	4.1 (2.7-7.4)	48 (25-185)	16 (10-20)	7.0 (7.0-7.2)	4.9 (4.8-5)
21. Stora Härsjön	6	0.8 (0.4-1.5)	0.14 (0.09-0.23)	4.2 (2.8-6.8)	36 (21-51)	14 (11-17)	7.4 (7.3-7.5)	10 (9.9-10.1)
22. Västra Skålsjön	6	0.8 (0.4-1.3)	0.182 (0.1-0.25)	1.7 (1.4-2.3)	19 (14-28)	14 (10-18)	6.9 (6.7-7.1)	3.1 (2.9-3.7)
Mv för IKEU-sjöar		0,8	0,168	2,5	31	13	7	5

Tabell 3 (fortsättning från föregående sida): Medelvärden för alla IKEU- samt Jämförelsesjöar i grupperna (räknat på säsongsmedelvärdet för respektive sjö) är också angiven.

Alkalinitet (mekv/l)	Absorbans_F (420/5)	TOC (mg/l)	Tot-N (µg/l)	NH ₄ (µg/l)	NO ₂ +NO ₃ (µg/l)	MRP (µg/l)	Tot-P (µg/l)	Tot-N/Tot-P	Tot-P/TOC
	0.41 (0.255-0.5)	16 (14-21)	441 (356-489)	9 (6-11)	10 (0-18)	1 (0-2)	21 (17-24)	21 (15-24)	1.3 (1.1-1.7)
	0.154 (0.09-0.19)	9 (8-10)	404 (377-455)	13 (4-19)	22 (11-42)	2 (0-5)	19 (13-25)	22 (16-33)	2.1 (1.3-3.1)
	0.555 (0.4-0.655)	19 (15-24)	529 (464-597)	15 (8-25)	12 (4-28)	3 (0-5)	32 (24-41)	17 (17-20)	1.7 (1.5-3.1)
	0,373	15	458	12	15	2	24	20	1,7
0.112 (0.098-0.126)	0.325 (0.253-0.44)	15 (12-20)	398 (246-496)	7 (4-10)	10 (3-28)	2 (1-5)	14 (11-17)	29 (14-38)	1 (0.7-1.4)
0,112	0,325	15	398	7	10	2	14	29	1,0
0.215 (0.183-0.25)	0.135 (0.12-0.165)	12 (9-14)	473 (432-535)	14 (3-24)	60 (6-129)	2 (1-3)	11 (9-12)	46 (36-59)	0.9 (0.6-1.2)
0.07 (0.04-0.1)	0.452 (0.404-0.499)	21 (19-22)	650 (580-720)				17 (17-18)	38 (33-44)	0.9 (0.9-1)
0.44 (0.379-0.488)	0.433 (0.405-0.46)	27 (25-28)	1005 (822-1125)	18 (11-25)	72 (17-178)	4 (1-9)	25 (13-34)	44 (31-63)	0.9 (0.5-1.2)
0,242	0,34	20	709	16	66	3	18	43	0,9
0.188 (0.106-0.125)	0.368 (0.255-0.45)	17 (13-21)	432 (334-560)	8 (6-9)	26 (3-76)	2 (1-3)	11 (8-21)	44 (17-62)	0.6 (0.4-1.4)
0.069 (0.03-0.144)	0.212 (0.0.17-0.263)	14 (13-16)	576 (453-659)	10 (4-24)	26 (2-77)	2 (1-3)	9 (6-13)	68 (39-104)	0.6 (0.4-0.9)
0.08 (0.065-0.095)	0.255 (0.0.205-0.312)	12 (11-14)	287 (199-418)	6 (5-6)	11 (2-29)	2 (1-4)	6 (5-9)	47 (24-70)	0.5 (0.4-0.6)
0,112	0,278	14	432	8	21	2	9	53	0,6
0,026	0,18	10,0	538	14	20	2	14	39	1,4
0,026	0,18	10,0	538	14	20	2	14	39	1,4
0,026	0,18	10	538	14	20	2	14	39	1,4
0.156 (0.08-0.203)	0.477 (0.206-0.665)	16 (10-21)	753 (603-950)	19 (13-25)	155 (119-230)	5 (2-7)	18 (12-25)	43 (33-60)	1.1 (1-1.3)
0.075 (0.067-0.083)	0.182 (0.161-0.243)	12 (11-13)	516 (457-598)	15 (6-41)	11 (2-29)	1 (1-2)	14 (11-19)	41 (26-54)	1.2 (0.9-1.6)
0.146 (0.013-0.158)	0.176 (0.142-0.229)	11 (10-12)	467 (292-743)	11 (6-20)	70 (30-119)	2 (1-3)	8 (3-14)	83 (34-248)	0.8 (0.3-1.3)
0,126	0,278	13	579	15	79	3	13	56	1,0
0,156	0,312	16	572	14	31	2	19	33	1,3
0,118	0,281	14	490	11	44	2	11	51	0,8
0.028 (0.021-0.045)	0.002 (0.001-0.004)	3 (2-3)	219 (146-317)	11 (0-45)	10 (2-32)	1 < (0-1)	9 (7-11)	26 (18-43)	2.6 (2.5-2.8)
	0.025 (0.005-0.04)	3 (3-4)	208 (160-266)	4 (1-7)	21 (12-41)	1 (0-2)	5 (3-8)	47 (25-73)	1.6 (0.7-2.6)
	0.079 (0.06-0.09)	5 (4-5)	269 (199-387)	10 (2-28)	8 (0-16)	1 < (0-2)	14 (6-27)	26 (8-43)	2.9 (1.3-5.6)
0,168	0,03	4	164	2	9	2	5	33	1,3
		2 (1-2)	66 (50-90)	21 (8-34)	30 (2-68)	1 (0-2)	2 (1-2)	33 (28-41)	1.1 (0.7-1.4)
		5 (4-5)	148 (135-166)	29 (21-40)	7 (3-12)	1 (1-2)	4 (3-6)	36 (24-48)	0.9 (0.7-1.1)
0,098	0,034	4	179	13	14	1	7	34	1,7
0.137 (0.111-0.157)	0.106 (0.089-0.133)	6 (6-7)	296 (176-382)	7 (3-9)	10 (2-31)	1 (1-2)	4 (3-6)	77 (29-101)	0.6 (0.4-1)
0.191 (0.17-0.204)	0.042 (0.036-0.051)	6 (5-7)	474 (400-546)	16 (6-25)	144 (120-174)	1 (1-1)	5 (3-8)	111 (50-165)	0.9 (0.6-1.6)
0.127 (0.103-0.14)	0.099 (0.08-0.119)	7 (6-7)	332 (236-436)	7 (5-10)	43 (17-94)	1 (1-2)	4 (3-5)	90 (59-133)	0.6 (0.4-0.8)
0.148 (0.03-0.192)	0.008 (0.004-0.016)	2 (1-4)	235 (175-282)	8 (4-12)	14 (2-57)	1 (1-1)	5 (3-9)	50 (25-73)	2.3 (1.2-3.9)
0.152 (0.13-0.163)	0.082 (0.077-0.091)	9 (8-11)	434 (323-575)	5 (2-8)	42 (3-156)	1 (1-2)	8 (4-17)	71 (19-91)	0.8 (0.4-1.7)
0.305 (0.296-312)	0.037 (0.032-0.046)	5 (4-7)	386 (283-556)	12 (5-16)	127 (106-182)	1 (1-1)	5 (3-10)	89 (56-117)	1.0 (0.4-1.7)
0.073 (0.058-0.143)	0.013 (0.008-0.018)	4 (4-5)	276 (197-339)	7 (3-14)	12 (2-35)	1 (1-1)	4 (2-5)	83 (56-113)	0.9 (0.5-1.2)
0,162	0,055	6	348	9	56	1	5	82	1,0

biomassa mellan okalkade och kalkade sjöar då data för okalkade sjöar är så pass få (Tabell 3).

Tot-P-halten var även i denna jämförelse i genomsnitt högre i de naturligt kalkrika humösa sjöarna (18 µg/l) relativt de kalkade sjöarna (9 µg/l), och skillnaden i MRP var låg (Tabell 3). Högre Tot-P-koncentrationer kan vara en följd av högre TOC-halter i de naturligt kalkrika humösa sjöarna. Dock var Tot-P/TOC-kvoten något högre i de naturligt kalkrika humösa sjöarna (0.9) i jämförelse med de kalkade humösa sjöarna (0.6), vilket i likhet med undergruppen naturligt humösa sjöar tyder på en högre fosfortillgång per milligram TOC i de okalkade humösa sjöarna relativt de kalkade (Tabell 3).

Inom denna undergrupp varierade Tot-P/Tot-N-kvoten mellan 38-46 (medel för alla 43) i de okalkade humösa sjöarna och mellan 44-68 (medel för alla 53) i de kalkade humösa sjöarna (Tabell 3). Högre Tot-N/Tot-P-kvoter i de kalkade humösa sjöarna inom denna undergrupp orsakades främst av lägre Tot-P-halter (Tabell 3). Kvoterna var också högre inom denna undergrupp i jämförelse med sjöarna inom undergruppen Naturligt sur humös sjö (Tabell 3).

Möjligt försurad humös sjö jämfört kalkad humös sjö

Även inom denna undergrupp av humösa sjöar var bakteriantalet i de okalkade humösa sjöar högre ($2.5 \cdot 10^6$ celler/ml) än i de kalkade humösa sjöarna ($1.1 \cdot 10^6$ celler/ml). Bakterierna var även inom denna undergrupp stora i de kalkade sjöarna ($0.168 \mu\text{m}^3$). Konduktivitet, alkalinitet samt pH var samtliga högre i de kalkade humösa sjöarna i jämförelse med de okalkade humösa sjöarna. Ingen skillnad i vattentemperatur noterades (Tabell 3).

NH₄-halten avvek ej mellan kalkade och okalkade humösa sjöar inom denna undergrupp, till skillnad från NO₂+NO₃-halten som i medeltal var högre i de kalkade sjöarna (Tabell 3). Detta var främst ett resultat av höga NO₂+NO₃-halter i Gyltigesjön (Tabell 3). Tot-N-halten var annars ganska lika mellan okalkade (538 µg/l) och kalkade humösa sjöar (579 µg/l). Ingen jämförelse i växtplanktonbiomassa var möjlig inom denna undergrupp av humösa sjöar (Tabell 3).

Tot-P- samt MRP-halten var relativt lika mellan okalkade och kalkade humösa sjöar (Tabell 3). Vidare var TOC-halten i genomsnitt något högre bland de kalkade humösa sjöarna inom denna undergrupp, vilket följaktligen leder till en lägre Tot-P/TOC-kvot i de kalkade humösa

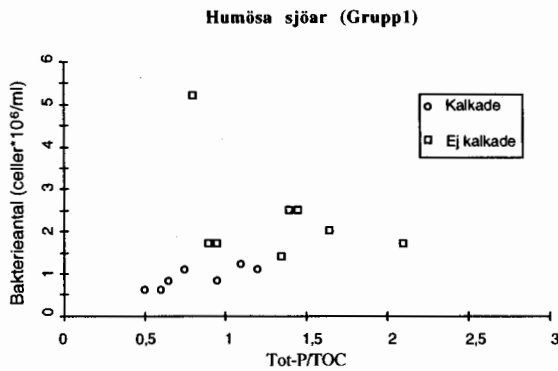
sjöarna (1.0) i jämförelse med de okalkade humösa sjöarna (1.4). En lägre Tot-P/TOC-kvot i kalkade humösa sjöar, och ett lägre bakterieantal, är således ett resultat som är enhetligt för alla tre undergrupper av humösa sjöar oavsett geografisk lokalisering (Figur 1a). Tot-P/Tot-N-kvoten var också högre i de kalkade (56) än i de okalkade humösa sjöarna (39). Detta var ett resultat av den klart högre Tot-N/Tot-P kvoten i Stengårdshultasjön (83), vilket främst var en följd av lägre Tot-P halter i jämförelse med de andra sjöarna inom denna undergrupp.

Okalkade humösa sjöar (Jämförelse-sjöar) jämfört kalkade humösa sjöar (IKEU-sjöar)

I jämförelsen mellan samtliga kalkade och okalkade humösa sjöar så var bakterieantalet i de okalkade humösa sjöarna i genomsnitt högre ($2.4 \cdot 10^6$ celler/ml) än i de kalkade humösa sjöarna ($0.9 \cdot 10^6$ celler/ml). Ytterligare en skillnad mellan kalkade och okalkade humösa sjöar var att i de förra var medelcellvolymen (MCV) för bakterierna i genomsnitt större ($0.181 \mu\text{m}^3$). Större bakterier uppmättes även i de naturligt kalkrika humösa sjöarna (Tabell 3). I kalkade sjöar var pH i genomsnitt högre (6.6) än i okalkade sjöar (6.2) (Tabell 3), med undantag för de naturligt kalkrika humösa sjöarna i Uppland (främst Tvigölingen och Siggeforasjön) som båda hade höga pH-värden samt hög alkalinitet och konduktivitet. Variationen i konduktivitet mellan kalkade och okalkade sjöar var annars låg och så även skillnader i vattentemperatur (Tabell 3).

NH₄-halten avvek ej mellan kalkade och okalkade humösa sjöar och skillnaden i koncentration av NO₂+NO₃ var relativt låg med något högre koncentrationer i de kalkade sjöarna (Tabell 3). Detta orsakades av höga NO₂+NO₃-halter i Gyltigesjön (Tabell 3). Tot-N halten var i genomsnitt något högre i de okalkade sjöarna (572 µg/l) i jämförelse med de kalkade humösa sjöarna (490 µg/l), vilket är ett resultat av den klart högre Tot-N halten i sjön Tvigölingen orsakad av en blomning av Gonyostomum semen (muntlig kommentar, Lindström). Om Tvigölingen utesluts vid beräkning av medelvärdet för Tot-N i de okalkade humösa sjöarna blir medelvärdet 510 µg/l, dvs ungefär samma som i de kalkade sjöarna. Det är svårt att göra en jämförelse i växtplanktonbiomassa mellan okalkade och kalkade sjöar då data för okalkade sjöar är så pass få (Tabell 3).

Ett entydigt resultat för samtliga okalkade humösa sjöar vara att Tot-P-halten i genomsnitt



Figur 2. Förhållandet mellan kvoten av totalfosfor och kolkoncentration (Tot-P/TOC) och bakterieantal i IKEU-sjöar (kalkade) och i Jämförelsesjöar (okalkad) inom Grupp 1, humösa sjöar.

var högre (19 $\mu\text{g/l}$) i jämförelse med de kalkade humösa sjöarna (11 $\mu\text{g/l}$) (Tabell 3). Högre Tot-P-halter kan vara en följd av högre TOC-halter i de okalkade humösa sjöarna (Tabell 3) (Nürnberg och Shaw, 1998), då humusämnen har en tendens att komplexbinda fosfor vid närvaro av järn (Tipping, 1981). Figur 2 illustrerar förhållandet mellan Tot-P/TOC-kvoten och bakterieantalet i kalkade respektive okalkade humösa sjöar, där både bakterieantalet samt Tot-P/TOC-kvoten är påtagligt högre i okalkade system (Figur 2). Om man vidare iakttar kvoten mellan totalkväve och totalfosfor (Tot-P/Tot-N-kvoten) så varierade den mellan 29-83 (medel för alla 51) i de kalkade sjöarna och mellan 17-46 (medel för alla 33) i de okalkade sjöarna (Tabell 3). Kvoten är således i genomsnitt högre i de kalkade sjöarna och högst kvot noteras i Stengårdshultasjön (Tabell 3).

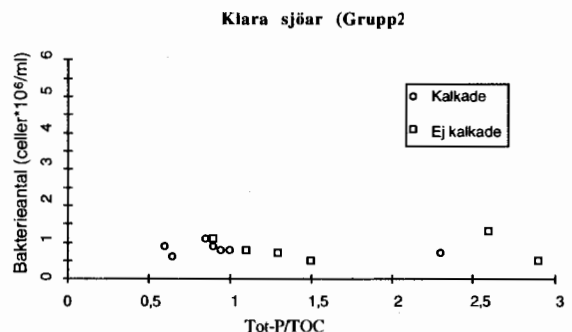
Okalkade klara sjöar (Jämförelsesjöar) jämfört kalkade klara sjöar (IKEU-sjöar)

Till skillnad från de humösa sjöarna var variationen i bakterieantal mellan kalkade och okalkade klara sjöar låg (Tabell 3). Liksom i de humösa sjöarna var medelcellvolymen (MCV) för bakterierna i genomsnitt större (0.168 μm^3) i kalkade klara sjöar än i okalkade (0.061 μm^3). I kalkade klara sjöar var pH i genomsnitt högre (7) än i okalkade klara sjöar (6.6) (Tabell 3). Konduktiviteten var också högre i kalkade klara sjöar och alkaliniteten låg i genomsnitt på 0.162 mekv/l. För alkaliniteten i okalkade klara sjöarna är det svårt att utskönja några skillnader på grund av så få data (Tabell 3). Vattentemperaturen var något lägre i de okalkade klara sjöarna (Tabell 3), vilket kan bero av den nordligare lokaliseringen (Figur 1b).

I likhet med de humösa sjöarna avvek ej NH_4 -koncentrationen mellan kalkade och okalkade

klara sjöar (Tabell 3). NO_2+NO_3 -halten var i medeltal högre i de kalkade sjöarna, vilket bör vara ett resultat av atmosfärsdeponerat kväve då halterna var klart högst i de sjöar som är lokaliserade på västkusten (Ejgdesjön och Stora Härsjön) (Tabell 3; Figur 1b). Tot-N-halten var i genomsnitt högre i kalkade klara sjöarna (348 $\mu\text{g/l}$) i jämförelse med okalkade klara sjöar (179 $\mu\text{g/l}$). Om den högre Tot-N-halten i kalkade sjöar, utöver en något högre NO_2+NO_3 -halt, är ett resultat av högre algbiomassa är svårt avgöra då växplanktondata från okalkade sjöar är så pass få. Dock var klorofyllkoncentrationen något högre i de kalkade sjöarna vilket ger en viss indikation på att så kan vara fallet. (Tabell 3).

Tot-P-halten var något högre i de okalkade klara sjöarna (7 $\mu\text{g/l}$) relativt de kalkade klara sjöarna (5 $\mu\text{g/l}$) och skillnaden i MRP var låg (Tabell 3). Som grupp låg TOC koncentrationen något högre i de kalkade klara sjöarna (6 mg/l) relativt de okalkade klara sjöarna (4 mg/l). Till skillnad från de humösa sjöarna var däremot inte Tot-P-halten högre i sjöar med högre TOC-koncentration (Tabell 3). Figur 3 visar också förhållandet mellan Tot-P/TOC-kvoten och bakterieantal i kalkade respektive okalkade klara sjöar. I likhet med resultatet från de humösa okalkade sjöarna är Tot-P/TOC-kvoten högre i de okalkade klara sjöarna medan däremot skillnaden i bakterieantal är låg mellan kalkad och okalkad miljö (Figur 3). Figur 4 illustrerar vidare förhållandet mellan Tot-P/TOC-kvoterna och halten av organiskt kol (TOC) i samtliga IKEU-sjöar, Jämförelsesjöar (data från denna studie), och i intensivundersökta referenssjöar (data från Gunnar Persson, Miljöanalys, SLU, Uppsala). Detta material indikerar sammantaget att Tot-P/TOC-kvoterna i medeltal är högre i okalkade sjöar i jämförelse med kalkade sjöar, en skillnad

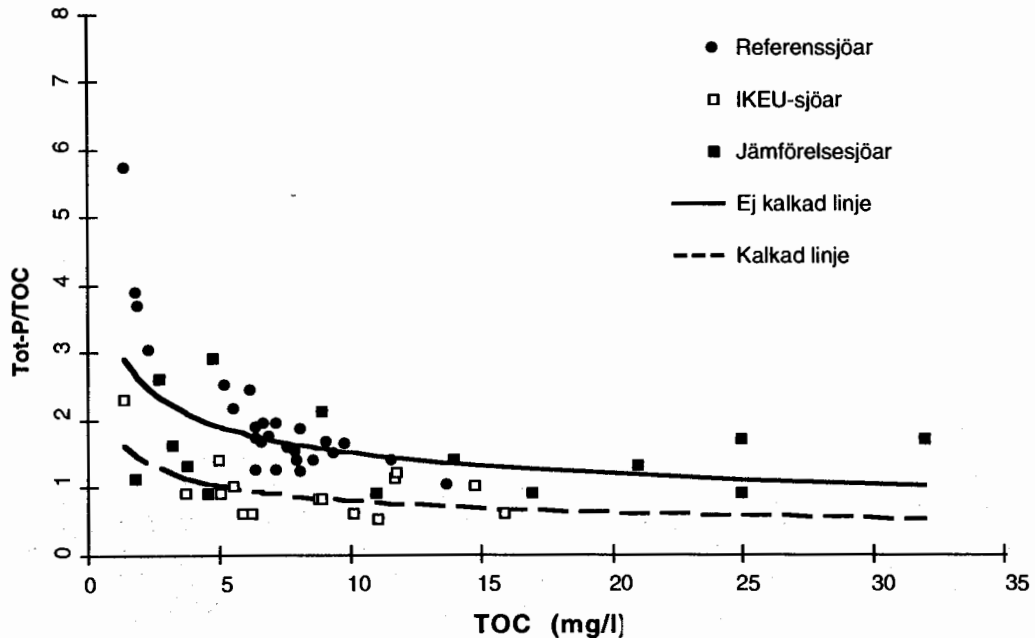


Figur 3. Förhållandet mellan kvoten av totalfosfor och kolkoncentration (Tot-P/TOC) och bakterieantal i IKEU-sjöar (kalkade) och i Jämförelsesjöar (okalkad) inom Grupp 2, klara sjöar.

som verkar vara allmängiltig i sjöar oavsett TOC-halt (Figur 4).

Om man iakttar Tot-N/Tot-P kvoterna i de klara kalkade sjöarna så varierade de mellan 50-111 (medel för alla 82) (Tabell 3). Kvoten var högst i Ejdgesjön, på västkusten i Sverige, i ett område som karakteriseras av höga halter av atmosfärdeponerat kväve (Bernes, 1991). I de okalkade klara sjöarna varierade Tot-N/Tot-P-kvoten mel-

lan 26-47 (medel för alla 33) (Tabell 3). En högre Tot-N/Tot-P kvot i kalkade klara sjöar förklaras därmed av en högre Tot-N-halt och en lägre Tot P-halt i jämförelse med okalkade klara sjöarna (Tabell 3). Skillnaden i Tot-N/Tot-P kvoten var således betydligt högre mellan kalkade och okalkade klara sjöar i jämförelse mellan skillnaden i Tot-N/Tot-P kvoten mellan kalkade och okalkade humösa sjöar (Tabell 3).



Figur 4. Förhållandet mellan kvoten av totalfosfor och kolkoncentration (Tot-P/TOC) och TOC-koncentration i IKEU-sjöar (öppna kvadrater), Jämförelsesjöar (fyllda kvadrater), och i intensivundersökta referenssjöar (fyllda cirklar). Medelvärde 1989-93 i intensivundersökta referenssjöar (data från Gunnar Persson, Miljöanalys, SLU, Uppsala). Heldragen trendlinje för okalkade sjöar (Jämförelsesjöar och Referenssjöar); $y = 3.25 * x^{-0.34}$; $R^2 = 0.37$. Streckad trendlinje för kalkade sjöar (IKEU-sjöar); $y = 1.83 * x^{-0.37}$; $R^2 = 0.34$.

Diskussion

Humösa sjöar (Grupp 1)

Bakterieantalet var i genomsnitt högre i okalkade humösa sjöar i jämförelse med kalkade humösa sjöar. Detta resultat var allmängiltigt i jämförelsen mellan kalkade och okalkade humösa sjöar inom de olika undergrupperna (Naturligt sur humös sjö, Naturligt kalkrik humös sjö och Möjligt försurad humös sjö), och i jämförelsen mellan samtliga kalkade och okalkade humösa sjöar inom Grupp 1.

I jämförelsen med kalkade humösa sjöar inom undergrupperna Naturligt sur humös sjö och Möjligt försurad humös sjö så var bakterieantalet högre i okalkade humösa sjöar som samtliga hade lägre pH-värden än i de kalkade sjöarna. Bakterieantalet var också högre i de naturligt kalkrika humösa sjöarna som uppmätte högre pH-värden i jämförelse med de kalkade humösa sjöarna inom denna undergrupp. Således var bakterieantalet högre i samtliga okalkade miljöer oavsett pH och ingen indikation på att bakterieantalet i humösa sjöar begränsas av låga eller höga pH-värden kunde indikeras i denna jämförelse. Detta är i motsats till resultatet från Tranvik mfl (1994) vilka inte såg några skillnader i bakterieantal mellan kalkade (pH ca 7) och okalkade humösa sjöar (pH ca 5) lokaliserade i södra Sverige (Tranvik mfl, 1994).

En intressant skillnad mellan kalkade och okalkade humösa sjöar var att bakterierna i genomsnitt var större i de kalkade sjöarna samt i två av de okalkade humösa sjöarna (Siggeforasjön och Tvigölingen) med naturligt höga pH-värden och hög alkalinitet (Tabell 3). Temperatur är en faktor i naturliga system som kan orsaka förändringar i bakteriestorlek, då bakterier vanligtvis blir mindre vid högre temperaturer och i samband med ökad tillväxt (Chrzanowski mfl, 1988). Temperaturskillnaden mellan kalkade och okalkade humösa sjöar var dock låg (Tabell 3), och därför troligen inte förklaringen till skillnaden i medelcellvolym för bakterierna. En annan faktor som kan påverka bakteriecellstorlek är selektiv predation av flagellater (Andersson mfl, 1986; Gonzales mfl, 1990), då vanligtvis större bakterier betas bort fortare än små (Andersson mfl, 1986; Gonzales mfl, 1990). Om växplanktonsammansättningen till större del bestod av flagellater i de miljöer där bakterierna var mindre (okalkade lågalkalina humösa sjöar) är emellertid omöjligt att säga med det material som finns tillgängligt.

Totalfosforkoncentrationen (Tot-P) var högre i de okalkade humösa sjöarna relativt de kalkade humösa sjöarna (Tabell 3). Då fosfor har visat sig vara tillväxtbegränsade för bakterier i humösa system vid en TOC-koncentration under 15 mg/l (Jansson mfl, 1996), kan en lägre totalfosforkoncentration i de kalkade humösa sjöarna vara en bidragande förklaring till de lägre bakterieantalen (Tabell 3). Vanligtvis är Tot-P-halten i humösa system kopplad till TOC-halten då fosfor har en tendens att bilda komplex med humusämnen i närvaro av järn (Tipping, 1981). De högsta Tot-P-halterna uppmättes också i de okalkade humösa sjöarna med högst TOC-halter (Tvigölingen och Övre Björntjärn) (Tabell 3). Förhållandet mellan Tot-P/TOC-kvoten och bakterieantalet, indikerar (Figur 2) att fosfortillgången per milligram TOC liksom bakterieantalet är högre i okalkade humösa system vilket stöder att låg fosfortillgång i de kalkade humösa sjöarna kan förklara det låga bakterieantalet. Att fosfortillgången per milligram TOC är högre i okalkade sjöar i jämförelse med kalkade sjöar styrks vidare av figur 4 där även de intensivundersökta referenssjöarna uppvisade högre kvoter än de kalkade IKEU-sjöarna (Figur 4).

Tot-N/Tot-P kvoter kan användas för att se vilket näringsämne som begränsar produktionen i limniska system (Nürnberg och Shaw, 1998). Sjöar med Tot-N/Tot-P-kvoter >17 karakteriseras som fosforbegränsade (Nürnberg och Shaw, 1998 och referenser däri). Samtliga kalkade humösa sjöar hade en Tot-N/Tot-P-kvot >17 (variation mellan 29-83), vilket enligt denna definition tyder på fosforbegränsning. Detta var även fallet i de flesta av de okalkade humösa sjöarna där Tot-N/Tot-P kvoterna varierade mellan 17-44 (Tabell 3). Kvoterna var därmed högre i de kalkade sjöarna relativt de okalkade sjöarna (Tabell 3), vilket indikerar en högre fosforbegränsning i de kalkade sjöarna. Högre kvoter i kalkade humösa sjöar orsakades delvis av lägre totalfosforkoncentrationer, men även av högre Tot-N-halter. Detta var särskilt tydligt i Gyltigesjön samt Stengårdshultasjön (Tabell 3), där de högre Tot-N-halterna bör vara ett resultat av atmosfärsdeponerat kväve (Tabell 3; Bernes, 1991). Dock skall Tot-N/Tot-P-kvoter användas med försiktighet då de inte alltid ger en rätt indikation på vilket näringsämne som är tillväxtbegränsande i limniska system (Blomqvist mfl, 1993).

Varför är då fosforkoncentrationen lägre i kalkade humösa sjöar? En möjlig förklaring till de lägre fosforkoncentrationerna är att tillförsel av fosfor från försurningspåverkad mark i tillrinningsområdet är låg (Jansson mfl, 1986). Detta skulle således innebära att i sjöar lokaliserade inom samma region med likartad försurningspåverkan så bör fosforkoncentrationen minska på ett likartat sätt oavsett om sjöarna är kalkade eller inte. Detta var dock inte fallet i denna studie (Tabell 3). I jämförelsen mellan kalkade och okalkade humösa sjöar lokaliserade inom samma geografiska regioner (Figur 1a), och med likartad depositions mängd av försurande ämnen, var fosforkoncentrationerna genomgående lägre i de kalkade humösa sjöarna (Tabell 3). Att högre totalfosforhalter skulle vara en följd av högre TOC-halter i de okalkade humösa sjöarna är inte möjligt då genomsnittskoncentration i TOC inom undergruppen "Naturligt sur humös sjö" var lika för kalkade och okalkade sjöar (15 mg/l) (Tabell 3). Vidare var inom undergruppen "Möjligt försurad humös sjö" TOC-halten något högre i de kalkade sjöarna i jämförelse med de okalkade humösa sjöarna inom samma undergrupp, och trots högre TOC-halter var Tot-P-halten lägre i de kalkade humösa sjöarna.

Lägre fosforkoncentrationer i kalkade humösa sjöar förefaller därför vara en följd av kalkning. Att fosforkoncentrationen minskar efter kalkning har bla rapporterats ske i sjön Njupfatet (Blomqvist mfl, 1995). Om kalkning bidrar till lägre fosforkoncentrationer i humösa sjöar, och om fosfor är tillväxtbegränsande för bakterier (Jansson mfl, 1996), kan kalkning indirekt påverka den totala produktionen i humösa system då humösa sjöar kan ha en heterotrof bas för den totala produktionen (Hessen 1992; Jansson mfl, 1999). Denna fosforbegränsning borde i så fall bli högre i de områden där halten av atmosfärsdeponerat kväve är hög, vilket också indikeras i denna studie då högst Tot-N/Tot-P kvoter uppmättes i de sjöar som är lokaliserade i södra Sverige (Tabell 3).

Klara sjöar (Grupp 2)

Skillnaden i bakteriantal var obetydlig mellan kalkade klara sjöar ($0.8 \cdot 10^6$ celler/ml) och okalkade klara sjöar ($0.8 \cdot 10^6$ celler/ml). Inte heller i detta fall påverkades bakterieantalet negativt av pH som i genomsnitt var lägre i de okalkade klara sjöarna (Tabell 3). De kalkade sjöarna hade lägre fosforkoncentration än de okalkade klara sjöarna och en något högre TOC-koncentration (Tabell 3). Till skillnad från de humösa sjöarna samvarierade inte en högre Tot-P/TOC-kvot i de okalkade klara sjöarna

med ett högre bakterieantal (Figur 3). Detta är möjligen en indikation på att bakterierna i klara sjöar snarare är kolbegränsade än näringsbegränsade. I den oligotrofa klarvattensjön Njupfatet ökade bakterieantalet efter kalkning om man endast jämförde den isfria perioden trots att fosforkoncentrationerna sjönk (Blomqvist mfl, 1995). Emellertid ökade DOC-halten efter kalkning (Blomqvist mfl, 1995), vilket kan vara en möjlig förklaring till det ökade bakterieantalet.

Liksom i de humösa sjöarna, var bakterierna i genomsnitt större i de kalkade än i de okalkade klara sjöarna (Tabell 3). Eftersom temperaturen var relativt lika i kalkade och okalkade klara sjöar (Tabell 3), kan variationen i bakteriecellvolym ej förklaras av skillnader i vattentemperatur (Chrzanowski mfl, 1988). Som i de humösa systemen, är en möjlig förklaring till variationen i bakteriecellvolym mellan kalkade och okalkade klara sjöar variationer i växtplanktonsammanställning. Om växtplanktonsammanställningen i de kalkade klara sjöarna består av ett lägre antal flagellater skulle således en lägre bakteriepredation vara en möjlig förklaring till de större bakteriecellvolymerna i dessa typer av sjöar (Andersson mfl, 1986; Gonzales mfl, 1990). Detta kan tyvärr inte fastställas med det material som finns tillgängligt.

I likhet i de humösa sjöarna var fosforkoncentrationerna lägre i kalkade klara sjöar i jämförelse med okalkade klara sjöar (Tabell 3). Om denna skillnad i fosforkoncentration mellan kalkade och okalkade klara sjöar beror av en lägre fosfortillförsel från mark i tillrinningsområdet (Jansson mfl, 1986), eller en utfällning av fosfor i samband med kalkning (Blomqvist mfl, 1995) är svårt att avgöra i och med den spridda lokaliseringen av de kalkade och okalkade klara sjöarna (Figur 1b). Emellertid var resultatet från de humösa sjöarna så pass entydigt (att kalkning verkar bidra till lägre fosforkoncentrationer), liksom resultatet från den oligotrofa klarvattensjön Njupfatet där Tot-P halten sjönk med ca 30% efter kalkning (Blomqvist mfl, 1995), att det verkar rimligt att anta att det är kalkning som även i klara sjöar som bidrar till en lägre Tot-P-halt i jämförelse med okalkade klara sjöar.

Om man vidare tittar på Tot-N/Tot-P-kvoterna i de klara sjöarna var kvoterna betydligt högre i de kalkade klara sjöarna (50-111) än i de okalkade klara sjöarna (26-47), vilket indikerar en kraftigare fosforbegränsning i de kalkade klara sjöarna. Kvoterna var även högre i de sjöar som är lokaliserade i de södra delarna av Sverige (Tabell 3, Figur 1b), i områden där depositionen

av atmosfärsburet kväve är högre (Bernes, 1991). Skillnaden i Tot-N/Tot-P kvoter var mindre mellan kalkade och okalkade humösa sjöar vilket är en följd av de högre närsalthalterna (främst fosfor) (Nürnberg och Shaw, 1998).

Till skillnad från de humösa sjöarna tycks en lägre fosforkoncentration i de kalkade klara sjöarna inte sammanhånga med en lägre bakteriekoncentration (Figur 3), vilket tyder på att bak-

terierna i klara sjöar snarare är kolbegränsade. Däremot kan en minskad fosforhalt indirekt påverka bakterierna om växtplanktonsamhället är fosforbegränsat och i och med detta producerar en mindre mängd löst organisk kol att utnyttjas av bakterierna (Currie, 1990). Att de kalkade klara sjöarna, särskilt i södra Sverige, är kraftigt fosforbegränsade styrks vidare av Tot-N/Tot-P -kvoterna (Tabell 3).

Tackord

Ett stort tack till Katarina Vrede, Eva Lindström, Peter Blomqvist, Stina Drakare och Inge-
mar Ahlgren vid Limnologiska avdelningen i Uppsala (Evolution-Biologiskt Centrum; Uppsala Universitet) som samtliga bidragit med material till denna undersökning. Tack även Anders Jonsson och Jan Karlsson (CIRC-Abisko, Inst. för ekologi och geovetenskap, Umeå Universitet) för att ha bidragit med data från Abiskoområ-

det. Jag vill även tacka Wilhelm Granéli (Limnologiska avdelningen i Lund) och Lars Tranvik (Limnologiska avdelningen i Uppsala) som bidragit med data samt litteratur. Slutligen ett tack till Roger Jones (Lancaster University, England), Paula Kankaala, Jorma Keskitalo samt Lauri Arvola (Lammi Biological Centre, Helsinki University) för att de försett mig med litteratur inom området.

Referenser

- Andersson, A., Larsson, U. & Hagström, Å. 1986. Size-selective grazing by a microflagellate on pelagic bacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 33: 51-57.
- Baalsrud, K. 1985. Kalking av surt vann. Kalkningsprojektet slutrapport. Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk. Trondheim. 145 sidor.
- Bell, R. T., Ahlgren, G. M. & Ahlgren, I. 1983. Estimating bacterioplankton production by measuring (3H)-thymidine incorporation in a eutrophic Swedish lake. *Appl. Environ. Microbiol.* 45: 1709-1721.
- Bell, R. T. & Tranvik, L. 1993. Impact of acidification and liming on the microbial ecology of lakes. *Ambio.* 22: 325-330.
- Bernes, C. 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. *Monitor* 12. Naturvårdsverket. 144 sidor.
- Blomqvist, P., Russell, T. B., Olofsson, H., Stensdotter, U. & Vrede, K. 1993. Pelagic ecosystem responses to nutrient additions in acidified and limed lakes in Sweden. *Ambio.* 22: 283-289.
- Blomqvist, P., Russell, T. B., Olofsson, H., Stensdotter, U. & Vrede, K. 1995. Plankton and water chemistry in Lake Njupfatet before and after liming. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 551-565.
- Broberg, O. 1987. Nutrient responses to the liming of Lake Gårdsjön. *Hydrobiologia.* 150: 11-24.
- Chrzanowski, T. H., Crotty, R. D. & Hubbard, G. J. 1988. Seasonal variation in cell volume of epilimnetic bacteria. *Microb. Ecol.* 16: 155-163.
- Currie, D. J. 1990. Large-scale variability and interactions among phytoplankton, bacterioplankton, and phosphorus. *Limnol. Oceanogr.* 35: 1437-1455.
- Dillon, P. J., Yan, N. D., Scheider, W. A. & Conroy, N. 1979. Acidic lakes in Ontario, Canada - characterization, extent and responses to base and nutrient additions. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 13: 317-336.
- Drakare, S. 1996. Factors controlling heterotrophic bacterial numbers and production in water and sediments of thirteen lakes in Uppland, Sweden. *Scripta Limnologica Upsaliensia.* Uppsala university. Sweden. 32 sidor.
- Gonzales, J. M., Sherr, E. B. & Sherr, B. F. 1990. Size-selective grazing on bacteria by natural assemblages of eustarine flagellates and ciliates. *Applied and Environmental Microbiology.* 56:583-589.
- Grahn, O., Hultberg, H. & Landner, L. 1974. Oligotrophication - A self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio.* 3: 93-94.
- Hessen, D. O. 1992. Dissolved organic carbon in a humic lake: effects on bacterial production and respiration. *Hydrobiologia.* 229: 115-123.
- Hörnström, E., Ekström, C., Miller, U. & Dickson, W. 1974. Acidification impact on westcoast lakes. *Inf. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 4. 79 sidor.
- Hörnström, E. & Ekström, C. 1986. Acidification and liming effects on phyto- and zooplankton in some Swedish west coast lakes. *SEPA, Report 1864.* 108 sidor.
- Jansson, M., Persson, G. & Broberg, O. 1986. Phosphorus in acidified lakes: The example of Lake Gårdsjön, Sweden. *Hydrobiologia.* 139: 81-96.
- Jansson, M., Blomqvist, P., Jonsson, A. & Bergström, A-K. 1996. Nutrient limitation of bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örträsket. *Limnol. Oceanogr.* 41: 1552-1559.
- Jansson, M., Bergström, A-K., Blomqvist, P., Isaksson, A. & Jonsson, A. 1999. Impact of allochthonous organic carbon on the microbial food web carbon dynamics and structure in Lake Örträsket. *Arch. Hydrobiol.* 144: 409-428.
- Jones, R. I. 1992. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia.* 229: 73-91.

- Lindström, E. S. 1998. Temporal and spatial variation in the community composition of lake bacterioplankton. PhD-thesis. Department of Limnology, Uppsala University, Sweden. 112 sidor.
- Lydersen, E. 1998. Humus and acidification. I: Hessen, D. O., Tranvik, L. J. (eds). Aquatic humic substances: ecology and biogeochemistry. Springer-Verlag, Berlin. sid: 63-92.
- Nürnberg, G. K. & Shaw, M. 1998. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. *Hydrobiologia*. 382: 97-112.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. & Eloranta, P. 1998. Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwaters, part 1. Naturvårdsverket Förlag, Stockholm. 86 sidor.
- Olsson, H. & Pettersson, A. 1993. Oligotrophication of acidified lakes - A review of hypotheses. *Ambio*. 22: 312-317.
- Shindler, D. W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*. 195: 260-262.
- Shindler, D. W., Mills, K. H., Malley, D. F., Findlay, D. L., Shearer, J. A., Davies, I. J., Turner, M. A., Linsey, G. A. & Cruikshank, D. R. 1985. Long-term stress: the effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science*. 228: 1395-1401.
- Stenson, J. A., Svensson, J-E. & Cronberg, G. 1993. Changes and interactions in the pelagic community in acidified lakes in Sweden. *Ambio*. 22: 277-282.
- Thurman, E.M. 1985. Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. 497 sidor.
- Tipping, E. 1981. The adsorption of aquatic humic substances by iron oxides. *Geochemica et Cosmochimica Acta*. 45: 191-199.
- Tranvik, L. J. 1989. Bacterioplankton in humic lakes-a link between allochthonous organic matter and pelagic food webs. PhD-thesis. Department of Ecology, Lund University, Sweden. 104 sidor.
- Tranvik, L. J., Granéli, W. & Gahnström, G. 1994. Microbial activity in acidified and limed humic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2529-2536.
- Wetzel, R. G. 1983. *Limnology*. Saunders, Philadelphia. 767 sidor.
- Wikner, J., Cuadros, R. & Jansson, M. 1999. Differences in consumption of allochthonous DOC under limnic and eustarine conditions in a watershed. *Aquatic Microbial Ecology*. 17: 289-299.
- Wilander, A., Johnson, R.K. & Lundin, L. 1998. Riksinventering 1995. En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Förlag Stockholm, Rapport 4813, 191 sidor.

Appendix: Resultat av bakterieräkningar

IKEU-sjöar

Sjö	Datum	Bakterieantal (celler*10 ⁶ /ml)	MCV (µm ³)
Stengårdshultasjön	98-5-13	0,87	0,150
Stengårdshultasjön	98-6-17	1,23	0,130
Stengårdshultasjön	98-8-13	1,15	0,130
Stengårdshultasjön	98-8-12	1,26	0,130
Stengårdshultasjön	98-9-14	1,16	0,140
Stengårdshultasjön	98-10-13	0,92	0,160
Gyslättsjön	98-5-18	1,31	0,220
Gyslättsjön	98-6-8	1,00	0,200
Gyslättsjön	98-7-13	0,95	0,190
Gyslättsjön	98-8-10	1,13	0,180
Gyslättsjön	98-9-14	1,13	0,180
Gyslättsjön	98-10-12	1,15	0,160
Gyltigesjön	98-5-18		
Gyltigesjön	98-6-17	1,43	0,170
Gyltigesjön	98-7-20	0,92	0,170
Gyltigesjön	98-8-10	1,48	0,190
Gyltigesjön	98-9-14	0,93	0,180
Gyltigesjön	98-10-21	1,10	0,170
Långsjön	98-5-13		
Långsjön	98-6-15	0,61	0,200
Långsjön	98-7-6	0,66	0,180
Långsjön	98-8-10	0,80	0,160
Långsjön	98-9-15	0,73	0,200
Långsjön	98-10-13	1,16	0,190
Tryssjön	98-5-12	0,73	0,210
Tryssjön	98-6-16	0,74	0,220
Tryssjön	98-7-14	0,55	0,220
Tryssjön	98-8-11	0,43	0,190
Tryssjön	98-9-14	0,54	0,170
Tryssjön	98-10-11	0,52	0,170
Källsjön	98-5-12		
Källsjön	98-6-12	0,62	0,180
Källsjön	98-7-14	0,53	0,190
Källsjön	98-8-5	0,46	0,170
Källsjön	98-9-15	0,57	0,250
Källsjön	98-10-19	0,58	0,210
Rödingträsket	98-6-2	0,65	0,180
Rödingträsket	98-6-15	1,00	0,190
Rödingträsket	98-7-20	0,88	0,170
Rödingträsket	98-8-17	0,63	0,150
Rödingträsket	98-9-21	0,73	0,210
Stensjön	98-5-12		
Stensjön	98-6-15		
Stensjön	98-7-14	0,94	0,190
Stensjön	98-8-10	0,84	0,170
Stensjön	98-9-16	1,07	0,150
Stensjön	98-10-13	1,61	0,140

Jämförelsesjöar

Sjö	Datum	Bakterieantal (celler*10 ⁶ /ml)	MCV (µm ³)
Övre Björntjärn	96-6-5	4,54	0,031
Övre Björntjärn	96-6-28	2,26	0,033
Övre Björntjärn	96-7-19	2,34	0,041
Övre Björntjärn	96-8-3	1,15	0,037
Övre Björntjärn	96-8-30	0,74	0,029
Övre Björntjärn	96-9-20	0,93	0,035
Byxrivarliden	96-6-7	2,51	0,043
Byxrivarliden	96-6-26	1,79	0,043
Byxrivarliden	96-7-18	1,32	0,053
Byxrivarliden	96-8-6	1,03	0,037
Byxrivarliden	96-8-29	0,96	0,054
Byxrivarliden	96-9-19	1,04	0,044
Örträsk	96-6-10	2,43	0,037
Örträsk	96-6-27	1,66	0,039
Örträsk	96-7-17	2,39	0,047
Örträsk	96-8-7	0,96	0,037
Örträsk	96-8-27	1,28	0,029
Örträsk	96-9-19	1,30	0,034
Siggefora	96-5-7	1,50	0,150
Siggefora	96-7-24	2,10	0,070
Siggefora	96-10-10	1,44	0,185
Tvigölingen	96-5-13	2,13	0,060
Tvigölingen	96-7-25	1,40	0,180
Tvigölingen	96-10-11	1,59	0,173
Stora Hålsjön	95-6-7	5,60	0,059
Stora Hålsjön	95-8-24	4,70	0,032
Skärshultsjön	90-8-15	2,50	
Stora Lången	90-8-15	2,50	
Siholma	96-6-7	0,65	0,059
Siholma	96-6-26	0,29	0,067
Siholma	96-7-18	0,76	0,068
Siholma	96-8-6	0,48	0,052
Siholma	96-8-29	0,34	0,062
Siholma	96-9-19	0,53	0,055
Ånnsjön	96-7-12	0,70	0,065
Njupfatet	89-5-10	1,74	0,060
Njupfatet	89-5-30	1,45	0,060
Njupfatet	89-6-13	1,51	0,060
Njupfatet	89-6-30	1,46	0,060
Njupfatet	89-7-17	0,93	0,060
Njupfatet	89-8-1	1,09	0,060
Njupfatet	89-8-13	0,64	0,060
Njupfatet	89-8-27	1,27	0,060
Njupfatet	89-9-14	0,81	0,060
Njupfatet	89-9-27	2,14	0,060

IKEU-sjöar

Sjö	Datum	Bakterieantal (celler*10 ⁶ /ml)	MCV (µm ³)
Ejgdesjön	98-5-19	0,61	0,140
Ejgdesjön	98-6-17	1,64	0,080
Ejgdesjön	98-7-15	0,74	0,080
Ejgdesjön	98-8-13	0,85	0,100
Ejgdesjön	98-9-14	0,75	0,100
Ejgdesjön	98-10-19	0,99	0,110
Stora Härsjön	98-5-13	0,35	0,170
Stora Härsjön	98-6-17	0,60	0,230
Stora Härsjön	98-7-13	0,40	0,140
Stora Härsjön	98-8-12	1,03	0,090
Stora Härsjön	98-9-17	1,12	0,090
Stora Härsjön	98-10-15	1,48	0,120
Västra Skälsjön	98-5-13	0,35	0,100
Västra Skälsjön	98-6-9	0,99	0,120
Västra Skälsjön	98-7-14	1,26	0,250
Västra Skälsjön	98-8-18	0,76	0,200
Västra Skälsjön	98-9-17	0,83	0,220
Västra Skälsjön	98-10-14	0,84	0,200
Lien	98-5-12		
Lien	98-6-22	1,47	0,100
Lien	98-7-14	0,71	0,250
Lien	98-8-19	0,76	0,140
Lien	98-9-15	0,75	0,200
Lien	98-10-13	0,89	0,190
Bösjön	98-6-3	0,49	0,510
Bösjön	98-6-15	0,42	0,450
Bösjön	98-7-15	0,66	0,190
Bösjön	98-8-10	0,60	0,170
Bösjön	98-9-16	0,66	0,140
Bösjön	98-10-7	0,75	0,160
N. Särnamannasjön	98-5-30	0,41	0,220
N. Särnamannasjön	98-6-22	0,44	0,140
N. Särnamannasjön	98-7-26	0,52	0,160
N. Särnamannasjön	98-9-2	0,79	0,140
N. Särnamannasjön	98-9-20	1,47	0,070

Jämförelsesjöar

Sjö	Datum	Bakterieantal (celler*10 ⁶ /ml)	MCV (µm ³)
Sandsjön	97-6-16	0,63	0,059
Sandsjön	97-6-27	0,43	0,055
Sandsjön	97-7-7	0,44	0,060
Sandsjön	97-7-26	0,44	0,058
Sandsjön	97-8-8	0,42	0,041
Sandsjön	97-8-21	0,50	0,053
Sandsjön	97-9-3	0,87	0,048
Kieronsjön	98-6-26	0,49	0,064
Kieronsjön	98-7-17	0,48	0,068
Kieronsjön	98-8-19	1,14	0,055
Kieronsjön	98-9-28	1,11	0,059
Diktar-Erikstjärn	98-6-13	1,23	0,069
Diktar-Erikstjärn	98-7-26	1,18	0,069
Diktar-Erikstjärn	98-8-25	1,14	0,065
Diktar-Erikstjärn	98-9-25	1,02	0,062