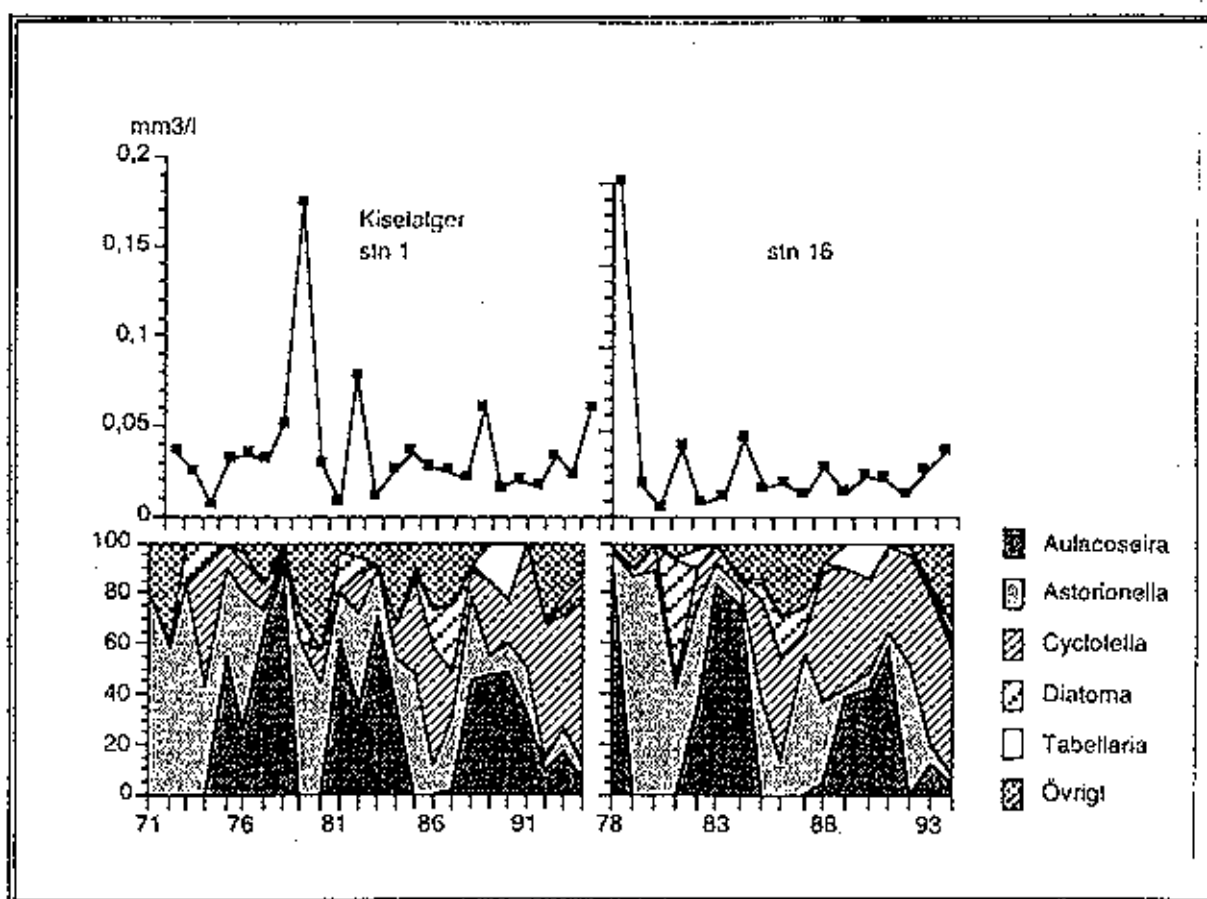


VÄTTERN OCH DESS TILLFLÖDEN 1971–1994



Vätternvårdsförbundet

UTVÄRDERING AV TILLSTÅND OCH FÖRÄNDRINGAR I VÄTTERN OCH DESS TILLFLÖDEN 1971–1994

Rapport nr 40 från Vätternvårdsförbundet*

Författare: Anders Wilander & Ewa Willén, Institutionen för
miljöanalys, SLU

Layout och textbearbetning: Måns Lindell

Omslagsbild: Kisclager i södra resp norra Vättern

Beställningsadress: Vätternvårdsförbundet
Länsstyrelsen i Jönköpings Län
551 86 Jönköping
Tel 036-395000
Fax 036-167183
Email: Ingrid.Mansson@f.lst.se

ISSN: 1102-3791

** Rapporterna 1-29 utgavs av Kommittén för Vätterns vattenvård. Kommittén
ombildades 1989 till Vätternvårdsförbundet som fortsätter rapportserien fr o m Rapport
30*

Rapporten är tryckt på Länsstyrelsen i Jönköping 2002.
Andra upplagan 100-110 ex.

Vättern och dess tillflöden 1971-1994.

Rapport nr 40

från Vätternvårdsförbundet *

Rapporten har utarbetats av Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, under ledning av Eva Willén och Anders Wilander.

Författare till respektive kapitel anges under respektive rubrik. Förutom angivna författare har Hans Kvarnäs utfört de vattenförings- och transportberäkningar som redovisas i rapporten. De slutsatser som dras i rapporten är författarnas egna.

Rapport och undersökning har finansierats av Naturvårdsverket (regionala miljöövervakningsmedel) och av Vätternvårdsförbundet.

Föreliggande rapport redovisar och utvärderar resultaten av den miljöövervakning som bedrivits i Vättern och dess tillflöden under perioden 1971- 1994. Under denna tidsperiod bedrevs miljöövervakningen i Vättern som ett nationellt program under PMK kompletterat med ett antal stationer som finansierades av Vätternvårdsförbundet. I rapporten lämnas också förslag till revideringar av miljöövervakningsprogrammet. Dessa förslag har i hög grad påverkat utformningen av dagens övervakningsprogram. I mån av resurser kan flera av de föreslagna kompletteringarna komma att inarbetas i framtiden.

Omslagets figur illustrerar utveckling av olika kiselalger i Vätterns södra respektive norra del under perioden 1971-1994. Figuren återfinns i sin helhet på sidan 60 i rapporten.

Innehållsförteckning

	Sida
Sammanfattning	1
Inledning	6
KEMI	
Vätterns tillflöden	7
Vättern	36
BIOLOGI	
Växtplankton	49
Djurplankton	63
Bottenfauna	70
Referenser	79
STORA TABELLER	
Tabell 25 Växtplankton, arter och släkten i Vättern	82
Tabell 26 Växtplankton, dominerande arter och släkten i Vättern	86
Tabell 31 Vanliga djurgrupper på Vätterns profundalbottnar	88
BILAGOR	
Bilaga 1 Analysmetodik och Kvalitetskontroll samt Tidsserier för vattenkemiska parametrar i Vätterns tillflöden	32 sidor
Bilaga 2 Tidsserier för vattenkemiska parametrar i Vättern	18 sidor

VÄTTERN

OCH DESS TILLFLÖDEN 1971-1994

SAMMANFATTNING

Kontinuerliga limnologiska studier inleddes i Vättern 1970 i samband med att en vattenvårdplan för sjön antogs. I denna lades grunden till kraftfulla åtgärder för att minska tillförseln av fosfor, metaller och organisk substans. Fosforreduktionen fullföljdes fram till 1974 med kemisk fällning i kommunala avloppsreningsverk. Samtidigt reducerades dessutom den organiska belastningen med 90%. Från 1976 minskades också de industriella metallutsläppen till Vätterns norra fjärdar.

Ett kontinuerligt övervakningsprogram av sjöns vattenkvalitet tillskapades för karakterisering av Vätternvattnets näringförhållanden, salthalt och surhetstillstånd. I begränsad utsträckning analyserades också vattnets metallhalter. Därtill undersöktes valda delar av sjöns biota. De biologiska variablerna omfattade analys av växtplanktonsamhället, som snabbt reagerar på förändringar i vattenmiljön och som kräver täta provtagningar, analys av bottenfauna, som reagerar med viss fördröjning men med måttligare fluktuationer än växtplankton samt analys av djurplanktonsamhället, vilket tillsammans med bottenlevande djur utgör föda för fisk. Växtplankton- och bottenfaunasamhällena har följts sedan början av 1970 dock med visst uppehåll för bottenfaunan 1972-77. Djurplanktonstudierna påbörjades först 1978 och begränsades till en provtagning per år.

För beräkning av materialtransporten till sjön har 22 tillflöden varit föremål för provtagningar och kemisk analys varje eller varannan månad.

Salthalten i Vätterns östra och västra tillflöden skilde sig åt beroende på förekomsten av lättvittrade och svårvittrade mineral. De östliga tillflödena Mjölnaån och Orrnäsån hade t.ex. betydligt högre salthalter än de västra tillflödena Svedån och Forsviksån.

När det gäller närsalter hade Lillån och Röttleån (vid Röttle) de högsta kvävehalterna, medan Edesvarnaån hade höga fosforhalter. Låga halter förekom däremot i Svedån och Forsviksån. Speciellt stora markförluster av kväve och fosfor förekom i Lillåns avrinningsområde, som är befolkningstätt med en betydande andel jordbruksmark (1,7 ton N/km², år; 0,032 ton P/km², år). De areella förlusterna av fosfor var också stora i de befolkningstäta avrinningsområdena till Huskvarnaån och Edesvarnaån (0,034 resp. 0,025 ton P/km², år).

Koncentrationerna av närsalter i tillflödena ändrades på olika sätt. Ammoniumhalterna minskade genomgående sedan början av 1970-talet, medan nitrathalterna ökade eller minskade beroende på tillflödets karaktär. Fosforhalterna minskade däremot genomgående, med undantag för de i Mjölnaån. I Vätterns utlopp ökade halten av nitrat, medan den för fosforföreningarna minskade. Den ökande depositionen av nitrat direkt på sjöns yta bidrog till förhöjningen, men även andra förklaringar har givits, däribland ökande tillskott från jordbruk samt minskad fastläggning i sjön. Utbyggnaden av reningsverk med kemisk fällning har således givit utslag när det gäller mängden tillförda fosforföreningar.

Större konstituenter kommer i huvudsak från naturliga källor. Tillskottet av sulfat har däremot sitt huvudsakliga ursprung från antropogena källor. Den största enskilda tillförseln av större konstituenten kom via Huskvarnaån, främst beroende på mänsklig påverkan. Forsviksån, med stor yta och svårvittrade mineraler, transporterade en stor andel marina salter. I Mjölnaåns avrinningsområde bidrog de lättvittrade, kalkhaltiga jordarna till stor tillförsel av flera ämnen, bland annat kalcium.

Flertalet större konstituenten uppvisade en signifikant ökning under undersökningsperioden. Däremot minskade koncentrationerna av sulfat i flera tillflöden samtidigt som alkaliniteten ökade. Den minskning som skett i svaveldeposition har alltså givit en tydlig effekt i flera av Vätterns tillflöden.

Huskvarnaån svarade för det största enskilda tillskottet av organiskt material.

När det gäller metaller (Cu, Fe, Pb, Zn, Al) stod i allmänhet Huskvarnaån för den största tillförseln. Åmmelångens tillförsel av Cu, Pb och Zn var dock också stor, en belastning som härrör från den tidigare gruvverksamheten. Huskvarnaåns metallutflöde hade däremot till stor del kommunalt ursprung. Dunkehallåns höga arealspecifika förlust för järn återspeglar det myrrika avrinningsområdet.

Vätterns vatten är mycket klart med ett genomsnittligt siktdjup under mätperiodens vår- och sommarprovtagningar (maj och augusti) på 11 respektive 10,5 m (stn. 16B och 1). Nu uppmätta högsta siktdjupsvärden var 3–4 m mindre än under tidigt 1900-tal. Uppmätta min-maxvärden av siktdjup i augusti under mätperioden var på stn. 16B 8,5–13 m och på stn 1 7,5–14 m. Station 11 utanför Huskvarna var den lokal som sommartid hade det minsta siktdjupet. Även om sommarsiktdjupen inte förändrades under undersökningsperioden förelåg statistiskt verifierbara minskningar i grumlighet på samtliga lokaler. Även halten organiskt material minskade. Vid dessa höga siktdjup torde stora förändringar i grumlighet och vattnets egenfärg krävas för att siktdjupet skall öka.

Vattentemperaturen i maj månad var normalt ca 4°, utom 1989–94 då den var 7–8° och en skiktning hade börjat uppstå. Detta kom att påverka resultatet av växtplanktonstudierna eftersom vårens kiselalgsutveckling då hade passerat sitt maximum. Sommartid låg språngskiktet på 20–30 m djup. Vid ihållande sydlig vind kommer språngskiktet att luta och ligga grundare i sjöns södra del än i dess norra. Ytvattnet på stn. 16B var därför i medeltal 1,8° varmare än på stn. 1. På 10 och 20 m djup var skillnaden än tydligare. Station 16B (Jungfrun NV) var på dessa nivåer 3,4° varmare. Ibland kunde temperaturskillnaderna här skilja mer än 6°.

Vätterns syrgasförhållanden var goda. Syrgashalten understeg inte 9 mg/l i någon av de undersökta lokalernas bottenvatten.

Närsaltkoncentrationen i sjön (stn 16B, Jungfrun NV) hade när det gäller totalfosfor ett medianvärde av 7 µg/l och när det gäller totalkväve 670 µg/l. Vättern är en sjö som således har ett betydande kväveöverskott i relation till fosfor. Mellanårsvariationer av fosfor fluktuerade till 1980 mellan 6 och 14 µg/l men har sedan dämpats till 5,5–8 µg/l. Mellanårsvariationerna kan tolkas som att interna processer varit betydande för fosforomsättningen i sjön. Statistiskt kan ingen långsiktig trend mot minskade koncentrationer visas för fosfor på stn. 16B, men däremot på stn. 1 (Edeskvarnaån NV) där minskningen varit 0,09µg/l, år sedan 1971. När det gäller kväveföreningar och i synnerhet nitratkväve har en betydande ökning skett, som på stn. 16B (inkl. 16A) varit 13,4 µg/l,år. Fosforhalterna har endast långsamt minskat, men ännu ges inga storskaliga utslag i sjöns biota. Vätterns långa hydrauliska omsättningstid gör att förändringar i tillförsel inte kan förväntas få genomslag annat än på mycket lång sikt.

Därför kan inte en minskning av växtplanktons biomassa ännu beläggas statistiskt. Bland annat beror det på att kiselalger, som är den dominerande gruppen i planktonsamhället, i stor utsträckning styrs av fysikaliska faktorer där vattnets omrörning är särskilt viktig. En försiktig tolkning pekar dock mot att stabila och mindre algbiomassa successivt etablerats under den sista 10-års perioden. Då har nämligen kvoten mellan maximal biomassa och minimal biomassa varit ca 3 medan värdet tidigare varierat mellan 4 (1971-75), 21 (1976-80) och 8 (1980-85). En liten kvot avspeglar måttligare mellanårsvariationer än en hög kvot och därmed större stabilitet i växtplanktonsamhället.

Växtplanktonutvecklingen på våren börjar med en kiselalgsutveckling, vilken som i regel ger upphov till årets biomassemaximum. Två arter med olika livsmönster har växlat som dominanter. Under sommaren minskar biomassan och guldalger har varit en karakteristisk alggrupp. En guldalgsart, som ibland vållat problem för vattenverk, är *Uroglena* som även vid måttlig utveckling ger vattnet en smak av fiskleverolja. Fenomenet är ofarligt men ger upphov till klagomål. Under sensommaren förekom större dinoflagellater. Större delen av de planktonalger som förekommer är tjänliga som föda åt bottendjur eller djurplankton.

Många arter i ett näringsfattigt system av Vätterns karaktär är mycket snabbväxande. Därför kan också förändringar komma snabbt även om de är av kortsiktig karaktär. Då och då rapporteras också besvär, kanske främst av estetisk karaktär, i samband med algutvecklingar. Det kan gälla påslag på nät, missfärgningar av vatten (vanligen rödaktig färgning) eller anrikningar av substratlevande alger som spolats upp i strandzonen. Inget av dessa fenomen har haft långvarig karaktär även om stora obehag lokalt kan uppstå.

Djurplankton studerades på en lokal, 16B, i augusti från 1978. Enstaka provtagningar av detta slag utesluter omdömen om sommaren som helhet men kan däremot användas för att karakterisera sjön. En stor population som registreras i augusti har med all sannolikhet grundlagts redan i juni. Skall däremot relationer i näringsväven analyseras behövs data från betydligt fler sommarprovtagningar. Vättern kan karakteriseras som en *Kelicottia-Daphnia cristata-Cyclops* sjö, vilket sammantaget pekar på en låg produktionsnivå. Biomassans mellanårsvariation var liten även om enstaka år avvek.

Bottenfaunan i Vättern får sin speciella karaktär genom den rikliga förekomsten av glacialrelikter där de stora crustaceerna och särskilt *Monoporeia* varit mest framträdande. Bottenfaunan utgjordes allmänt av arter som uteslutande eller övervägande påträffas i näringsfattiga, syrgasrika och kalla vatten. De dominerande grupperna utgörs av organismer som genomgår hela sin livscykel i bottenarna dvs. glattmaskar, ärtmusslor och stora kräftdjur. Bottenfaunan var individrikast vid Visingsö (stn. 5). Platser som inte är så djupa hade en lägre individrikedom än djupbottenarna. Tre av fyra vanliga taxa hade en liten mellanårsvariation medan *Monoporeia* varierade betydligt. Den arten har dessutom ökat markant under senare år. Ett biologiskt kvalitetsindex baserat på chironomidfaunans sammansättning gav ett värde mellan 4 och 5, vilket visar att Vättern ligger på samma nivå som fjällsjöar. Ett annat index (O/C kvoten), som tar hänsyn till förhållandet mellan glattmaskar och sedimentlevande fjädermyggor, gav också indikation på näringsfattigdom. Värdet steg sedan 1977 samtidigt som diversiteten ökade. Det sammanlagda antalet arter per provtagen lokal i sjön har ökat något.

Även om effekten av insatta restaureringsåtgärder låter vänta på sig innan de statistiskt kan beläggas både kemiskt och biologiskt och över ett större antal variabler, är bevakning av återhämtningsförlopp och av en åtminstone bibehållen vattenkvalitet, i ett ekosystem av Vätterns dignitet, vårt stora insatser sett både ur ett nationellt och internationellt perspektiv.

INLEDNING

En första, allsidig undersökning av Vättern gjordes i juli 1962 på 22 lokaler fördelade över sjön (Kommittén för Vätterns vattenvård 1968:6). Undersökningarna omfattade vattenkemiska variabler karakteriserande näringstillstånd, syretillstånd, ljusförhållanden och surhetstillstånd. Undersökta biologiska variabler var växtplankton (inklusive primärproduktionsmätningar), djurplankton, bottenfauna samt bakteriehalter.

Undersökningar av sjöns vattenkvalitet utökades sedan 1966-67 med provtagningar också på våren och fler sommarprovtagningar (Kommittén för Vätterns vattenvård 1967:3, 1968:4, 1968:5). Efter ytterligare några år med fåtaliga provtagningar inleddes kontinuerliga limnologiska studier i anslutning till att en vattenvårdsplan för Vättern antogs 1970. I vattenvårdsplanen lades grunden till kraftfulla åtgärder för att minska tillförseln av närsalter, metaller och organisk substans till sjön. Åtgärderna fullföljdes fram till 1974 med kemisk fällning i kommunala avloppsreningsverk som påbyggnad på ett biologiskt behandlingssteg. Från 1976 reducerades också industriella metallutsläpp till Vätterns norra fjärdar. Under 1980-talet har sedan industriutsläpp av klorerade organiska ämnen ytterligare begränsats (Vätternvårdsförbundet 1990).

Från slutet av 60-talet har tillförsel av fosfor från kommunala reningsverk till Vättern minskats från ca 170 ton till en nuvarande belastning av ca 20 ton per år och tillförseln av organisk substans har reducerats med ungefär 90 % (Vätternvårdsförbundet, 1990).

Sammanfattande rapporter om Vätterns vattenkvalitet till och med 1986 har givits i Vattenvårdsplan för Vättern 1990 samt i Persson m.fl. (1989).

Denna rapport är uppdelad i två avsnitt, ett som behandlar Vätterns tillflöden och ett som redovisar resultat av undersökningarna i sjön. Varje avsnitt innehåller dessutom rekommendationer för revidering av övervakningsprogrammet och en sammanfattning.

VÄTTERNS TILLFLÖDEN

Anders Wilander

I detta avsnitt behandlas Vätterns tillflöden och nuvarande provtagningsprogram samt det vattenkemiska tillståndet och förändringar i tiden. Vidare redovisas transporter av olika ämnen. I ett särskilt avsnitt görs en genomgång av transporter av vissa metaller, för vilka analyser ingick i ett särskilt mätprogram. Avsnittet avslutas med en värdering av nuvarande mätprogram och ett förslag till revidering.

Provtagningar och analysmetodik

Provtagningar har utförts varje månad under hela året för analys av den kemiska vattenkvaliteten i nedanstående till-/utflöden (tabell 1). Undantag är de markerade lokaler som undersöks enligt avtal med Vätternvårdsförbundet, där provtagningar sker varannan månad med början i februari.

För närvarande tas prover i Vätterns tillflöden i tre olika typer av program, ett nationellt (tidigare PMK) med månatlig provtagning, ett i Vätternvårdsförbundets regi med provtagning varannan månad.

Dessutom mäts vattenkemiska parametrar i ytterligare några tillflöden genom ett särskilt kontrollprogram för norra Vätterns tillrinningsområde (se t.ex. KM-laboratorierna 1990). Resultat från de senare ingår inte i denna bearbetning.

Provtagningsplatserna framgår av tabell 1 och deras belägenhet av figur 1.

Vissa vattendrag provtas sedan 1993 för bestämning av spårmetaller.

Tabell 1. Provplatser och provtagningsperioder för Vätterns tillflöden.

vattendrag	provt. år	vattendrag	provt. år
Motala ström, Motala	1971-	Dummeån, utl. Vättern	1970-
Mjölneån, utl. Vättern	1970-	Hökesån, Habo *	1970-78, 1986-
Ornäsån, Ödeshög *	1970-76, 1986-	Knipån, Kvarnkulla *	1986-
Röttleån, Gränna kraftverk	1972-	Gagnån, Kvarnåsen *	1986-
Röttleån, Röttle	1970-	Svedån, Svad	1970-
Edesksvarnaån, utl. Landsjön *	1970-78, 1986-	Hjoån, utl. Vättern *	1970-78, 1986-
Huskvarnaån, Vättern *	1986-	Rödesund *	1990-
Huskvarnaån, utl. Vättern	1986-	Göta kanal *	1990
Tobergsån, utl. Munksjön	1970-	Forsviksån, Forsvik	1970-
Dunkohallsån, utl. *	1986-	Aspaån, utl. Vättern *	1986
Lillån, utl. Vättern *	1986-	Skyllbergsån, utl. Åmn.	1970-

* lokaler där mätningar utförs enligt avtal med Vätternvårdsförbundet.

Under hela undersökningsperioden har analyserna gjorts vid Institutionen för miljöanalys, förutvarande Miljökontrollaboratoriet, senare Sötvattensenheten vid Statens Naturvårdsverk. Analyserna har omfattat parametrar avsedda att ge kunskap om försurning, eutrofiering och, i begränsad omfattning, förekomst av metaller.

Analyserade parametrar och använda metoder redovisas i Bilaga 1. Analysmetoderna var lika under mätperioden med tre undantag. Metoden för sulfatanalys ersattes 1984 med en jonkromatisk metod. Denna metod påverkas inte av organiska anjoner och värdena blir då något lägre. Efter 1990 infördes bestämningar av aciditet, som rapporteras som negativ alkalinitet. Vidare ändrades bestämningar av kationer från atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) till induktivt kopplad plasma med optisk emission (ICP-OES) under 1990. Jämförande analyser visar att dessa värden är kompatibla.

Laboratoriet har deltagit i nationella interkalibreringar samt i de internationella som sedan 1987 genomförts årligen inom LRTAP/ICP-Water.

Laboratoriet har varit ackrediterat sedan 1992.

En särskild undersökning av spårmetaller genomfördes av Vätternvårdsförbundet då analyserna utfördes av SGAB, Luleå.

Tillstånd

Tillståndet i de uppmätta tillflödena redovisas som medianvärden för mätperioden i tabell 2. Ett medianvärde påverkas inte i samma omfattning av extremt höga mätvärden, vilket som regel är en fördel vid tolkningar av resultaten. Höga salthalter kännetecknade de östliga tillflödena Mjölnaån och Orrnäsaån, medan de västliga, främst Svedån och Forsviksån hade låga koncentrationer, allt beroende på förekomsten av lättvittrade respektive svårvittrade mineraler. Lillaån och Röttleån (Röttle) hade de högsta halterna av kväveföreningar. Halterna av fosfat-P och total-P var däremot högst i Edeskvarnaån. De lägsta halterna, liksom för större konstituenten, förekom i Svedån och Forsviksån.

Trender

Beräkningar av trender kan göras på ett flertal olika sätt. När observationsperioden är relativt lång och ingen känd stegvis förändring inträffat kan det vara mest överskådligt att beräkna förändringen med linjär regression. Det innebär att utvecklingen inom mätperioden kan beskrivas relativt väl, men extrapoleringar utanför denna tidsperiod bör ske med stor försiktighet.

I tabell 3 redovisas värden på signifikanta lutningskoefficienter för alla vattendrag och parametrar. Påtagligt var att flertalet större konstituenten uppvisade en signifikant ökning under undersökningsperioden. Det gällde såväl de som huvudsakligen härrör från vittring som de (Na och Cl) som har marint ursprung och tillförs genom deposition. Däremot minskade koncentrationerna av sulfat i flera tillflöden samtidigt som alkaliniteten ökade. Det är värt att notera att förändringen i icke-marin sulfat (SO_4^{*}), dvs sulfat av antropogent ursprung och från vittring eller urlakning, var större än för totalsulfat. Den kraftiga minskning i svaveldeposition som skett gav alltså en tydlig effekt i flera av Vätterns tillflöden.

I Vättern, här följt som förhållandena i Motala ström, minskade däremot alkaliniteten signifikant medan sulfatkoncentrationen inte visade någon signifikant förändring. Detta torde orsakas av att Vätterns extremt långa uppehållstid dämpat förändringen i sulfat samt att metodbyte eventuellt kan ha påverkat resultatet.

Koncentrationerna av närsalter förändrades på olika sätt. Ammoniumhalterna minskade genomgående, samtidigt förändrades nitrathalterna olika, såväl minskningar som öknings förekom. Fosforfraktionerna minskade i allmänhet, med undantag för de i Mjölnaån.

I Vätterns utlopp ökade halten av nitrat, medan den för fosforföreningarna minskade. Den ökande depositionen av nitrat direkt på sjöns yta torde ha bidragit till förhöjningen, medan utbyggnaden av reningsverk med kemisk fällning gav ett svar beträffande fosforföreningarna. Vätterns långa hydrauliska omsättningstid medför att förändringar i tillförsel endast långsamt får genomslag i sjön. Detta förhållande har diskuterats ingående av Persson m.fl. (1989), som genom modellberäkningar fann att en förhöjning av kvävehalten i depositionen fram till ca 1970, med en stabilisering senare, kan vara en förklaring till förändringarna i sjön. De pekar dessutom på ökade tillskott från jordbruk och därtill minskad fastläggning genom denitrifikation och sedimentation som möjliga orsaker till förändringen.

Halterna av organiskt material, mätt såväl som CODMn och absF, ökade i tillflödena men minskade i sjöns utlopp. Den avlastning som skett genom åtgärder vid Munksjö och Aspa bruk samt utbyggnaden av kommunala reningsverk torde ha medverkat till minskningen i sjön, vars svar sker långsamt på grund av den långa omsättningstiden.

Tillrinningsområdenas arealer

Storleksfördelningen i form av kumulerade värden för samtliga deltillrinningsområdens ytor i Vätterns tillrinningsområde samt nu provtagna ytor beskrivs i figur 2. Av denna framgår att 22 områden måste provtas för att 90 % av tillrinningsområdet skall täckas med provtagningar samt att nuvarande program endast täcker drygt hälften av Vätterns tillrinningsområde.

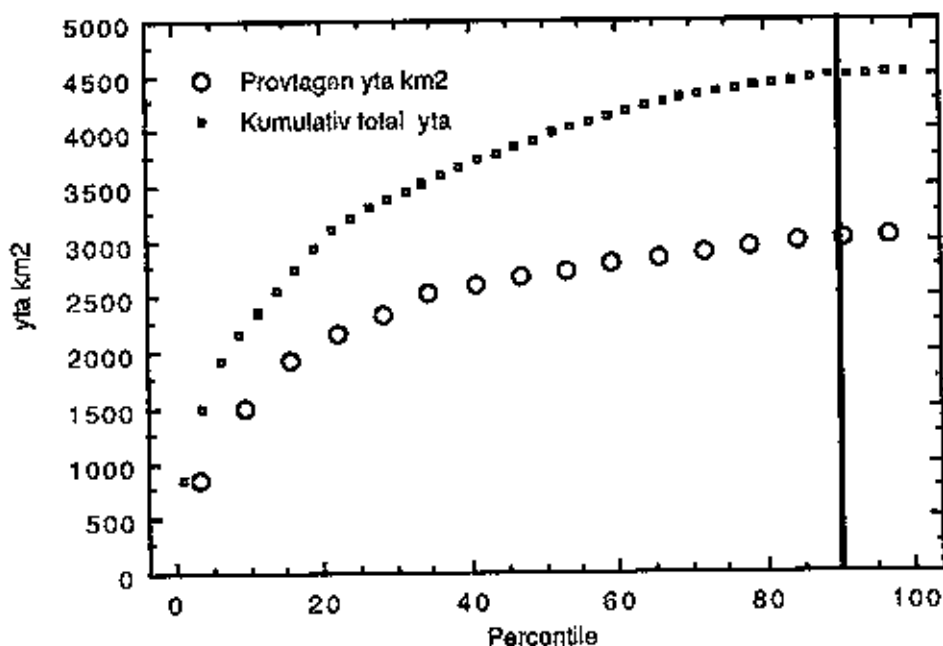


Fig. 2. Frekvensfördelning för kumulerade värden för nu provtagen yta samt tillrinningsområdets totala yta.

Dock visar tabell 4 att åtta av dessa områden är närområden, vilka totalt svarar mot ca 23 % av det totala tillrinningsområdet. Tillförseln till Vättern från dessa kan naturligtvis inte mätas av tekniska och ekonomiska skäl, utan måste beräknas.

För att täcka 90 % av tillrinningsområdets areal innebär detta att, om tillförseln av ämnen från närområdena till Vättern är helt proportionell mot arealen, skulle förutom provtagningar i nuvarande områden dessutom områdena 36 (Dohnaforsåns mynning), 37 (Allsundet) samt 21 (Domneån) behöva ingå.

Tabell 3. Beräkningar av förändringar med tiden (linjär regression) för några av Vätterns tillflöden. Signifikansen anges som *** = 99,9, ** = 99 och * = 95 %.

Parameter	Motala ström	Mjölnån	Rättån Gr. Kvf.	Rättån Rötte Koeff.	Huskvarnån	Tabergån	Dummeån	Svedån	Forsvikån	Skyllbergsån
	Koeff.	Koeff.	Koeff.	Koeff.	Koeff.	Koeff.	Koeff.	Koeff.	Koeff.	Koeff.
pH	-0,0081 ***	0,0065 **			-0,0199	0,9				0,0026
Kond mS/m	0,0360 **	0,4490 ***	0,0640 ***	0,1280 *	0,1930 ***		0,0890 **	0,0120 *	0,0160 ***	
Ca mckv/l		0,092 ***	0,0049 ***		0,0056 ***	0,0045 *			0,00099 ***	0,00001 *
Mg mckv/l	0,00117 ***	0,00796 ***	0,0016 ***		0,0029 ***		0,0017 **	0,00022 *		
Na mckv/l	0,00213 ***	0,00837 ***	0,0016 ***	0,01 ***	0,0075 ***	0,0014 *	0,0041 *	0,00062 ***	0,00068 ***	0,00038 ***
K mckv/l	-0,00019 **				0,00073 **	-0,0006 ***		-0,0001 ***		-0,0003 ***
BC mckv/l	0,0029 *	0,049 ***	0,0076 ***	0,014 *	0,017 ***		0,00089 **	0,00073 ***	0,0018 ***	
Alk mckv/l	-0,0019 *	0,028 ***	0,0046 ***	0,0072 **	0,0057 ***	0,0065 *	0,0042 *		0,0021 ***	0,0053 ***
SO4 mckv/l			-0,0053 ***	-0,014 ***	-0,0062 ***	-0,0099 ***	-0,0067 ***	-0,0023 ***	-0,0048 ***	-0,011 ***
SO4* mckv/l			-0,0056 ***	-0,015 ***	-0,0072 ***	-0,01 ***	-0,0071 ***	-0,0024 ***	-0,0050 ***	-0,011 ***
Cl mckv/l	0,0021 ***	0,011 ***	0,0024 ***	0,0095 ***	0,0090 ***	0,0030 ***	0,0042 ***	0,0010 ***	0,0013 ***	0,00096 ***
NH4-N µg/l	-0,733 ***		-0,452 *	-2,41 *		-0,614 ***	-2,935 ***	-0,909 ***	-0,647 ***	-0,572 ***
NO3-N µg/l	8,01 ***		-0,369 ***		36,39 ***	2,75 *				
Org-N µg/l	7,28 ***		-4,12 ***		43,51 **	-3,38 *				
Org.-N µg/l	-2,74 **	6,13 **	2,88 **		12,3 *		4,66 **	3,68 ***	3,01 ***	3,39 ***
Tox-N µg/l	4,53 **		-0,109 ***	-1,43 ***	55,88 ***					
PO4-P µg/l	-0,316 ***				-2,23 ***	-0,418 ***		-0,066 *	-0,068 **	
Org.-P µg/l	-0,212 ***	0,54 **		-2,184 ***	-1,17 *	-0,897 ***		-0,118 *	0,126 *	
Tox-P µg/l	-0,527 ***	0,598 *		0,0089 ***	-3,407 ***	-1,318 ***		-0,184 **		
Abs_F	-0,00033 ***			0,00020 ***	0,0020 ***	0,0042 ***	0,0059 ***	0,0024 ***	0,0012 ***	0,0012 ***
Abs_DIE				-0,0015 ***	-0,0024 ***	-0,005 ***	-0,0052 ***			-0,0009 ***
COD/Mn mg/l	-0,040 ***			0,070 ***		0,087 *		0,112 **	0,077 ***	0,064 ***
Si mg/l	-0,00095 ***						0,021 *			

Tabell 4. Deltillrinningsområdets till Vättern arealer i fallande storleksordning samt kumulerad areal. Vid platser med namn med fet stil tas för närvarande prover som redovisas här. Fet linje anger gräns för 90 % av det totala tillrinningsområdet

Område	Län	Namn	areal km ²	Kumulerad areal km ²	Kum. %
23	R	Forsviksåns avr.omr	840,7	840,7	19
5	F	Huskvarnaån, utl.	664,5	1505,2	33
48	E	Mjölnsån, Norrehov	417,3	1922,5	43
15	F	Tabergsån utl. Munksjön	245,1	2167,6	48
57	R	Näromr. Hökonsås fr Erlandtorpsb t. gränson	205,	2373,2	53
54	E	Näromr. S-delen E-län	193,04	2566,3	57
59	R	Näromr. länsgr. till Rån	187,6	2753,9	61
39	T	Ämmelångens avflöde	185,4	2939,3	65
1	F	Röttleån Gränna kv.	184,9	3124,2	69
50	T	Näromr. V-delen T-län	90,9	3215,2	71
36	T	Dohnaforsåns mynning	83,1	3298,3	73
55	F	Näromr. N-delen F-län	81,9	3380,2	75
58	R	Näromr. Rån till Erlandtorpsb.	76,7	3456,9	77
37	T	Ålsundet	74,7	3531,5	78
27	R	Hökesån	68,8	3600,4	80
21	F	Domneån	66,5	3666,9	81
35	T	Aspaåns mynning	65,1	3731,9	83
53	E	Näromr. N-delen E-län	64,4	3796,4	84
46	E	Orrnäsaån, utl. Vättern	64,1	3860,5	86
26	R	Hjoån	60,9	3921,5	87
51	T	Näromr. N-delen T-län	59,9	3981,5	88
3	F	Edoskvarnaån	53,6	4035,1	89
52	T	Näromr. Ö-delen T-län	52,9	4088,0	91
30	R	Knipån	52,8	4140,8	92
34	R	Svedån	48,9	4189,8	93
20	F	Lillån	35,2	4225,1	94
49	E	Illersjön, Sjöpunkt	33,1	4258,2	94
2	F	Röttleån II Röttle.	31,5	4289,7	95
40	T	Salsåns mynning	31,1	4320,8	96
56	F	Näromr. S. delen F-län	29,4	4350,2	96
28	R	Gagnån	28,7	4378,9	97
19	F	Dunkehallaån	25,8	4404,6	98
22	F	Visingsö	24,0	4428,7	98
29	R	Erlandstorpabäcken	20,2	4448,9	99
41	T	Forsåns mynning	18,5	4467,4	99
42	E	Ålebäcken, utl.	18,2	4485,6	99
25	R	Mölletorpsb. (Kyrksjön)	11,2	4496,7	100
32	R	Krikån	5,78	4502,5	100
31	R	Rydbäcken	4,87	4506,9	100
33	R	Gatbäcken	3,98	4510,9	100

Däremot inbegrips i 90 % av arealen inte områdena 30 (Knipån), 34 (Svedån), 20 (Lillån), 28 (Gagnån) samt 19 (Dunkehallaån). Mätvärden för dessa kan dock ha betydelse, eftersom de kan representera de närområden som inte kan följas med mätningar. Sådana värden krävs för att kunna kalibrera modeller för transportberäkningar av totalkväve, nitrat och total-fosfor eller som bas i enklare beräkningar av tillförsel till Vättern.

Transport och arealspecifik förlust av ämnen till Vättern

Det är av vikt att kunna bestämma tillförseln av olika ämnen till Vättern dels för att följa effekter av vidtagna åtgärder, dels för att ge en tidig varning på en eventuellt skadlig belastning på sjön. Den totala tillförseln av ämnen till Vättern har inte regelbundet beräknats. Orsaken till detta är ett för gles provtagningsprogram som nödvändiggör skattningar för icke mätta områden. Av detta skäl måste för närvarande en värdering av provplatser i första hand utgå från delavrinningsområdenas arealer. En alternativ väg är att genom modellberäkningar skatta tillförseln från icke mätta områden, något som ingår i ett särskilt projekt. (jfr Vätternvårdsförbundet rapport 46).

Beräkningar av transporter av olika ämnen har gjorts utgående från mätta eller beräknade dagliga vattenföringar och från dagliga koncentrationer bestämda från månadsvisa mätningar genom linjär integrering. Beräkningarna har utförts för perioden 1989-93. Nedan redovisas transporter och arealspecifika förluster för några valda ämnen. För några områden skiljer arealerna i de följande tabellerna från de som anges i tabell 4. Detta beror på att de i tabell 4 har beräknats nyligen och täcker hela tillrinningsområdet ner till vattendragets mynning i Vättern, medan de nedan använda värdena gäller ytan uppströms provtagningsplatsen. De senare har nyttjats vid tidigare beräkningar för Vätterns tillflöden.

Transport och arealspecifik förlust av totalkväve (total-N)

Transporten av total-N och arealspecifika förluster har beräknats för undersökta tillrinningsområden (tabell 5). Av dessa områdena ingår 11 bland de 90 % största avrinningsområdena (jfr tabell 4). Som framgår av arealförlusterna var områdenas karaktär högst varierande. Den lägsta förlusten förekom i Forsviksån med såväl en låg belastning tack vara liten befolkning och måttlig jordbruksandel, som flera sjöar, vilka fungerar som fällor. Den högsta arealförlusten noterades för Lillån som avvattnar ett befolkningstätt område, är recipient för ett stort reningsverk och har en betydande andel jordbruk. Som jämförelse redovisas beräknade värden för skogsmark och åkermark för avrinningsområden till Östersjön (Löfgren och Olsson 1994). Alla vattendrag uppvisade högre arealspecifika förluster än medelvärdet för skogsmark i Östersjöns tillrinningsområden.

Tabell 5. Transport av total-N och arealspecifik förlust vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden, redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av totala tillrinningsområdet och med spärrad stil högsta arealspecifika förlust.

Område	Län	Namn	Areal km ²	tot-N t/år	Kumul. transp	Arealförlust kg/km ² ,år
5	F	Huskvarnaån, utlopp	664,5	630,8	631	949
48	E	Mjölnaån, Norrehov	417,3	163,9	795	393
23	R	Forsviksån	840,7	91,6	886	109
16	F	Tabergsån, incl. Munksjön	201	71,3	958	355
20	F	Lillån	35,27	58,5	1016	1658
39	T	Åmmelången	185,4	48,9	1065	264
27	R	Hökesån	68,84	25,6	1091	372
1	F	Röttleån,I, Gränna krv.	184,96	21,1	1112	114
2	F	Röttleån,II, Röttle	31,49	20,4	1132	648
46	E	Orrnäsaån	64,15	18,7	1151	292
26	R	Hjoån	60,96	15,7	1167	258
30	R	Knipån	52,82	13,6	1180	257
3	F	Edeskvarnaån	53,62	13,4	1194	250
35	T	Aspaån	65,07	12,1	1206	187
19	F	Dunkehallaån	25,78	8,2	1214	318
34	R	Svedån	48,99	5,8	1220	118
28	R	Gagnån	28,7	3,8	1224	132
Motala ström Motala			6359	532		658
Skogsmark (Löfgren och Olsson 1994)						100
Åkermark (Löfgren och Olsson 1994)						1459

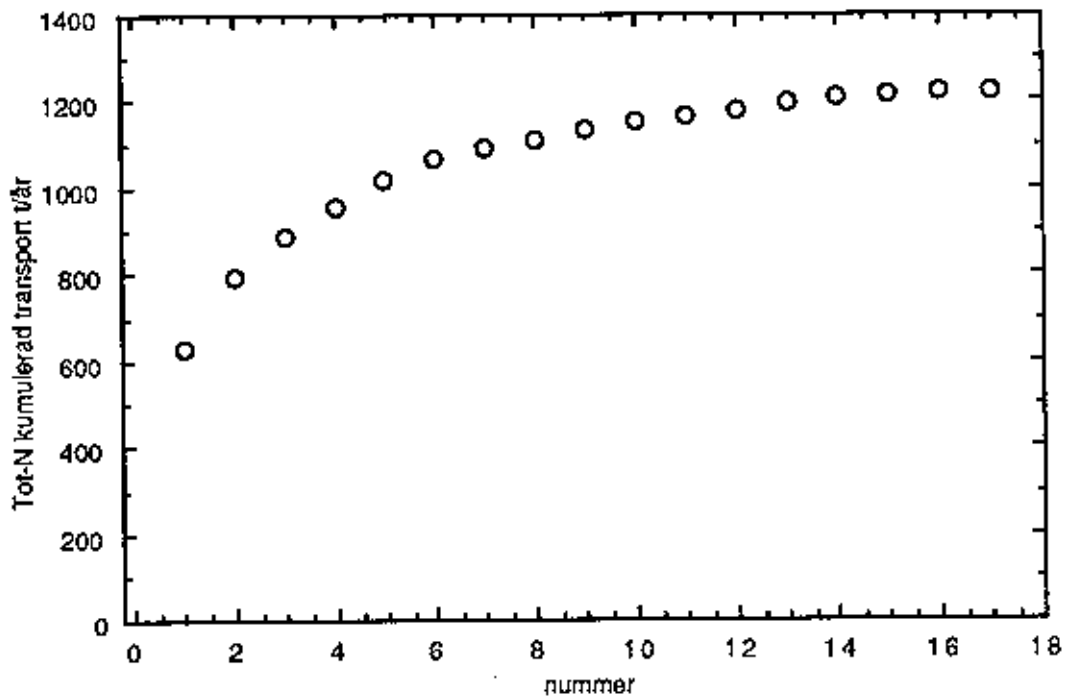


Fig. 3. Kumulerad transport av total-N från mätta tillflöden till Vättern (stationer i ordning efter deras tillskott, se tabell 5).

Transport och arealspecifik förlust av totalfosfor (total-P)

Tillförseln av fosforföreningar har avgörande betydelse för Vätterns primärproduktion. Den dominerande andelen av mätt tillförsel skedde från områden med stora arealer (tab. 6). Liksom fallet var för total-N tillförde Lillån i förhållande till sin areal en avsevärd mängd.

De areella förlusterna var också stora för de befolkningstäta Huskvarnaån och Edeskvarnaån, medan den var minst för Röttleåns avrinningsområde. Värdena för Forsviksån var låga såväl för total-P som för total-N.

I jämförelse med medelvärdena för skogs- och åkermark (Löfgren och Olsson 1994) var arealförlusterna påfallande stora.

Tabell 6. Transport av total-P vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden, redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av totala tillrinningsområdet och med spärriad stil högsta arealspecifika förlust.

Område	Län	Namn	Areal km ²	Tot-P t/år	Kumul. transp.	Arealförlust kg/km ² ·år
5	F	Huskvarnaån	664,5	16,83	16,8	25,3
23	R	Forsviksån	840,7	3,08	19,9	3,7
16	F	Tabergsån, int. Munksjön	201	2,39	22,3	11,9
3	F	Edesvarnaån	53,62	1,83	24,1	34,1
48	E	Mjölnaån, Norrebrov	417,3	1,53	25,7	3,7
39	T	Åmmelången	185,4	1,52	27,2	8,2
20	F	Lillån	35,27	1,11	28,3	31,5
46	E	Orrnäsån	64,15	0,97	29,3	15,1
27	R	Hökesån	68,84	0,84	30,1	12,2
1	F	Röttleån, I, Gränna, kry	184,96	0,60	30,7	3,2
2	F	Röttleån, II, Röttle.	31,49	0,47	31,2	14,9
35	T	Aspaån	65,07	0,46	31,6	7,1
30	R	Knipån	52,82	0,44	32,1	8,3
26	R	Hjoån	60,96	0,44	32,5	7,2
19	F	Dunkehallaån	25,78	0,28	32,8	10,9
34	R	Svedån	48,99	0,24	33,0	4,9
28	R	Gagnån	28,70	0,13	33,2	4,5
Motala ström Motala			6359	8,0		0,02
Skogsmark (Löfgren och Olsson 1994)						3,2
Åkermark (Löfgren och Olsson 1994)						19,6

Transport och arealspecifik förlust av större konstituenten (Ca, Mg, Na, alkalinitet, SO₄ och Cl)

Transporten av större konstituenten redovisas i tabell 7 och de arealspecifika förlusterna i tabell 8. Tillförseln av större konstituenten sker i huvudsak från naturliga källor. Vittring och jonbyte i jordlagren bidrar med merparten av kalcium, magnesium och alkalinitet.

Natrium och klorid kommer däremot i avsevärd utsträckning från marina källor, såväl recent "sea-spray" som genom urlakning av gamla marina avlagringar. Sulfattillskottet har sitt dominerande ursprung från antropogena källor, men även i liten utsträckning från marina havssalter.

Den största enskilda tillförseln av större konstituenten skedde genom Huskvarnaån, i huvudsak beroende på antropogen påverkan.

Forsviksån, med stor yta och mer svårvittrade mineraler, transporterade en stor andel marina salter. I Mjölnaåns avrinningsområde bidrog de lättvittrade, kalkhaltiga jordarna till en stor tillförsel av flera ämnen.

Tabell 7. Transport av större konstituenten vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av tillrinningsområdet och med kursiv stil största transport.

Område	Län	Namn	Areal km ²	Ca t/år	Mg t/år	Na t/år	Alk. t/år	SO ₄ t/år	Cl t/år
1	F	Röttleån,I, Gränaa,krv.	182	876	121	283	1804	922	473
2	F	Röttleån,II,Röttle.	48	314	60	143	582	348	257
3	F	Edeskvarnaån	53	539	129	146	1471	509	233
5	F	Huskvarnaån utl. Vättern	663	4405	1065	2609	8652	5941	4364
16	F	Tabergsåån, inkl. Munksjöån	201	1140	218	535	2773	945	861
19	F	Dunkehällaån	27	102	21	92	201	85	145
20	F	Lillån	34	315	63	208	710	339	360
23	R	Forsviksåån	824	1176	311	884	2190	1953	1371
26	R	Hjoån	60	150	29	101	270	177	166
27	R	Hökesåån	67	219	54	168	312	304	279
28	R	Gagnån	29	36	8	34	44	56	50
30	R	Knipån	54	186	30	104	319	210	181
34	R	Svedån	44	69	16	65	111	118	90
35	T	Aspaån	70	77	19	57	84	134	90
39	T	Åmmelången	187	1115	129	317	1910	1248	536
46	E	Orrnäsaån	67	1716	88	325	2234	2132	628
48	E	Mjölnaån,Norrehov	401	2561	273	505	4918	2277	979
Totala ström Totala			6359	11607	1752	5124	25495	13852	6786

De högsta arealspecifika förlusterna förekom i Orrnäsaån för Ca, alkalinitet och sulfat, i Edeskvarnaån för Mg samt i Lillån för Na och Cl. Orrnäsaåns förluster berodde på lättvittrade jordar som har en hög kalkhalt i moränen (Kommittén för Vätterns vattenvård, 1970), även i Edeskvarnaån finns lättvittrade lerjordar med jordbruk. Läckaget genom Lillån bör, i enlighet med det för total-P, vara huvudsakligen antropogent orsakad. Mjölnaåns relativt låga värden torde bero på sekundära processer i Tåkern. De lägsta arealspecifika förlusterna skedde genomgående från Aspaån.

Tabell 8. Arealspecifik förlust av större konstituenten under 1993.
Högsta värde markeras med kursiv stil.

Område	Län	Namn	Areal km ²	Ca t/km ² ,år	Mg t/km ² ,år	Na t/km ² ,år	Alk t/km ² ,år	SO ₄ t/km ² ,år	Cl t/km ² ,år
1	F	Röttleån,I, Gränna kry	182	4,8	0,66	1,6	9,9	5,1	2,6
2	F	Röttleån,II,Röule	48	6,5	1,24	3	12,1	7,2	5,4
3	F	Edesvarnaån	53	10,2	2,43	2,8	27,8	9,6	4,4
5	F	Huskvarnaån	663	6,6	1,60	3,9	13,0	8,9	6,6
15	F	Tabergsån, inkl.,Munksjön	201	5,7	1,08	2,7	13,8	4,7	4,3
19	F	Dunkehallaån	27	3,8	0,78	3,4	7,4	3,2	5,4
20	F	Lillån	34	9,3	1,86	6,1	20,9	10	10,6
23	R	Forsviksån	824	1,4	0,38	1,1	2,7	2,4	1,7
26	R	Hjoån	60	2,5	0,48	1,7	4,5	3	2,8
27	R	Hökesån	67	3,3	0,8	2,5	4,7	4,5	4,2
28	R	Gagnån	29	1,2	0,28	1,2	1,5	1,9	1,7
30	R	Knipån	54	3,4	0,56	1,9	5,9	3,9	3,4
34	R	Svedån	44	1,6	0,38	1,5	2,5	2,7	2,1
35	T	Aspaån	70	1,1	0,27	0,8	1,2	1,9	1,3
39	T	Åmmelången	187	6	0,69	1,7	10,2	6,7	2,9
46	E	Orrnäsaån	67	25,6	1,31	4,9	33,3	31,8	9,4
48	E	Mjölnaån, Norrehov	401	6,4	0,68	1,3	12,3	5,7	2,4
Motala ström Motala			6359	1,8	0,28	0,8	4,0	2,2	1,1

Transport och arealspecifik förlust av kisel

Eftersom kisel är ett essentiellt grundämne för kiselalger är dess tillförsel till Vättern av ekologisk betydelse. Transporten av kisel, i form av löst silikat, är dessutom ett mått på lermineralens vittring i avrinningsområdet. Förekomsten av sjöar förlänger vattnets uppehållstid i några avrinningsområden, något som syns i de låga arealspecifika förlusterna för bl.a. Forsviksån och Mjölnaån (tabell 9). Kiselalger i sjöarna tar upp kisel i sitt skelett och dessa sedimenterar så att en fastläggning sker.

Tabell 9. Transport av kisel och arealspecifik förlust vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av tillrinningsområdet och med kursiv stil högsta arealspecifika förlust.

Område	Län	Namn	Areal km ²	Si ton/år	Arealförlust kg/km ² ,år
5	F	Huskvarnaån	663	510	0,77
16	F	Tabergså, inl., Munksjön	201	241	1,2
23	R	Forsvikså	824	143	0,17
39	T	Åmmelången	187	127	0,68
27	R	Hökesån	67	111	1,66
46	E	Orrnäsaån	67	64,2	0,96
34	R	Svedån	44	60,3	1,37
20	F	Lillån	34	54,8	1,61
30	R	Knipån	54	53,9	1
3	F	Edesvarnaån	53	37,9	0,72
28	R	Gagnån	29	36	1,24
26	R	Hjoån	60	33,1	0,55
1	F	Röttleån, I, Gränna kry	182	32,3	0,18
19	F	Dunkehallaån	27	32,3	1,2
35	T	Aspaån	70	30,2	0,43
2	F	Röttleån, II, Röttle	48	25,2	0,53
48	E	Mjölnaån, Norrehov	401	23,8	0,06
Motala ström Motala			6359	132	0,02

Transport och arealspecifik förlust av suspenderat material (absdiff)

Mätningar av suspenderat material har inte skett inom programmet eftersom tillförseln knappast kan vara av stor betydelse för Vättern. Metoder för mätning av låga halter av suspenderat material är dessutom vanskliga. Dessutom bör provtagningsfrekvensen anpassas till vattenföringen för att ett gott resultat skall erhållas i mindre vattendrag. Dock har ljusabsorbansmätningar gjorts på såväl ofiltrerat prov (absOF) som filtrerat (absF) och skillnaden mellan dessa mätvärden ger ett, i förhållande till kostnaden, acceptabelt mått på halten av suspenderat material. Av tabell 10 framgår att den största mängden partikulärt material kom via Huskvarnaån. Även transporten från Forsvikså och Tabergså var stor. Trots sitt stora tillrinningsområde med stor andel åkermark var transporten från Mjölnaån relativt liten, mest beroende på att Tåkerna fungerar som fälla, vilket framgår av den låga arealspecifika förlusten. En låg arealspecifik förlust hade även den sjörika Forsvikså.

Tabell 10. Transport av absdiff, som ett mått på suspenderat material, och arealspecifik förlust vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden, redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av tillrinningsområdet och med kursiv stil högsta arealspecifika förlust.

Område	Län	Namn	Areal km ²	Absdiff /år	Arealförlu st./km ² ,år
5	F	Huskvarnaån	663	19,8	0,030
23	R	Forsviksån	824	5,80	0,007
16	F	Tabergsån,inkl.,Munksjön	201	5,30	0,026
48	E	Mjölnaån,Norrehov	401	3,22	0,008
39	T	Ammelången	187	2,27	0,012
20	F	Lillån	34	1,72	0,051
27	R	Hökesån	67	1,55	0,023
19	F	Dunkehallaån	27	1,24	0,046
1	F	Röttleån,I,Gränna,krv.	182	1,02	0,006
35	T	Aspaån	70	0,69	0,010
26	R	Hjoån	60	0,63	0,011
30	R	Knipån	54	0,41	0,008
3	F	Edeskvarnaån	53	0,38	0,007
2	F	Röttleån,II,Röttle.	48	0,38	0,008
46	E	Orrnäsån	67	0,37	0,006
34	R	Svedån	44	0,35	0,008
28	R	Gagnån	29	0,19	0,007
Motala ström Motala			6359	11,1	0,002

Transport och arealspecifik förlust av organisk substans

Den naturliga tillförseln av naturligt organiskt material till Vättern torde ha föga betydelse för sjöns ekosystem. Bedömt som energitillskott var tillförseln liten i förhållande till sjöns primärproduktion. En positiv effekt kan det svårnedbrytbara materialet (humusämnen) ha genom sin komplexbildande kapacitet för spårmetaller, såväl genom att minska en eventuell toxisk effekt som genom att hålla essentiella spårämnen i lösning och därmed tillgängliga för organismer.

Huskvarnaån svarade för det största enskilda tillskottet av organiskt material. Den högsta arealspecifika förlusten har mätts för Dunkehallaån, medan de lägsta förekom vid vattendrag med sjöar (tabell 11).

Tabell 11. Transport av organisk substans (CODMn) och arealspecifik förlust vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden, redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av totala tillrinningsområdet och med kursiv stil högsta arealspecifika förlust.

Område	Län	Namn	Areal km ²	CODMn t/år	Arealförlust t/km ² ,år
5	F	Huskvarnaån	663	2706	4,08
23	R	Forsviksån	824	1254	1,52
16	F	Tabergsån, inl. Munksjön	201	899	4,47
39	T	Ammelången	187	711	3,80
27	R	Hökesån	67	451	6,74
46	E	Orrnäsaån	67	377	5,63
48	E	Mjölnaån, Norrehov	401	305	0,76
19	F	Dunkehallaån	27	217	8,03
1	F	Röttleån, I, Gränna kry	182	210	1,15
30	R	Knipån	54	203	3,76
35	T	Aspaån	70	174	2,49
34	R	Svedån	44	145	3,30
26	R	Hjoån	60	134	2,24
28	R	Gagnån	29	128	4,40
20	F	Lillån	34	95	2,80
3	F	Edeskvarnaån	53	66	1,24
2	F	Röttleån, II, Röttle	48	65	1,36
		Motala ström Motala	6359	1276	0,20

Transport och arealspecifik förlust av metaller

För närsalter finns relativt goda samband mellan markanvändning och urlakning. Vidare är punktutsläppen kända i acceptabel utsträckning. För spårmetaller är detta inte fallet, orsaker till läckage från mark är beroende av såväl metallens förekomst i jorden som det urlakande vattnets egenskaper (t.ex. pH-värde och halt organiska ämnen). Därtill kommer fysikalisk-kemiska faktorer som kontakttid i marken samt för järn och mangan redoxpotential.

Ett försök att uppskatta metallhalter i tillflöden samt ge en materialbalans för spårmetaller, med undantag för aluminium och järn, gjordes av Lindeström (1993). Vidare beräknade han den totala årliga tillförseln av metaller.

Vätternvårdsförbundet har under några år genomfört månadsvisa provtagningar för analys av spårmetaller i 17 tillflöden. I det följande redovisas beräknade transporter samt arealspecifika förluster för några valda metaller för 1993. Tyvärr kan inte beräkningar utföras för kadmium på grund av för hög detektionsgräns, vilket medförde att många värden redovisades som mindre än värden (<).

Aluminium

Aluminium har i huvudsak sitt ursprung i markens mineraler och urlakas genom vittring, framför allt vid låga pH-värden och/eller höga halter av organiskt material. Den största tillförseln kom genom Huskvarnaån, sannolikt huvudsakligen av antropogent ursprung. En källa till aluminium är reningsverk som faller med aluminiumsulfat. Forsviksån transporterade den näst största mängden aluminium, i detta fall bör allt aluminium ha tillförts genom vittring.

Tabell 12. Transport av aluminium vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden, redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av tillrinningsområdet.

Namn	Areal km ²	Al t/år	Kumulerad transp. t/år
Huskvarnaån Vättern	663	23,64	23,64
Forsviksån Forsvik	824	13,11	36,75
Infl. Munksjön	201	5,87	42,62
Utl. Åmmelången	187	3,62	46,24
Hökesån Habo	67	3,30	49,54
Aspaån Utl. Vättern	70	3,06	52,60
Lällån Utl. Vättern	34	2,55	55,15
Mjölnaån Utl. i Vättern	401	2,51	57,65
Hjoån Utl. Vättern	60	2,19	59,84
Knipån Kv.Kulla	54	1,38	61,22
Edesvarnaån Utl.Landsj.	53	1,00	62,21
Svedån Sved	44	0,98	63,19
Dunkehallaån Utl.	27	0,85	64,04
Gagnån Kvarnliden	29	0,84	64,88
Orrnäsån Ödeshög	67	0,68	65,56
Röttleån Röttle	48	0,60	66,16
Röttleån Gränna kry	182	0,47	66,63

Koppar

Lindeström (1993) beräknade tillförseln till Vättern av koppar via vattendrag och mark till 1500 kg/år, motsvarande 43 % av den totala tillförseln. Den näst största källan var deposition på sjöytan. Punktkällor, i form av reningsverk, industrier och dagvatten bidrog med 30 %. (tabell 13). Den här redovisade, uppmätta kumulerade transporten var 1342 kg/år. Detta värde överensstämmer relativt väl med Lindeström's beräknade 1500 kg/år, som ju skall gälla för det totala tillrinningsområdet.

De största tillskotten genom vattendrag kom via Huskvarnaån, Åmmelångens utlopp och Forsviksån. I det första fallet torde kommunala utsläpp och industri svara för merparten av den transporterade mängden. Åmmelångens tillskott kommer från områdets tidigare gruvverksamhet. Den stora tillförseln från Forsviksån skall däremot betraktas som ett naturligt läckage från ett stort tillrinningsområde, men påverkat av surt nedfall.

Tabell 13. Transport av koppar vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden, redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av totala tillrinningsområdet.

Namn	areal km ²	Cu kg/år	Kumulerad transp. kg/år
Huskvarnaån Vättern	663	588	588
Utf. Åmmelången	187	194	782
Forsviksån Forsvik	824	143	925
Inf. Munksjön	201	91	1016
Edesvarnaån Utf.Landsj.	53	54	1070
Röttleån Grønna krv	182	54	1125
Lillån Utf. Vättern	34	46	1171
Mjölåån Ud. i Vättern	401	33	1205
Dunkehallaån Ud.	27	27	1232
Orrnäsån Ödeshög	67	26	1258
Hökesån Habo	67	18	1276
Hjoån Utf. Vättern	60	15	1292
Knipån Kv.Kulla	54	14	1307
Rötteleån Röttele	48	13	1320
Aspaån Utf. Vättern	70	13	1333
Svedån Sved	44	5	1339
Gagnån Kvamliden	29	3	1342
Vattendrag o mark (Lindeström 1993)			1500

Järn

Huvuddelen av det järn som finns i tillflödenas vatten torde ha sitt naturliga ursprung från marken. Järnföreningarnas löslighet påverkas främst av redoxförhållandena och har en stor löslighet i syrgasfria miljöer som t.ex. våtmarker. I syrgasrika vatten hålles trevärt järn i suspension som hydroxider eller i lösning bundet till organiska ämnen. Det innebär att vatten med en hög halt organiskt material har en större förmåga att transportera järn, liksom även andra metaller. Huskvarnaån svarade för den största enskilda transporten av järn, liksom fallet är för flera andra metaller (tabell 14). Även i detta fall torde kombinationen av ett stort avrinningsområde och kraftig antropogen påverkan vara orsaken. Forsviksåns tillförsel var däremot helt naturlig.

Tabell 14. Transport av järn vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av tillrinningsområdet.

Namn	Areal km ²	Fe t/år	Kumulerad transp. t/år
Huskvarnaån Vättern	663	109,42	109
Infl. Munksjön	201	78,37	188
Forsviksåån Forsvik	824	30,04	218
Hökesån Habo	67	27,80	246
Dunkchallaån Utl.	27	17,58	263
Utl. Ämmelången	187	14,43	278
Knipån Kv.Kulla	54	8,82	286
Lillån Utl. Vättern	34	8,35	295
Aspaån Utl. Vättern	70	6,67	301
Hjoån Utl. Vättern	60	5,07	307
Svedån Sved	44	5,01	312
Gagnån Kvarnliden	29	4,55	316
Mjölmaån Utl. i Vättern	401	3,63	320
Edeskvarnaån Utl.Landsj.	53	2,52	322
Orrnåsaån Odeshög	67	2,27	325
Röttleån Röttle	48	1,22	326
Röttleån Gränna krv	182	0,95	327

Bly

De största uppmätta tillskotten av bly kom genom Huskvarnaån och Åmmelången (tabell 15), dessa områden hade också ett stort läckage areellt sett och utsläpp från industri är rimliga källor. Transporten vid utflödet från Åmmelången var väsentligt större än den av Lindeström redovisade för gruvindustrin, Vielle Montagne. Den kumulerade uppmätta tillförsehn var däremot nära överensstämmande med den som beräknats av Lindeström (1993).

Tabell 15. Transport av bly vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av tillrinningsområdet.

Namn	areal km ²	Pb kg/år	Kumulerad transp. kg/år
Huskvarnaån Vättern	663	152	152
Utl. Åmmelången	187	125	277
Forsviksån Forsvik	824	44	321
Infl. Munksjön	201	39	360
Mjölnaån Utl. i Vättern	401	24	385
Edesvarnaån Utl.Landsj.	53	17	402
Lillån Utl. Vättern	34	14	417
Dunkehallaån Utl.	27	12	429
Hökesån Habo	67	11	440
Hjoån Utl. Vättern	60	10	450
Röttleån Gränna krv	182	9	460
Aspaån Utl. Vättern	70	7	467
Knipån Kv.Kulla	54	6	474
Svedån Sved	44	5	479
Gagnån Kvarnliden	29	3	482
Röttleån, Röttle	48	2	484
Vattendrag o mark (Lindeström 1993)			500

Zink

Det dominerande tillskottet av zink kom genom Huskvarnaån, medan Åmelångens utflöde svarade för det näst största (tabell 16). Den uppskattning av tillförseln, som gjordes av Lindeström, är något högre än den här redovisade för del av totala tillrinningsområdet. Då skall beaktas att en avsevärd del av tillförseln till Vättern via Huskvarnaån är av antropogent ursprung. Denna andel redovisas separat av Lindeström och uppskattades till 1,4 t för alla kommunal reningsverk. Zink transporten från Åmelången påverkas av läckage från äldre gruvverksamhet.

Tabell 16. Transport av zink vid uppmätta områden i Vätterns tillflöden redovisade efter avtagande transport. Med fet stil markeras områden som ingår bland de som avvattnar 90 % av totala tillrinningsområdet.

Namn	areal km ²	Zn t/år	Kumulerad transp. t/år
Huskvarnaån Vättern	663	1,71	1,71
Utf. Ammelången	187	1,20	2,91
Infl. Munksjön	201	0,52	3,43
Forsviksån Forsvik	824	0,42	3,85
Aspaån Utl. Vättern	70	0,26	4,11
Lillån Utl. Vättern	34	0,14	4,25
Röttleån Gränna kry	182	0,13	4,38
Hökesån Habo	67	0,13	4,51
Edeskvarnaån Utl.Landsj.	53	0,12	4,63
Dunkehallaån Utl.	27	0,12	4,75
Röttleån Röttle	48	0,11	4,86
Orrnäsån Ödeshög	67	0,08	4,94
Mjölnaån Utl. i Vättern	401	0,06	5,00
Knipån Kv.Kulla	54	0,06	5,06
Hjoån Utl. Vättern	60	0,06	5,12
Svedån Sved	44	0,04	5,16
Gagnån Kvarnliden	29	0,03	5,19
Vattendrag o mark (Lindeström 1993)			6,0

Arealspecifika förluster av metaller

För att kunna jämföra läckaget från olika avrinningsområden har arealspecifika förluster beräknats. Dessa baseras på ovan redovisade transporter av metaller för 1993. Variationerna i koncentrationer mellan provtagningstillfällena var ibland mycket stora och därför bör resultaten värderas försiktigt.

I tabell 17 visas värden på arealspecifika förluster för några av de analyserade metallerna. Det är rimligt att anta att läckaget av vissa metaller är relaterade till varandra. Emellertid var så endast fallet för Lillån och Åmmelångens utflöde. Lillån uppvisade de högsta areella förlusterna av koppar och aluminium. Åmmelången hade den högsta förlusten för bly och zink. De klart högsta arealförlusterna av koppar förekom i Åmmelångens utflöde (39), Edeskvarnaån (3), Huskvarnaån (5), Dunkehallaån (19) och Lillån (20).

Den höga förlusten av järn genom Dunkehallaån, liksom Hökesån, förklaras av hög transport av organiskt material (jfr tabell 11), som binder järn.

Bland vattendrag med låga specifika förluster återfinns Mjölnaån, Röttleån och Forsviksån.

Vätterns funktion som fälla framgår klart av att dess utlopp hade de lägsta värdena.

Lindeström (1993) uppskattade i sin genomgång av metaller i Vättern de arealspecifika förlusterna för Vätterns tillflöden. Värdena är i förhållande till dem för flertalet, här redovisade vattendrag höga. Men de var ändå, som ju framgår av ovanstående redovisning av transporter, i allmänhet i rätt storleksordning för hela tillrinningsområdet.

Tabell 17. Arealspecifik förlust av några metaller under 1993. Högsta värde markeras med fet stil.

Namn	Areal km ²	Arealspecifik förlust kg/km ² ,år				
		Cu	Fe	Al	Zn	Pb
Huskvarnaån Vättern	663	0,9	165	36	2,6	0,2
Utf. Åmmelången	187	1,0	77	19	6,4	0,7
Forsviksån Forsvik	824	0,2	36	16	0,5	0,1
Infl. Munksjön	201	0,5	390	29	2,6	0,2
Edesvarnaån Utf.Landsj.	53	1,0	48	19	2,3	0,3
Röttleån Gränna kraftverk	182	0,3	5	3	0,7	0,1
Lillån Utf. Vättern	34	1,4	246	75	4,2	0,4
Mjölnaån Utf. i Vättern	401	0,1	9	6	0,2	0,1
Dunkehallaån Utf.	27	1,0	651	31	4,3	0,5
Orrnäsan Ödeshög	67	0,4	34	10	1,1	-
Hökesån Habo	67	0,3	415	49	1,9	0,2
Hjoån Utf. Vättern	60	0,3	84	36	0,9	0,2
Knipån Kv.Kulla	54	0,3	163	25	1,1	0,1
Röttleån Röttle	48	0,3	26	13	2,3	0,0
Aspaån Utf. Vättern	70	0,2	95	44	3,7	0,1
Svedån Sved	44	0,1	114	22	0,8	0,1
Gagnån Kvarnliden	29	0,1	157	29	1,1	0,1
Motalaström Motala	6359	0,1	4	2	0,5	0,02
Tillflöden, uppskattn. Lindeström (1993)		0,68			2,6	0,22

Värdering av nuvarande mätprogram

Mätprogrammet omfattade under den utvärderade perioden sammanlagt 9 stationer med månatliga provtagningar. En revidering bör omfatta värdering av provplatser, provtagningsfrekvens och parametrar.

Provplatser

Det är omöjligt att helt täcka transporten av ämnen från Vätterns avrinningsområden eftersom ca 23 % av det totala området är närområden. För närvarande täcks ändå ca 65 % av arealen med provtagningar. Detta kan jämföras med en täckningsgrad på ca 85 %, som gäller för svenska vattendrag som avvattnar till Västerhavet och Östersjön.

För näringsämnen bör det vara möjligt att med modellering beräkna transporter i några av vattendragen. En förutsättning är dock att mänsklig påverkan i dessa inte förändras mellan kalibreringsår och beräkningsår. Vidare bör det finnas mätningar i flera vattendrag som kvalitetsmässigt och geografiskt kan användas som kalibrerings- och referensområden till de som skall modelleras. Eftersom arbetet med modelleringar ännu inte har slutförts kan endast ett förslag ges. Av den ovanstående redovisningen framgår att åarna Knipån (30) och Hjoån (26) respektive Svedån (34) och Gagnån (28) hade likartade arealspecifika förluster av näringsämnen. Bland de bägge paren hade Knipån respektive Svedån högre salthalter. De hade dessutom olika förluster av organiskt material. Skall ändå en minskning av antalet provplatser göras bör valet ske bland dessa två par.

Provtagningsfrekvens

Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning föreskriver månatlig vattenkemisk provtagning. Grimvall (1992) fann att en månatlig provtagning är tillräcklig för att bestämma långsiktig medeltransport från vattendrag till Östersjön samt att en minskning från 12 till 6 provtagningar medför en ökad osäkerhet. En minskning till varannan månad medför dock en så avsevärd besparing att effekter av en sådan därför diskuteras nedan.

Ett argument för en utglesning av frekvensen är att transporten av ämnen främst är beroende av variationer i vattenföring och endast i mindre del av variation i koncentration. I tabell 18 redovisas variationen som percentilvärden. Centralvärdet, här i form av medianvärdet, är 50 percentilen. Variationen kan utläsas från andra percentilvärden. Således innebär värdet för 10 percentilen att 10 % av

alla mätvärden hade en koncentration mindre än detta, och på samma sätt att 90 percentilen ger högsta värdet för 90 % av alla mätvärden. Av tabell 18 framgår att variationen för de enskilda vattendragen var minst vad avser årsmedelvattenföring och störst för transporten av nitrat-N, som ju är produkten av vattenföring och koncentration. Det är uppenbart att skillnaden mellan variationen för flöde och transporter av större konstituenten var så måttlig att den ur enbart transportsynpunkt inte motiverar en tät provtagningsfrekvens. För näringsämnen var skillnaden däremot så stor att en månatlig provtagning synes relevant.

Tabell 18. Variationen i medelvattenföring och årstransporter (1989-93) för 15 tillflöden. Variationen är beräknad som (max-min)/medelvärde och redovisas som percentiler för alla vattendrag och år (n= 75).

Parameter	Percentil				
	10	25	50	75	90
Medel-Q	0,32	0,48	0,66	0,69	1,02
Ca	0,44	0,57	0,68	0,89	1,17
SO ₄	0,47	0,56	0,68	0,98	1,2
Alk.	0,52	0,55	0,71	0,88	1,12
CODMn	0,41	0,57	0,74	0,77	1,23
Tot-P	0,33	0,62	0,8	1,11	1,36
Tot-N	0,37	0,68	0,87	1,15	1,75
NO ₂ -N	0,45	0,67	0,9	1,34	1,81

Om det föreligger en god korrelation mellan koncentration och vattenföring kan ett sådant samband tillsammans med kunskap om vattenföring utnyttjas för beräkning av koncentrationer och därmed transporter. Det framgår av tabell 19 att transporterna för kalcium var väl korrelerade till vattenföringen och detsamma gällde som regel för sulfat. Däremot var transporten av alkalinitet för några vattendrag (främst Hökesån, Dunkehallaån och Knipån) inte korrelerade till vattenföring. Detta kan bero på försurningspåverkan eller effekter av kalkning. Det organiska materialets (CODMn) transport var som regel väl korrelerat till vattenföring och kan därför rimligen beräknas utgående från ett fåtal mätningar av koncentration. Däremot var transporterna av kväve- och fosforföreningar som regel inte korrelerade till vattenföringen.

Slutsatsen av detta är att ett fåtal vattenkemiska provtagningar per år (< 12) inte är tillräckligt för att beräkna den årliga transporten av framför allt närsalter.

Tab. 19. Korrelationer mellan årsvis medelvattenföring och transporter av valda ämnen för perioden 1989-93.

Namn	Ca	Alk.	SO ₄	NO ₂ -N	Tot-N	Tot-P	CODMn
Aspaån Utl. Vättern	0,90	0,58	0,99	0,78	0,84	0,27	0,99
Dunkehallaån Utl	0,88	0,43	0,92	0,89	0,96	0,39	0,92
Edesvarnaån Utl.Landsj	0,93	0,96	0,95	0,13	0,25	0,78	0,72
Forsviksån Forsvik	0,99	0,91	0,99	0,17	0,65	0,56	0,83
Gagnån Kvarnliden	0,99	0,86	0,99	0,99	0,95	0,98	0,88
Hjoån Utl. Vättern	0,96	0,93	0,92	0,55	0,88	0,07	0,93
Huskvarnaån Utl. Vättern	0,98	0,94	0,95	0,77	0,91	0,82	0,94
Huskvarnaån Utl. Vättern	0,93	0,89	0,95	0,17	0,27	0,24	0,93
Hökesån Habo	0,93	0,24	0,53	-0,21	0,15	-0,59	0,82
Knipån Kv.Kulla	0,68	0,50	0,67	0,02	0,24	-0,05	0,99
Lillån Utl. Vättern	0,99	0,85	0,96	0,85	0,95	0,80	0,94
Orrnäsån Ödeshög	0,94	0,89	0,90	0,29	0,94	-0,45	0,94
Röttleån Gränna krv	0,99	0,99	0,99	0,95	0,96	0,92	0,95
Röttleån Röttle	0,97	0,96	0,93	0,75	0,83	0,98	0,98
Utf. Åmmelången	0,99	0,96	0,97	0,60	0,87	0,71	0,97

Ett ytterligare sätt att bedöma betydelsen av provtagningsfrekvensen är att göra en kvot för värden på transporten beräknad på 6 respektive 12 månaders vattenkemiska värden och med förutsättningen att värdet för månadsvis provtagning ger en sann uppskattning av transporten. Om man accepterar ett fel mindre än $\pm 10\%$ avvek värdena för total-P, nitrat-N och total-N vid mellan 7 och 12 tillfällen av sammanlagt 26. Ett mer stringent, men rimligt krav på en avvikelse på $\pm 5\%$ medför att mellan 9 och 20 tillfällen inte uppfyllde kravet. Vad beträffar större konstituenterna och organiskt material var skillnaderna mindre. Kravet på en avvikelse på mindre än $\pm 5\%$ överskreds för CODMn vid 10 och för kalcium, alkalinitet och sulfat vid 12, 11 respektive 17 tillfällen. Flertalet avvikelser gällde Huskvarnaån, men även Hökesån, Hjoån och Lillån ingick. Med lågt ställda krav och sett på lång sikt, dvs flerårsperioder, kan en minskning av provtagningsfrekvensen göras, men detta rekommenderas inte.

Parametrar

Valet av parametrar bör ske så att det täcker hoten försurning av mark och vatten, övergödning och påverkan genom metaller och föreslås vara den som ges för undersökningstyp "Vattenkemi i vattendrag" (Handbok för miljöövervakning) för den första typen av undersökning. På detta sätt inbegrips bland annat en fullständig analys av större konstituenten, vilket innebär att försurningsförlopp kan följas i detalj. Bland de obligatoriska parametrarna ingår vidare alla de som krävs för bedömning av övergödning.

Bestämning av organiskt material har hittills gjorts som permanganattal (CODMn). Det finns anledning för att behålla långa tidsserier, att fortsätta denna analys för ett fåtal stationer (förslagsvis Motala ström, Forsviksån, Svedån alt. Gagnån och Knipån), i övrigt rekommenderas övergång till TOC.

För spårmetaller medför numera ICP-MS goda möjligheter att bestämma de i undersökningstypen som optionella redovisade ämnena till en rimlig kostnad. Dock bör rapporteringsgränsen vara lägre än normalt förekommande koncentrationer. Annars omöjliggörs meningsfulla beräkningar av transporter. Detta gäller, som ovan nämnts, särskilt kadmium och kvicksilver.

VÄTTERN

Jens Fölster & Anders Wilander

I detta avsnitt behandlas fysikalisk-kemiska och biologiska förhållandena i sjön Vättern, såväl tillstånd som förändringar i tiden inom perioden 1971 till 1994.

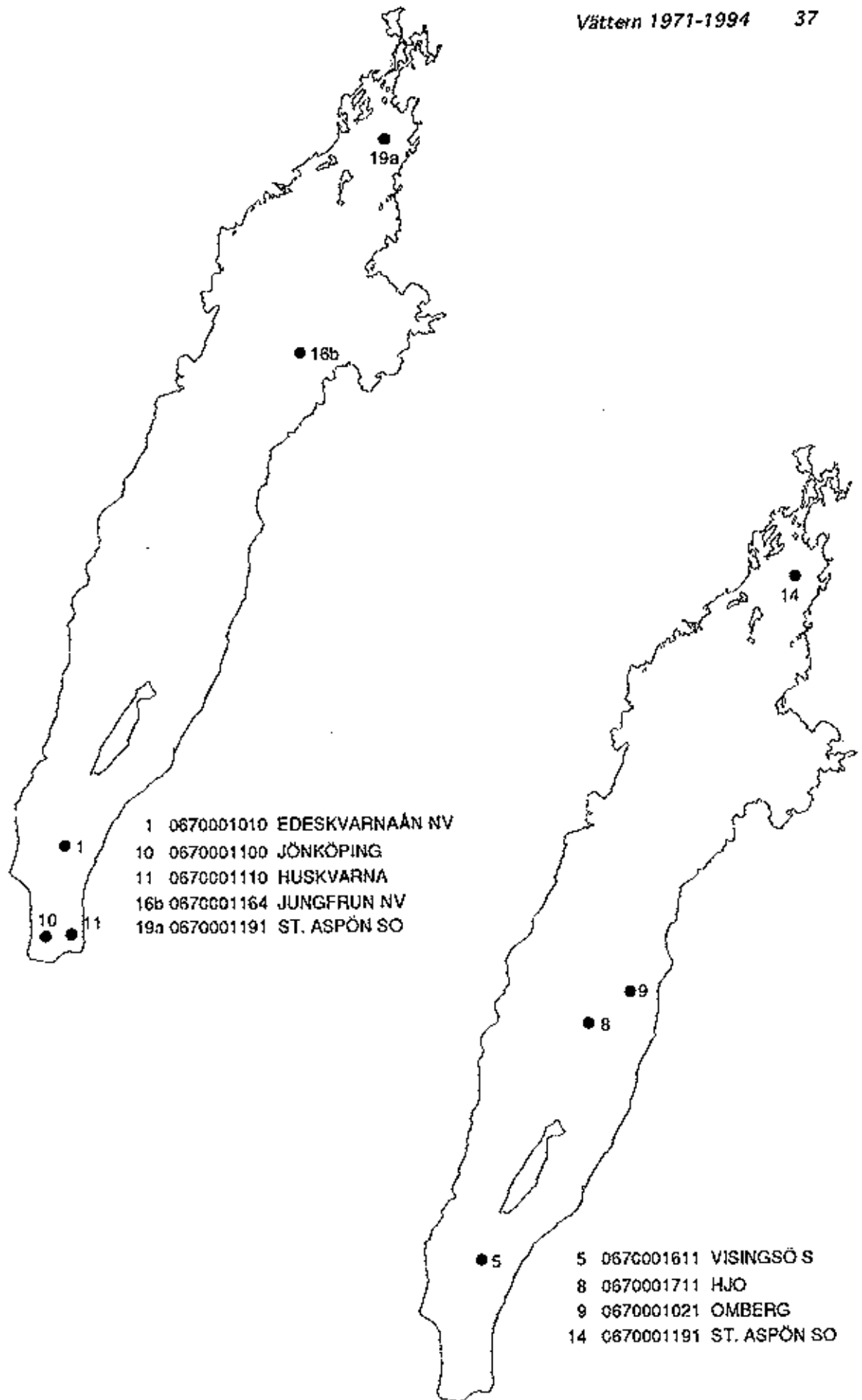
I nedanstående redovisning av Vätterns kemiska och biologiska status har perioden 1981–1994 valts för att beskriva en nu rådande situation med vad som kan betraktas som naturgivna variationer. För en allmän tillståndsbedömning eftersträvas nämligen en längre period så att bedömningen inte påverkas av tillfälliga väderskiftningar.

Tidsutvecklingar på sjölokaler diskuteras däremot för hela perioden 1971–94 och gäller stationerna 1, Edeskvarnaån NV och 16B Jungfrun NV. Station 16B har använts som typlokal för sjön eftersom den ligger relativt centralt och inte är lika påtagligt utsatt för starka temperaturfluktuationer som beror av seicher (svängningar i olika vattenskikt). Vid tidsserieanalyser har data från den tidigare närliggande stationen 16A Vadstena V, som undersöktes vår och sommar fram till 1978 fått komplettera stn. 16B. Båda stationerna har antagits ha likartad vattenkvalitet. För att få homogenitet i jämförda data grundar sig tester av trender på månaderna maj, juni, augusti och september. Trendanalyser är utförda som linjära regressioner med år som oberoende variabel och omfattar djupnivån 0–10 m.

Provtagningar och analysmetodik

Sjölokalerna angivna nedan är sådana som fortfarande övervakas med provtagningar 2–6 gånger per år (fig. 4). Stora Aspön SO (stn 19) övervakas endast maj och augusti. Övriga sjölokaler har undersökts 6 gånger per säsong sedan 1984/86, innan dess något mer oregelbundet.

Sjöstationerna Jönköping (stn 10) och Huskvarna (stn 11) är placerade i anslutning till den mest näringsbelastade, södra delen av sjön och skall tillsammans med den söder om Visingsö belägna station 1 (Edeskvarnaån NV) ge en första indikation på vattenkvalitetsförändringar i södra Vättern, medan station 19 speglar förhållandena i det norra skärgårdsområdet (fig. 4).



Figur 4. Vätterns provtagna sjöstationer. På den vänstra kartan är pelagialstationer markerade, på den högra provtagningslokaler för bottenfauna.

Tabell 20. Provtagningslokaler och provtagningsperioder för Vättern.

Lokal	Provt. år	Lokal	Provt. år
Edeskvarnaån NV, stn. 1. (K, Vp.)	1967/70–	Jungfrun NV, stn 16 B. (K, Vp., Z)	1978
Stora Aspön SO, stn. 19. (K)	1984–		
Jönköping, stn. 10. (K) •	1966	Huskvarna, stn. 11. (K)•	1966–
Visingsö SV, stn. 5 (Bf.)	1971–72, 1977–	Hjo, stn. 8 (Bf.)	1971–72, 1977–
Omberg, stn. 9 (Bf.)	1971–72, 1977–	Aspön, stn. 14 (Bf.)	1971–72, 1984–

• markerar lokaler där mätningar utföres enligt avtal med Vätternvårdsförbundet.

K = vattenkemi; Vp = växtplankton, Z = djurplankton; Bf = bottenfauna

Prover för s.k. fullanalys av fysikalisk-kemiska variabler togs sedan 1979 på följande nivåer: yta, 10, 20, 30, 50, 70 och botten eller om lokalen är djup också på 90 och 110 m djup. Det största provtagningsdjupet på stn. 1 var ca. 110 m, på stn. 10 ca 30 m, på stn. 11 ca 10 m, på stn. 16 B ca. 70 m och på stn. 19A ca. 90 m. Prover för analys av halten klorofyll a i planktiska alger togs i samband med de kemiska provtagningarna från ytan och var tionde meter ner till 30 m djup, där den ungefärliga nedre gränsen för primärproduktion ligger (Tolstoy 1988).

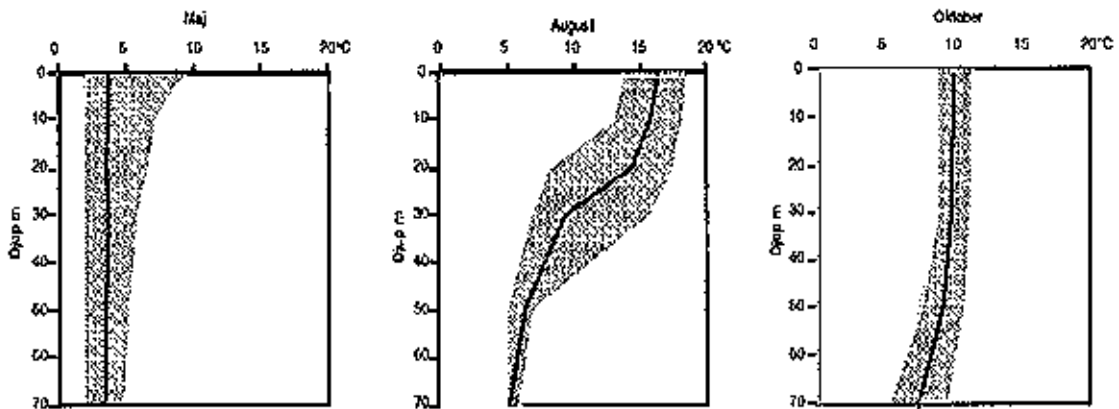
Prov för metallanalyser togs på två djup vid Jungfrun NV under perioden 1986-1990. Provtagningen avslutades på grund av risk för kontaminering.

Fysikalisk-kemiska förhållanden

En genomgång görs nedan av Vätterns fysikalisk-kemiska tillstånd och förändring med tiden, allt baserat på genomförda mätningar. Tillståndet har beräknats som medianvärden för perioden 1981-94 och redovisas i tabell 21. Resultatet i valda delar diskuteras nedan.

Temperatur och seicher

Vattentemperaturens vertikala fördelning under mätperioden illustreras i figur 5 med medianvärden samt maximum- och minimumtemperaturer på våren, sommaren och hösten. Särskilt anmärkningsvärt är de förhöjda temperaturer som registrerats i maj 1989-94 och som visar att vattnet redan vid den första provtagningen på våren börjat skiktas. Språngskiktet sommartid låg på 20-30 m djup, men stora mellanårsvariationer förekom. Eftersom den huvudsakliga vindriktningen är sydvästlig pressas det ytliga varmvattnet ofta mot norr och kallt hypolimnionvattnet strömmar upp mot ytan i sjöns södra del. Vid ihållande vind kommer språngskiktet att luta och ligga grundare i sjöns södra del än i dess norra. Temperaturmätningar visade att ytvattnet på stn. 16B var 1,8° varmare än på stn. 1 (medianvärde av samtliga mätningar). På 10 och 20 m djup var vattnet på stn. 16B 3,4° varmare. Under hela mätperioden var vattnet på stn. 1:s 10 m nivå mer än 6° kallare än på stn. 16B vid mer än 30 % av provtagningstillfällena.



Figur 5. Temperaturvariation i djupprofiler vid station 16B i maj, augusti och oktober. Helledragen linje anger medianvärde och den prickade ytan min och max.värden för perioden 1981-94.

Tabell 21. Tillståndet vid tre provplatser i Vättern beräknade som medianvärdet.

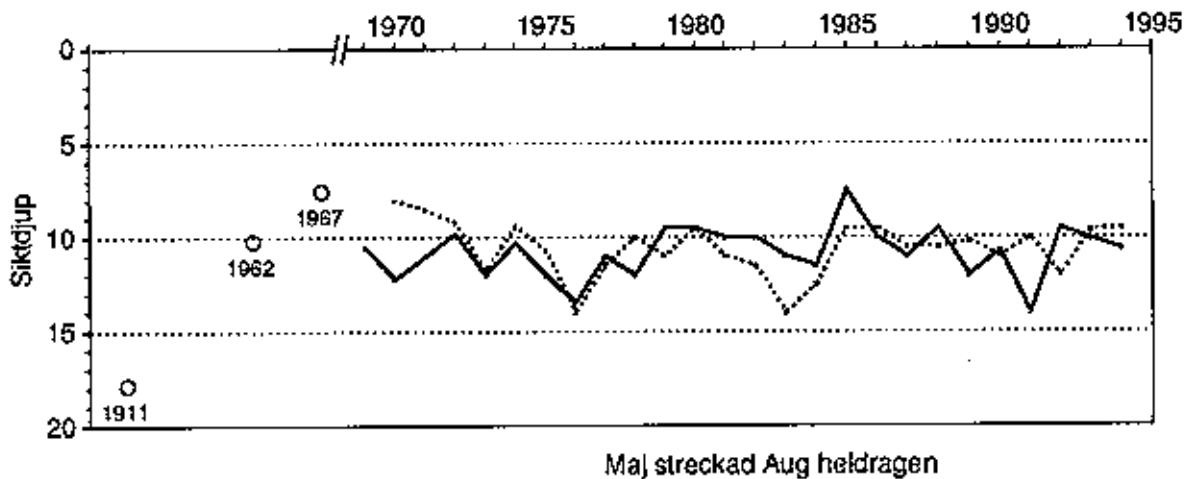
1 Edestramån NV 1981-1994																									
Nr	Temp. °C	O2 mg/l	pH	Kond. mg/l	Ca mekvl	Mg mekvl	Na mekvl	K mekvl	BC mekvl	Air mekvl	SO4 mekvl	Cl mekvl	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Org-N mg/l	Tot-N mg/l	PO4-P mg/l	Org-P mg/l	Tot-P mg/l	Abs. Diff	CODMn SI	Kyllit mg/l			
1	10,87	11,45	7,67	19,15	0,712	0,170	0,271	0,006	1,194	0,516	0,367	0,242	11	436	246	221	680	1,7	4,9	6,6	0,0066	1,85	0,266	6,96	
10	9,44	11,78	7,67	19,13	0,712	0,175	0,272	0,006	1,194	0,519	0,365	0,243	20	436	470	217	686	1,4	4,6	6,1	0,0071	0,0060	1,75	0,361	1,18
26	7,79	12,00	7,62	19,19	0,711	0,173	0,273	0,006	1,193	0,519	0,365	0,241	10	428	480	216	696	1,5	4,8	6,5	0,0066	0,0061	1,71	0,270	1,08
30	6,66	12,19	7,56	19,72	0,712	0,173	0,273	0,006	1,194	0,516	0,364	0,242	12	473	489	207	689	1,4	4,8	6,2	0,0065	0,0061	1,74	0,247	6,85
50	5,46	12,20	7,51	19,21	0,712	0,173	0,273	0,006	1,195	0,517	0,365	0,242	12	483	496	193	693	1,5	4,6	6,1	0,0064	0,0066	1,75	0,306	
70	4,99	12,44	7,48	19,22	0,712	0,173	0,273	0,006	1,194	0,518	0,366	0,241	10	489	502	198	698	1,5	4,6	6,1	0,0064	0,0064	1,72	0,372	
90	4,70	12,47	7,46	19,21	0,713	0,173	0,273	0,006	1,196	0,518	0,366	0,242	12	483	506	201	700	1,4	4,7	6,1	0,0063	0,0066	1,70	0,336	
110	4,58	12,20	7,41	19,24	0,711	0,175	0,273	0,006	1,195	0,519	0,364	0,242	11	495	508	211	718	1,7	4,8	6,3	0,0063	0,0063	1,77	0,360	

100 Jungfrun NV 1981-1994																									
Nr	Temp. °C	O2 mg/l	pH	Kond. mg/l	Ca mekvl	Mg mekvl	Na mekvl	K mekvl	BC mekvl	Air mekvl	SO4 mekvl	Cl mekvl	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Org-N mg/l	Tot-N mg/l	PO4-P mg/l	Org-P mg/l	Tot-P mg/l	Abs. Diff	CODMn SI	Kyllit mg/l			
1	11,63	10,99	7,63	13,19	0,710	0,170	0,271	0,007	1,184	0,530	0,367	0,242	11	415	458	217	678	2,1	4,9	7,0	0,0074	0,0064	1,81	0,254	1,00
10	10,83	11,21	7,66	13,22	0,713	0,173	0,273	0,007	1,195	0,530	0,366	0,242	9	447	458	213	690	1,6	4,8	6,4	0,0065	0,0069	1,75	0,265	1,14
20	9,25	11,87	7,63	13,24	0,714	0,173	0,272	0,006	1,195	0,522	0,365	0,242	10	432	464	212	675	2,0	4,7	6,6	0,0066	0,0072	1,72	0,269	1,16
30	7,71	11,97	7,57	13,25	0,714	0,173	0,273	0,006	1,196	0,530	0,366	0,242	12	464	478	211	698	1,9	4,7	6,7	0,0063	0,0072	1,68	0,285	0,88
50	5,96	12,21	7,51	13,22	0,714	0,173	0,274	0,006	1,197	0,530	0,366	0,242	11	478	491	204	694	2,2	4,9	7,1	0,0062	0,0074	1,69	0,316	
70	5,75	12,32	7,47	13,24	0,713	0,173	0,273	0,006	1,196	0,518	0,366	0,242	10	486	497	208	704	2,2	5,5	7,7	0,0065	0,0090	1,70	0,330	
90	5,87	12,93	7,57	13,22	0,632	0,177	0,273	0,005	1,213	0,660	0,363	0,242	11	473	484	246	730	1,6	5,2	8,3	0,0073	0,0091	1,61	0,287	

St. Aspön SO 1984-1994 maj-jung																									
Nr	Temp. °C	O2 mg/l	pH	Kond. mg/l	Ca mekvl	Mg mekvl	Na mekvl	K mekvl	BC mekvl	Air mekvl	SO4 mekvl	Cl mekvl	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Org-N mg/l	Tot-N mg/l	PO4-P mg/l	Org-P mg/l	Tot-P mg/l	Abs. Diff	CODMn SI	Kyllit mg/l			
0,5	11,16	11,68	7,65	13,33	0,717	0,178	0,281	0,007	1,214	0,523	0,372	0,247	11	439	490	220	697	2,0	4,7	6,7	0,0070	0,0076	1,80	0,256	1,15
10	10,80	11,24	7,68	13,35	0,722	0,178	0,281	0,007	1,216	0,521	0,371	0,247	12	460	471	214	685	1,5	4,8	6,2	0,0070	0,0066	1,77	0,244	1,23
20	9,13	11,26	7,64	13,34	0,719	0,179	0,280	0,007	1,215	0,521	0,371	0,247	13	469	482	209	691	1,6	4,6	6,2	0,0066	0,0068	1,72	0,259	1,10
30	6,14	12,09	7,53	13,34	0,715	0,175	0,280	0,007	1,213	0,515	0,370	0,246	13	488	503	225	708	1,4	4,5	6,3	0,0066	0,0073	1,60	0,282	0,77
50	5,65	12,24	7,47	13,34	0,715	0,179	0,281	0,007	1,215	0,520	0,370	0,246	14	496	510	200	712	1,4	5,0	6,4	0,0066	0,0076	1,61	0,316	
70	4,57	12,29	7,46	13,34	0,719	0,179	0,282	0,007	1,216	0,517	0,371	0,247	15	502	515	200	715	1,5	4,6	6,1	0,0071	0,0094	1,63	0,246	
90	4,34	11,94	7,40	13,35	0,723	0,175	0,281	0,007	1,221	0,523	0,371	0,247	13	506	518	206	723	2,2	5,5	7,6	0,0072	0,0114	1,66	0,489	

Ljusförhållanden

Vätterns vatten är mycket klart, med ett genomsnittligt (medianvärde) siktdjup under mätperiodens vår- och sommarprovtagningar (maj och augusti) på 11 respektive 10,5 m (stn. 16B och 1). Den organiska substansens ljusabsorberande effekt i sjön var alltså obetydlig. I fig. 6 illustreras siktdjupet på stn. 1 och 16B som är de enda med jämförbara data under alla undersökta år. Siktdjupet har dock varit större under förindustriell tid. I juli 1911 uppmättes 17,7 m i södra Vättern (Ekman 1915) och i augusti 1935 har 17,4 m uppmätts också i sjöns södra del (Thunmark 1937). Julisiktdjupen 1962 registrerades på flera ställen i sjön till 12–13 m, och 1967 varierade de mellan 7 och 9 m (Kommittén för Vätterns vattenvård 1968:5).



Figur 6. Siktdjup vid stationerna 1 och 16B under maj och augusti. o betecknar enstaka tidigare provtagningar. samtliga i juli.

Förändringarna från 1900-talets tidiga år till efterkrigstiden har satts i samband med en tilltagande industrialisering och en stigande befolkning under efterkrigstiden och därmed en ökad näringsbelastning. Uppmätta min-maxvärden av siktdjup i augusti sedan början av 1970-talet var på stn. 16B 8,5–13 m och på stn 1 7,5–14 m. Nu uppmätta högsta siktdjupsvärden var således 3–4 m mindre än vad som rapporterats från tidigt 1900-tal. Det är också sannolikt att mellanårsvariationen i siktdjup under denna, tidiga period inte varierade så mycket som den gör idag. Nu erhöles nämligen minimivärden sommartid som endast obetydligt översteg dem som mättes på 1960-talet. Station 11 utanför Huskvarna var den kustnära lokal som sommartid hade det lägsta siktdjupet. Maximum var 11 m och minimum 6,2 m under mätperioden.

Även om inte sommarsiktdjupen förändrats under undersökningsperioden 1971-94 kan statistiskt verifierbara minskningar dock mätas i grumlighet (absorbans diff.), vilket avspeglas på samtliga sjölokaler (se bilaga). Halten organiskt material beräknat som CODMn har också minskat. Vid dessa höga siktdjup torde stora förändringar i grumlighet och vattnets egenfärg krävas för att en ökning av siktdjupet skall kunna avläsas.

Syretillstånd

Syrgasförhållandena var mycket goda i hela Vättern. Syrgashalten har inte understigit 9 mg/l vid någon av de undersökta stationerna under mätperioden.

Näringsämnen

Medianvärdet för totalfosforhalten under mätperioden var 7 µg/l med variation uttryckt som 10:e och 90:e percentilen av 4 respektive 9 µg/l. Beräkningen härrör från stn. 16B och djupnivån 0-10 m. Fosfathaltens medianvärden nådde knappast detektionsgränsen 1 µg/l.

Mellanårsvariationen (medianvärden/år) var stor t.ex. 5 µg/l 1986 och 8 µg/l 1988, vilket tyder på att interna processer var betydande för fosforomsättningen i sjön. De höga värdena under slutet av 1980-talet speglar då förekommande särskilt höga fosfatfosforhalter.

Medelsituationen på stationerna 1 och 16B illustreras i tabell 21 och mellanårsvariationerna på dessa stationer i bilaga 1.

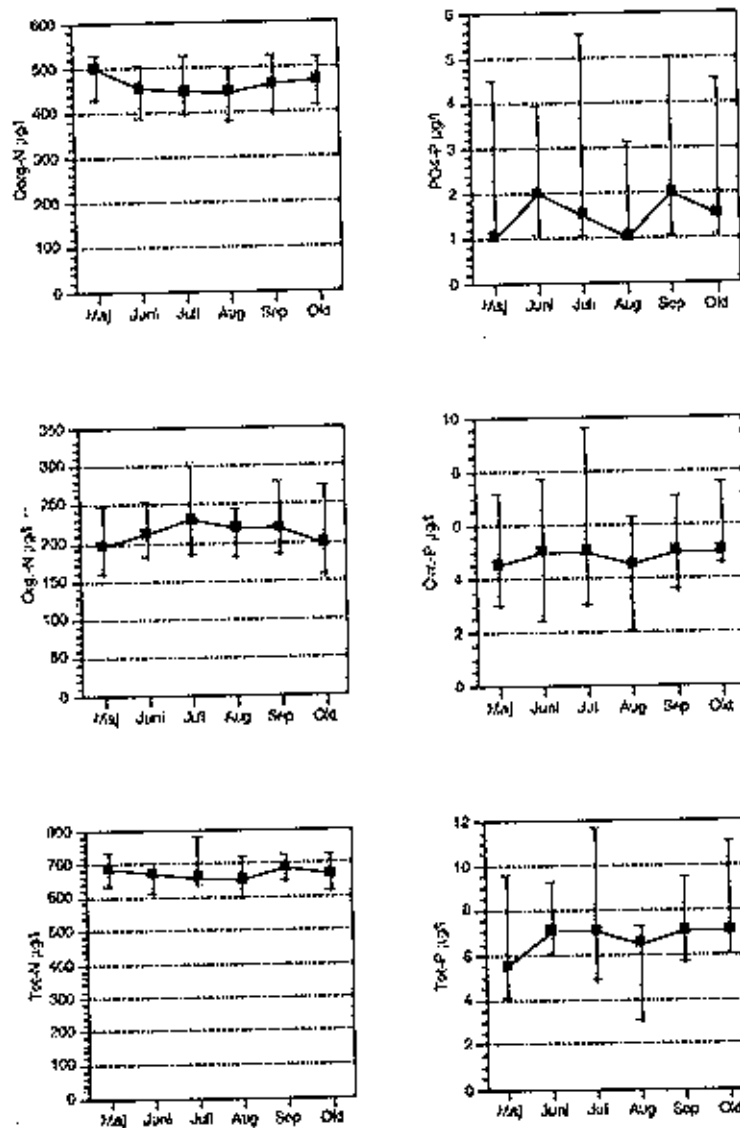
Medianvärdet för totalkväve på stn. 16B var 670 µg/l i skiktet 0-10 m. Två tredjedelar av detta utgjordes av nitrat-N medan halten av ammonium-N var obetydlig (tabell 21).

Medianhalten för kisel var 0,25 mg/l under samma period och djupnivå som ovan.

Näringsämnenas koncentrationsförändring i djupled på de tre djupaste lokalerna 1, 16B och 19 illustreras i tabell 21. Av den framgår att koncentrationerna av nitrat och total-N ökade mot botten, medan ingen sådan tendens fanns för fosforföreningarna. Vidare ökade kiselhalterna mot djupet. Det är troligt att denna situation orsakades av att såväl kisel som organiska kväveföreningar frigörs långsamt från döda, sedimentterande algrester, medan fosfor däremot frigörs förhållandevis snabbt och därmed inte transporteras till hypolimnion. Säsongsvariationer av kväve och fosforfraktioner på stn. 16B beskrivs i figur 7. Även i detta fall framträder effekter av primärproduktion tydligast för oorganiskt kväve även om låga halter av total-P förekommer i augusti. Den snabba regenereringen av fosfor tycks medföra att halten av total-P inte minskade under

vegetationsperioden, en observation som bekräftas av den homogena fördelningen i djupprofilen.

Som regel minskade planktonbiomassan från maj till oktober, men en viss förhöjning ägde rum i augusti (figurerna 12 och 13). Det finns anledning att anta att primärproduktionen då var hög på grund av hög vattentemperatur, vilket ledde till ett högre upptag av oorganiskt kväve och fosfor (jfr figur 7).



Figur 7. Säsongsvariation för näringsämnen i Vättern (station 16B, 0-10 m) under perioden 1981-94. Kvadrat anger medianvärde och linjerna värden för minimum- och maximum.

Metaller

Metallerne järn, mangan, koppar och zink har analyserats på prov från ytvatten och bottenvattnet på stn. 16B 1985-1990. Medianvärdena för ytvattnet var:

Fe $\mu\text{g/l}$	Mn $\mu\text{g/l}$	Cu $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
10	1,7	1,0	3,2

och för bottenvattnet:

17	2,5	0,9	3,4
----	-----	-----	-----

De högre koncentrationerna av järn och mangan i bottenvattnet kan visserligen bero på utlösning från sediment, men var sannolikare en effekt av sedimentation. Partiklarna kan vara abiotiskt bildade som rena hydroxidfällningar eller rester av biota, som tagit upp metallerna. Nya undersökningar bör göras med förbättrad renteknik vid provtagning och analys.

Förändringar med tiden

I Bilaga 1 redovisas i figurer förändringar i tid av undersökta variabler på de sjöstationer som alltjämt övervakas.

Närsalter

En linjär regression av totalfosforkoncentrationer mot tid visar ingen signifikant långsiktig trend på station 16B men däremot på station 1 (tabell 22). Vid den senare har totalfosforhalten minskade med 0,09 $\mu\text{g/l,år}$, från medianvärden som fram till 1981 fluktuerade mellan 6 och 14 $\mu\text{g/l}$, till mätperiodens mer dämpade fluktuationer på 5,5-8 $\mu\text{g/l}$, och därtill med betydligt mindre inomårsvariation (se Bilaga). Tidigare rapporterad reduktion av Vätterns totalfosforhalter fram till 1986 fortsatte inte ytterligare och det prognosticerade värdet 4,5 $\mu\text{g/l}$ för år 2000 kommer troligen inte att uppnås (Vätternvårdsförbundet 1990).

Tabell 22. Beräkning av trender (linjär regression) för vattenkemiska parametrar vid station 16A-B Vadstena/Jungfrun NV 0-10m för perioden 1971-94 och månaderna maj-juni + augusti-september. För parametrar där värde saknas finns ingen signifikant trend (< 95 %).

Parameter	Koefficient år ⁻¹	% år ⁻¹
Siktdjup m		
Temp. °C		
Syrgas mg/l		
pH		
Kond mS/m	0,086	0,7
Ca mekv/l	0,0039	0,6
Mg mekv/l	0,0016	0,9
Na mekv/l	0,0028	1,1
K mekv/l		
BC mekv/l	0,0084	0,7
Alk./Acid mekv/l		
SO ₄ mekv/l	0,0025	0,7
Cl mekv/l	0,0026	1,1
NH ₄ -N µg/l	-0,4	-3,4
NO ₂ +NO ₃ -N µg/l	10,3	2,7
Oorg.-N µg/l	9,9	2,5
Org.-N µg/l		
Tot-N µg/l	9,1	1,4
PO ₄ -P µg/l		
Övr.-P µg/l		
Tot-P µg/l		
Abs.F 420/5	-0,00028	-3,7
Abs.Diff 420/5	-0,00021	-2,6
CODMn mg/l	-0,033	-1,7
Si mg/l		
Kfyll mg/m ³		
Tot-N/Tot-P		
Si/Tot-P		

Utvecklingen med tiden för kväveföreningar och i synnerhet nitrat-N visade en påtaglig ökning. Vid stn. 16A och B var ökningen sedan 1971 10,3 µg/l, år. Ökningen sedan 1978 var större, 13,4 µg/l, år. Mediankoncentrationen som 1971-80 var 310 µg/l och var under 1990-talet 489 µg/l. Nitratökningen från 1978 motsvarar en tillförd mängd av 1230 ton/år. Mätresultaten från tillflödena visar att sådan mängd inte hade tillförts, utan andra förklaringar måste sökas (jmf. Persson m.fl. 1989). En ökad deposition, kanske främst direkt på sjöns yta, torde bidra. Koncentrationen av nitrat-N i nederbörden vid Vättern var ca 400 µg/l, därtill kommer ammonium med en nästan lika hög koncentration, dvs. en tillförsel med en total-N halt på ungefär 700 µg/l.

Skillnaden i trender för ammonium och nitrat kan även tänkas bero på ökad nitrifikation i reningsverk, som då samtidigt medför en minskad tillförsel av ammonium och ökad av nitrat. Denna förklaring förutsätter dock att ingen nämnvärd nitrifikation förekommer i sjön.

Större konstituent

Salthalten i Vättern ökade successivt, vilket väl illustreras vid en jämförelse av värden för 1939, 1971-75 samt 1991-94 (tabell 23). Detta gällde samtliga joner med undantag av magnesium.

Tabell 23. Koncentrationer av större konstituent i Vättern vid olika tidpunkter (data 1939 Lohammar från Stålberg, 1939).

	Koncentration mekv/l		
	Period 1939	1971-1975	1991-1994
Kalcium	0,429	0,653	0,723
Magnesium	0,214	0,158	0,187
Natrium	0,191	0,230	0,294
Kalium	0,023	0,037	0,039
Alkalinitet	0,581	0,521	0,523
Sulfat	0,095	0,317	0,379
Klorid	0,183	0,199	0,251
Nitrat	(0,018)	0,020	0,035
Ca/Na	2,242	2,827	2,476
SO ₄ /Cl	0,517	1,585	1,515
CaMg-Alk	0,158	0,297	0,386

Tidsserieanalysen för perioden från 1971 påvisar en signifikant ökning av Ca, Mg, Na, SO₄ och Cl medan alkaliniteten och kaliumhalten var stabila och oförändrade (jfr tabell 22). Detta resultat överensstämmer med det för Vätterns utlopp (tabell 3, Motala ström) endast beträffande Na och Cl. För de övriga ämnena förelåg ingen signifikant ändring. Orsaker till de delvis skilda resultaten för Vättern och dess utlopp är sannolikt en ojämn analysfrekvens. Ökningen av koncentrationerna av större konstituent har dels satts i samband med en ökad evapotranspiration, och därmed en koncentrerings av salter, dels med deposition av försurande ämnen. Som särskild indikation på försurning kan nämnas en konstant (minskad) alkalinitet, en ökad kvot av SO₄/Cl samt ett ökat alkalinitetsunderskott (CaMg-Alk). Som framgår av tabell 23 kan under senare år en viss återhämtning iaktas i form av en minskning av SO₄/Cl och en svag ökning av alkaliniteten.

Förhöjningen av såväl natrium som kloridhalterna kan ha orsakats av en ökad tillförsel av marina salter, men även antropogena källor som vägsaltning och industri torde bidra. Persson (1990) beräknade att vägsaltningen skulle kunna bidra med 0,011 mekv/l, vilket innebär att detta tillskott var litet i jämförelse med förändringen sedan 1939.

Förändringar hos organisk substans

En minskning av organisk substans skedde under perioden, den syns som en signifikant minskning av CODMn och som en minskning av färg (absF) (tabell 22). Minskningen bör vara följden av minskade utsläpp, främst från cellulosaindustri.

Jämförelser mellan Vätterns sjöstationer

Vattenkvaliteten på stn. 1 (Edeskvarna NV) och 16B (Jungfrun NV) överensstämde väl (tabell 24). Signifikanta skillnader förelåg endast för absorptionsmätningar och total-N. Till stor del gällde jämförelsen också stn. 10 (Jönköping). Däremot visade stn. 11 (Huskvarna) påtagliga skillnader från de övriga stationerna när det gällde såväl vissa kväveföreningar som siktdjup och ljusabsorbans/vattenfärg. Stationen var mer påverkad än de övriga.

Tabell 24. Jämförelse mellan mätvärden (0-10 m) för Jungfrun NV och Edeskvarna NV för perioden 1981-94. * anger >95% signifikans.

Parameter	Median		t-test Sign. diff.	Percentil			
	Jungfrun	Edeskvarna		10 Jungfrun	Edeskvarna	90 Jungfrun	Edeskvarna
Siktdj. m	11	10,5		9	9	12	12,5
Temp. °C	11,78	10,05		3,55	3,49	16,43	14,90
Syrgas mg/l	10,73	11,50		9,55	10,31	13,22	13,23
pH	7,67	7,69		7,46	7,49	7,82	7,85
Kond mS/m	13,2	13,2		12,65	12,65	13,605	13,6
Ca mekv/l	0,712	0,711		0,688	0,695	0,729	0,726
Mg mekv/l	0,174	0,174		0,149	0,149	0,188	0,187
Na mekv/l	0,268	0,268		0,254	0,255	0,296	0,299
K mekv/l	0,036	0,035		0,034	0,034	0,040	0,040
Alk. mekv/l	0,520	0,517		0,499	0,502	0,537	0,535
SO ₄ mekv/l	0,368	0,363		0,344	0,345	0,386	0,386
Cl mekv/l	0,240	0,241		0,231	0,228	0,254	0,257
NH ₄ -N µg/l	9	9		4	5	17	20
NO ₃ -N µg/l	448	464		383	394	504	506
Oorg-N µg/l	458	475		394	405	516	517
Org.-N µg/l	211	212		171	176	265	269
Tot-N µg/l	671	685	*	614	639	728	751
PO ₄ -P µg/l	1	1		1	1	4	3
Övr.-P µg/l	5	5		3	3	7	7
Tot-P µg/l	7	7		4	5	9	8
Abs.F 420/5	0,007	0,008	*	0,005	0,005	0,010	0,011
Abs.Diff 420/5	0,007	0,005	*	0,003	0,003	0,013	0,010
KMnO ₄ mg/l	6,8	7,45		5,7	5,33	9,15	8,92
Si mg/l	0,25	0,25		0,15	0,15	0,345	0,362
Fe µg/l	10			5,95		21,5	
Mn µg/l	1,7			1		7,85	
Cu µg/l	0,95			0,6		2,7	
Zn µg/l	3,15			1,9		6,89	
Kfyll mg/m ³	1,05	1,025		0,705	0,685	1,545	1,515
Tot-N/Tot-P	102	105		75	77	148	162
Si/Tot-P	34	42		23	22	76	83

* signifikans 95 %.

Slutsatser

Vättern är en kall, klar och näringsfattig sjö med ett markant kväveöverskott som manifesteras i en kvot TN/TP som något överstiger 100 (medianvärde för mätperioden). De påtagliga insatser som under 1970-talet gjordes för att reducera tillförseln av fosfor till sjön gav sig tillkänna som en successiv men mycket långsam reduktion av totalfosforhalten som endast signifikant kan beläggas för station 1. Anledningen till tidigare mer optimistiska tolkningar har varit att alla tillgängliga data, även från mycket heterogena provtagningsserier, togs med i utvärderingen. När ett mer homogent dataset testas statistiskt (vår och sommar) gav detta bara utslag på stn. 1. Däremot har sedan slutet av 1980-talet inomårsvariationen av totalfosfor visat en mindre spridning på alla stationer utom möjligen st. 11.

Den påtagliga nitratökningen i sjön gällde samtliga långsiktigt undersökta lokaler. Detsamma gällde ökningen i salthalt.

När det gäller siktdjupet, för vilket det finns jämförbara värden sommartid ända från början av 1900-talet, erhöles mer än 3 m skillnad mellan maximumvärden från förindustriell tid till nutid. Även om statistiskt verifierbara skillnader i sommarsiktdjup inte kunnat utläsas från början av 1970-talet till 1994, beroende på att siktdjupsmätningar är ett okänsligt mått utsatt för stora analysvariationer, kan skillnader i vattnets grumlighet mätt som absorbans diff dock säkerställas. Även halten organisk substans (CODMn) minskade.

Förslag till modifiering av provtagningsprogram

Antalet provplatser och provtagningsstillfällen bör anpassas till de pelagiskt biologiska provtagningarna. En så stor och värdefull sjö som Vättern bör följas med flera provplatser, lämpligen en i centrala sjön kompletterat med en i söder och kanske en i norr.

I nuvarande program tas prover på mellan 7 och 9 djup, vi föreslår att detta minskas till 5 djup per profil, förslagsvis 0,5, 10, 25, 50 och ca 1 m över botten. Mätningar av temperatur bör ske med omvändningstermometer eller god termistor.

Eftersom sjön har en lång uppehållstid kan prover tagna två gånger per år vara tillfyllest för analys av större konstituenten.

VÄXTPLANKTON

Eva Willén

Provtagningar och analysmetodik

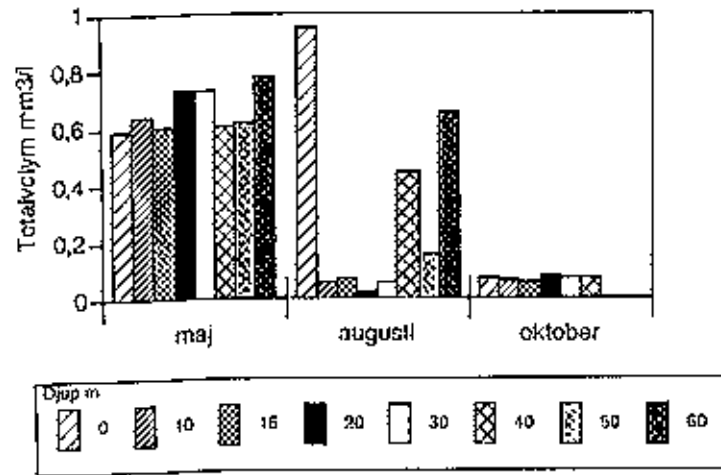
Prov för växtplanktonanalys insamlades varje månad på stn. 1 (Edeskvarnaån NV) och 16B (Jungfrun NV) under vegetationsperioden maj-oktober. Stn. 1 följdes kontinuerligt sedan 1970 medan provtagningarna på stn. 16B började 1978. De insamlade proverna representerar ett blandprov av det omrörda övre vattenskiktet, omfattande nivån 0-25 m. Samma provvolym insamlades med hämtare från ytan och sedan var femte meter ner till 25 m nivån. Vattnet blandades och ett delprov togs ut. Ett håvprov (maskvidd 20-25 μ m) togs också på nivåintervallet 0-10 m för kompletterande artanalyser.

Växtplankton har fram till 1992 analyserades enligt metod BIN PRO 66 (Naturvårdsverket 1986). Från 1992 har den metod använts som sammanställts i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning, del 2. I den förstnämnda metoden räknas endast arter som förekommer i sådant antal att säkerheten vid räkningen åtminstone skall vara ± 30 %. Säkerheten är uttryckt som ett 95 %-igt konfidensintervall kring ett räknat antal individer av en art. Säkerheten för riktigt stora och glest förekommande arter är dock lägre. I denna s. k. dominansmetod är proverna räknade i sedimentationskammare med volymer av 50-100 ml. I den från 1992 använda metoden räknas alla arter oberoende av frekvens på en given yta i en vattenvolym som vanligen är mindre än den förut använda. Fördelen med detta förfaringsätt är att strukturen i hela samhället erhålls, från de mest frekventa arterna till de riktigt sällsynta. Nackdelen är att säkerheten vid räkningarna av enskilda arter blir mer ojämn och för dem som räknades i ett antal av fyra individ eller mindre är osäkerheten 100 % dvs. de kanske inte ens förekommer i ett parallellräknat prov. När det gäller arter som bara återfinns i litet antal var således mellanårsvariationer och långsiktiga utvecklingar svåra att säkerställa. En metodstudie visade att arter med enstaka eller sparsam förekomst i Vättern i medeltal utgör något mer än 40 % av antalet totalt räknade arter. Prov analyserade enligt den nya metoden får en högre totalvolym än de som räknats med dominansmetoden. I Vättern var ökningen i medeltal 30 %, med en lägsta ökning på våren då planktonsamhället dominerades av ett par kiselalgsarter och en högsta ökning på sommaren då diversiteten var stor av enstaka förekommande arter av olika flagellater och stora okalger. Största delen av den ökning i växtplanktons biomassa som iaktogs från 1992 måste tillskrivas metodförändringen.

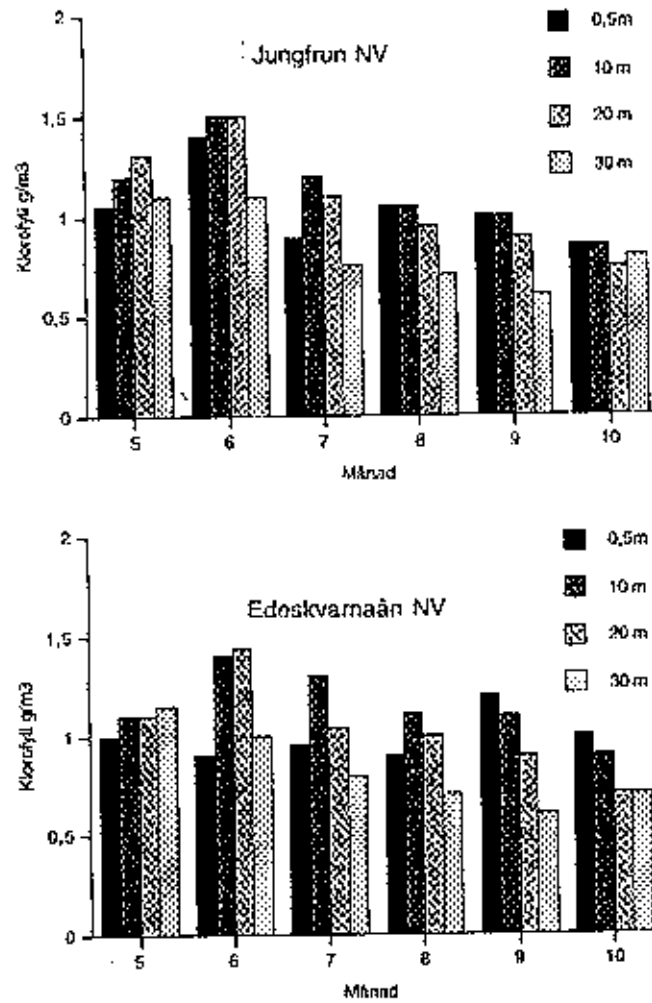
Växtplanktons fördelning i djupled

Växtplanktons produktiva skikt mättes i Vättern 1978 på stn. 16B vid nio tillfällen under perioden april till oktober. Det trofoga skiktet (omfattar ett skikt från ytan ner till den nivå dit 1 % av ytskiktets ljus når) överensstämde då med det dubbla siktdjupsvärdet men produktion kunde mätas vid svagt ljus ända ner till 30 m djup och ibland djupare (Tolstoy 1988). Sommartid sammanfaller det trofoga skiktet med epilimnion. Primärproduktionens maximum låg 1978 i regel på 5–10 m djup medan en viss produktionshämning förelåg de översta fem metrarna på grund av det där rådande starka ljuset. Beroende på dominerande alggrupp och aktuell ljusinstrålning fördelar sig planktonorganismerna olika i vertikalled och ett biomassemaximum sammanfaller inte alltid med ett produktionsmaximum. På våren kan biomassan t.ex. vara högre på 20–30 m nivån än den är i grundare skikt, för att kiselalger som ännu inte börjat tillväxa i någon större utsträckning är under förflyttning från botten mot ytan, och ofta anrikas på en nivå som bestäms av rådande vattenrörelser. Sommartid däremot simmar små, rörliga flagellater mot ytskiktet och ger där upphov till vertikalens högsta biomassa. Rådande ljusförhållanden och vattenturbulens spelar avgörande roll för algernas position i vattnet och därför varierar situationen från år till år. I djupare skikt (>30 m) kan emellertid vårbloomingens kiselalger fortfarande ligga kvar på sommaren utan att vara i aktiv tillväxt (fig. 8).

Biomassans vertikala variation speglas också av klorofyllkoncentrationen som visar att maximum vanligen mäts en bit ner i vattenmassan, särskilt vår och försommar (fig. 9).



Figur 8. Totalvolym av växtplankton vid station Edeskvarnaån NV (16B) på olika djup under 1978.



Figur 9. Klorofyllhalter (medianvärden för perioden 1981-94) vid stationerna Jungfrun NV (1) och Edeskvarnaån NV (16B) och olika djupnivåer.

Den provintegrering som nu görs över nivån 0–25 m är välmotiverad för att få merparten av det produktiva skiktet. Någon större skillnad mot de provtagningsnivåer (0–20 m) som användes fram till 1979 föreligger inte. De påtagliga temperatursvängningar som seichen åstadkommer särskilt på stn. 1 (Edeskvarnaån NV) gör emellertid en bedömning av lämpliga vertikalnivåer svår.

Växtplanktons sammansättning

Totalt har 300 arter/artgrupper registrerats i sjön sedan 1970 (tabell 25) och Chlorophyceae (grönalgerna) är den artrikaste gruppen, därefter kommer Chrysophyceae - Prymnesiophyceae (guldalger), Diatomophyceae (kiselalger) och Charophyceae ordningen Zygnematales (okalger).

Med avseende på sin betydelse i biomassan rangordnas emellertid algklasserna annorlunda; först Diatomophyceae, sedan Chrysophyceae inklusive Prymnesiophyceae, Cryptophyceae (cryptofyceer/rekylalger), Dinophyceae (dinoflagellater), Chlorophyceae inklusive Charophyceae och slutligen Cyanophyceae (cyanobakterier-blågrönalger).

Kvantitativt dominerande arter inom olika algklasser finns rangordnade i tabell 26. Klasserna är uppställda i systematisk ordning enligt Christensen 1980, 1994. Under perioden 1981–94 är följande fem arter/artgrupper de som i särklass präglar periodmedelbiomassan: *Aulacoseira islandica* (kiselalg), *Monader* 3–7µm (guldalgsflagellater), *Rhodomonas lacustris* (rekylalg), *Asterionella formosa* (kiselalg) och *Ceratium hirundinella* (dinoflagellat).

Arter av särskilt intresse

Ett flertal klagomål på vattenkvaliteten har rapporterats, med utveckling av alger i sådan mängd att störningar ansetts föreligga. Ökande påväxt av alger i sjöns strandzon anmäldes redan på 1950-talet liksom nedslamning av fiskenät.

På 1960-talet utvecklades en cyanobakterie av släktet *Oscillatoria* i sådana mängder att siktdjupet i södra delen av sjön påverkades. Samma period klagades det också på särskilt omfattande nätpåslag av kiselalger. Under 1980-talet återkom larmrapporter i samband med inblåst sörja i större mängder i Gränna-trakten av cyanobakterien *Microcystis incerta*, som är mycket småcellig och kolonilevande, omgiven av ett tunt geléhölje.

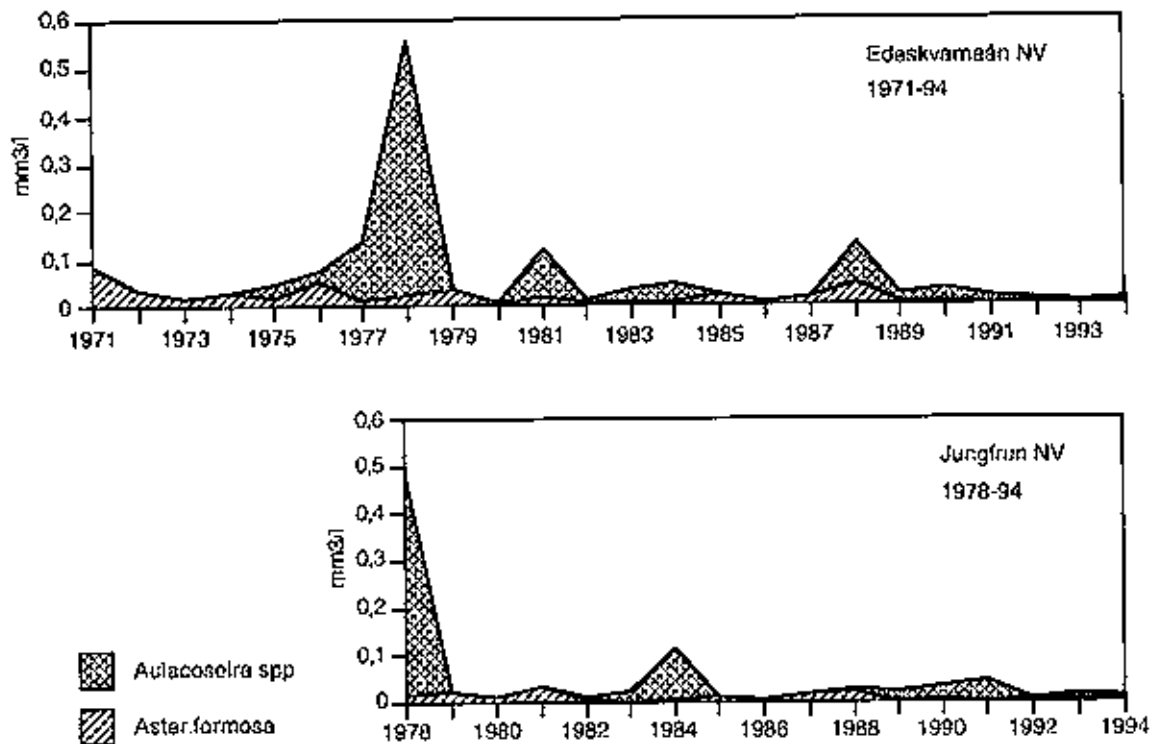
Andra klagomål har rört lukt- och smakförändringar på dricksvatten i Grännaområdet i samband med guldalgen *Uroglenas* utveckling på högsommaren. Missfärgningar av ytvattnet på olika ställen i sjön rapporteras vissa varma somrar när grönalgen *Botryococcus* utvecklas i ytskiktet och ger vattnet en fullt synlig, rosa ton. Senast förekom detta sommaren 1995.

Särskilt besvärande anses alger som sätter sig fast i fisknät vara. I vissa fall orsakas rent medicinska olägenheter som hudutslag, klåda och till och med astmatiska symptom. Det rör sig oftast om kiselalger som befinner sig i ett vilstadium, och som rörs upp av vattenströmmar och fastnar på lämpligt underlag som sitter i deras väg, vanligen fisknät. Algerna är inte i aktiv tillväxt utan är försedda med ett yttre, skyddande kolhydratlager som ökar deras överlevnadschanser under viloperioder, men som också får dem att fästa vid olika substrat. Problemet är välkänt i alla våra stora sjöar där kommersiellt fiske bedrivs och det orsakar periodvis påtagliga ekonomiska förluster. I Vättern är det främst *Aulacoseira*-släktet som har vållat de största problemen, men även andra planktonlevande arter och fastsittande kiselalger av släkten som normalt lever i strandzonen och på grundvatten t. ex. *Gomphonema*, *Navicula*, *Epithemia* och *Fragilaria* har varit besvärande. Dessa transporteras långa sträckor och sätter sig fast på fisknät ibland på mycket stora djup och långt från sin egentliga växtplats. Någon egentlig lösning på fenomenet finns inte.

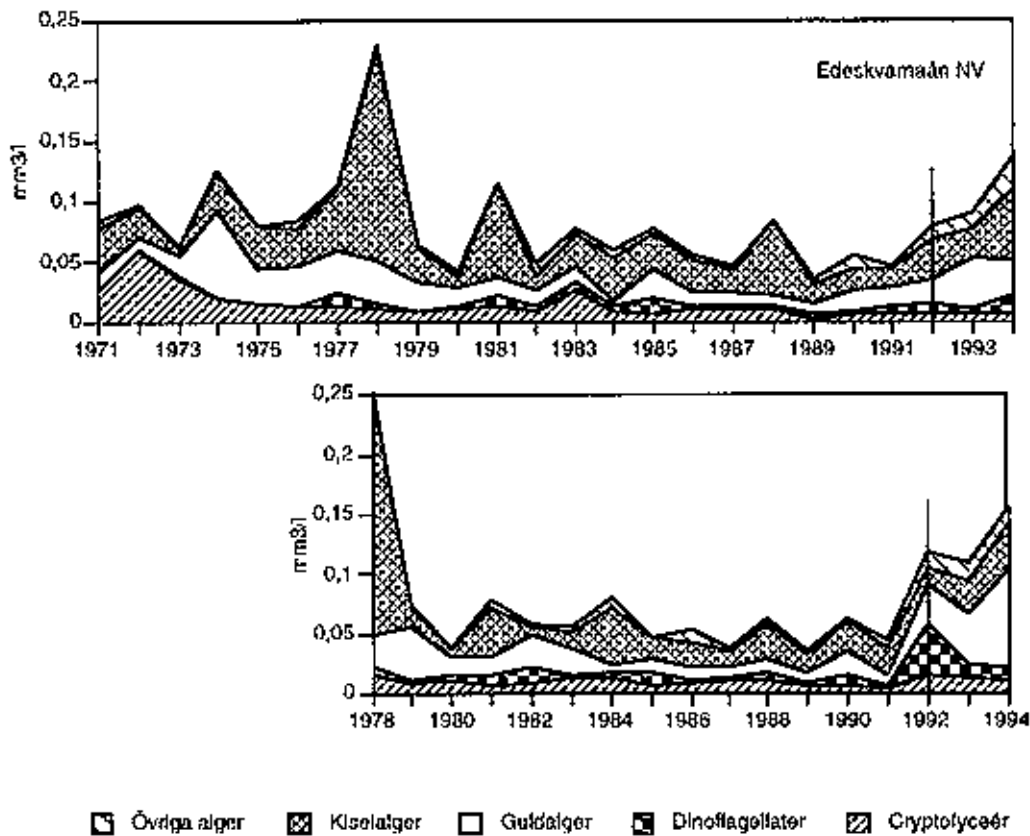
Ytterligare exempel på klagomål har gällt bolliknande bildningar av lossnad rävsvansmossa (*Thamnobryum alopecurum*) som transporterats i vattenmassan och fastnat på nät och under tiden pålagrats med andra organismer, djur, alger och svampar. Grundmaterialet kan också vara detritusliknande med inslag av växtfragment och fibrer. De kraftiga strömmar som bildas i Vättern gör att lossitet växt- och detritusmaterial kan transporteras långt och återfinnas på till synes oförklarliga nivåer och avstånd från strandområden.

Växtplanktons säsongsvariation

Den tidiga vårutvecklingen (april) i Vättern finns endast belagd under ett fåtal år på 1970-talet. Kiselalger var då helt dominerande (55–95 %) i växtplanktonsamhället med cryptomonader som subdominanter. I maj fortsätter den i april påbörjade kiselalgsutvecklingen. Vissa år inträffar maximum i maj, andra i april. Dominerande arter var *Aulacoseira islandica* och *Asterionella formosa*. De högsta biomassvärdena registreras i regel i samband med en *Aulacoseira*-dominans, (figurerna 10 och 11).



Figur 10. En jämförelse mellan volymer (medelvärden maj-juni) för två kiselalgsläkten; *Aulacoseira* och *Asterionella*, vid stationerna Edeskvarnaån NV (stn 1) och Jungfrun NV (stn 16B).

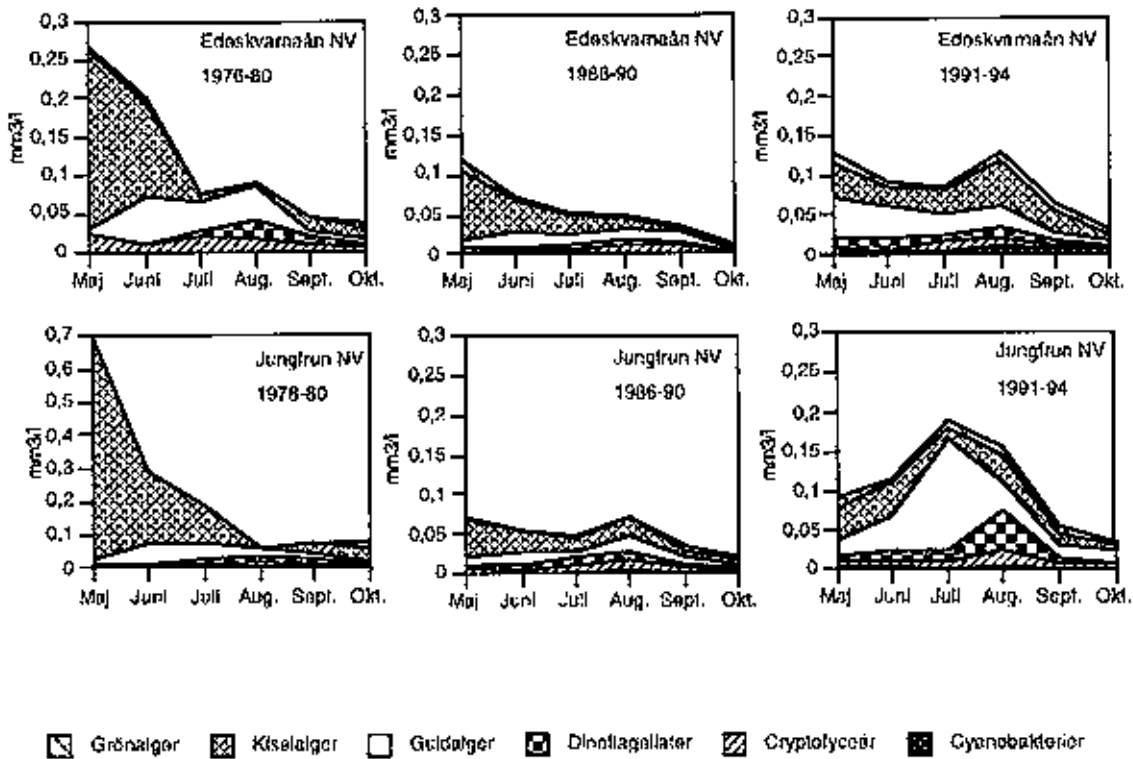


Figur 11. Långstidsvariation av dominerande växtplanktongrupper (årsmedelvärden) under vegetationsperioden (maj-oktober) vid stationerna Edeskvarnaån NV och Jungfrun NV. Gruppen övriga alger innehåller framför allt grönalger men även cyanobakterier. Markeringen vid 1992 anger ändrad analysmetodik.

Växtplanktons biomassor minskade sedan successivt under juni och juli och guldalgerna blir ett karakteristiskt inslag i samhället. Framför allt var det små, encelliga monader och de kolonibildande släktena *Uroglena* och *Dinobryon* som dominerade. På sensommaren (augusti-september), och i synnerhet i augusti, skedde en viss biomasseökning. Då utvecklades stora dinoflagellater, särskilt märks arterna *Ceratium hirundinella* och *Gymnodinium uberrimum*. Något höstmaximum av plankton i samband med cirkulationsperioden, och ett därmed sammanhängande tillskott av näringsrikare hypolimnionvatten, har hittills inte registrerats i sjön, utan i stället hade man då låga biomassor och en ganska jämn fördelning mellan olika alggrupper.

Under perioden 1991-94 hade kiselalger av släktet *Cyclotella* utvecklats i påtagliga mängder också i juli-augusti, särskilt på stn. 1, (Edeskvarnaån NV) och då bildat ett maximum under perioden maj-oktober. På stn. 16B (Jungfrun NV) var detta biomaximum

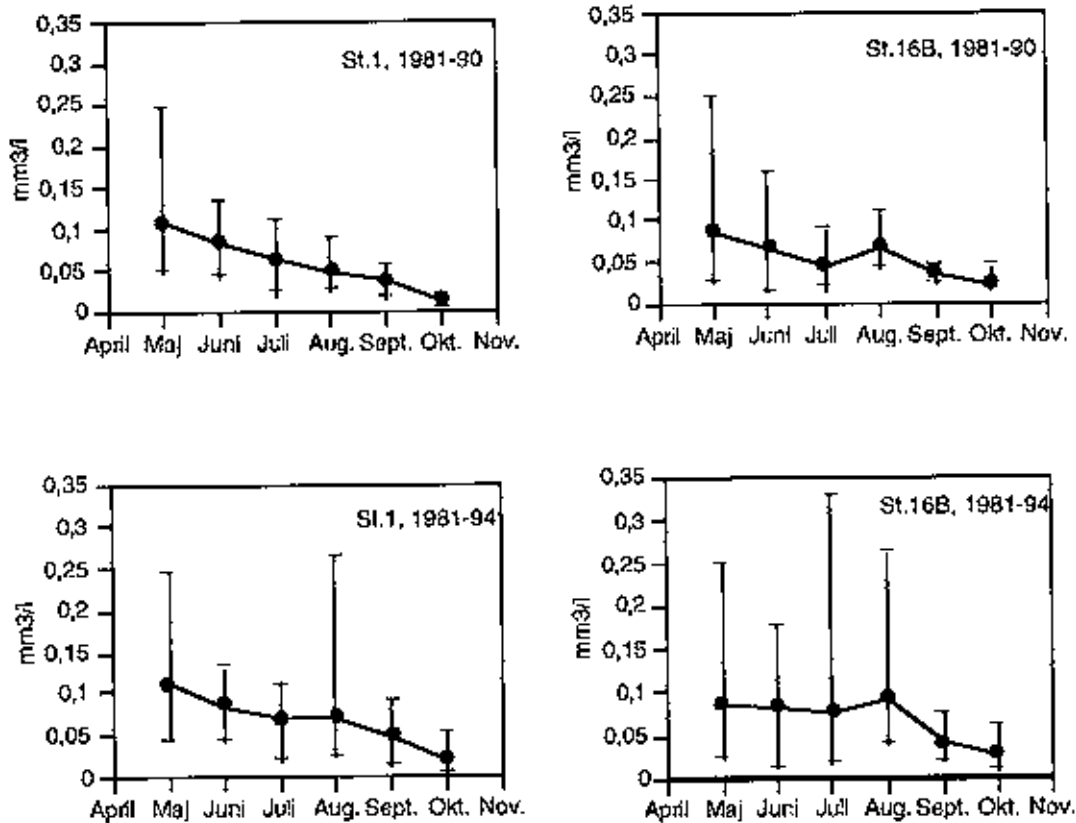
sommartid än tydligare men bestod där av ovannämnda guldalger *Uroglena* och *Dinobryon*. Vårens kiselalgsmaximum under dessa år har troligen förevarit redan i april och i maj registrerades endast avtagande kiselalgmängder och uppbyggnad av ett mer blandat planktonsamhälle utan de dominansförhållanden som vanligen präglar en vårutveckling (fig. 12).



Figur 12. Månadsmedelvärden av dominerande växtplanktongrupper (medelvärden) under perioden maj-oktober vid stationerna Edeskvarnaån NV och Jungfrun NV under tre skilda femårsperioder. Observera avvikande skalar.

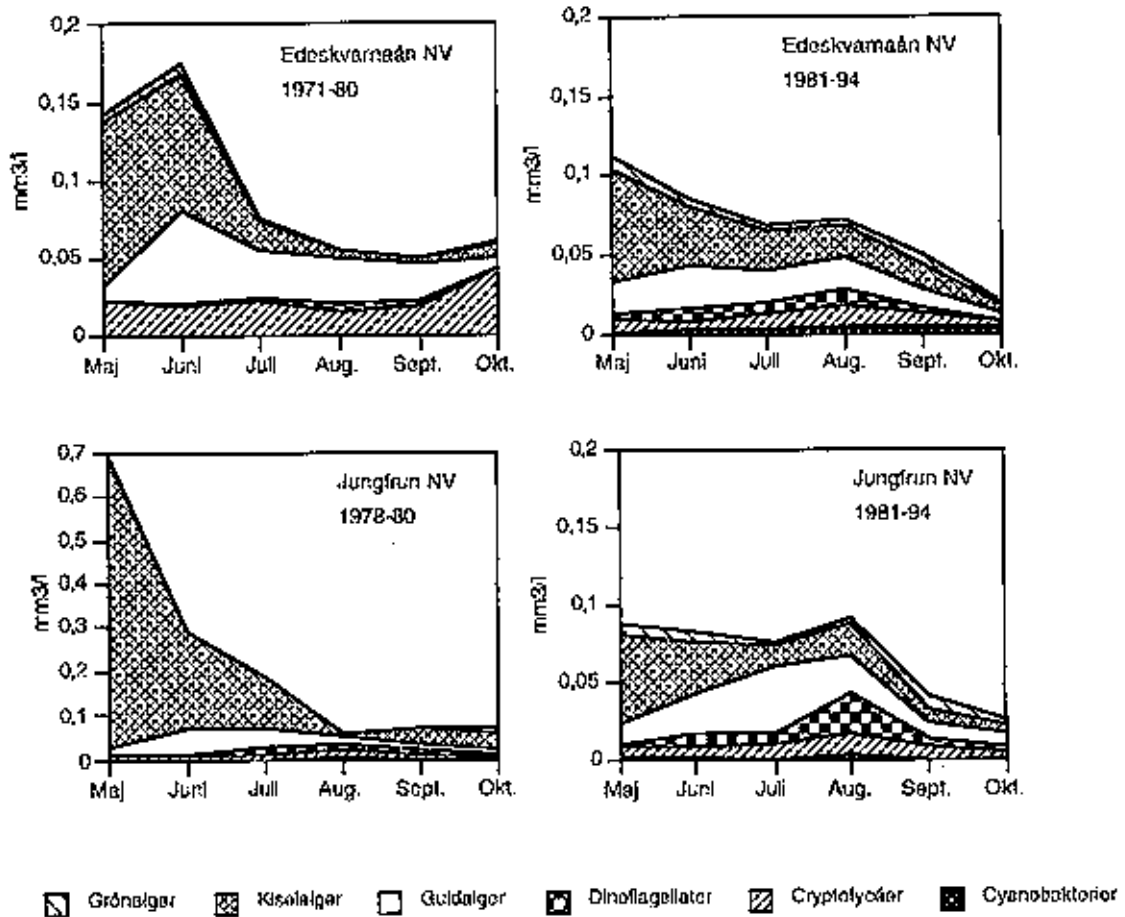
Växtplanktons mellanårsvariation

De största mellanårsvariationerna visar vårens biomassor i samband med utvecklingen av säsongens kiselalgsmaximum - en variation som beror på variationer i artdominans. De stora mellanårsvariationer som under 1991-94 registrerats under sommarmånaderna är däremot att hänföra till det skifte i räknemetodik som har gjorts 1992 vilket ger särskilt stora förändringar sommartid (se Provtagningar och analysmetodik ovan). Detta belyses i figur 13, där mellanårsvariationer av biomassan under vegetationsperioden 1981-1990, dvs. innan metodskiftet vidtog, visar måttliga biomassvariationer sommartid i jämförelse med det variationsmönster där åren 1992-94 ingår.



Figur 13. Säsongsvariation av växtplanktons totalvolym (medelvärden samt min. och max.värden) vid stationerna 1 (Edeskvarnaån NV) och 16B (Jungfrun NV). Här tydliggörs hur ändrad räknemetodik från 1992 påverkar variationen sommartid.

Den kvantitativa utvecklingen av Vätterns alggrupper beräknade som femårsmedelvärden för stn. 1 (Edeskvarnaån NV) från 1971 och för stn. 16B (Jungfrun NV) från 1978 antyder endast små förändringar (tabell 27). De ökningarna som noterats för perioden 1991-94 av framför allt cyanobakterier, dinoflagellater och grönalger har tolkats som en effekt av den ändrade räknemetoden. Jämförs årsmedelvärden för perioden 1971-80 med motsvarande värden 1981-94 kan man konstatera att totalvolymen för den förstnämnda perioden minskat, vilket till stor del beror på att ett särskilt högt kiselalgsmaximum registrerades en enda gång, nämligen 1978. Detta enda år förhöjde alltså medelvärdet för hela periodens (1971-80) biomassa (fig. 14). Efter 1988 har inga stora vårmaxima registrerats vilket beror på att vattentemperaturerna vid majprovtagningarna redan varit så höga (ca 7°) att vattenmassan börjat skiktas. Tidigare registrerade större kiselalgsutvecklingar har inträffat när vattnet varit ca 5°. Ofta var således kiselalgsutvecklingen i sjön på avtagande när majprovtagningen äger rum och kunskapen om den viktiga tidiga våren uteblir därmed.

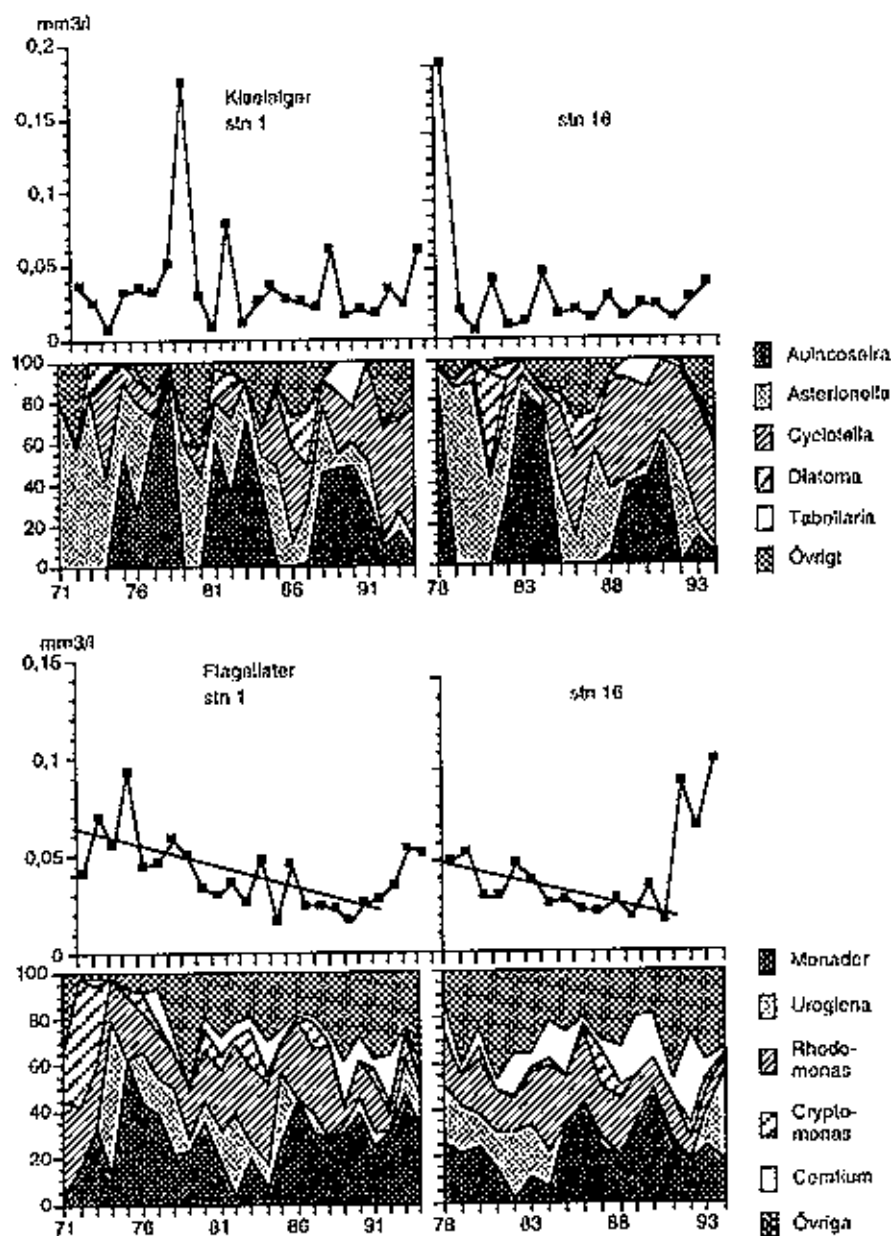


Figur 14. Variation hos dominerande växtplanktongrupper (volym, medelvärden) under två tidsperioder under perioden maj-oktober vid stationerna 1 (Edeskvarnaån NV) och 16B (Jungfrun NV). Observera att skalan för Jungfrun NV skiljer sig från de övriga.

Diskussion

Växtplankton i Vättern har under här beskriven mätperiod 1981-94 inte genomgått några signifikanta förändringar. Ett icke-parametriskt test (Spearmans rank test) har gjorts på säsongsmedelvärden av de två dominerande alggrupperna kiselalger och flagellater samt på totalbiomassan på stn. 1 för hela perioden 1971-94. Resultaten visar att variationen mellan åren av totalbiomassan och kiselalgernas biomassa var slumpmässig och utan trend. För flagellaterna erhålls en signifikant ökning från 1992, vilken dock inte kan säkerställas med tanke på att det ovan anförda metodbytet påverkar biomassan för många arter inom detta algkomplex där många utvecklas endast sommartid (t.ex. *Uroglena* och *Ceratium*) (fig. 15).

På grund av sin höga fetthalt är kiselalgerna synnerligen lämplig föda för evertebrater, och sambandet mellan bottenfaunans utveckling och sedimenterade kiselalger har tidigare dokumenterats i Vänern (Johnson & Wiederholm 1992). Eftersom kiselalgernas årsmaximum infaller under en period när djurplankton ännu inte byggt upp stora populationer får de så stor betydelse för bottenlevande djur.



Figur 15. Utveckling av olika kiselalger och flagellater (volym och procentuell fördelning) vid stationerna Edeskvarnaån NV och Jungfrun NV. Regressionslinjen för flagellater avser 1971-91; r^2 0,5 för båda stationerna.

De mellanårsvariationer som hittills iakttagits när det gäller släktena *Asterionella* och *Aulacoseira* som båda präglar vårutvecklingen kan med hittillsvarande provtagningsmönster inte förklaras (fig. 15). *Aulacoseira* som är tung och starkt förkislad sjunker snabbare till botten och blir då tillgänglig föda åt där befintliga djur. *Asterionella* däremot mineraliseras i långt högre grad i vattenmassan. Den är mycket mottaglig för parasitangrepp som medverkar till en snabb mineralisering. Övriga kiselalger vars utveckling illustreras i figuren är sådana som har sin huvudsakliga utvecklingsperiod på sommaren. Sedan mitten av 1980-talet har då andelen små *Cyclotella*-arter ökat i sjön, arter som är utmärkt föda åt växtätande djurplankton.

Bland flagellaterna var det särskilt utvecklingen av *Uroglena* som höjde biomassan vissa år. Under varma perioder på högsommaren kan den utvecklas i stora mängder, medan den under blåsiga år inte tillväxer lika starkt utan konkurreras ut av andra mer snabbväxande arter. Riktigt kraftiga blomningar av *Uroglena* kan orsaka stora problem för råvattentäkter genom att det ger en transmak åt färskvatten men också av estetiska skäl, eftersom vattnet färgas brunrött (Willén m.fl. 1995). Kvoten chrysofyceer och cryptofyceer i förhållande till totalbiomassan ger ingen ytterligare detaljinformation om förskjutningar mellan flagellatgrupper (fig. 16).

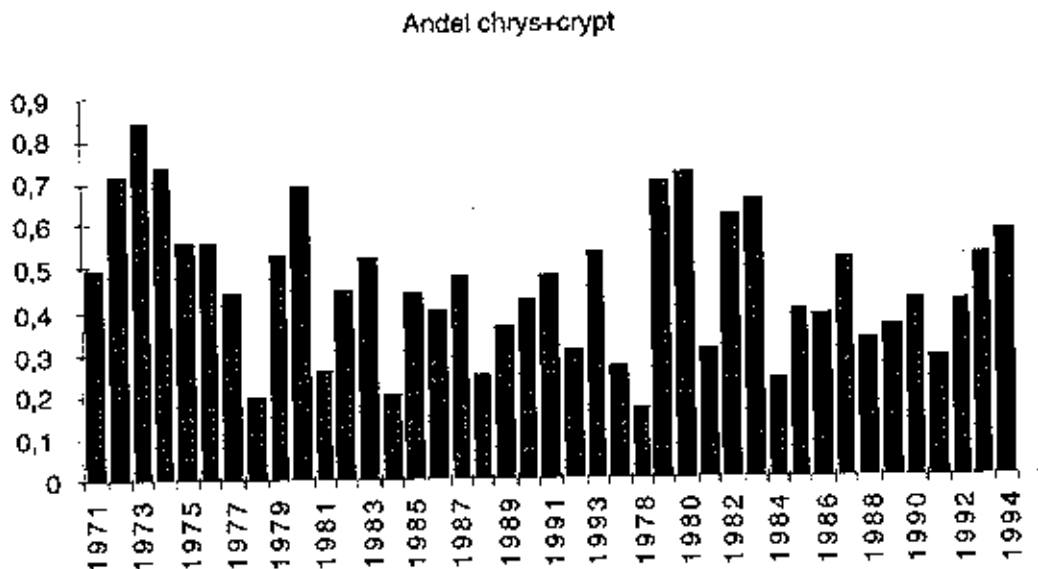


Fig. 16. Kvoten chrysofyceer+cryptofyceer/totalvolym. Årsmedelvärden på stn. 1, Edeskvarnaån NV för perioden 1971-94.

Slutsatser

Hittills har utvecklingen av växtplankton i Vättern endast visat små biomasseförskjutningar mellan olika alggrupper. Några statistiskt säkerställda förändringar tolkade från stn. 1 kan inte fastläggas vare sig när det gäller totalvolymen eller volymen av de dominerande alggrupperna kiselalger och flagellater. Den bedömningen tar också hänsyn till metodförändringar som införts under den långa period undersökningarna ägt rum. Däremot har förhållandet mellan årsmedelbiomassorna under undersökta 5-års perioder minskat, vilket antyder att en större mellanårlig stabilitet i algutvecklingen är på väg.

Många arter i ett oligotroft system av den karaktär som Vättern har är mycket snabbväxande. Därför kan också snabbt förändringar uppkomma även om de är av kortsiktig karaktär. Exempel på sådana besvärande algutvecklingar har givits flera år. Särskild bevakning bör hållas över kiselalgerna på våren och högsommarens flagellatutveckling, inklusive de större grönalger som då också uppträder (t.ex. utvecklingar av *Botryococcus*). Planktiska organismer har stor betydelse för dricksvattnets kvalitet och klagomål från konsumenter förekommer då och då i Vätterområdet.

En första åtgärd när det gäller provtagningsintensitet är att säkerställa att vårutvecklingen beläggs, eftersom det också är årets produktionsmaximum. Sommarperioden juli och augusti är närmast betydelsefull. I en sjö av Vätterns storhet, både areellt och som naturskyddat objekt, är en lokal kanske centralt placerad för litet i miljöövervakningssammanhang. Mycket kan hända som förändrar växtplanktons sammansättning på ett för ekosystemet oönskat sätt, särskilt med influenser från de södra mest belastande tillrinningsområdena. Edeskvarnaån NV var den lokal som snabbast reagerade på sådana förändringar, medan avsevärd tid kan förflyta innan några tecken spåras på Jungfrun NV. Om så skulle vara fallet så är det troligt att större delen av sjön också visar en påverkan.

Således rekommenderas i första hand att:

1. fortsatt provtagning av växtplankton på stn. 1 och 16B sker månadsvis under vegetationsperioden med början i slutet av april. Nuvarande provnivå behålles dvs. 0-25 m eller alternativt 0-20 m.
i andra hand att:

2. provtagning av växtplankton på stn. 1 och 16B med fyra gånger per år, med start ca 20 dagar in i april, en i mitten av maj, en i mitten av juli och en i mitten av augusti. Provnivåer enligt 1.

DJURPLANKTON

Gunnar Persson

Provtagningar och analysmetodik

Kvantitativa djurplanktonundersökningar har bedrivits inom Vätterns miljöövervakningsprogram sedan 1978. Då inleddes provtagningar på station 16b, Jungfrun NV. Det första året togs månatliga prov april-oktober och därefter har prov tagits årligen i augusti. Provnivåerna är 0-10 m, 10-20 m, 20-40 m och 40-60 m.

Proven har tagits med en s.k. Clarke-Bumpushåv som har apparatur som anger genomströmmande vattenvolym och som dras inom bestämda djupintervall och därefter stängs. Små djur (rotatorier och nyfödda hoppkräftor) insamlas med vattenhämtare i samma djupintervall. Efter räkning av djuren i proven beräknas individtätheten i sjön.

Proceduren är standardiserad enligt BIN PRO 06 (Naturvårdsverket 1986b).

Tidigare undersökningar med samma metod genomfördes i september 1969 (Dottne-Lindgren & Persson 1970). I juli 1962 togs djurplanktonprov med vattenhämtare i Vatteninspektionens regi (redovisat i Dottne-Lindgren och Persson 1970). Förekomsten av olika arter i prov tagna med håv har redovisats av Stålberg 1939 och Pejler 1965

Den provtagningsserie som nu redovisas har sammanställts av data från alla prov som tagits i mitten av augusti 1978-1994.

År 1979 saknas prov tagna med vattenhämtare varför endast de större kräftdjurens täthet kan redovisas.

Djurplanktonsamhällets arter

Totalt har 39 taxa identifierats vid augustiprovtagningarna i sjön. Pejler (1965) anger 27 arter i juli 1959 och 1960.

Tabell 28. Dominerande arter och släkten av djurplankton i Vättern. Taxa är rangordnade efter förekomst under perioden 1981-1994.

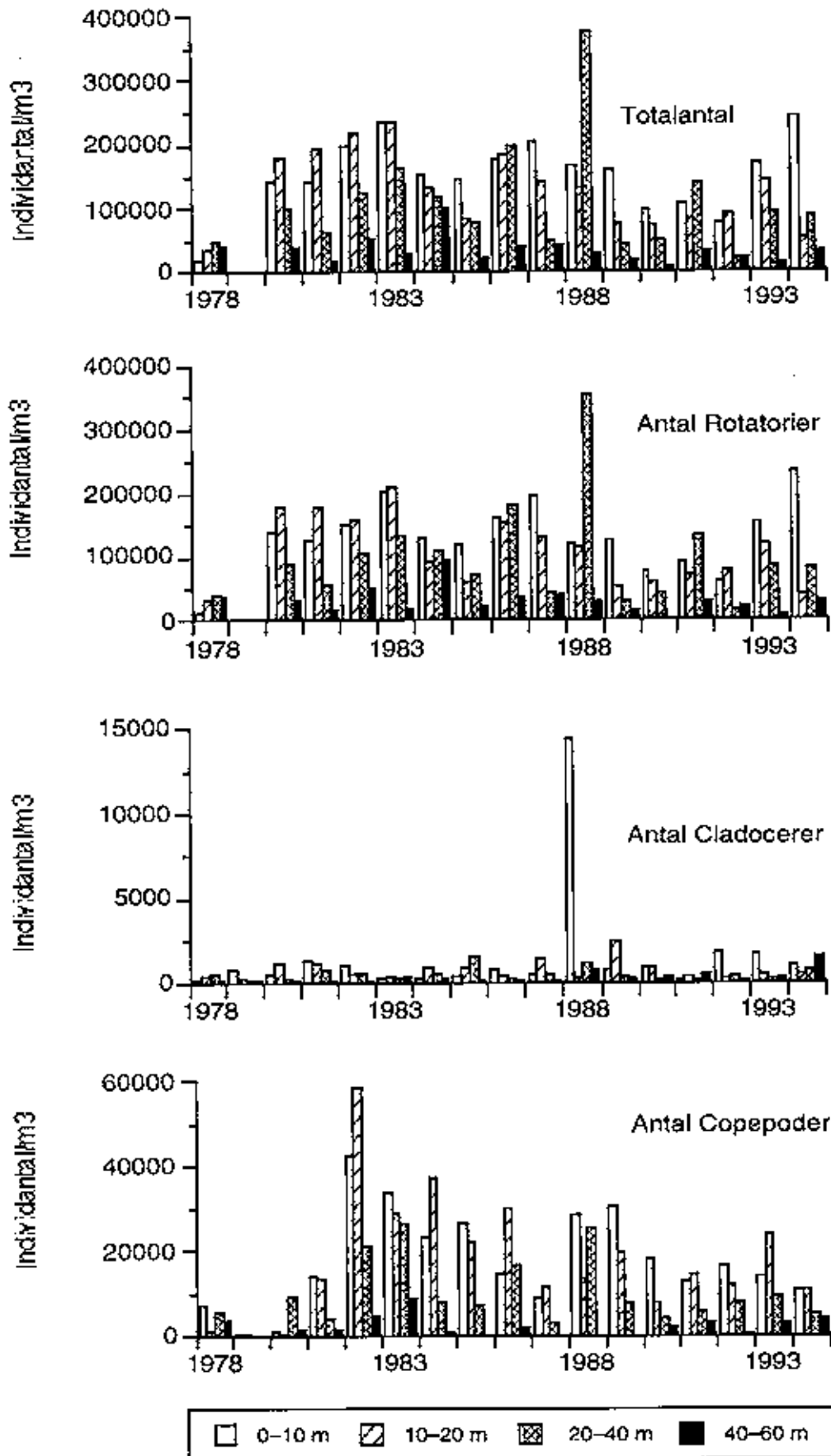
Rotatorier	Cladocerer	Copepoder
<i>Polyarthra vulgaris</i>	<i>Eubosmina coregoni</i>	<i>Cyclops strenuus</i>
<i>Kellicottia longispina</i>	<i>Daphnia cristata</i>	<i>Cyclops</i> spp.
<i>Keratella cochlearis</i> f. <i>typica</i>	<i>Daphnia longispina</i> f. <i>galeata</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>
<i>Conochilus unicornis</i>	<i>Limnospida frontosa</i>	<i>Limnocalanus macrurus</i>
<i>Gastropus stylifer</i>	<i>Leptodora kindti</i>	<i>Eurytemora lacustris</i>
<i>Polyarthra remata</i>	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Heterocope appendiculata</i>
<i>Synchaeta</i> spp.	<i>Holopedium gibberum</i>	
<i>Keratella quadrata</i>		
<i>Collotheca</i> spp.		
<i>Gastropus</i> sp.		

I tabell 28 har 23 viktiga arter i sjön förtecknats ordnade efter frekvens i proven. Sjön skulle kunna karaktäriseras som en *Kellicottia-Daphnia cristata-Cyclops*-sjö vilket tillsammans pekar på en låg produktionsnivå. Detta framgår också av att inga indikatorarter för högre produktivitet finns med i djurplanktonsamhället. Däremot finns 6 arter som används för att indikera låg produktionsnivå. Både bland hinnkräftor (*Cladocera*) och hoppkräftor (*Copepoda*) finns flera förhållandevis storvuxna arter. Deras individtäthet var visserligen låg (1-10/100 l vatten), men det är uppenbart att populationerna var livskraftiga trots fiskpredationen i sjön.

Ingen av arterna är sällsynt eller unik för sjön, det är dock sällan man ser de tre stora hoppkräftorna *Limnocalanus*, *Eurytemora* och *Heterocope* förekomma tillsammans i så pass starka populationer.

Populationernas vertikalfördelning

De flesta planktondjur har tillräckligt stor rörelseförmåga för att uppsöka ett önskat djup eller företa vertikalkvandringar under dygnet. Generellt kan deras uppehållsnivå bestämmas av undervattensljus, maximal algproduktion och fiskpredation. I det klara Vätternvattnet samverkar dessa faktorer så att djurens populationsmaxima ofta ligger djupare än 10 m vid provtagningarna. På djup större än 40 m var de mindre djurens (rotatorier, nyfödda copepoder) individtäthet knappast högre än 1/5-1/10 av tätheten i det optimala skiktet (fig. 17). De större djurens vertikalfördelning framgår främst av cladocererna som har ett mindre uttalat optimumskikt och ibland relativt höga individtätheter i botten-skiktet. Att copepodernas vertikalfördelning får det utseende som figuren visar beror, som nämnts, på att ungdomsstadierna lever närmare ytan än de äldre djuren.



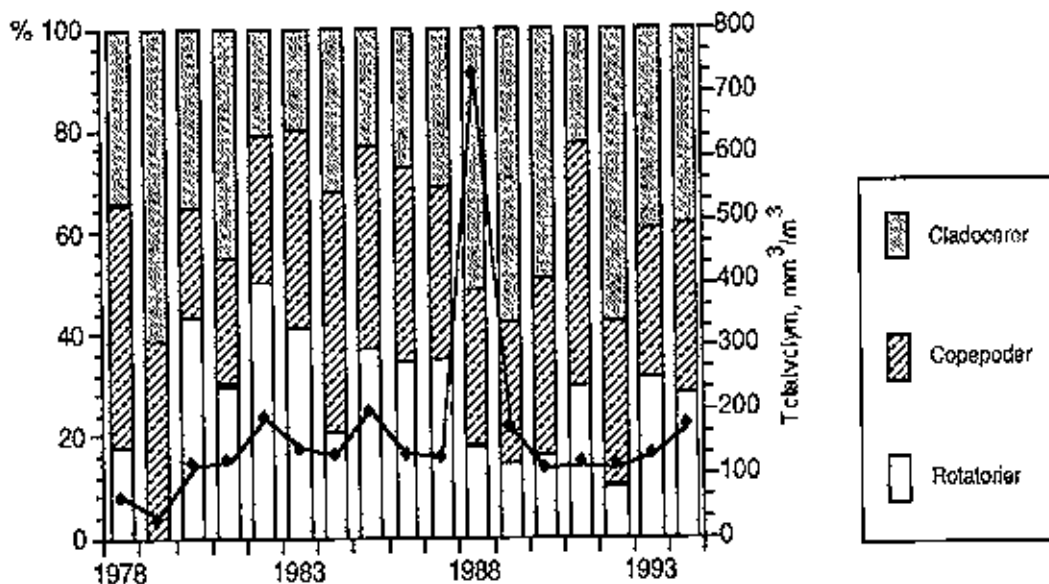
Figur 17. Variation hos zooplankton (totalantal och grupper) på stn 16B (Edeskvarnaån NV).

Bland de äldre undersökningarna visar framför allt den som gjordes av vatteninspektionen med god vertikalupplösning hur djuren fördelar sig vid lugnt väder under sommaren. Kräftdjuren, speciellt cladocererna har då sin högsta individtäthet i skiktet över 10 m djup.

Undersökningen 1969 gjordes under, och efter, en storm och visar å andra sidan hur djuren vid starka vattenrörelser i sjön inte kan motverka strömsättningen utan får fördelningsmönster som kan avvika från deras optimala. Situationer med jämna vertikalfördelningar eller med högre individtätheter mot botten i figur 17 bör bedömas med de ofta mycket starka strömsättningarna i Vättern i åtanke.

Mellanårsvariation och förändringar under undersökningsperioden

Om man ser till mellanårsvariationen som den beskrivs i figur 18 var skillnaderna i regel små mellan på varandra följande år.



Figur 18. Variation hos zooplankton (medelvärden för 0-60. linje = totalvolym och som staplar relativ fördelning på grupper.

Augustiprovtagningen 1988 tilldrar sig dock omedelbart intresse på grund av sitt avvikande mönster. Den maximala individtätheten i skiktet 20–40 m härrör från en ansamling av *Kellicottia longispina* med en medelindividtäthet på 350 ind/l. Detta är klart avvikande och blir än mer speciellt när man beaktar den samtidiga ansamlingen av cladoceren *Daphnia cristata* i skiktet 0–10 m. Man har därför

anledning att ifrågasätta just detta provs representativitet för något större område eller längre tidsperiod.

Bland övriga prov finns också några med måttligt avvikande vertikalfördelning, framför allt genom något utjämnade vertikalfördelningar eller höga individtätheter i bottenvattnet. Om man antar att dessa fördelningar utjämnats av vattenrörelser kan det vara bäst att jämföra mellanårsvariationen på det sätt som framgår av figur 18 där medelvärden för hela vattenpelaren, från yta till botten, används.

En omräkning till biovolym har också gjorts, vilken reducerar inflytandet av de mer dynamiskt föränderliga små djuren som rotatorier och nyfödda copepoder. Figuren visar att skillnaderna mellan augustibiomassorna enskilda år snarast var mindre än vad man skulle förvänta (augusti 1988 utgår ur denna bedömning). Det finns vidare anledning att införa en ungefärlig korrektion för bortfallet av smådjur år 1979, vilket skulle kunna lyfta totalbiomassan med ca 1/3 och ge en biomassa som i likhet med 1978 var något lägre än de övriga augustiproven. Av figur 18 framgår också att medan totalbiomassan varit relativt konstant, har rotatoriernas andel av biomassan varit högre de år i mitten av 1980-talet då cladocerernas andel varit låg. Under år med stor andel cladocerer har andelen rotatorier ofta varit mindre. Teoretiskt kan detta passa in i ett mönster, där de dynamiska rotatorierna snabbt exploaterar en födotillgång som inte fullt ut kan utnyttjas av cladocererna med sina längre generationstider.

I relation till tidigare kvantitativa uppgifter om djurplanktonbestånden i Vättern ligger de nutida biomassorna något lägre än vad som uppmättes både 1962 och 1969. Båda dessa år var biomassorna något högre än år 1985. Man måste dock beakta att de dåtida biomasseuppgifterna härrör från djupskiktet 0–25 m och de nutida från 0–60 m.

Det är givetvis svårt att finna en korrektionsfaktor för detta, men en halvering av de äldre biomassorna är inte orimlig. De dåtida biomassorna skulle då ligga i nivå med de nutida eller möjligen vara något lägre. För en mer exakt jämförelse krävs en omräkning av de omfattande grundmaterialen, samt att man dessutom försöker korrigera för att proven tagits i juli respektive september.

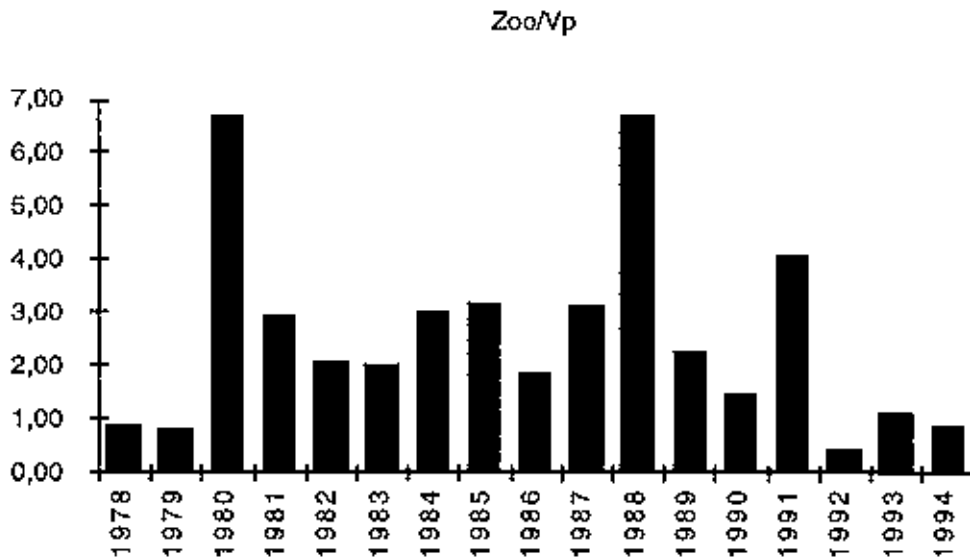
En översikt över djurplanktons individtätheter och biomassor fördelade på femårsperioder ges i tabell 29.

Tabell 29. Individtäthet och biovolym av de tre huvudgrupperna av zooplankton i skiktet 0-60 m på stationen Jungfrun NV. Värdena är baserade på en augustiprovtagning per år från 1978. Mätperioden 1981-94 anges särskilt.

	Periodmedelvärden				Mätperioden 1981-94		
	1978-80	1981-85	1986-90	1991-94	Medel	Max.	Min.
Individtäthet (ind./m ³)							
Rotatorier	47741	105600	99500	78208	95595	354000	4667
Cladocerer	359	598	1349	676	888	14399	31
Copepoder							
aduller	98	108	277	123	173	3422	8
copepoditer	344	690	1091	728	844	7768	19
Biovolym (mm ³ /m ³)							
Totalt	80,6	155,13	253,95	151,96	189,52	2542,46	13,54
Rotatorier	20,25	57,49	52,19	33,51	48,74	431,47	0,63
Cladocerer	37,82	41,89	121,68	71,44	78,83	1322,43	2,09
Copepoder	22,53	55,75	80,08	47,01	61,94	788,56	7,01

Djurplankton- i relation till växtplanktonmängder

Man brukar ibland använda kvoten mellan djurplanktons och växtplanktons bioolymer för att karaktärisera planktonsamhället. Detta kan i Vättern endast göras för augustiprovtagningarna och ger värden enligt figur 19. De flesta kvoterna ligger här mellan 0,5 och 3 för enskilda år. Vanligtvis använder man somarmedelvärden då man karaktäriserar planktonbestånden på detta sätt, och kvoter på 0,5 är då karaktäristiska för högproduktiva förhållanden och kvoter på 3 för extremt lågproduktiva förhållanden. För enstaka provtagningar i augusti gäller givetvis inte dessa normer utan kvoterna ger mer en känsla av eventuella anomalier i provtagningsresultaten. Man kan här se att den extremt låga växtplanktonbiomassan i augusti 1980 var avvikande och att den extremt höga djurplanktonbiomassan i augusti 1988 var klart avvikande (tidigare berört). Man kan vidare se indikationer på att den nya räknemetodiken efter 1992 ger högre växtplanktonbiomassor och därmed lägre djur/växtplanktonkvoter (figur 19).



Figur 19. Förhållandet mellan och zooplanktons och växtplanktons biomassor (mm^3/l) i august i 1978-94 vid stn 16B (Jungfrun NV).

Förslag

Djurplanktonprovtagningarna i sin nuvarande utformning kan användas för att karakterisera sjön i enlighet med vad som gjorts ovan, men det är svårt att uttala sig om sommaren som helhet. Om en stor population föreligger i augusti har den dock med all sannolikhet grundlagts redan i juni. En framtida utökad provtagning i tiden är önskvärd framför allt om relationer till andra komponenter i näringsväven ska kunna göras. Resultat av ekointegrering av pelagial fisk bör sammanvägas med resultat av zooplanktonbeståndet under sommaren.

Följande förslag till provtagningsnivåer för zooplankton kan övervägas:

1. Provtagningsnivåer enligt hittillsvarande mall
2. Provtagningsnivåer nämligen 0-10, 10-20 och 20-40 m.

I förslag 1 möjliggörs samma detaljupplösning som hittills, i förslag 2 likriktas nivåerna med dem som valts för Vänern. I detta skikt finns också merparten av organismerna.

BOTTENFAUNA

Richard K. Johnson

I denna rapportering sammanfattas 19 års övervakning av djursamhällena på mjukbottenarna i Vättern.

Bottenfaunans utbredning har även studerats tidigare (Ekman 1915, Grimås 1969, Wiederholm 1974a).

Undersökningar i början av 1970-talet omfattade den rumslig variation i sjön, och dessa studier lade grunden för de fortlöpande övervakningsprogram som startade 1977 (Wiederholm 1974a,b).

Tidsförändringar i bottenfaunan har tidigare beskrivits av Persson et al. (1989) och Johnson och Wiederholm (1990). De senare visade att mellanårsvariationen i bottenfaunans individtäthet i Mälaren, Vänern och Vättern var korrelerad och föreslog att storskaliga processer styr bottenfaunans sammansättning och numerär. Johnson & Wiederholm (1992) föreslog att vårens blomning av växtplankton och särskilt kiselalger i Vänern var av betydelse för följande års individtäthet och tillväxt av amfipoden *M. affinis*.

Utvecklingen av bottenfaunan har följts på fyra stationer (se Bottenfaunaprovtagning och analys) som alla utom en (stn 8, Hjo) ligger på typiska ackumulationsbottenar på stora djup.

Provtagningar och analysmetodik

Under vår (maj) och sensommar (augusti) har bottenfaunaprover tagits på fyra stationer i Vättern (tabell 30 och figur 4).

Tabell 30. Provtagningsplatser och -perioder för bottenfauna.

Station	Namn	Provtagna djup m	Tidsperiod
5	Visingsö SV	104-115	1971-72, 1977-95
8	Hjo	30-38	1971-72, 1977-95
9	Omberg	60-106	1971-72, 1977-95
14	Aspön	43-99	1971-72, 1984-95

På varje station har nio prover tagits med Ekmanhämtare (yta 246 cm²). Proverna har sällats genom ett 0,6 mm såll och konserverats i fält med etanol. Proverna har sorterats på laboratoriet under stereomikroskop. Därefter har artbestämning och vägning av djuren ägt rum. Biomassan har mätts som våtvikt av konserverade djur med en noggrannhet av 0,1 mg. Delproverna har hållits separerade från varandra. Parametriska statistiska tester (ANOVA och Scheffe's test) har gjorts på log₁₀-

transformerade data och icke-parametriska tester (Spearman rank och Kendall's tau) har gjorts på ej transformerade data.

Bottenfaunans sammansättning

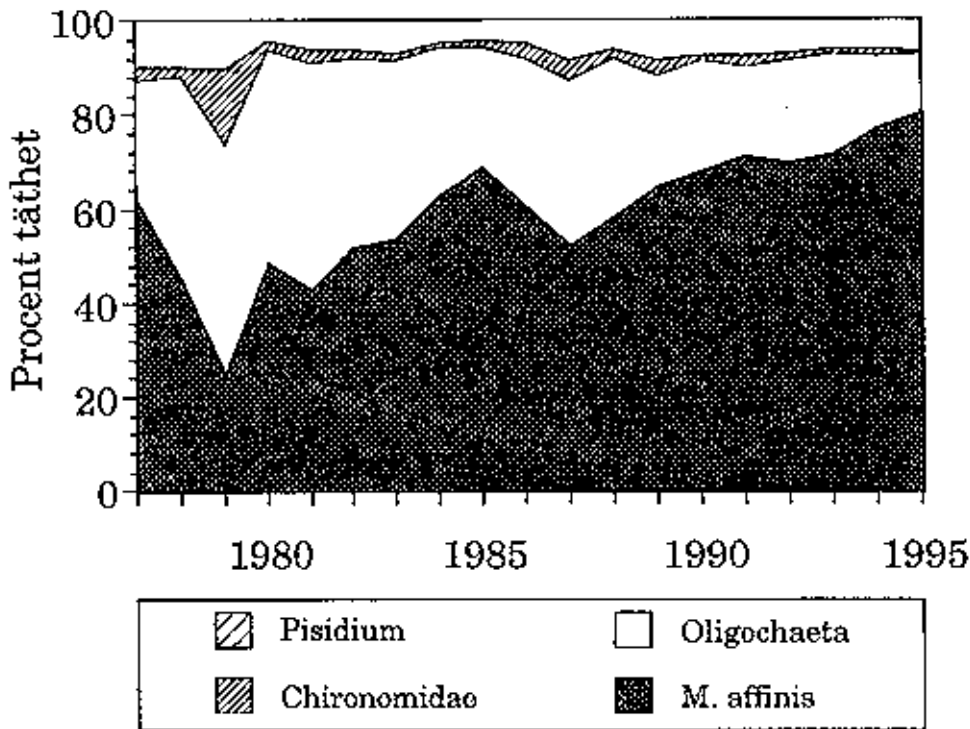
Den makroskopiska bottenfaunan i Vätterns profundal är både art- och individfattig, vilket tyder på näringsfattiga förhållanden (tab. 31 och 32).

Tabell 32. Bottenfaunans individtätthet (ind/m²) på fyra stationer i Vättern 1977 - 1995 (medelvärden \pm 1 standard error).

Station	Månad	<i>Pisidium</i>	Oligochaeta	<i>M. affinis</i>	Chironomidae
Visingsö SV	maj	30 \pm 4	2387 \pm 124	1085 \pm 73	175 \pm 15
	augusti	19 \pm 3	2090 \pm 97	1560 \pm 117	31 \pm 3
Hjo	maj	162 \pm 13	98 \pm 7	1128 \pm 54	177 \pm 13
	augusti	173 \pm 11	68 \pm 5	1661 \pm 64	60 \pm 7
Omberg	maj	13 \pm 2	936 \pm 65	1422 \pm 78	183 \pm 13
	augusti	17 \pm 2	820 \pm 60	2479 \pm 139	61 \pm 6
St. Aspön SO	maj	11 \pm 3	521 \pm 40	972 \pm 62	118 \pm 11
	augusti	9 \pm 3	438 \pm 37	1630 \pm 115	38 \pm 6

Antalmässigt dominerar faunan av amfipoden *Monoporeia affinis* Lindström, som utgjort i medeltal 68 % av den totala tätheten. Från mitten av 1980-talet har *M. affinis* ökat i förhållande till andra grupper. År 1995 utgjorde *M. affinis* sålunda mellan 70 % (Stn 5) och 90 % (Stn 14) av den totala individtättheten. Efter *M. affinis* var oligochaeter (glattmaskar) den viktigaste gruppen i bottenfaunan i Vättern, men variationen var stor mellan stationerna. Vid station 8 utgjorde oligochaeterna sålunda bara ca 3 % av den totala individtättheten medan den vid station 5 utgjorde 56 %. Amfipoderna och oligochaeterna motsvarar tillsammans ca 93 % av den totala individtättheten i Vättern. Andra grupper som t.ex. ärtmusslor (*Pisidium* spp. 2,4 %) och larver av fjädermyggor (fam. Chironomidae 1,8 %) var av mycket mindre betydelse i denna näringsfattiga och djupa sjö (figur 20).

Bland de stora crustaceerna var *M. affinis* som nämnts den helt dominerande arten, men ett antal andra glacialrelikter förekommer också i Vättern: *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* och *Saduria entomon*. Förekomsten av dessa taxa har däremot varit sporadisk under åren (enbart enstaka exemplar har oftast påträffats) och detta tillsammans med deras relativt låga abundans gör förekomsten svår att kvantifiera.



Figur 20. Relativ individtäthet av de fyra vanligaste arterna eller djurgrupperna på fyra stationer 1977 - 1995.

Variationen mellan stationer

Bottenfaunans individtäthet varierade mellan 1800 ± 50 ind/m² vid Hjo (stn 8) och 3600 ± 115 ind/m² vid Visingsö (Stn 5) (medelvärde \pm 1 SE). Signifikanta skillnader mellan stationerna noterades för den totala individtätheten och för individtäthet och biomassa av de fyra viktigaste arterna eller djurgrupperna (*Pisidium*, *Oligochaeta*, *M. affinis* och *Chironomidae*). Scheffés kontrasttest visade att stationen Visingsö (Stn 5) hade högre individtäthet totalt sett samt av *Pisidium*, och *M. affinis* jämfört med de tre andra stationerna. Stationerna 8 och 14 hade däremot lägre individtäthet än både 5 och 9, tab. 32).

Alla taxa utom ett (*Pisidium*) visade även signifikanta skillnader i individtäthet mellan maj- och augustiprovtagningarna (tabell 32). *Oligochaeta* ($p = 0,029$) och chironomider ($p < 0,0001$) visade lägre individtäthet i augusti än i maj, medan individtätheten av *M. affinis* var högre i augusti än i maj ($p = 0,005$). Säsongskillnaderna torde bero på livscyklerna hos dessa taxa. Både oligochaeter och fjädermyggor har sin reproduktionstid under sommarhalvåret, men sällstorleken vid

provtagningen underskattar förmodligen populationstätheten av de små individerna. *M. affinis* däremot har sin reproduktionstid under hösten. Årsungar lämnar marsupiet på modern i månadsskiftet mars/april och är då ca 2 mm långa. Den högsta individtätheten bör därmed påträffas under majprovtagning, men även här medför sållets relativt grova maskor att en stor del av årets kull förloras. Wiederholm (1978) fann t.ex. att tätheten (i Vänern) vid majprovtagning var högre än augusti när en mindre maskstorlek användes (0,3 mm).

Stationerna 8 och 14 hade också lägre biomassa jämfört med 5 och 9, tab. 33.

M. affinis biomassa visade relativt låg variation mellan stationerna (från $3,3 \pm 0,43$ g/m² på stn. 5 till $5,1 \pm 0,61$ g/m² på stn. 9). Biomassan av glattmaskar varierade däremot relativt mycket mellan stationerna. Station 5 hade relativt hög biomassa ($5,9$ g/m² i både maj och augusti) jämfört med station 9, station 14 ($1 - 2,5$ g/m²) och station 8 (ca $0,1$ g/m²).

Tabell 33. Bottenfaunans biomassa (g våtvikt/m²) på fyra stationer i Vättern 1977 - 1995 (medelvärden ± 1 standard error).

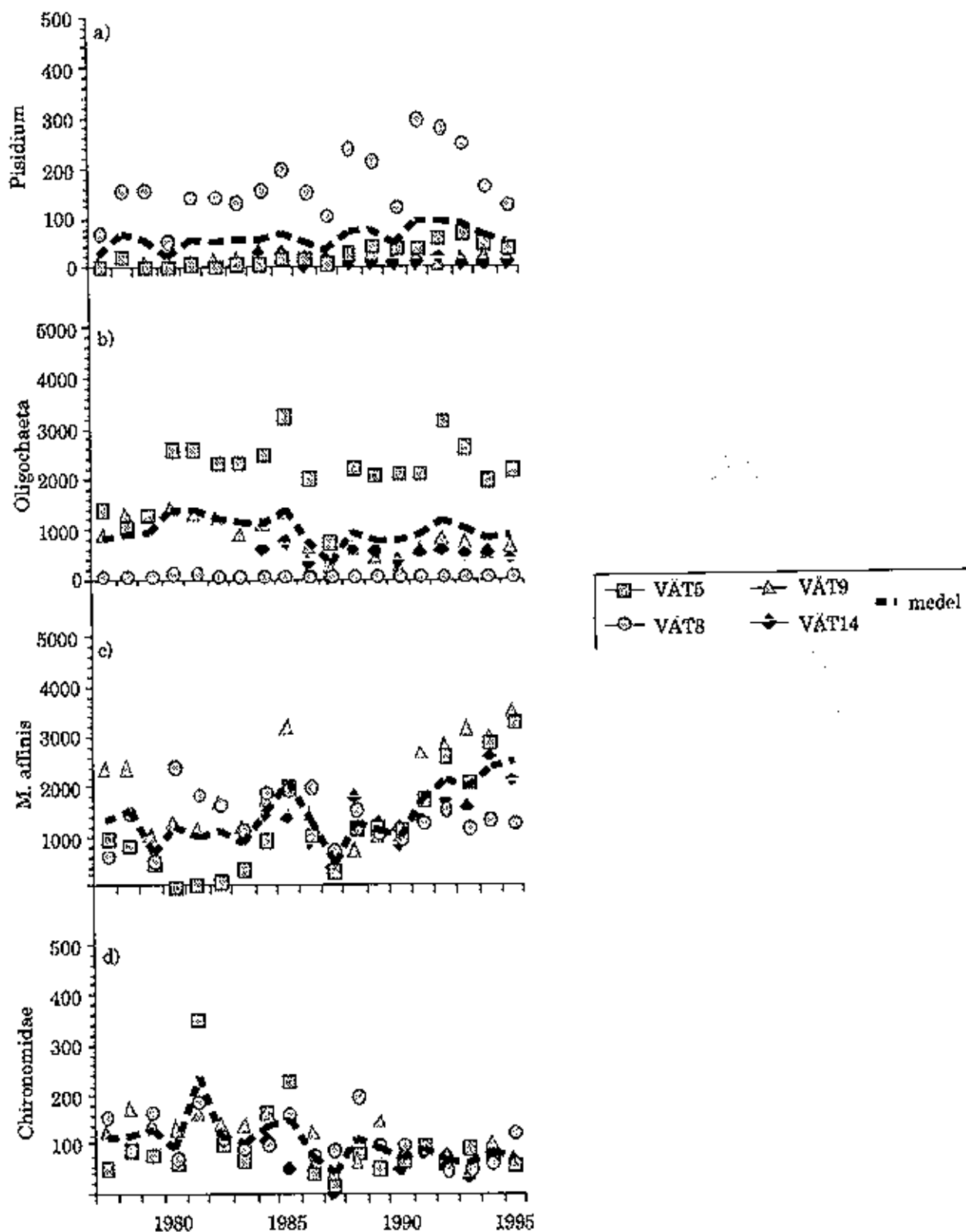
Station	Månad	Platidium	Oligochaeta	<i>M. affinis</i>	Chironomidae
Visingsö SV	maj	$0,019 \pm 0,004$	$5,9 \pm 0,53$	$3,0 \pm 0,56$	$0,22 \pm 0,04$
	augusti	$0,013 \pm 0,004$	$5,9 \pm 0,38$	$3,6 \pm 0,66$	$0,05 \pm 0,007$
Hjo	maj	$0,116 \pm 0,022$	$0,11 \pm 0,017$	$3,3 \pm 0,43$	$0,17 \pm 0,017$
	augusti	$0,123 \pm 0,016$	$0,09 \pm 0,012$	$5,4 \pm 0,51$	$0,09 \pm 0,014$
Omberg	maj	$0,009 \pm 0,002$	$2,45 \pm 0,324$	$3,7 \pm 0,56$	$0,19 \pm 0,024$
	augusti	$0,011 \pm 0,002$	$2,28 \pm 0,0,34$	$6,4 \pm 1,0$	$0,09 \pm 0,015$
St. Aspön SO	maj	$0,008 \pm 0,002$	$1,46 \pm 0,19$	$3,1 \pm 0,34$	$0,115 \pm 0,019$
	augusti	$0,007 \pm 0,002$	$1,2 \pm 0,11$	$5,2 \pm 0,43$	$0,057 \pm 0,008$

Förklaringen till den låga individtätheten och biomassan vid Hjo (Stn 8) beror på det ringa djupet (30-38 m) och rådande sedimentförhållanden. Enligt Norrman (1964) utgörs sedimenten i detta område av glacifluviala finsediment med grus och sten. Stationerna 5, 9 och 14 är djupare med lergyttja som dominerande bottenmaterial. Den relativt högre individtätheten och biomassan vid Visingsö (Stn 5) kan sannolikt hänföras till en rikligare sedimentdeposition och högre organiskt halt i sedimenten jämfört med de andra stationerna (jfr Wiederholm 1974).

Mellanårsvariation

Tre av de fyra vanligaste taxa visade relativt små mellanårsvariationer i individtäthet mellan 1977 och 1995 (figur 21). För *M. affinis* noterades dock ett relativt stor mellanårsvariation, och som redan nämnt har en

markant ökning noterats under senare år. Populationssvängningarna hos *Pisidium*, och *M. affinis* var signifikant korrelerade mellan stationer och år.



Figur 21. Individtäthet (ind/m²) av de fyra vanligaste arterna eller djurgrupperna 1977 - 1995. Årsmedelvärden (maj och augusti) samt medelvärden för fyra stationer (streckade linjen).

Mellanårsvariationen i individtäthet hos *Pisidium* var korrelerad mellan stn. 5 och stn. 8, den hos *Oligochaeta* mellan stn. 5 och stn. 14 och den hos *M. affinis* mellan både stn. 5 och 9 och mellan 5 och 14.

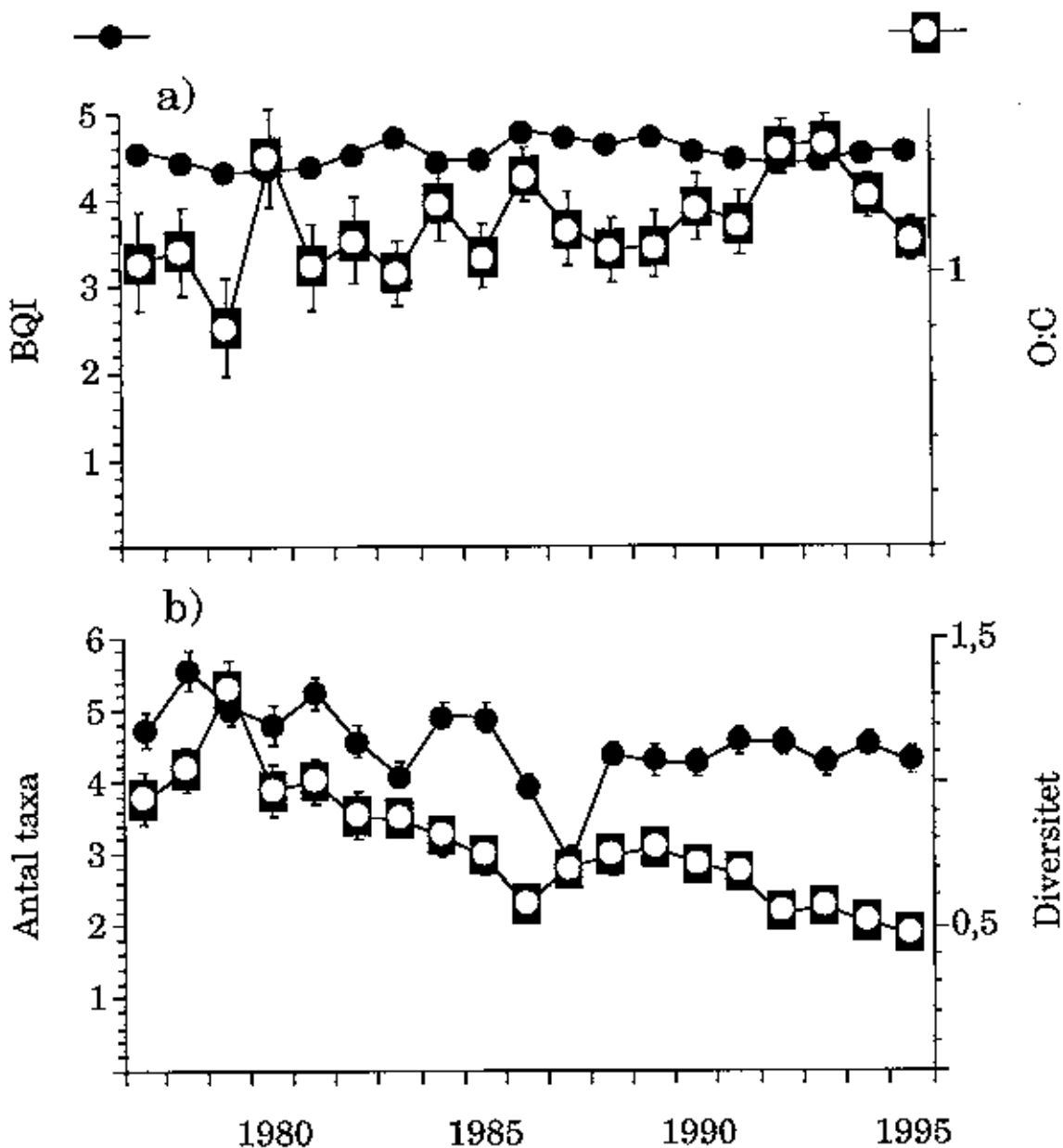
M. affinis visade en signifikant ökning i individtäthet under perioden 1977 - 1995 medan abundansen av gruppen Chironomidae signifikant minskade. Under de senaste 5 åren har individtätheten av *M. affinis* ökat särskilt markant – från 1000 ind/m² under 1990 till 2500 ind/m² under 1995, medan inga signifikanta trender har noterats för individtätheten *Pisidium*, *Oligochaeta* och Chironomidae. Höga tätheter av *Monoporeia* har i andra sammanhang visat en omvänd korrelation med tätheten sedimentbundna chironomider.

Biotiska index, artrikedom och diversitetsindex

Faunan i Vättern kan även klassificeras med olika typer av index (Fakta Biotiska index). I Vättern var *Paracladopelma obscura* och *Heterotrissocladius subpilosus* de två vanligaste chironomidarterna på alla de här redovisade fyra stationerna. Dessa arter indikerar näringsfattiga förehållanden och ger därmed ett högt s k BQI-index (mellan 4 och 5, medel för alla fyra stationerna var $4,52 \pm 0,01$), (fig. 22). Index ligger därmed i samma nivå som man finner i fjällsjöar och i t.ex. Väneren och betydligt högre än i näringsrika sjöar som Mälaren och Hjälmarén. BQI varierade föga både mellan säsonger (medel i maj = $4,57 \pm 0,02$, från 4,36 vid stn. 5 till 4,74 vid stn. 8; medel i augusti = $4,43 \pm 0,02$, från 4,31 vid stn. 5 till 4,48 vid stn. 14) och stationer (från $4,34 \pm 0,02$ vid stn. 5 till $4,63 \pm 0,02$ vid stn. 8, medel för maj och augusti). Ingen signifikant tidstrend noterades.

O:C-kvoten är ett biotiskt index som är baserat på relationen mellan antalet glattmaskar (*Oligochaeta*) och antalet sedimentlevande fjädermyggor (Chironomidae). O:C-kvoten uttrycks i procent och näringsfattiga sjöar har ofta värden ~ 1 medan mer näringsrika sjöar ofta har värden som överstiger 10. Kvoten är dividerad med provtagningsdjupet för att normalisera för skillnader i födotillförsel till profundalen orsakad av pelagisk nedbrytning under det organiska materialets sedimentation.

O:C kvoten varierade mellan 0,9 (medel för maj och augusti på stn. 5 och stn. 9) och 1,6 (stn. 8), och som nämnts är dessa värden karaktäristiska för en näringsfattig sjö. O:C kvoten var något högre i augusti (medel för alla stationer = $1,21 \pm 0,02$) jämfört med maj ($0,97 \pm 0,02$). Tidserieanalys visade att O:C-kvoten har ökat svagt men signifikant under perioden 1977 till 1995 (fig. 22). Under slutet av 1970-talet noterades värden omkring 1 (t.ex. 0,90 under 1979), och något högre värden har noterats under slutet av 1990-talet (t.ex. 1,23–1,24 under 1992 och 1993).



Figur 22. Biotiska index (BQI, O:C kvot), antal taxa och artdiversitet (Shannon index) 1977 - 1995. Medelvärden för fyra stationer.

Även antalet arter och diversiteten uttryckt med diversitetsindex visade signifikanta förändringar över tidsperioden 1977-1995, fig. 22.

Medelantalet taxa var ~5 i slutet av 1970-talet och minskade till ~4 i mitten av 1990-talet. Skillnader i det sammanlagda antalet arter per station noterades också mellan stationer, från $3,5 \pm 0,11$ (stn. 14) till $5,1 \pm 0,09$ (stn. 8). Dessa skillnader i tid och mellan stationer beror bland annat på en minskning i förekomsten av stora crustaceer. Tre crustacé-taxa, *Mysis relicta*, *Gammaracanthus lacustris* och *Pallasea quadrispinosa*, var något vanligare fram till mitten av 1980-talet vid stationerna 5, 8 och 9, och ingen av dessa arter har förekommit i prover tagna vid Stn 9 sedan

1990. Artdiversitet visade en relativt kraftigt signifikant negativ trend. Denna trend beror delvis på den redan nämnda minskningen i antalet arter, men mest på den kraftigt ökande dominansen av *M. affinis* under tidsperioden.

Sammanfattning

Faunan i Vättern får sin speciella karaktär genom den rikliga förekomsten av glacialrelikter där de stora crustaceerna och särskilt *Monoporeia* är mest framträdande. Bottenfaunan utgörs allmänt av arter som uteslutande eller övervägande påträffas i näringsfattiga, syrgasrika och kalla vatten. De dominerande grupperna utgörs av organismer som genomgår hela sin livscykel i bottenarna dvs. glattmaskar, ärtmusslor och stora kräftdjur.

Mellanårsvariationen i bottenfaunans sammansättning var relativt liten. Variationskoefficienten (standardavvikelsen dividerat med medelvärdet), som kan betraktas som ett mått på samhällets stabilitet var 44 % för den totala individtäteten på alla fyra stationerna och alla år (min-max = 20-100 %). Dessa värden indikerar relativt små abundanssvängningar.

Den största förändringen i bottenfaunans individtätet konstaterades ha ägt rum fram till 1970 vid en jämförelse med förindustriella data (Ekman 1915, Wiederholm 1974b). Utanför Jönköping dominerade då glattmaskar, vilket indikerar en förorenad situation, och mellan åren 1966 och 1973 ökade glattmaskarna från 1000 till 4500 individer/m².

Under den senaste 19 års perioden har emellertid inga säkerställda förändringar konstaterats för denna grupp (medelantal = 2090-2387 individ/m²) på depositionsbottnar. Däremot har amfipodernas abundans ökat utanför Jönköping. Förändringarna i bottenfaunagruppernas täthetsvariationer i Vättern kan inte ges någon säker förklaring. Det troliga är att den ligger inom det normala långsiktiga fluktuationsintervallet som karakteriserar sjön. För bottenfaunans del bestäms fluktuationer bl.a. av födotillgång och minskad fiskpredation.

Förslag

Provtagningarna i sjön bör fortsätta enligt den mall som antagits för Vätern. Antalet lokaler täcker olika botten typer och sedimentationsförhållanden. Om antalet lokaler skall reduceras föreslås i första hand att den grunda stn. 8 vid Hjo utgår.

Fakta - Biotiska index

BQI är ett biologiskt kvalitetsindex baserat på chironomidfaunans artsammansättning. I indexet ingår arter med olika krav på det omgivande vattnet eller bottenstratum. Vissa arter klarar mycket låga syrgashalter, medan andra kräver rent vatten och höga syrgashalter. Arter som fordrar rent vatten och höga syrgashalter får indexsiffran 5 medan de tåliga arterna får indexsiffran 1. BQI varierar således mellan 1 och 5. Då chironomiderna har en lång generationstid, upp till ett år eller mer, innebär det att BQI visar hur förhållandena i sjön har varit under en längre period.

BQI beräknas som (Wiederholm, 1980):

$$\text{BQI} = \sum_{i=0}^5 \frac{k_i n_i}{N}$$

där $k_i = 5$ för *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.), 4 för *Paracladopelma* sp., *Micropsectra* sp., *Heterotanytarsus apicalis* (Kieff.), *Heterotrissocladius grimshawi* (Edw.), *Heterotrissocladius marcidus* (Walker) och *Heterotrissocladius maeaeri* Brundin, 3 för *Sergentia coracina* (Zett.), *Tanytarsus* sp., och *Stictochironomus* sp., 2 för *Chironomus anthracinus* (Zett.), 1 för *Chironomus plumosus* L., och 0 om ingen av dessa arter finns i provet; n_i = antalet individer i varje indikatorgrupp; och N = totala antalet individer i alla indikatorgrupper.

O:C-index beräknas som (Wiederholm, 1980):

O:C = antal Oligochaeta / (antal Oligochaeta + Chironomidae - fri simmande larver som t.ex. *Procladius*)

REFERENSER

- Ekman, S. 1915. Die Bodenfauna des Vättern, qualitativ und quantitativ untersucht. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 7.
- Dottne-Lindgren, Å och Persson, G. 1971. Djurplankton i Vättern, september 1969. Limnologiska inst. Uppsala.
- KM-laboratorierna 1990 Samordnad recipientkontroll inom tillrinningsområdet för norra Vättern i Örebro län 1990.
- Kommittén för Vätterns vattenvård 1967. Rapport 3. Jönköping.
- Kommittén för Vätterns vattenvård 1968. Sammanställning av data avseende huvudsakligen fysikaliska, kemiska och biologiska undersökningar i Vättern och dess tillflöden jämte utlopp utförda under år 1967. Rapport 4. Jönköping.
- Kommittén för Vätterns vattenvård 1968. Bedömningar av vattenbeskaffenheten i Vättern. Rapport 5. Jönköping.
- Kommittén för Vätterns vattenvård 1968. Limnologiska observationer i Vättern sommaren 1962. Rapport 6. Jönköping.
- Kommittén för Vätterns vattenvård 1970. Översiktlig geologisk utredning över Vätterns tillrinningsområde. Rapport 8. Jönköping.
- Grimvall A. 1992. Sampling frequencies for estimation of riverine loads analysis of water quality trends. I Wiederholm, T. (red.) Freshwater environmental monitoring in Sweden. Naturvårdsverket Rapport 4111.
- Handbok för miljöövervakning. Del 2. Växtplankton i sjöar. Naturvårdsverket. Enheten för Miljöövervakning (Remissutgåva).
- Johnson, R. och Wiederholm, T. 1992. Pelagic-benthic coupling. The importance of diatom interannual variability for population oscillations of *Monoporeia affinis*. Limnology and Oceanography 37: 1596-1607.
- Johnson, R. K. och T. Wiederholm. 1990. Long-term studies of profundal zooplankton in Sweden's great lakes: implications of biotic interactions. Ann. Zool. Fennici 27: 291-295.

- Lindeström, L. 1993. Metaller i Vättern. Vätternvårdsförbundet. Rapport 1993.
- Löfgren, S. och Olsson, H. 1994. Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Naturvårdsverket Rapport 3692
- Naturvårdsverket 1986. Recipientkontroll vatten. Metodbeskrivningar. Del I. Undersökningsmetoder för basprogram. BIN PRO 66, Inventering av växtplankton. Rapport 3108.
- Naturvårdsverket 1986. Recipientkontroll vatten. Del II. Undersökningsmetoder för specialprogram. BIN PRO 01, Inventering av djurplankton. Rapport 3109.
- Norrman, J.O. 1964. Lake Vättern. Investigations on shore and bottom morphology. Geografiska annaler 1-2: 1-238.
- Pejler, B. 1965. Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. Zoologiska Bidrag 36: 407-515. Uppsala.
- Persson, G. 1990. Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv. I Vattenvårdsplan för Vättern. Vätternvårdsförbundet.
- Persson, G., Olsson, H., Wiederholm, T. & Willén, E. 1989. Lake Vättern, Sweden: a 20-year perspective. *Ambio* 18: 208-215.
- Stålberg, N. 1939. Lake Vättern. Outlines of its natural history, especially its vegetation. *Acta phytogeographica suecica* 11: 1-52.
- Thunmark, S. 1937. Über die regionale Limnologie von Südschweden. *Sveriges geologiska undersökningar serie C*, 410. Årsbok 31:6.
- Tolstoy, A. 1988. Predicted and measured annual primary production of phytoplankton - examples from some Swedish lakes. *Archiv f. Hydrobiologie* 113: 381-404.
- Vätternvårdsförbundet 1990. Vattenvårdsplan för Vättern. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Jönköping.
- Wiederholm, T. 1974a. Bottom fauna and eutrophication in the large lakes of Sweden. *Acta Universitatis Upsaliensis* 270:12
- Wiederholm, T. 1974b. Studier av bottenfaunan i Vättern. SNV PM 416.

- Wiederholm, T. 1978. Vänerns vattenkvalitet - bottenfauna i Vänern. ss 168-184 I N. Ahlgren, H. Knutsson, and J.E. Larsson (red.), Vänern - en naturresurs. Norstedts, Stockholm.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. Journal of the Water Pollution Control Federation 52: 537-547.
- Willén, E., Willén, T. & Ahlgren, G. 1995. Skadliga cyanobakterier och alger i svenska sjöar. I Naturvårdsverket rapport 4447. Skadliga alger i sjöar och hav.

Tabell 25. Växtplankton. Arter och släkten i Vättern, dokumenterade under perioden 1971-1994. Arterna är ordnade i systematisk ordning i huvudsak enligt Christensen 1980, 1994. Totalt omfattar förteckningen 300 taxa.

CYANOPHYTA

NOSTOCOPHYCEAE

- Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb.
Anabaena lemmermannii P. Richter
Anabaena planctonica Brunnt.
Anabaena sp.
Aphanizomenon flos-aquae (L.) Ralfs
Aphanocapsa conferta (West & West)
 Kom.-Legn. & Cronb.
Aphanocapsa delicatissima West & West
Aphanothece clathrata West & West
Aphanothece sp.
Chroococcus dimidiatus (Kütz.) Näg.
Chroococcus dispersus (Keissl.) Lemm.
Chroococcus dispersus v. *minor* G.M. Sm.
Chroococcus limneticus Lemm.
Chroococcus minimus (Keissl.) Lemm.
Coelosphaerium kuetzingianum Näg.
Cyanodictyon planctonicum Meyer
Limnothrix planctonica (Wolosz.) Maffert
Merismopedia glauca (Ehr.) Näg.
Merismopedia tenuissima Lemm.
Microcystis eluchista f. *planctonica* (G.M. Sm.)
 Starm.
Microcystis incerta (Lemm.) Lemm.
Microcystis wessenbergii (Kom.) Starm.
Oscillatoria spp.
Oscillatoria tenuis Ag.
Planктоthrix agardhii (Gom.) Anagn. & Kom.
Pseudanabaena limnetica (Lemm.) Kom.
Snowella lacustris (Chod.) Kom. & Hind.
Snowella septentrionalis Kom. & Hind.
Synechococcus linearis (Näg.) Kom.
Woronichinia compacta (Lemm.) Kom. & Hind.
Woronichinia naegeliana (Ung.) El.

CHROMOPHYTA

CRYPTOPHYCEAE

- Cryptaulax* sp.
Cryptaulax vulgaris Skuja
Cryptomonas borealis Skuja
Cryptomonas curvata Ehr.
Cryptomonas crosa Ehr.
Cryptomonas gracilis Skuja
Cryptomonas lucens Skuja
Cryptomonas marssonii Skuja
Cryptomonas ovata Ehr.
Cryptomonas reflexa Skuja
Cryptomonas spp. <20 µm
Cryptomonas spp. 20-40 µm
Cryptomonas spp. >40 µm
Katablepharis ovalis Skuja
Rhodomonas lacustris Pasch. & Ruttn.
Rhodomonas lens Pasch. & Ruttn.

DINOPHYCEAE

- Amphidinium* spp.
Ceratium hirundinella (O.F. Müll.) Schrank
Gymnodinium cneccoides Harris
Gymnodinium helveticum Pen.
Gymnodinium spp. 5-9 µm
Gymnodinium spp. 10-14 µm
Gymnodinium spp. 20-29 µm

Gymnodinium spp. >30 µm
Gymnodinium uberrimum (Allm.) Kof. & Swozy
Peridinium aciculiferum (Lemm.) Lemm.
Peridinium inconspicuum Lemm.
Peridinium spp.
Peridinium willei Huitf.-Kaas

Woloszynskia ordinata (Skuja) Thomps.

CRASPEDOPHYCEAE

- Aulomonas purdyi* Lack.
Salpingoeca gracilis Clark
Salpingoeca sp.
Stelzomonas dichotoma Lack.

CHRYSOPHYCEAE

- Bicosoeca ainihiiae* Järnef.
Bicosoeca campanulata (Lack.) Bourr.
Bicosoeca cylindrica (Lack.) Bourr.
Bicosoeca mitra Fott
Bicosoeca petiolata (Stein) Pringsh.
Bicosoeca planctonica v. *multiannulata* (Skuja) Bourr.
Bitrichia chodatii (Rev.) Chod.
Bitrichia ollula (Fott) Bourr.
Chromophysomonas trioralis (Takah.) Hibb. & Preis.
Chromulina spp.
Chrysidiastrum catenatum Laut.
Chrysococcus furcatus (Dolg.) Nicholls
Chrysococcus minutus (Fritsch) Nyg.
Chrysococcus spp.
Chrysolikhos planctonicus Mack
Chrysolikhos skujae (Nauw.) Bourr.
Dinobryon acuminatum Ruttn.
Dinobryon bavarium Imh.
Dinobryon borgei Lemm.
Dinobryon crenulatum West & West
Dinobryon cylindricum Imh.
Dinobryon cylindricum v. *palustre* Lemm.
Dinobryon divergens Imh.
Dinobryon horshikouii Matv.
Dinobryon sertularia Ehr.
Dinobryon sociale Ehr.
Dinobryon sociale v. *americana* (Brunnt.) Bachm.
Dinobryon sociale v. *stipitatum* (Stein) Lemm.
Dinobryon succicum Lemm.
Epipyxis polymorpha (Lund) Hill. & Asm.
Epipyxis spp.
Kephyrion ovale (Lack.) Hub.-Pestal.
Kephyrion rubri-claustri Conr.
Kephyrion spirale (Lack.) Conr.
Mallomonas akrokomos Ruttn.
Mallomonas caudata Iwan. em. Krieg.
Mallomonas punctifera Korsh.
Mallomonas spp.
Mallomonas striata Asm.
 Monader <3 µm
 Monader 3-5 µm
 Monader 5-7 µm
 Monader 7-10 µm
 Monader >10 µm
Monas sp.
Monosiga spp.
Ochromonas spp.
Phaeaster uphanaster (Skuja) Bourr.
Phaeoschizochlamys delicatula (G.S. West) Bourr.
Pseudokephyrion alaskanum Hill.
Pseudokephyrion entzii Conr.
Pseudokephyrion ouum (Pasch. & Ruttn.) Schmid
Pseudokephyrion poculum Conr.
Pseudokephyrion taticum (Juris) Starm.
Pseudopedinella sp.
Spiniferomonas sp.
Stichogloea doederleini (Schmidle) Wille
Stichogloea olivacea Chod.
Synura spp.
Uroglena americana Calk.
Uroglena sp.

Uroglena volvox Ehr.

DIATOMOPHYCEAE

Actinocyclus normanii f. *subsalsa* (Juhlin-Dannf.) Hust.
Asterionella formosa Hass.
Aulacoseira ambigua (Grun.) Simons.
Aulacoseira distans (Ehr.) Simons.
Aulacoseira granulata (Ehr.) Simons.
Aulacoseira islandica (O. Müll.) Simons.
Aulacoseira islandica f. *halvetica* (O. Müll.) Simons.
Aulacoseira italica v. *tenuissima* (Grun.) Simons.
Aulacoseira subarctica (O. Müll.) Haworth
Campylodiscus noricus v. *hibernicus* (Ehr.) Grun.
Cyclotella catenata Brunnt.
Cyclotella comensis Grun.
Cyclotella kuetzingiana Thwaites
Cyclotella meneghiniana Kütz.
Cyclotella radiosa (Grun.) Lemm.
Cyclotella spp.
Cymatopleura elliptica (Bréb.) W. Sm.
Cymatopleura elliptica v. *braunii* (Petit) Meist.
Cymatopleura elliptica v. *hibernica* (W. Sm.) van Heurck
Cymatopleura solea (Bréb.) W. Sm.
Diatoma tenuis Ag.
Fragilaria capucina Desmaz.
Fragilaria construens (Ehr.) Grun.
Fragilaria crotonensis Kitton
Fragilaria intermedia Grun.
Fragilaria nanana Lange-Bert.
Fragilaria tenera (W. Sm.) Lange-Bert.
Fragilaria ulna (Nitzsch) Lange-Bert.
Fragilaria ulna v. *acus* (Kütz.) Lange-Bert.
Fragilaria ulna v. *angustissima* (Grun.) Lange-Bert.
Nitzschia acicularis (Kütz.) W. Sm.
Nitzschia fruticosa Hust.
Nitzschia gracilis Hantzsch
Nitzschia kuetzingianum Hilse
Nitzschia sp.
Rhizosolenia eriensis H.L. Sm.
Rhizosolenia longiseta Zach.
Stauroneis anceps Ehr.
Stephanodiscus hantzschii Grun.
Stephanodiscus hantzschii v. *pusilla* Grun.
Stephanodiscus rotula (Kütz.) Hendey
Stephanodiscus spp.
Surirella ovata Kütz.
Surirella robusta Ehr.
Synedra acus v. *radians* (Kütz.) Hust.
Synedra spp.
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.
Tabellaria flocculosa v. *asterionelloides* (Grun.) Knuds.

TRIBOPHYCEAE

Tetraedriella spinigera Skuja

PRYMNESIOPHYCEAE

Chrysochromulina parva Lack.
Chrysochromulina sp.

CHLOROPHYTA

PRASINOPHYCEAE

Gyromitus cordiformis Skuja
Scourfieldia complanata G.S. West
Scourfieldia sp.
Paramastix confusa Skuja

CHAROPHYCEAE

Closterium aciculare T. West
Closterium aciculare v. *subprorum* West & West
Closterium acutum Bréb.
Closterium acutum v. *variabile* (Lemm.) Krieg.
Closterium parvulum Näg.
Closterium sp.
Cosmarium botrytis (Bory) Menegh.
Cosmarium depressum (Näg.) Lund
Cosmarium depressum v. *achondrium* (Boldt) West & West
Cosmarium depressum v. *planctonicum* Rev.
Cosmarium pyramidatum Bréb.
Cosmarium reniforme (Ralfs) Archer
Cosmarium spp.
Euastrum sp.
Hyalotheca dissiliens (J.E. Sm.) Bréb.
Sphaerosasma subartianum (Wolle) West & West
Spondylosium planum (Wolle) West & West
Staurastrum alternans Bréb.
Staurastrum anatium Cooke & Wills
Staurastrum cingulum (West & West) G.M. Sm.
Staurastrum furcigerum f. *armigera* (Bréb.) Nordst.
Staurastrum leptocladum Nordst.
Staurastrum longipes (Nordst.) Teil.
Staurastrum lunatum v. *planctonicum* West & West
Staurastrum pingue Teil.
Staurastrum pseudopelagicum West & West
Staurodesmus cuspidatus v. *curvatus* (W. West) Teil.
Staurodesmus mamillatus (Nordst.) Teil.
Staurodesmus mamillatus v. *maximus* (W. West) Teil.
Staurodesmus megacanthus v. *subcurvatus* (Rich) Teil.
Staurodesmus patens (Nordst.) Croasd.
Staurodesmus patens v. *maximus* Teil.
Xanthidium antilopaeum v. *dimazum* Nordst.

CHLOROPHYCEAE

Actinastrum hantzschii Lagerh.
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs
Ankyra judayi (G.M. Sm.) Fott
Botryococcus braunii Kütz.
Botryococcus terribilis Kom. & Marvan
Carteria sp.
Chlamydocapsa bacillus (Teil.) Fott
Chlamydocapsa planctonica (West & West) Fott
Chlamydomonas spp. < 5 µm
Chlamydomonas spp. 5-10 µm
Chlamydomonas spp. 10-20 µm
Chlorella spp.
Choricystis coccoides (Rodhe & Skuja) Fott
Choricystis minor (Skuja) Fott
Coelastrum cambicum Archer
Coelastrum microporum Näg.
Collodictyon sp.
Crucigenia quadrata Morren
Crucigenia tetrapedia (Kirchn.) West & West
Crucigeniella pulchra (West & West) Kom.
Crucigeniella rectangularis (Näg.) Kom.
Dictyosphaerium elegans Bachm.
Dictyosphaerium pulchellum Wood
Dictyosphaerium subsolitatum van Goor
Dimorphococcus lunatus A. Braun
Elakathrix gelatinosa Wille
Elakathrix genevensis (Rev.) Hind.
Eudorina elegans Ehr.
Francia ovalis (Francé) Lemm.
Gloetila sp.
Golenkinia radiata Chod.
Gonium pectorale O.F. Müll.
Kirchneriella contorta (Schmidle) Bohl.
Kotiella longiseta Hind.
Kotiella spiculiformis (Vischer) Hind.

- Komarehia rotundata* (Teil.) Fott
Lagerheimia sp.
Monomastix sp.
Monoraphidium arcuatum (Korsh.) Hind.
Monoraphidium capricornutum (Printz) Nyg.
Monoraphidium cantortum (Thur.) Kom.-Legn.
Monoraphidium dybowskii (Wolosz.) Hind. & Kom.-Legn.
Monoraphidium minutum (Näg.) Kom.-Legn.
Monoraphidium subclavatum Nyg.
Nephrochlamys subsolitaria (G.S. West) Korsh.
Nephrocystium agardhianum Näg.
Nephrocystium limneticum (G.M. Sm.) Skuja
Nephrocystium lunatum W. West
Nephrocystium sp.
Oocystis borgei Snow
Oocystis lacustris Chod.
Oocystis marssonii Lemm.
Oocystis parva West & West
Oocystis pusilla Hanag.
Oocystis solitaria Wittk.
Pandorina morum (O.F. Müll.) Bory
Paulschulzia pseudovolvox (Schulz) Skuja
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh.
Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum primum (Printz) Hegew.
Pediastrum simplex Meyen
Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs
Polytoma granuliferum Lack.
Polytoma sp.
Pseudosphaerocystis neglecta (Teil.) Bourr.
Pteromonas aculeata Lemm.
Quadrigula closterioides (Bohl.) Printz
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod.
Scenedesmus arcuatus Lemm.
Scenedesmus costato-granulatus Skuja
Scenedesmus ecornis (Ralfs) Chod.
Scenedesmus intermedius Chod.
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb.
Scenedesmus spinosus Chod.
Spermatozopsis exultans Korsh.
Sphaerocystis planctonica (Korsh.) Bourr.
Sphaerocystis schroeterii Chod.
Stichococcus sp.
Tetraedron caudatum (Corda) Hansg.
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansg.
Tetraedron minimum v. *tetralobulatum* Reinsch
Tetrastrum glabrum (Roll) Ahlstr. & Tiff.

EUGLENOPHYTA
EUGLENOPHYCEAE
Petalomonas sp.
Trachelomonas spp.

Tabell 26. Dominerande släkten och arter i växtplanktons biomassa i Vättern 1981-94. Dominansrangen mellan algklasserna kommenteras i texten.

Arterna är rangordnade klassvis efter andel av biomassan. Algklasser arrangerade enligt Christensen 1980, 1994.

CYANOPHYCEAE

Woronichinia compacta
Oscillatoria planctonica
Snowella lacustris
Woronichinia naegeliana
Anabaena lemmermannii
Anabaena spp.
Merismopedia tenuissima
Aphanocapsa delicatissima
Aphanocapsa elachista f. *planctonica*
Microcystis incerta

CRYPTOPHYCEAE

Rhodomonas lacustris
Cryptomonas spp.
 C. erosa
 C. marssonii
 C. curvata
 C. lucens
Rhodomonas lens
Katablepharis ovalis

DINOPHYCEAE

Ceratium hirundinella
Gymnodinium uberrimum
Gymnodinium spp.
Peridinium inconspicuum

CHRYSOPHYCEAE (inkl. Prasinophyceae)

Monader
Uroglena americana
Uroglena volvox
Uroglena sp.
Chrysochromulina parva
Pseudopedinella sp.
Stichogloea olivacea / *doederleinii*
Dinobryon spp.
 D. bavaricum
 D. divergens

 D. cylindricum
 D. borgei
 D. crenulatum
 D. sociale v. *americanum*
 D. sertularia
 D. sociale v. *stipitatum*
 D. suecicum

BACILLARIOPHYCEAE

Aulacoseira islandica

Asterionella formosa

Cyclotella spp

C. radiosa

C. comensis

C. kuetzingiana

C. meneghiniana

Diatoma tenuis

Synedra spp.

S. acus v. *radians*

Nitzschia fruticosa

Fragilaria nanana

Tabellaria flocculosa v. *asterionelloides*

CHLOROPHYCEAE (inkl. Ulotrichales o. CHAROPHYCEAE - Zygnematales)

Scenedesmus costato-granulatus

Pseudosphaerocystis neglecta

Botryococcus terribilis/braunii

Chlamydomonas spp.

Monoraphidium dybowskii

Tetraedron minimum v. *tetralobulatum*

Closterium acutum v. *subpronum*

Crucigenia tetrapedia

Paulschulzia pseudovolvox

Chlorella sp.

Choricystis minor

Monoraphidium contortum

Oocystis spp.

Tabell 31. Vanliga djurgrupper och arter på Vätterns profundalbottnar
(1977 - 1995).

Turbellaria

Nematoda

Pisidium sp.

Oligochaeta

Spirosperma ferox (Eisen)

Stylodrilus heringianus Clap.

Limnodrilus profundicola (Verill)

Psammoryctides barbatus (Grube)

Tubifex tubifex (Müller)

Hirudinea

Piscicola geometra (L.)

Hydracarina

Crustacea, Malacostraca

Mysis relicta Lovén

Gammaracanthus lacustris Sars

Pallasea quadrispinosa Sars

Monoporeia affinis (Lindström)

Saduria entomon (L.)

Diptera

Ceratopogonidae

Chironomidae

Procladius sp.

Ablabesmyia sp.

Protanypus sp.

Heterotanytarsus apicalis (Kieffer)

Heterotrissocladius grimshawi (Edw.)

Heterotrissocladius marcidus (Walk.)

Heterotrissocladius subpilosus Brundin

Monodiamesa sp.

Paracladopelma obscura Brundin

Paratendipes sp.

Polypedilum sp.

Sergentia coracina (Zett.)

Micropsectra sp.

Tanytarsus sp.