



# Mälaren

miljötilstånd och utveckling

1965–98



Mälarens  
vattenvårdsförbund

# Mälaren

miljötilstånd och utveckling

1965–98

**Redaktör:**

Mats Wallin

**Medförfattare:**

Berta Andersson

Richard Johnson

Hans Kvarnäs

Gunnar Persson

Gesa Weyhenmeyer

Eva Willén

Sveriges Lantbruksuniversitet

Institutionen för miljöanalys

Box 7050, 750 07 Uppsala

<http://www.ma.slu.se/>

**På uppdrag av:**

Mälarens vattenvårdsförbund

Utgivare:  
Mälarens vattenvårdsförbund

Beställningsadress:  
Mälarens vattenvårdsförbund  
Länsstyrelsen Västmanlands län  
721 86 Västerås  
Tfn: 021-19 51 58

Formgivning och produktion: Ord & Vetande AB, Uppsala. Figurunderlag: Mikael Östlund, SLU, inst. för miljöanalys.  
Omslagsfoto: Länsstyrelsen Stockholms län, Riddarfjärden.  
Tryck: Tierps Tryckeri AB, 2000. Upplaga: 1000 ex.  
ISBN 91-576-5986-9

# Innehåll

Förord .....	5	7. Planktiska alger i Mälaren.....	55
Sammanfattning.....	6	7.1. Planktiska alger som miljöindikatorer 55	
Summary .....	9	7.2. Synpunkter på provtagningsprogrammet 55	
1. Inledning .....	11	7.3. Artmångfald och karaktärsarter 56	
1.1. Avrinningsområdet 11		7.4. Totalvolym och volymer av dominerande alggrupper 58	
1.2. Mälarens bassänger och deras vattenutbyte 12		8. Djurplankton i tre mälarfjärdar .....	65
1.3. Genomförda åtgärder efter 1985 15		8.1. Inledning 65	
2. Klimatpåverkan.....	17	8.2. Tillståndsbedömning 65	
2.1. Nederbörd 17		8.3. Säsongsvariation 68	
2.2. Vattenföring och vattenstånd 17		8.4. Påverkan av planktonätande fisk 69	
2.3. Temperatur och vind 18		8.5. Långtidsutveckling 70	
2.4. Islossning 18		9. Bottenlevande djur i Mälaren.....	74
3. Vattenkemi i Mälarens tillflöden och utlopp ...	20	9.1. Index för bedömning av ekologisk kvalitet 74	
3.1. Haltutveckling för kväve och fosfor 20		9.2. Resultat och diskussion 76	
3.2. Tillståndsbedömningar 21		10. Fisk och fiske .....	84
3.3. Halter och ämnestransporter i utloppet 25		10.1. Provfiske i mälarfjärdar 84	
4. Mäljarvattnets fysikalisk-kemiska tillstånd ....	27	10.2. Det yrkesmässiga fisket 85	
4.1. Näringsämnen/eutrofiering 28		11. Vattenväxter .....	86
4.2. Surhet/försurning 37		11.1. Vegetationsundersökningar 86	
4.3. Syrgastillstånd och temperatur 37		11.2. Förändringar 89	
4.4. Ljusförhållanden 40		11.3. Undervattensväxter 89	
4.5. Klorofyll 41		11.4. Tillståndsbedömning 89	
4.6. Metaller 42		12. Främmande arter .....	90
5. Fosfor- och kvävetillförsel till Mälaren.....	44	Referenser .....	92
5.1. Punktkällor 44			
5.2. Tillflöden 45			
5.3. Övriga källor 46			
6. Modellering av fosfor i Mälaren.....	47		
6.1. Allmänt om fosformodeller 47			
6.2. En ny fosformodell för Mälaren 47			
6.3. Jämförelse med uppmätta fosforhalter 50			
6.4. Modellerade fosforflöden 50			
6.5. Effekter av ytterligare minskad fosfortillförsel 52			
6.6. Möjligheter och behov av ytterligare minskad fosfortillförsel 53			



# Förord

På uppdrag av Mälarens vattenvårdsförbund har Institutionen för miljöanalys vid SLU utvärderat miljötillstånd och utveckling i Mälaren och dess tillflöden under perioden 1965–98. Utgångspunkter för utvärderingen har varit ”Mälarens vatten – mål och åtgärder” (Kommittén för Mälarens vattenvård 1993) samt de senaste utvärderingarna av de kemiska och biologiska tillståndet i Mälaren och dess tillflöden som redovisas i Naturvårdsverkets rapporter nr 3759, 3842 och 3904 (Persson m.fl. 1990, Willén m.fl. 1990 & Persson 1991). De senare utvärderingsrapporterna behandlar tidsperioden 1965-1985. Föreliggande utvärdering är därför fokuserad på tillstånd och förändringar efter 1985. Så långt som möjligt har tillståndet relaterats till de nya bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) samt till befintliga miljömål.

Inledningsvis beskrivs förändringar i mänsklig påverkan, främst genom utsläpp av fosfor och kväve. Sedan följer en beskrivning av hur olika klimatfaktorer varierat under perioden och därmed också bidragit till en naturlig mellanårsvariation för samtliga vattenkvalitetsvariabler. Det aktuella

vattenkemiska och biologiska miljötillståndet och förändringar i detsamma beskrivs sedan för mätstationer i bassänger och sund i Mälaren. För tillflödenas mynningsstationer och för utloppet beskrivs också ämnestransporter och halter, främst med avseende på fosfor och kväve. Månatliga data på den totala fosfortillförseln till respektive mälarbassäng har använts som drivdata i en dynamisk fosformodell med vars hjälp prognoser har gjorts på hur enskilda bassänger svarar mot förändringar i fosfortillförseln. I samband med detta har också en översyn av den existerande bassängindelningen av Mälaren gjorts för att bedöma möjligheterna att bättre beskriva förhållandena i den Stockholmsnära bassängen Görvåln. Förutom växt- och djurplankton samt bottenlevande djur, som ingår i Mälarens miljöövervakningsprogram, beskrivs också tillståndet med avseende på fisk, vattenväxter och introducerade arter för att ge en mer fullständig beskrivning av den biologiska mångfalden i sjön.

Uppsala i maj 2000

# Sammanfattning

Mälarens tillstånd har undersökts årligen sedan 1965. De största vattenkemiska och biologiska förändringarna i Mälaren ägde rum från mätningarnas start fram till slutet på 1970-talet. Under denna period kompletterades samtliga större reningsverk med kemisk fällning. Detta minskade utsläppen av fosfor drastiskt och fosforhalterna sjönk följaktligen kraftigt i såväl Mälarens tillflöden och utlopp som i samtliga bassänger. Efter denna kraftiga avlastning uppvisar de vattenkemiska förhållandena inga tydliga tidstrender, utan den stora mellanårsvariation som noteras för många vattenkemiska variabler, beror framförallt på variationer i vattenflödet från tillrinningsområdet. Den enda tydliga långtidstrenden för hela perioden från 1965 fram till i dag, är att alkaliniteten ökar i samtliga bassänger, vilket bidrar till att ytterligare förbättra den redan goda buffertkapacitet mot försurning.

Förutom att den totala fosforbelastningen på Mälaren har minskat med drygt 60% sedan slutet av 1960-talet, så har också det relativa bidraget från olika källor förändrats. Bidraget från punktkällor med direktutsläpp har minskat från 42% till 3% av den totala belastningen, medan den relativa andel som kommer från vattendrag har ökat från 49% till 72%. Näringsnivån i Mälarens bassänger styrs således idag nästan helt av fosfortillförseln från tillrinningsområdet. Om man enbart betraktar belastningen från punktkällor med direktutsläpp så har fosforutsläppen från dessa minskat med 97% och kväveutsläppen med 77% sedan slutet av 1960-talet.

Den mest betydande minskningen i belastningen på Mälaren efter 1985 var när utflödet från Bromma avloppsreningsverk avleddes till Östersjön 1989. Detta innebar att ca 22 ton fosfor och ca 1000 ton kväve per år avlastades från

Mälaren. Denna åtgärd har dock mindre betydelse för Mälaren som helhet, eftersom reningsverket ligger i den östra delen av sjön, dvs. nära utloppet. Däremot minskade samtidigt kvävehalterna i Mälarens utlopp med ca 20%, vilket sannolikt kan tillskrivas denna avledning av avloppsvatten. Någon ytterligare minskning av kvävehalterna har inte registrerats efter detta. I och med omdirigeringen av Brommaverkets utlopp är nu denna del av Mälaren, med undantag för Ekebyhov avloppsreningsverk på Ekerö, helt fri från större kommunala avloppsutsläpp. Beträffande industriutsläpp till Mälaren är dock läget i stort sett oförändrat sedan 1985.

Lång- och kortsiktiga miljömål för Mälarens olika delbassänger fastslogs 1993. På kort sikt (inom 10 år) skulle fosforhalterna i Mälaren, beroende på vilken bassäng som avses, ligga 10–25 % lägre än halterna från 1981–85. Detta mål har endast uppnåtts under vissa år i Prästfjärden, Södra Björkfjärden och Skarven, medan fosforhalterna vid de andra stationerna fortfarande överskrider målet. En viss minskning av fosforhalterna har dock noterats för de flesta bassänger sedan miljömålet fastslogs.

Som långsiktigt mål skall totalfosforhalten inte överstiga den dubbla bakgrundshalten. De bakgrundshalter som tidigare beräknats för Mälarens olika bassänger förefaller dock orimligt lågt satta. Resultaten från modellsimuleringar visar att det långsiktiga målet är svårast att nå i B-bassängen (Blacken, Granfjärden och Västeråsfjärden). Sannolikt är bakgrundshalten kraftigt underskattad i denna bassäng. Det långsiktiga målet i B-bassängen bör ändras till samma nivå som i bassängerna A (Galten) och D (Ekoln och Skarven).



FOTO: JÖRGEN HAGELQVIST

Resultat från paleolimnologiska sedimentundersökningar 1998 i Södra Björkfjärden tyder på en högre naturlig bakgrundsnivå för fosfor än vad som tidigare beräknats. Undersökningen indikerar på en 56%-ig ökning av fosforhalten i Mälarens vatten från 1700-talet fram till idag. Därmed ligger bakgrundshalten enligt sedimentundersökningen 1,7 gånger högre än de som tidigare beskrivits för Mälaren. För framtiden rekommenderas utökade sedimentstudier i samtliga mälarbassänger för att säkerställa bakgrundshalterna av fosfor i vattnet, och därigenom kunna revidera befintliga långsiktiga miljömål.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder bör avrinningsområden med extremt stora kväve- och fosforförluster prioriteras i åtgärdsarbetet. Dessa gränsvärden överskrids vissa år för fosfor i Sagån och Märstaån. Mellanårsvariationen i kvävetransport i Mälarens utlopp är mycket stor, ca 5000 ton/år, vilket till stor del beror på naturliga variationer i vattenföring. Detta gör det mycket svårt att dra slutsatser om trender i kvävetransporterna och om dessa har närmat sig det långsiktiga miljömålet (dubbla bakgrundstransporten).

En ny dynamisk fosformodell har utvecklats för Mälarens bassänger som bättre än tidigare mälarmodeller tar hänsyn till belastningsändringar, utbyte med sedimenten

och förekomsten av olika fosforfraktioner. Modellen har använts för att simulera effekterna av en minskad fosfortillförsel till de olika bassängerna med 20% respektive 40%. Effekterna var störst i Galten och Ekoln-Skarven, där en 20%-ig reduktion av fosfortillförseln minskade fosforhalten med 13% respektive 8%. I de övriga bassängerna var minskningen endast 3-5%. En 40%-ig reduktion i fosfortillförsel resulterade i ungefär dubbelt så kraftiga haltminskningar i samtliga bassänger. För att nå ner till halter kring den bakgrundshalt som rekonstruerats med hjälp av sedimentprofiler, skulle det i Galten krävas en 60%-ig minskning av fosfortillförseln. För att nå den tidigare beräknade bakgrundshalten skulle tillförseln behöva reduceras ytterligare minst 20%. I övriga bassänger skulle man inte ens vid en 80%-ig reduktion av tillförseln komma i närheten av någon av dessa bakgrundsnivåer.

De maximala växtplanktonbiomassorna, under perioden maj-okt, har genomgående minskat på alla lokaler där växtplankton undersökts. Uppenbarligen har genomförda reduktioner av näringstillförsel haft stor inverkan, särskilt när det gäller att nedbringa de högsta biomassorna. Den största minskningen (60%) har skett i Galten och Ekoln. På övriga lokaler har växtplanktonbiomassorna minskat med mellan 15 och 35%.



Kvoten mellan halterna av totalkväve och totalfosfor (N/P-kvoten) indikerar över- eller underskott av något av dessa ämnen. Kvoten visar potentialen för kvävefixering och för massutveckling av kvävefixerande cyanobakterier (blå-grönalger). Galten är den enda bassäng där kvävefosfor-kvoten ligger på gränsen till kväveunderskott. Om kvävebelastningen på Galten minskas, utan motsvarande reduktion av fosfortillförseln, finns det risk för ett måttligt kväveunderskott, vilket skulle kunna resultera i en ökad förekomst av kvävefixerande cyanobakterier.

Bedömningar av vad som är störande eller mycket störande mängder av vattenblommande cyanobakterier, har fastställts på empirisk grund m h a frekvensen av klagomål från vattenanvändare. Massförekomster av cyanobakterier i Galten under augusti och september 1997, är hittills de enda som nått nivåer som kan betraktas som störande respektive mycket störande enligt denna bedömningsmall.

I den senaste utvärderingen av bottenfaunan i Mälaren konstaterades en kraftig minskning av den totala individtätheten under perioden 1970 till 1985. De minskade tätheterna för olika arter, och i synnerhet för fåborstmaskar, i början av tidsserien var väl korrelerade med den minskade forforbelastningen, men med en tidsförskjutning på ca 4 år. Någon uppenbar trend efter 1985 har inte kunnat fastställas.

Resultat från inventeringar av vattenväxter i Mälaren 1996 visar att tillståndet, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, kan klassificeras som ganska artfattigt i den västligaste fjärden, Galten, och artrikt till mycket artrikt i övriga delar av sjön. En jämförelse med undersökningar från 1964–72 visar på att vassstätheten ökat generellt. En viss tillbakagång av bladvassbestånden på starkt sluttande botten kan dock noteras, främst i Björkfjärden/Prästfjärden. På svagt sluttande eller plana botten har vegetationsbestånden däremot ökat något, främst genom utbredning av säv, smal-kaveldun, samt näckrosor och andra flytbladsväxter.

Förutom utsläpp av förorenande ämnen så påverkas Mälaren av arter som inte tillhör den naturliga florin och faunan i sjön. Vattenpest, som från början använts som akvarieväxt, är ett exempel på en sådan introducerad art. Den har fått stor spridning, främst i de östra delarna av Mälaren, och kan vid massförekomst täcka vattenytan och helt konkurrera ut den naturliga vegetationen med tillhörande djursamhällen. En annan introducerad ”problemväxt” är sjögull som påträffats vid Arbogaåns mynningsområde i Galten. Det finns dessutom indikationer på att denna art är

på frammarsch i Mälaren, vilket inte är önskvärt eftersom växten bildar täta kolonier som försvårar fiske och båttrafik. Sjögull konkurrerar också ut undervattensvegetationen genom att den täta bladmassan på vattenytan hindrar ljuset från att tränga ned i vattnet. Kraftfulla åtgärder för borttagande och hindrande av spridning av sjögull bör därför vidtas snarast.

En djurart som vid stora förekomster har stark påverkan på sin omgivning är vandringsmusslan, *Dreissena polymorpha*, vilken har kommit till Sverige som påväxt på fartyg från Svarta havet. Vandringsmusslan kan konkurrera ut andra växtplanktonätande organismer genom sin stora filtreringskapacitet. Om stora mängder musslor uppträder kan de orsaka skador också på vattenintag, avloppsrör, bryggor och båtskrov, men sådant har ännu inte rapporterats från Sverige. I Mälaren har vandringsmusslan tidigare uppmärksamats i Oxen-Ekoln-Stäket systemet. På senare tid har den påträffats i stor mängd i bottenprov från Görvaln. Eftersom musslorna sprids mycket snabbt som frisimmande planktiska larver, och dessutom sprids via båtar och fiskeaktiviteter, kan de mycket väl finnas även i andra delar av Mälaren.

Sammanfattningsvis kan Mälarens miljötillstånd efter 1985 karakteriseras som förhållandevis stabilt utan några tydliga tecken på vare sig förbättringar eller försämringar. Kunskaperna om Mälarens miljötillstånd begränsas dock till de variabler som ingår i pågående mätprogram och stationsnätets geografiska täckning. Inom andra områden där mätprogram saknas eller endast sporadiska undersökningar genomförts sker dock förändringar som påverkar hela ekosystemet Mälaren. Ett exempel är olika introducerade arter som fått eller förväntas få stor spridning i sjön.

Eftersom punktkällor med direktutsläpp till Mälaren idag har liten påverkan på hela sjön, bör framtida åtgärdsstrategier omfatta hela avrinningsområdet för att önskvärda effekter i Mälaren ska kunna uppnås. Detta kräver dels att mätningarna i tillflödenas mynningsstationer samordnas med programmet i sjön, dels att bidraget till belastningen på sjön från olika källor i tillrinningsområdet beskrivs, t.ex. med en s.k. källfördelningsmodell. Sedimentens bidrag till fosforbelastningen bör också undersökas närmare. Detta har betydelse bl.a. för hur långt det är möjligt att nå med åtgärder samt efter hur lång tid man kan förvänta att åtgärder får full effekt.

## Summary

Lake Mälaren, the third largest lake in Sweden, has been monitored since the mid 1960's. Large improvements in water chemical composition and biological status occurred during the late 1960's and the 1970's, chiefly due to the introduction of chemical precipitation in municipal sewage treatment plants. This resulted in a 60% reduction of total phosphorus input to the lake. Presently, the main nutrient input originates from diffuse sources in the catchment area. After the initial nutrient reductions, there are no obvious trends in water chemical composition, except for alkalinity, which has increased steadily during the period. The reduced phosphorus input decreased phosphorus concentrations in lake water, and lowered phytoplankton biomass. In particular, the maximum phytoplankton biomass has declined. The largest biomass reductions occurred in the Galten and Ekoln basins (60% reduction). The decline in other parts was generally between 15 and 35%. Occasionally, cyanobacteria blooms are noted in the more eutrophic basins, but, so far, only the bloom in Galten in August and September 1997 was classified as a severe problem. On the other hand, Galten has a comparatively high nitrogen-fixation potential as the N/P-ratio indicates periods with nitrogen deficit, and the cyanobacteria problem might have more adverse effects in the future. The reduced phosphorus input has also reduced the abundance of benthic fauna, but with a four-year time lag. In contrast, the communities of common reed, *Phragmites australis*, have generally become denser. The abundances of floating-leaved macrophytes have also increased. The general expansion of macrophytes is probably caused by increasing regulation of water levels, resulting in more stable conditions for macrophytes.

Long- and short-term environmental guidelines were

established for Lake Mälaren in 1993. These guidelines declare that within 10 years the phosphorus concentrations, depending on the basin, shall be 10–25% lower than the levels in 1981–1985. On a long-term basis the concentrations shall not exceed twice the “natural” background-levels. The existing background-level estimates are questioned, as recent paleolimnological sediment investigations indicate that the natural levels might be much higher than has previously been estimated in some basins. Simulations by a new dynamic phosphorus model for the different basins show that an 80% phosphorus reduction would be required to accomplish the long-term environmental guidelines in Galten. Hence, there is an urgent need to confirm the background-levels with more comprehensive sediment investigations. This will help resolve the question of how far realistic nutrient input reductions will go towards natural nutrient loadings.

According to the guidelines of the Swedish Environmental Protection Agency, drainage areas with very large annual nitrogen (> 32 kg N/ha) and phosphorus (> 0.64 kg P/ha) losses, shall be given the highest priority for restoration. Such very large areal phosphorus losses occur only in Sagån and Märstaån. The nitrogen outflow from Lake Mälaren is subject to very large inter-annual variation, caused primarily by variations in water flow. Consequently, conclusions are uncertain about eventual trends in nitrogen losses, and whether the losses are approaching the guidelines (twice the background-levels).

In conclusion, Lake Mälaren responded well to the nutrient reductions in the late 1960's and 1970's, and has now reached a new, less eutrophic status. To further improve the conditions there is a strong need for better information on

nutrient background-levels, preferably through more detailed sediment investigations, to certify how low it is realistic to set the long-term environmental guidelines for phosphorus. Since the largest nutrient inputs nowadays are from the catchment areas, there is also a need to improve our knowledge of activities and processes in the catchment area. To be able to detect changes in response to further ef-

forts to improve the quality of Lake Mälaren, it is essential to continue monitoring this important system.



FOTO: SIGVARD ÅHRBERG

# 1.

## Inledning

Den beskrivning av Mälaren och dess avrinningsområde som ges i kapitel 1.1. och 1.2. är till stora delar baserad på information från Brunberg & Blomqvist (1998), Willén m fl (1990) och Persson m fl (1991). Den vattenbalans för Mälaren som redovisas i kapitel 1.2. är dock uppdaterad för perioden 1981–95.

### 1.1. Avrinningsområdet

Mälarens 22 603 km<sup>2</sup> stora avrinningsområde utgör ca 5% av Sveriges yta och domineras av skogs och myrmarker (70%), åker och ängsmarker (20%) och sjöar (11%). Avrinningsområdet omfattar delar av sex län och ett femtiotal kommuner. Av sjöarealen utgör själva Mälaren, inklusive öar, holmar och skär, 1 617 km<sup>2</sup>, varav vattenytans area utgör 1 096 km<sup>2</sup>. Tillrinningsområdet, som är rektangulärt till formen, är i huvudsak beläget norr och väster om sjön. I söder är vattendelaren i allmänhet belägen mindre än 30 km från stranden och i öster avgränsas området av en nordsydlig linje vilken i stort sett kan dras rätt igenom sjöns utloppströskel i centrala Stockholm (figur 1.1).

Enligt SMHIS indelning av Sverige i huvudavrinningsområdena mynnar tio större vattendrag i Mälaren och förs genom denna vidare till Östersjön via utloppet Norrström. Dessa är: Eskilstunaån, Arbogaån, Hedströmmen, Kö-



Figur 1.1. Mälarens avrinningsområde samt avgränsningar av de största tillrinningsområdena. Arealerna mellan tillrinningsområdena utgörs av det sk närområdet. Arealer och vattenföringsdata ges i tabell 1.1.

pingsån, Kolbäcksaån, Svartån, Sagån, Örsundaån, Fyrisån och Råckstaån. Tillsammans dränerar dessa åar ca 80% av tillrinningsområdets area (tabell 1.1). Mälarens "närområde", dvs den sammanlagda yta som dräneras av smärre vattendrag belägna mellan dessa större åar upptar ca 20% av arealen. Två vattendrag i närområdet, Märstaån och

Tabell 1.1. Arealfördelning för bassängernas tillrinningsområden samt medelvattenföring (MQ) för den aktuella utvärderingsperioden 1966–98.

Bassäng	Vattendrag	Areal (km <sup>2</sup> )	Täckning (%)	MQ (m <sup>3</sup> /s)
<b>A</b>	Arbogaån	3802	44	43
	Kolbäcksaån	3093	36	29
	Hedströmmen	1058	12	12
	Köpingsån	284	3	2
	Närområdet	405	5	3
	<b>Totalt</b>	<b>8642</b>	<b>100</b>	<b>89</b>
<b>B</b>	Eskilstunaån	4187	64	24
	Svartån	754	12	6
	Sagaån	865	13	7
	Närområdet	728	11	5
	<b>Totalt</b>	<b>6534</b>	<b>100</b>	<b>42</b>
<b>C</b>	Räckstaån	239	12	1
	Närområdet	1735	88	10
	<b>Totalt</b>	<b>1974</b>	<b>100</b>	<b>11</b>
<b>D</b>	Fyrisån	1982	50	13
	Örundaån	727	18	5
	Oxundaån*	271	7	1,5
	Märstaån*	71	2	0,5
	Närområdet	1270	32	7
	<b>Totalt</b>	<b>3979</b>	<b>100</b>	<b>27</b>
<b>E</b>	Närområdet	229	100	2
<b>F</b>	Närområdet	148	100	0,5
<b>Mälaren totalt</b>		<b>21507</b>	<b>100</b>	<b>172</b>

\* vattendrag som ingår i närområdets areal

Oxundaån, har ingått i utvärderingen och redovisas därför i figur 1.1 och tabell 1.1.

Hela 46% av tillrinningen förs med större åar till sjöns västligaste grunda bassäng, Galten (A i figur 1.2). Till den därpå följande bassängen Blacken/Granfjärden (B) förs ytterligare 24% av tillrinningen. Ytterligare 11% tillförs den nordöstra grenen Ekoln/Skarven (D) och resten (19%) kommer med små tillflöden från närområdet runt sjön.

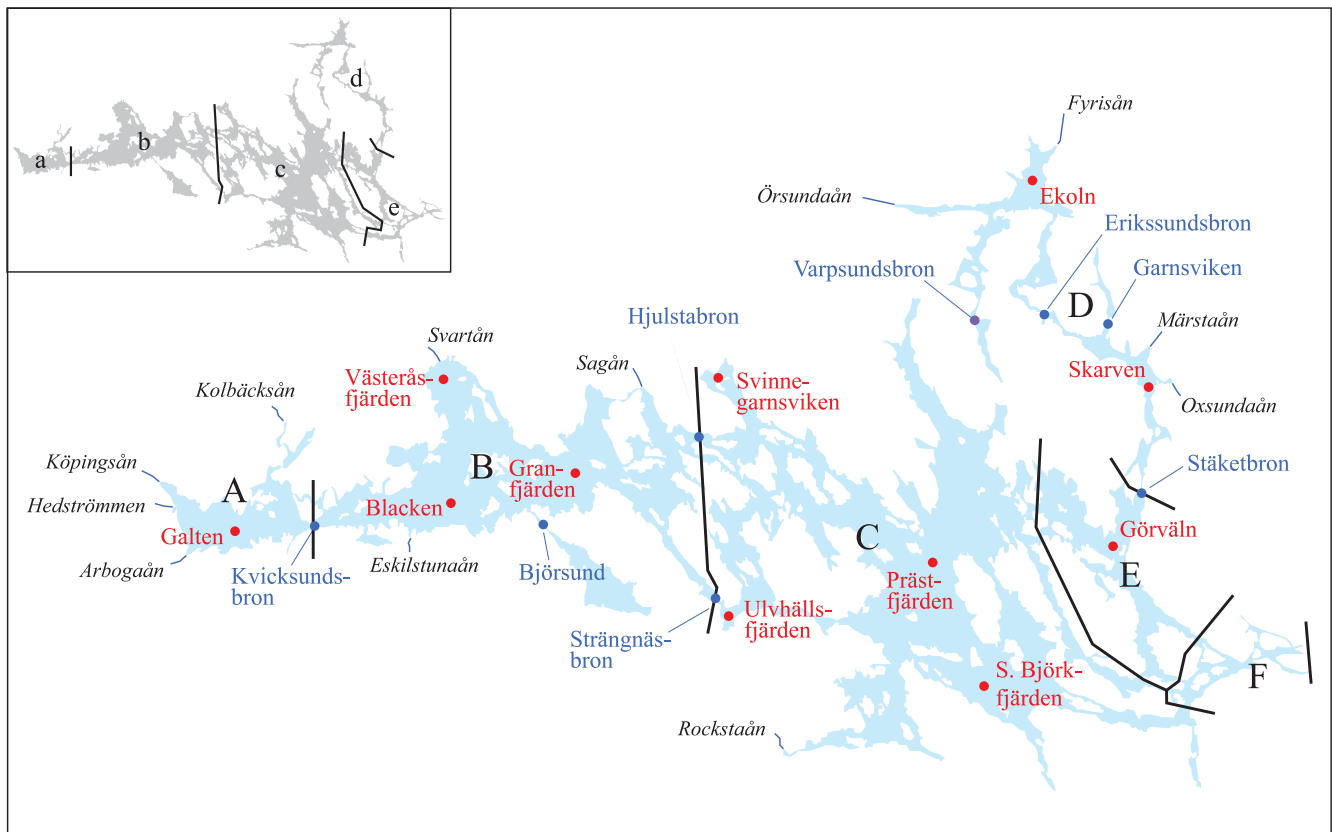
Den ojämnt fördelade tillrinningen till sjön ger upphov till två huvudriktningar längs vilka vattnet transporteras genom sjöbäckenet, en väst-östlig längs Mälarens huvudriktning och en nord-sydlig från fjärdarna söder om Uppsala och vidare mot Görvaln, där de båda vattenmassorna möts

och blandas. Markanta skillnader i tillrinningsområdets jordartssammansättning mellan de områden som dräneras till den västra delen och de som dräneras till den norra delen är en huvudorsak till skillnaderna i vattenkemi mellan Mälarens olika delbassänger. I nordost är moränen relativt näringsrik och ovanpå den har lagrats näringsrika och delvis karbonatrika leror, medan andelen torvmarker är ringa. Detta leder till att avrinnande vatten blir väl buffrat mot försurning, får högt innehåll av näringsämnen och har tämligen ringa vattenfärg. I områdena i nordväst, vilka är belägna över högsta kustlinjen, är förhållandena närmast omvända: jordarna är karbonat- och näringsfattiga och andelen torvmarker är hög, vilket ger ett tämligen dåligt buffrat, näringsfattigt vatten med relativt hög vattenfärg. Berggrunds- och jordartsfördelningen i tillrinningsområdet påverkar således den naturliga variationen i vattenkvalitet mellan fjärdarna. Denna variation förstärks ytterligare av skillnader i vattenomsättning mellan fjärdarna (se kapitel 1.2).

Förutom ovan nämnda naturliga påverkan på Mälaren finns det också en lång historia av mänsklig påverkan. Ända sedan vikingatiden då ca 50 000 människor var bosatta i Mälärområdet fram till idag då ca 1,2 miljoner människor, eller en åttondel av Sveriges befolkning, är bosatta i tillrinningsområdet har den mänskliga påverkan varit betydande. Dagens påverkan utgörs främst av avloppsutsläpp från bebyggelse och industrier, samt läckage från jordbruksmarker. Till detta kommer också att en stor del av Storstockholms befolkning är bosatt just utanför tillrinningsområdet, men genom olika aktiviteter ändå kan påverka förhållandena i sjön (båttrafik, friluftsliv, fiske mm).

## 1.2. Mälarens bassänger och deras vattenutbyte

Mälaren avsnördes från havet och blev gradvis en insjö under 1100 och 1200-talen då åströsklarna vid Norrström genom landhöjningen kom allt närmare vattenytan. Vattenståndsskillnaden mellan Mälaren och Östersjön har trots landhöjningen förblivit ca 0,5 m vid medelvattenstånd. Detta beror på att trösklarna i Stockholm består av löst åsgrus som successivt eroderats ned. Denna ”naturliga” sjösänkning har dock upphört i och med Mälarens reglering. Mälaren har sedan lång tid tillbaka varit partiellt reglerad, men först genom vattendomarna åren 1943 och 1968 uppnåddes en mer samlad reglering av sjöns vattennivå. Mälarens



Figur 1.2. Mälarens olika delbassänger med avgränsningar markerade med grövre linjer, provtagningsstationer i fjärder markerade med röda prickar och i sund med blå prickar. Tidigare använd bassängindelning visas i övre vänstra hörnet.

rens vattenstånd regleras idag av totalt åtta dämmen och utloppet. Vattenståndet tillåts idag variera med 0,7 m.

Noterbart är att i en så stor sjö som Mälaren spelar skillnader i landhöjning mellan den norra och södra delen en viss roll för sjöns utveckling. I norr är landhöjningen ca 5 dm per århundrade, medan den vid trösklarna i Stockholm endast är 4 dm. Mälaren tippas således sakta mot söder.

Mälarens flikighet och örikedom gör att sjön kan delas in i tydligt avgränsade bassänger. I denna rapport har en ny bassängindelning använts (figur 1.2). Den bygger på den ”ursprungliga” indelningen i 5 bassänger (övre vänstra hörnet i figur 1.2) som gjordes redan på 1800-talet (Ekman 1877), men med skillnad att den Stockholmsnära bassängen (E) delats upp i två olika bassänger (E och F). Denna nya indelning har gjorts p.g.a skillnader i

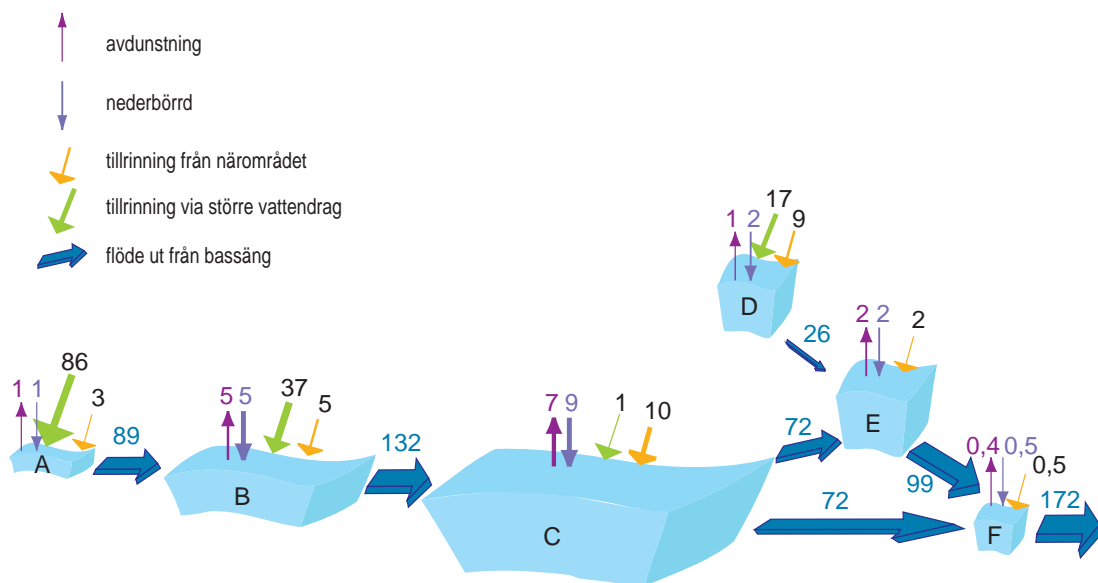
vattenkvalitet inom ”gamla” bassäng E och önskemål om en bassängindelning som möjliggör tillförlitligare modellering av vattenkvaliteten i fjärden Görväl. Den nya indelningen i 6 bassänger har således använts i den fosformodell för Mälaren som tagits fram (kap. 6).

Bassäng A utgörs av fjärden Galten vid Köping (fram

Tabell 1.2. Arealer, volymer, djupförhållanden och vattenutbyte i Mälarens bassänger.

Bassäng	Areal (km <sup>2</sup> )	Volym (km <sup>3</sup> )	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)	Vattenutbyte (år)
A	61	0,21	3,4	19	0,07
B	306	2,57	8,4	35	0,6
C	512	8,57	16,9	60	1,8
D	94,1	1,08	11,5	50	1,2
E	96,5	1,32	14,0	63	0,4
F	26,4	0,28	10,4	35	0,05
Mälaren	1096	14,03	12,8	63	2,8

### Vattenbalans $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$



Figur 1.3. Vattenbalans för de olika MälARBASSÄNGERNA. Genomsnittliga flöden i  $\text{m}^3/\text{s}$  för perioden 1981–95. Nettoflödet mellan bassängerna har beräknats som skillnad mellan tillskott och avdunstning.

till Kvicksund), bassäng B är fjärdarna mellan Kvicksundsbron och linjen Hjulsta bro–Strängnäsbron (väg 55), bassäng C är den största bassängen och utgörs främst av Mälarens centrala delar med Björkfjärdarna och Prästfjärden, men även mer västliga fjärdssystem såsom Grönsöfjärden och Oknöfjärden ingår, bassäng D är fjärdarna norr om Stäket, bland annat Skarven, Skofjärden och Ekoln, bassäng E är utgörs av Görvältn, Näs-fjärden och Lambarfjärden och slutligen bassäng F, närmast utloppet, utgörs av småfjärdarna mellan öarna i Stockholms stad.

Mälarens fjärdar uppvisar stora skillnader i morfologi och vattenomsättning (se tabell 1.2). Sjön som helhet kan betraktas som relativt grund med ett medeldjup på 12,8 m och ett djup på mindre än 3 m i drygt 20% av sjön. Bassängernas olika volymer i kombination med tillrinningen avgör vilken uppehållstid vattnet får i respektive bassäng. Bassäng A som tar emot hälften av tillrinningen och som har minst volym har därför den snabbaste vattenomsättningen tillsammans med bassäng F, som mottar stora flöden från bassäng C och E. Den teoretiska omsättningstiden för bassäng A och F är 0,5–1 månad och för hela Mälarens sjövolym 2,8 år. Djupförhållandena har också betydelse. I grunda bassänger blir ämnesomsättningen intensivare än i

djupa, dels för att större bottenarealer har kontakt med varmt ytvatten och dels för att större bottenarealer är utsatta för vind/vågpåverkan och uppvirvling av sediment.

Mälarens vattenbalans, d v s vattenflödena till och från de olika bassängerna sammanfattas i figur 1.3. Nettoflödet mellan bassängerna har beräknats för perioden 1981–95 utgående från tillrinning från land, samt nederbörd på och avdunstning från sjöytan. Avdunstningen har beräknats med hjälp av Pennmans ekvation styrd av temperatur-, vind- och luftfuktighetsdata från Ultuna meteorologiska station i Uppsala. I figur 1.3 är förluster ut ur Mälaren via slussning och överledning av vatten till Östersjön inkluderade i utflödet ur bassäng F. Totalt antas att i medeltal 11  $\text{m}^3/\text{s}$  förloras på detta sätt. Denna siffra är baserad på skattningar gjorda i Persson m fl (1991). Vid beräkning av vattenflödena mellan bassängerna har antagits att vattnet strömmar mot utloppet i samtliga sund, d v s returströmmen är försumbar.

Vattenomsättningen är en nyckelfaktor för bassängernas självrenande förmåga. I bassänger med långsam vattenomsättning ”tvättas” större andel av tillförda ämnen ur vattenmassan och fastläggs i sedimenten, jämfört med bassänger med snabb vattenomsättning. Detta gör också att olika bassängerna

turligt har olika bakgrunds nivåer för olika ämnen.

Mälarbassängernas stora variation vad gäller morfologi och vattenkvalitet gör att sjön också hyser en stor mångfald av biotoper. I Mälaren förekommer dels en välutvecklad pelagialzon (fria vattenmassan utanför vegetationsbältet), dels stora områden med en karakteristisk vindskyddad litoralzon (grunda bottenområden med rotade växter), dels stora områden med en vindexponerad litoralzon (bränningszon, utan rotade växter) och slutligen förekommer en mycket tydlig profundalzon (djupa bottenområden som saknar gröna växter).

### 1.3. Genomförda åtgärder efter 1985

I den senaste utvärderingen av miljötillståndet i Mälaren (Persson 1991, Persson m fl 1991, Willén m fl 1990) redovisades genomförda åtgärder för att minska fosfor- och kvävetillförseln fram till 1985. Nedan redovisas åtgärder som genomförts efter 1985 baserat på information från berörda länsstyrelser och kommuner. Sammanställningen gör inte anspråk på att vara fullständig, men ger ändå en bild av vilka huvudstrategier berörda län och kommuner valt i sitt åtgärdsarbete med avseende på fosfor- och kvävetillförseln till Mälaren.

#### 1.3.1. Avloppsreningsverk (ARV) inkl. bräddning och dagvatten

Mer betydande minskningar i utsläpp från kommunala avloppsutsläpp efter 1985 kan enbart noteras i Stockholms län, främst beroende på att utsläppet från Bromma ARV avleddes till Östersjön 1989, vilket innebar att ca 44 milj m<sup>3</sup> avloppsvatten, motsvarande ca 22 ton fosfor och 1000 ton kväve per år, avlastades Mälaren. Dessutom lades Eolshälls ARV ner 1984/85 vilket innebar en avlastning av Mälaren med 12,5 milj m<sup>3</sup> avloppsvatten, motsvarande 12,3 ton fosfor och 180 ton fosfor per år.

Bland åtgärder vid ”mindre” ARV kan nämnas att Ekeby ARV (Södertälje) lades ner 1993 när avloppsvattnet istället leddes till Östersjön via Himmerfjärdsverket. Detta motsvarar en minskad belastning på Mälaren med ca 13–30 kg fosfor och 3–3,5 ton kväve per år. Stenhamra och Svartsjö avloppsreningsverk (Ekerö) har också lagts ner. Avloppsvattnet leds till Ekebyhov avloppsreningsverk och vidare ut i Mälaren. Detta motsvarar en minskad belastning på Mälaren på ca 80–100 kg fosfor per år.

Det enda större kvarstående avloppsreningsverk i Stockholms län med utsläpp till Mälaren är Ekebyhov (Ekerö). I Ekerö kommun har dessutom tio mindre reningsverk byggts, vilket innebär jämnare resultat i Ekebyhov med relativt få överskridanden av gränsvärdet för fosfor i utgående vatten (0,5 mg/l).

Ett sätt att minska utsläppen från kommunala ARV är att leda det renade avloppsvattnet till Mälaren via en våtmark. Denna metod har börjat tillämpas vid Strängnäs ARV, samt vid Ekeby ARV i Eskilstuna kommun. Försök pågår också med poleringsdammar efter några mindre ARV i Eskilstuna kommun.

I flera kommuner har åtgärder genomförts för att minska utsläppen till Mälaren via dagvatten och bräddning. Inom Stockholm Vattens upptagningsområde har man genom byggandet av magasinen Alvik och Rålambshov 1989, samt Ormen 1993 minskat utsläppen av bräddvatten med ca 120 000 m<sup>3</sup> motsvarande ca 240 kg fosfor och 1200 kg kväve per år. I Eskilstuna har man under 1999 byggt en uppsamlingsreservoar i Vilsta som ska räcka för 2 års nederbörd. Dagvattenmagasin har också byggts i Strängnäs kommun och tanken är att man i framtiden ska jobba mer med detta vid nybyggnation.

#### 1.3.2. Industrier

Vad gäller industriutsläpp är läget i stort sett oförändrat sedan 1985. Noterbart kan vara smärre insidenter under 1998 i form av driftstörningar vid några industrier i Strängnäs – DSM (tidigare Fermenta) och Pharmacia. DSM har haft have-ri och släppt ut fosfor över riktvärdet. Pharmacia har också haft problem i sitt reningsverk med förhöjda fosforutsläpp till Mälaren som följd.

#### 1.3.3. Enskilda avlopp

I flera mälarkommuner pågår ett löpande arbete med att förbättra standarden på enskilda avlopp. I t ex Ekerö kommun har ca 170 avloppsanläggningar åtgärdats sedan 1985. I Upplands Väsby kommun har enskilda avloppsanläggningar anslutits till Käppalaverket och belastar numera havet. I Eskilstuna kommun godkänns inga nya enskilda avloppsanläggningar vid mälarstranden. I Uppsala län kräver kommunerna upprustning av avloppsanläggningar när bygglov begärs för ny/ombyggnation, vilket oftast innebär att en infiltrationsanläggning med trekammarbrunn måste anläggas. Kommunerna har också påbörjat en aktiv sanering av befintliga enskilda avlopp.



#### 1.3.4. Jordbruk/jordbruksmark

I och med att man kan erhålla miljöstöd från EU för att anlägga skyddszoner längs vattendrag i jordbrukslandskapet så har denna åtgärd fått relativt stort genomslag. I Västmanlands län har EU-stöd delats ut till anläggande av 600 km skyddszoner och Stockholms län finns för närvarande ca 250 km skyddszoner. En kontroll av hur stor andel av dessa kantzoner som ligger inom Mälarens avrinningsområde på-

går. Ett fåtal dammar och våtmarker har också anlagts sedan 1985. Ett exempel är Tandlaområdet söder om Eskilstuna, där en rad dammar och våtmarker har anlagts. Vilken effekt denna typ av åtgärder kan ha på åkermarks bidrag till näringsbelastningen på Mälarens tillflöden är ännu för tidigt att uttala sig om.



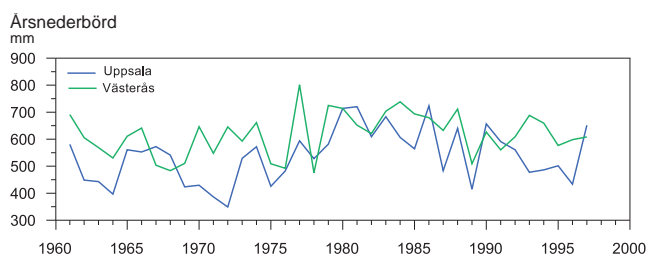
FOTO: ANDERS GEIDEMARK

## 2. Klimatpåverkan

Två mätstationer från SMHI valdes för utvärdering av förändringar i klimatet under de senaste 30 åren – Västerås och Uppsala flygplats. Väderförhållandena har varierat kraftigt under perioden. Den tydligaste förändringen i väderförhållandena är att vintertemperaturen (december till februari) har stigit kraftigt efter 1988 med resultat att islossningen nu sker ca en månad tidigare. Betydelsen av klimatpåverkan för observerade kemiska och biologiska förändringar i Mälaren diskuteras närmare i de efterföljande kapitlen.

### 2.1. Nederbörd

Årsnederbörden i Västerås ligger under de flesta år högre än i Uppsala (figur 2.1). Medelvärdet från referensperioden 1961 till 1990 är 618 mm per år i Västerås och 541 mm i Uppsala. Den regnigaste perioden de senaste 30 åren var mellan 1980 och 1986 både i Västerås och i Uppsala. Samma period var det högt vattenstånd i Mälaren och hög vattenföring i tillflöden och utlopp.

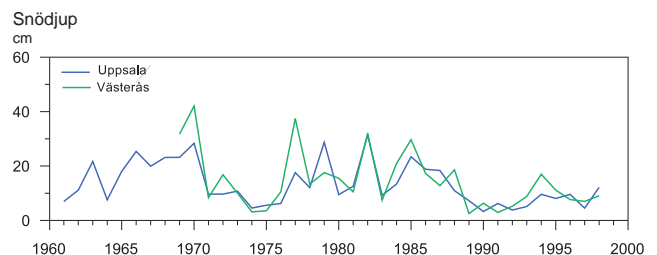


Figur 2.1. Årsnederbörd vid Uppsala och Västerås flygplats från 1961 till 1998. Den verkliga nederbördsmängden är underskattad eftersom vind orsakar att nederbördsräknaren registrerar för lite nederbörd.

Snödjupet varierar ganska likartat i Västerås och Uppsala (figur 2.2). Hela 1990-talet registrerades mycket mindre snö än under 1980-talet. Bara 1974 och 1975 kom det lika lite snö som under början av 1990-talet. Lite snöfall har stor betydelse för växtplanktonutvecklingen under våren eftersom ljusförhållandena i vattnet blir mycket gynnsammare om det inte finns snö på isen. Växtplankton börjar växa redan under isen om ljusförhållandena är tillräckligt bra i vattnet.

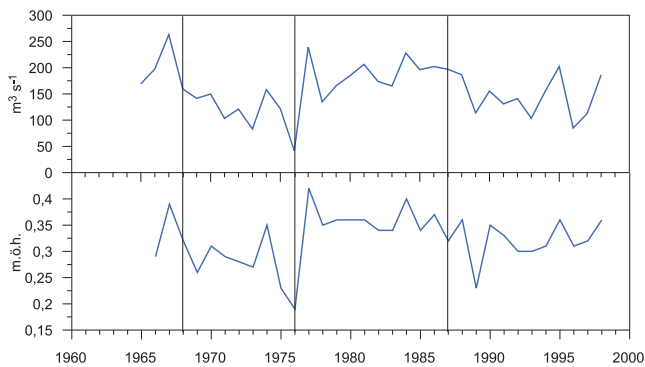
### 2.2. Vattenföring och vattenstånd

Vattenföringen i Mälarens utlopp mäts vid Norrström i Stockholm. Medelvattenföringen för perioden 1961 till 1990 var 164 m<sup>3</sup>/s. 1967 var ett extremt år med mycket hög vattenföring (263 m<sup>3</sup>/s) medan 1976 var ett extremt år med mycket låg vattenföring (42 m<sup>3</sup>/s) (figur 2.3). Vattenföringen varierar mindre än nederbörden och uppvisar en förvånansvärd regelbundenhet i variationen. Lågvattenperioder,



Figur 2.2. Medelsnödjupet vid Uppsala och Västerås flygplats under vintrarna 1961 till 1998.

#### Vattenföring och vattenstånd



Figur 2.3. Årsmedelvattenföring i Mälarens utlopp vid Norrström (överst) och årsmedelvattenståndet i Mälaren uppmätt i Stockholm (underst).

som till exempel 1968 till 1976, växlar med nästan lika långa högvattenperioder (1977 till 1987). Vattenståndet i Mälaren visar samma mönster som vattenföringen (figur 2.3).

### 2.3. Temperatur och vind

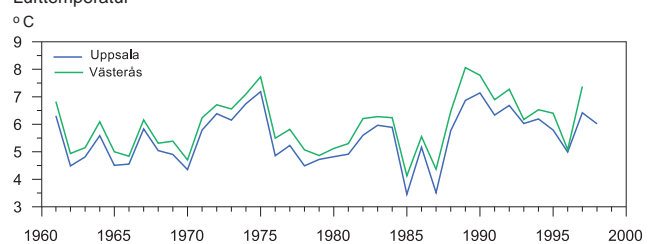
Lufttemperaturen ligger konstant något högre i Västerås än i Uppsala (figur 2.4). Årsmedeltemperaturen under perioden 1961 till 1990 var  $5,4^\circ\text{C}$  i Uppsala och  $5,9^\circ\text{C}$  i Västerås. Med undantag för 1996 ligger alla årsmedelvärden från 1990-talet högre än genomsnittet. Det är framförallt vintern (december till februari) som har blivit varmare under 1990-talet.

Vindhastigheten är kopplad till temperaturen (figur 2.4). Liksom temperaturen var vindhastigheterna genomgående höga under 1990-talet (figur 2.5). Efter 1981 följer vindhastigheten i Västerås den i Uppsala men vindhastigheten i Västerås var lägre än i Uppsala.

### 2.4. Islossning

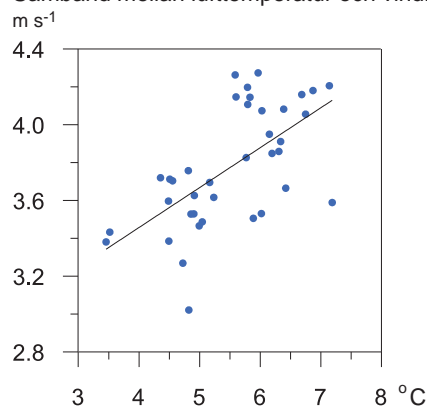
De mest markanta ändringarna i klimatet kan avläsas från islossningsdata. Från 1989 har vintrarna varit varmare med resultatet att islossningen skett mycket tidigare under 1990-talet jämfört med tidigare. I Görvåln fanns det inget sammanhängande istäcke alls under vintrarna 1989 och 1990 (figur 2.6). En tidig islossning betyder att hela vattenmassan börjar blanda sig tidigare. Dessutom förbättras ljusklimatet i vattnet när isen har gått vilken har stor betydelse för växtplanktonproduktionen. Islossningen från 1963 till 1988 i Görvåln ägde vanligen rum kring den 18 april. Från 1989 har islossningen skett mer än en månad tidigare, kring den 12 mars.

#### Lufttemperatur

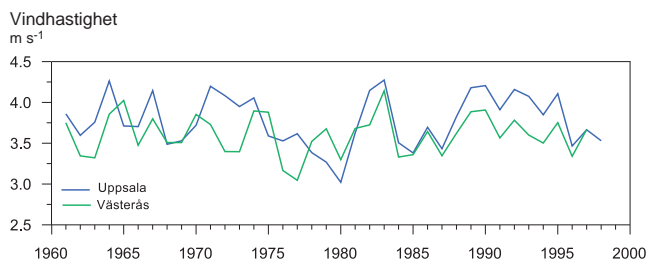


Figur 2.4. Årsmedelvärden för lufttemperatur vid Uppsala och Västerås flygplats under perioden 1961 till 1998.

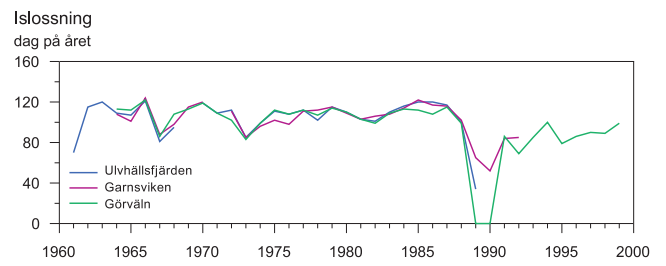
#### Samband mellan lufttemperatur och vindhastighet



Figur 2.5. Årsmedelvärde för vindhastighet vid Uppsala och Västerås flygplats under perioden 1961 till 1998.



Figur 2.6. Årsmedelvärde för vindhastighet vid Uppsala och Västerås flygplats under perioden 1961 till 1998.



Figur 2.7. Islossningsdag i Ulvhällsfjärden, Garnsviken och Görvåln under perioden 1961 till 1999.



FOTO: ANDERS GEIDEMARK

# 3.

## Vattenkemi i Mälarens tillflöden och utlopp

Provtagningar i Mälarens tillflöden och utlopp syftar främst till att (a) beskriva vattenkemiskt tillstånd och förändringar, (b) ge underlag för beräkning av massbalanser för olika ämnen som tillförs Mälaren, samt (c) ge underlag för beräkning av ämnestransporter i Mälarens utlopp. I detta kapitel är det i första hand punkterna b och c som behandlas och då främst med avseende på kväve och fosfor. En beskrivning av tillståndet i Mälarens tillflöden med avseende på syretärande ämnen (organiskt material), vattenfärg (absorbans), och surhet (alkalinitet och pH) presenteras också. Mätprogrammen i tillflödenas mynningsstationer samt i utloppet beskrivs närmare i fakta 3.1.

### 3.1. Haltutveckling för kväve och fosfor

I figur 3.1–3.2 redovisas årsmedelhalterna av totalkväve och totalfosfor i Mälarens tillflöden och utlopp 1965–98. I diagrammen visas också trendlinjer beräknade med linjär regression. Både fosfor- och kvävehalternas mellanårsvariation påverkas av variationer i vattenföring. Större varaktiga förändringar av näringsbelastningen på vattendragen resulterar dock i trender sett över längre tidsperioder. Detta är speciellt tydligt för fosforhalterna i slutet av 1960-talet och början av 1970-talet som minskade kraftigt i många vattendrag till följd av utbyggnad av kemisk fällning i reningsverken. Haltminskningen var störst och gick snabbast i Märstaån och Oxundaån. Anledningen till detta var att av-

#### Fakta 3.1. Mätprogram

Sedan starten 1965 och fram till 1995 ingick mynningsstationerna i samtliga större tillflöden till Mälaren samt utloppet i det nationella PMK-programmet. 1996 överfördes flertalet stationer till regional miljöövervakning, medan några vattendrag fortsatt att ingå i det nationella programmet. Kvarvarande nationella stationer finns i Sagån, Örsundaån och utloppet Norrström. Övriga mynningsstationer ingår sedan 1996 i olika program för samordnad recipientkontroll. Detta har i många fall inneburit förändringar i mät-

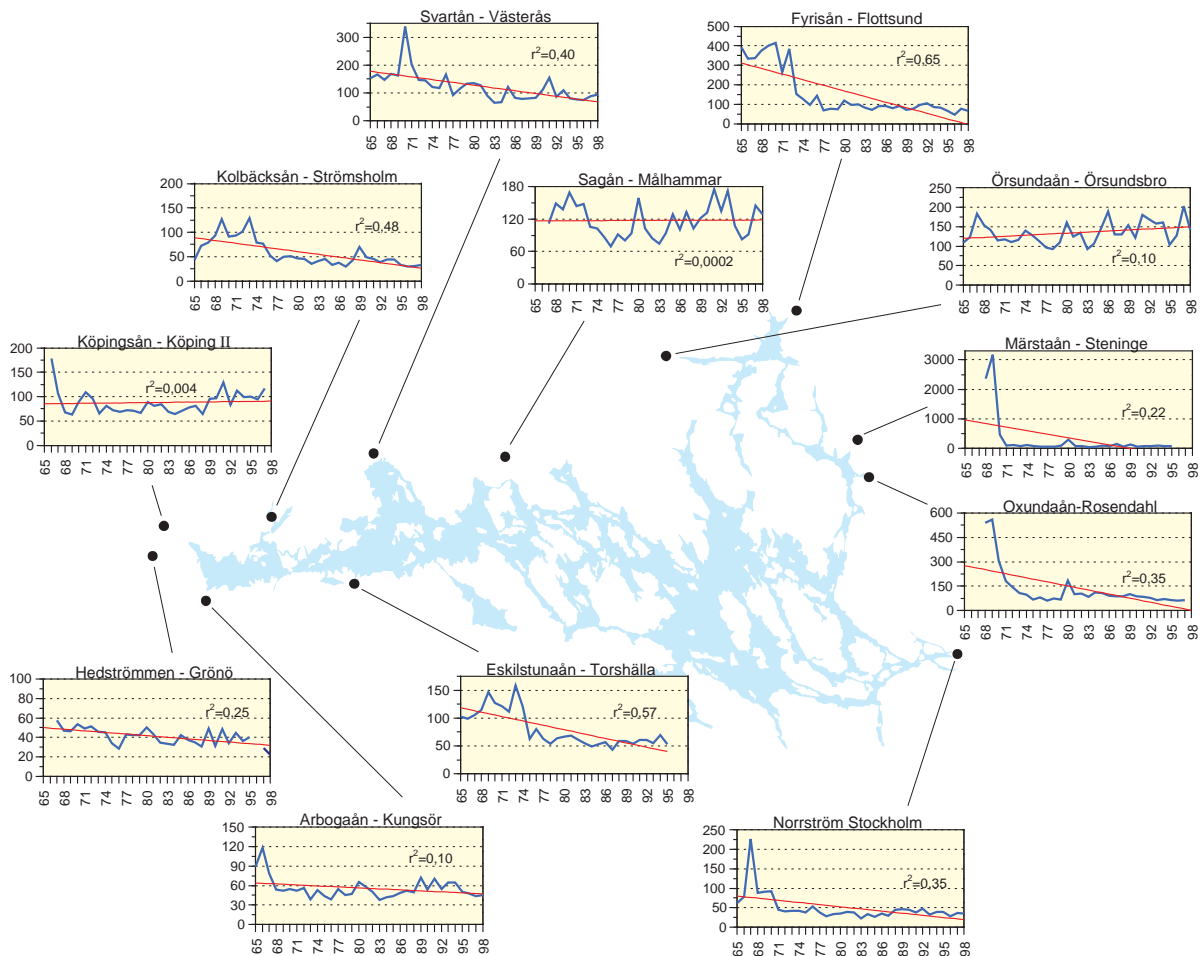
programmen, framförallt vad gäller mätvariabler. Kjeldahlkväve och permanganatförbrukning ( $\text{KMnO}_4$ ) mäts tex inte längre på flertalet stationer, vilket reducerar möjligheterna att analysera hela tidsserien för totalkväve samt organiskt material. Större konstituenterna ingår oftast inte heller i samordnad recipientkontroll.

Provtagningsstationer för vattenkemi i Mälarens tillflöden och utlopp visas i figur 1.2. Provtagning görs i den centrala delen av strömfåran på 0,5 m djup. På samtliga stationer utom i en utförs provtagning i mitten av varje månad 12 ggr/år. Undantaget är Köpingsån där provtagning görs va-

rannan månad, dvs 6 ggr per år.

I de flesta vattendrag mäts följande variabler: vattenföring, temperatur, syrgas, pH, konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, alkalinitet, ammoniumkväve, nitrit+nitratkväve, kjeldahlkväve, totalkväve, fosfatfosfor, totalfosfor, kisel, TOC (totalt organiskt kol), absorbans 420 nm före och efter filtrering, permanganatförbrukning ( $\text{KMnO}_4$ ), slamhalt, järn, mangan och aluminium. Övriga metaller mäts i de nationella vattendragen (Sagån, Örsundaån och utloppet Norrström) samt i Fyrisån, Kolbäcksån och Svartån.

## Totalfosfor ( $\mu\text{g P/l}$ )



Figur 3.1. Årsmedelhalter totalfosfor i Mälarens tillflöden och utlopp samt trendlinje beräknad med linjär regression och linjens statistiska förklaringsgrad ( $r^2$ -värde).

loppsvattnet från större samhällen avleddes till Östersjön. Efter de minskade fosforhalterna i början av mätperioden har halterna varit mer eller mindre konstanta fram till idag. Detta gäller också utloppet vid Norrström. I Köpingsån och Örsundaån finns en svag tendens till ökande fosforhalter de senaste åren.

Kvävehalterna ökade i de flesta vattendrag i början av mätperioden, sannolikt till följd av ökad anslutning av tätortsbefolkningen till kommunala reningsverk tillsammans med ökad atmosfärisk deposition. Märstaån och Oxundaån utgör dock undantag med minskande fosfor- och kvävehalter under hela mätperioden. Tendenser till ökande kvävehalter de senaste åren finns i Köpingsån, Sagån och Fyrisån. I Mälarens utlopp minskade kvävehalterna med ca 20% kring 1989 för att sedan ligga kvar på en något lägre nivå. Detta kan sannolikt helt förklaras av att Bromma avloppsreningsverk avleddes till Östersjön 1989, vilket innebar en avlastning av den stockholmsnära basängen med ca 1000 ton kväve/år.

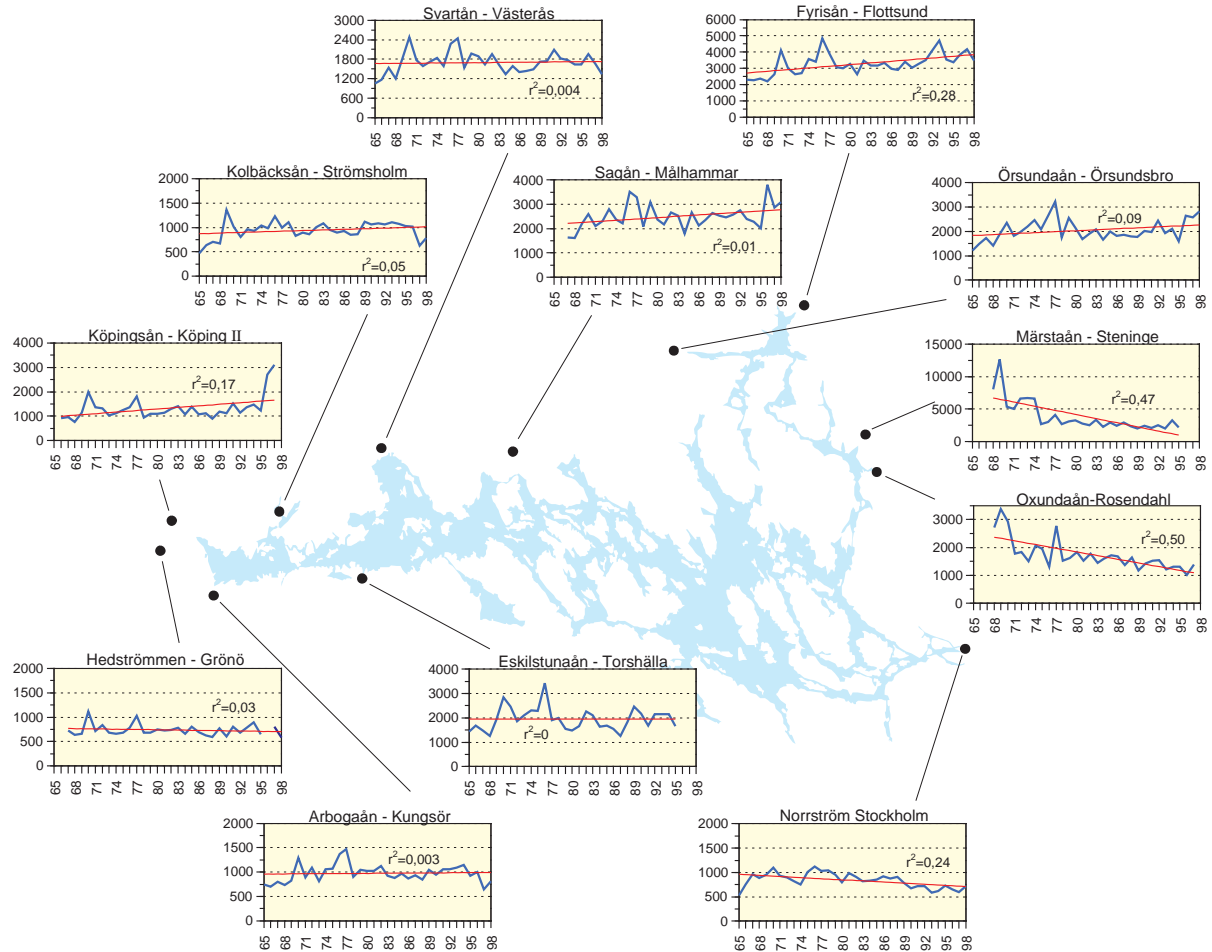
## 3.2. Tillståndsbedömningar

### 3.2.1. Fosfor och kväve

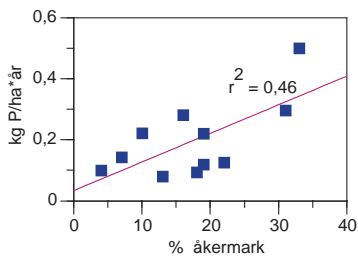
För bedömning av tillståndet i Mälarens tillflöden och utlopp med avseende på näringsämnen kväve och fosfor har Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag använts (Naturvårdsverket 1999; se tabell 3.1 nedan). Tidigare bedömningsgrunder för vattendrag utgick från koncentrationer av kväve och fosfor. Detta har dock ersatts av arealspecifika förluster av kväve och fosfor i de nya bedömningsgrunderna. Den arealspecifika förlusten av näringsämnen fokuserar på vattendragens betydelse vad gäller transporter i vattendragen och belastning på sjöar och havsområden. Areal specifik förlust utgör också ett indirekt mått på produktionsförutsättningarna för vattendragens växt- och djursamhällen.

Areal specifika förluster avser resultat av haltmätningar

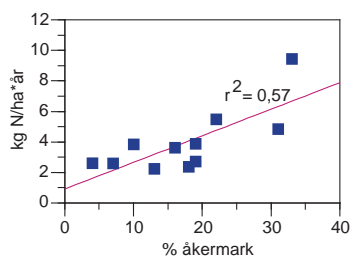
## Totalkväve (µg N/l)



Figur 3.2. Årsmedelhalter totalkväve i Mälarens tillflöden och utlopp samt trendlinje beräknad med linjär regression och linjens statistiska förklaringsgrad ( $r^2$ -värde).



Figur 3.5. Samband mellan arealspecifik förlust av fosfor i Mälarens tillflöden under perioden 1993–95 och andel åkermark enligt SCB (1998).



Figur 3.6. Samband mellan arealspecifik förlust av kväve i Mälarens tillflöden under perioden 1993–95 och andel åkermark enligt SCB (1998).

12 ggr/år under 3 år, samt uppmätt eller beräknad dygnsvattnenföring. För Mälarens tillflöden och utlopp har uppgifter om dygnsvattnenföring multiplicerats med motsvarande koncentrationer som erhållits genom linjär interpolering mellan mättillfällena. De framräknade dygnstransporterna har summerats årsvis för att erhålla årstransporten. Areal-specifika förluster har sedan erhållits genom division med avrinningsområdets areal.

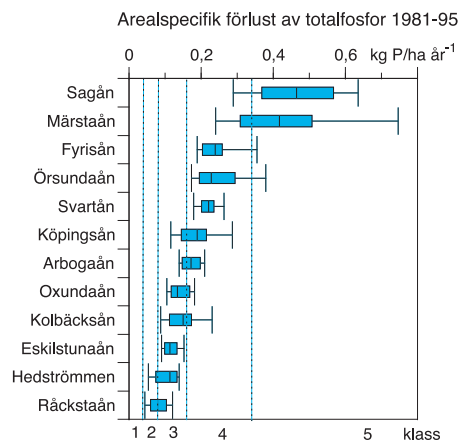
I figur 3.3 och 3.4 redovisas arealspecifika förluster av fosfor och kväve för perioden 1981–95 i form av boxdiagram som visar 10, 25, 50 (medianen), 75 och 90 percentilerna. Vattendragen har rangordnats från högst medianförlust överst till lägst medianförlust underst.

Mellanårsvariationen i fosfor- och kväveläckage är stor och beror till största delen på naturliga variationer i vatten-

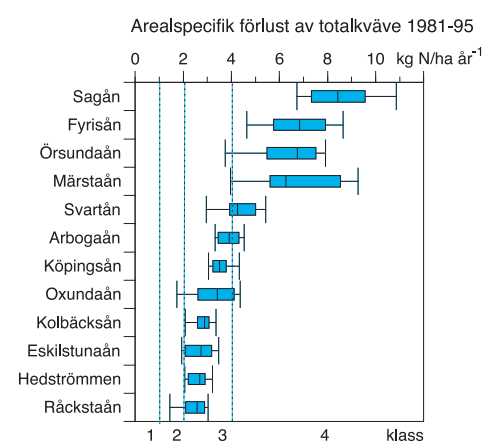
föring. Bedömning av arealspecifika förluster av fosfor och kväve i enskilda vattendrag bör därför baseras på så långa tidsperioder som möjligt.

Som framgår av figur 3.3 och 3.4 kan de arealspecifika kväveförlusterna enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) klassas som höga (klass 4)

i Sagån, Fyrisån, Örsundaån och Märstaån. I två av dessa vattendrag – Sagån och Märstaån – kan dessutom fosforförlusterna klassas som mycket höga (klass 5). I övriga vattendrag kan kväveförlusterna klassas som måttligt höga (klass 3) och fosforförlusterna som måttligt höga till höga (klass 3-4). Enligt bedömningsgrunderna bör avrinnings-



Figur 3.3. Boxdiagram som visar arealspecifika förluster av fosfor i Mälarens tillflöden för perioden 1981-95. 90% av alla data ligger inom det markerade intervallet och 50% inom "boxarnas" intervall. Linjen i "boxarna" markerar medianvärdet. Klassgränserna för olika tillståndsklasser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har markerats med streckade linjer.



Figur 3.4. Boxdiagram som visar arealspecifika förluster av kväve i Mälarens tillflöden för perioden 1981-95. 90% av alla data ligger inom det markerade intervallet och 50% inom "boxarnas" intervall. Linjen i "boxarna" markerar medianvärdet. Klassgränserna för olika tillståndsklasser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har markerats med streckade linjer.

Tabell 3.1. Klassificering av tillstånd i vattendrag med avseende på arealspecifika förluster av kväve och fosfor enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999).

#### KVÄVE

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust (kg N/ha år <sup>-1</sup> )	Normalläckage – olika marktyper
1	Mycket låga förluster	≤ 1,0	Fjällhed och fattiga skogsmarker
2	Låga förluster	1,0 – 2,0	Icke kvävemättad skogsmark i norra och södra Sverige
3	Måttligt höga förluster	2,0 – 4,0	Opåverkad myrmark, påverkad skogsmark, ogödslad vall
4	Höga förluster	4,0 – 16,0	Åkermark i slättbygd
5	Mycket höga förluster	> 16	Odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning

#### FOSFOR

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust (kg P/ha år <sup>-1</sup> )	Normalläckage – olika marktyper
1	Mycket låga förluster	≤ 0,04	Lägsta förlust från opåverkad skogsmark
2	Låga förluster	0,04 – 0,08	Vanlig skogsmark
3	Måttligt höga förluster	0,08 – 0,16	Hyggen, myr/torvmark, ej erosionsbenägen åkermark
4	Höga förluster	0,16 – 0,32	Åkermark i öppet bruk
5	Mycket höga förluster	> 0,32	Erosionsbenägen åkermark



områden med extremt stora kväve- och fosforförluster prioriteras i åtgärdsarbetet ( $> 32 \text{ kg N/ha} \cdot \text{år}^{-1}$  och  $> 0,64 \text{ kg P/ha} \cdot \text{år}^{-1}$ ). Dessa gränser överskrids enstaka år för fosfor och då i Sagån och Märstaån.

Det är avrinningsområden med stor andel åkermark som också har de högsta specifika kväve- och fosforförlusterna. I figur 3.5 och 3.6 har andelen åkermark i avrinningsområdena avsatts mot de specifika kväve- respektive fosforförlusterna. Linjär regression visar att hela 46% av variationen mellan vattendragen i fosforhalter respektive 57% av variationen i kvävehalter kan förklaras enbart med andelen åkermark.

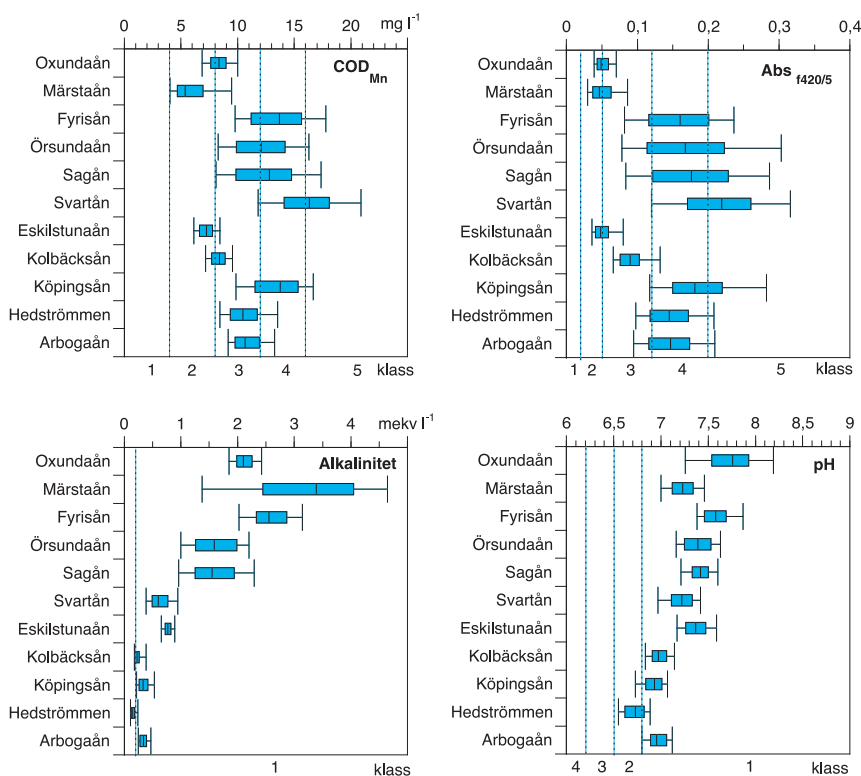
### 3.2.2. Organiskt material

Halterna syretärande organiskt material ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) i tillflödena spannar över två till tre tillståndsklasser enligt bedömningsgrunderna (figur 3.7). I huvuddelen av tillflödena kan

halterna klassas som måttligt höga till höga (klass 3-4). Svartån är det enda vattendrag där medianhalten kan klassas som mycket hög (klass 5) och Märstaån och Eskilstunaån har medianhalter som kan klassas som låga (klass 2). Det tycks inte finnas några geografiska trender i halterna organiskt material. En faktor som verkar ha betydelse är andelen sjöar i tillrinningsområdet. Den stora andelen sjöar i Eskilstunaåns avrinningsområde (Hjälmaren) bidrar till en omfattande sedimentation och nedbrytningen av organiskt material och därmed också låga halter organiskt material i mynningsstationen.

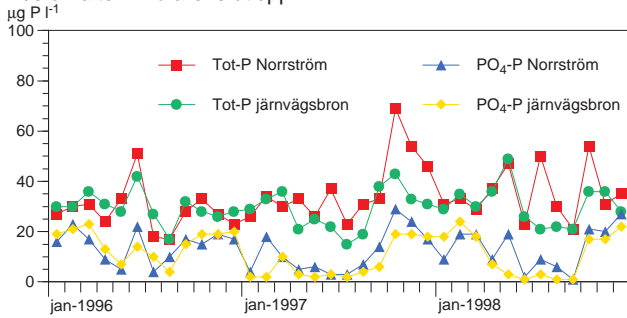
### 3.2.3. Vattenfärg

Vattenfärgen i tillflödena, uttryckt som absorbans för filtrerat prov, uppvisar exakt samma mönster som halterna organiskt material (se figur 3.7).



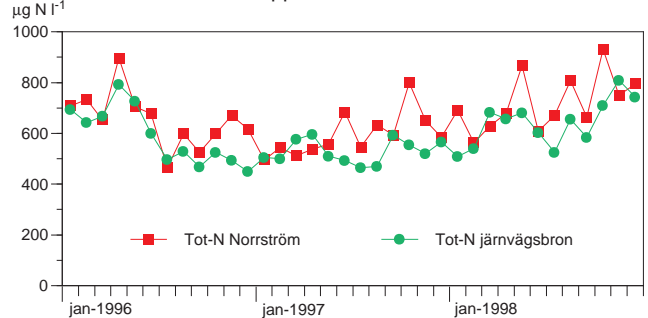
Figur 3.7. Boxdiagram som visar data på organiskt material ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ), absorbans ( $\text{abs}_{420/5}$ ), alkalinitet och pH i Mälarens tillflöden för perioden 1981-95. 90% av alla data ligger inom det markerade intervallet och 50% inom "boxarnas" intervall. Linjen i "boxarna" markerar medianvärdet. Klassgränserna för olika tillståndsklasser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har markerats med streckade linjer.

Fosforhalter i Mälarens utlopp



Figur 3.8. Halt totalfosfor och fosfatfosfor vid månatliga mätningar vid två stationer i Mälarens utlopp under perioden 1996–98.

Kvävehalter i Mälarens utlopp



Figur 3.9. Halt totalkväve vid månatliga mätningar vid två stationer i Mälarens utlopp under perioden 1996–98.

### 3.2.4. Surhet

Både alkalinitet och pH i tillflödena uppvisar en öst-västlig gradient med minskande nivåer från öster mot väster. Detta förhållande avspeglar skillnader i markkemi mellan de höglänta nordvästliga delarna av tillrinningsområdet, vilka är fattiga på buffrande ämnen, och de näringsrika och till viss del kalkrika markerna i NO, vilka har stor buffringsförmåga.

## 3.3. Halter och ämnestransporter i utloppet

Tillförlitligheten i haltmätningarna och transportberäkningarna i Mälarens utlopp har stor betydelse vid beräkning av retentionen av fosfor och kväve samt för bedömning av Mälarens betydelse som belastningskälla för havet. Det är därför viktigt att lokala belastningskällor i nära anslutning till utloppsstationen har så liten påverkan som möjligt på halterna. Eftersom misstankar finns att den ordinarie stationen i Mälarens utlopp Norrström är påverkad av närliggande belastningskällor så tas prover parallellt vid en närliggande station sedan 1996. Denna station är belägen vid järnvägsbron uppströms Norrström. I figur 3.8 och 3.9 redovisas hur fosfor- och kvävehalterna varierat på båda dessa stationer sedan 1996.

Som framgår av figur 3.8 är det mycket små skillnad mellan de båda stationerna med avseende på såväl totalfosfor (Tot-P) som fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P). Det förekommer

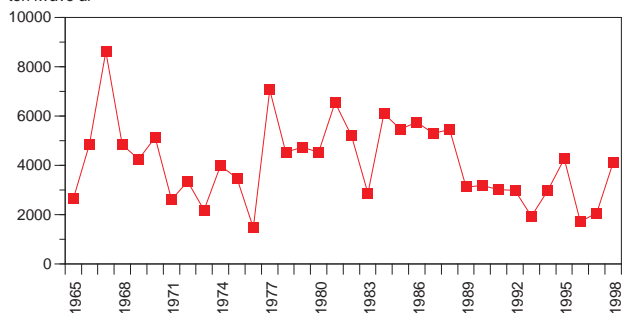
dock enstaka halttoppar i totalfosfor vid stationen i Norrström som inte registreras uppströms vid järnvägsbron. Eftersom fosfatfosfor inte skiljer sig åt vid dessa tillfällen verkar halttopparna utgöras av partikulärt bunden fosfor.

Även vad gäller halterna totalkväve är skillnaderna mellan de båda stationerna små, men med en tendens till något högre halter vid stationen i Norrström. Sammantaget indikerar resultaten från de parallella provtagningarna i Mälarens utlopp att den nya stationen i Mälarens utlopp (järnvägsbron) är mindre påverkad av närliggande belastningskällor och därmed bör ge tillförlitligare resultat. Det behövs dock ett par års provtagningsdata ytterligare för att med säkerhet kunna dra denna slutsats.

Vad gäller ämnestransporterna i Mälarens utlopp är det största intresset knutet till kvävetransporterna, med tanke på Mälarens betydelse som belastningskälla för kusten och havet. Det långsiktiga miljömålet är att kvävetransporterna i Mälarens utlopp begränsas till högst 2 gånger bakgrundstransporten vilket motsvarar en minskning av nuvarande transport med 35% (Kommittén för Mälarens vattenvård 1993).

I figur 3.10 redovisas den årliga kvävetransporten ut ur Mälaren under perioden 1965–98. Som framgår av denna figur är mellanårsvariation mycket stor (ca 5000 ton/år) och beror till stor del på naturliga variationer i vattenföring. De relativt torra åren på 1990-talet ger t ex naturligt lägre transporter än de blöta åren på 1980-talet. Detta gör det mycket svårt att dra slutsatser om trender i kvävetransporterna ut

Kvävetransporter i Mälarens utlopp  
ton kväve år<sup>-1</sup>



Figur 3.10. Årlig kvävetransport i Mälarens utlopp i Norrström under perioden 1965–98.

ur Mälaren och om man har närmat sig det långsiktiga miljömålet.

Kvävehalterna däremot är mindre påverkade av variationer i vattenföring och ger därför ett bättre mått på långsiktiga trender i Mälarens utlopp (se figur 3.2). Det har redan konstaterats att kvävehalterna sjönk ca 20% efter överföringen av Brommaverkens avlopp till Östersjön 1989. Någon ytterligare minskning av kvävehalterna har inte registrerats efter detta.



FOTO: LÄNSSTYRELSEN STOCKHOLMS LÄN

Riddarfjärden med Mälarens utlopp vid Norrström i nedre högra hörnet.

# 4.

## Mälardalens fysikalisk-kemiska tillstånd

Resultaten från utvärderingen av fysikalisk-kemiska variabler redovisas för en variabel i taget på följande sätt: Först redovisas en *tillståndsbedömning* enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) för samtliga provtagningsstationer. Perioden före och efter 1980, dvs belastnings- och avlastningsperioden, jämförs här. Sedan redovisas *långtidsförändringar* under hela perioden 1965–98 som medel-, min- och maxvärden för tre utvalda stationer/bassänger, nämligen Galten, Ekoln och Södra Björkfjärden. Galten och Ekoln representerar bassänger med mycket hög belastning och stor påverkan från tillrinnande vattendrag medan Södra Björkfjärden tillsammans med Prästfjärden är den bassäng som

har lägst närsaltkoncentrationer och liten påverkan från tillrinnande vattendrag. För fosfor redovisas långtidsförändringar för samtliga stationer och halterna jämförs med det kortsiktiga miljömålet (Kommittén för Mälarens vattenvård 1993) och nya bakgrundshalter rekonstruerade från sedimentprofiler (se fakta 4.2). Avslutningsvis redovisas *variationen under säsongen* som medel-, min- och maxvärden baserat på data från 1980.

Sedan 1996 har tre olika laboratorier svarat för provtagningar och analyser. 1996 var det Svelab/Stockholm Vatten, 1997 SLU, inst. för miljöanalys och 1998 KM-lab. Detta har tillsammans med den minskade provtagningsfrekvensen sedan 1996 (se fakta 4.1) försämrat möjligheterna att göra till-



FOTO: MATS GERENTZ

## Fakta 4.1. Mätprogram

Sedan starten 1965 har Mälarens mätprogram reviderats flera gånger. Mätningar av vissa variabler har tagits bort medan andra har lagts till. Dessutom har både provtagningsfrekvens och antal provtagningsstationer ändrats. De största förändringarna i mätprogrammet för fjärdar gjordes 1996. Istället för 7 prov per år (mars, maj, juni, juli, augusti, september, oktober) reducerades provtagningsfrekvensen till 4 prov per år (mars, maj, juli, september).

Provtagningar har sedan 1996 skett vid elva sjöstationer och sex sund. Sjöstationerna är Ekoln, Skarven, Görvaln, Södra Björkfjärden, Granfjärden, Galten, Blacken, Prästfjärden, Ulvhällsfjärden, Västeråsfjärden och Svinnegarnsviken (figur 1.2). Provtagningsstationerna i de sex sunden har varit Strängnäsbron, Kviksundsbron, Hjulsta- bron, Björsund, Stäketbron och Erikssundsbron (figur 1.2). Garnsviken och Varpsundsbron har strukits från provtagningsprogrammet. Här pågick provtagningar fram till 1995.

I de flesta fjärdar mäts följande variabler: Siktdjup, temperatur, syrgas, pH, siktdjup, konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, alkalinitet, ammoniumkväve, nitrit+nitratkväve, kjeldahlkväve, fosfatfosfor, totalfosfor, kisel, TOC (totalt organiskt kol), absorbans 420 nm före och efter filtrering, permanganatförbrukning, järn, mangan och klorofyll.

förlitliga tillståndsbedömningar för Mälaren. Många variabler uppvisar stora avvikelser 1996 och 1998 jämfört med tidigare års data. På grund av detta har tillståndsbedömningarna gjorts utifrån data fram till 1995. Detta bedöms dock inte påverka tillståndsbedömningen för de senaste åren eftersom ingen av de aktuella variablerna uppvisar någon signifikant trend efter 1980. I alla diagram där långtidsförändringar redovisas är dock samtliga data fram till 1998 inkluderade. Redovisningen av säsongvariationen för olika variabler är baserad på data från 1980 exkl data från 1996 och 1998 på grund av nämnda avvikelser dessa år.

## 4.1. Näringsämnen/eutrofiering

En rad olika grundämnen har betydelse som växtnäringsämnen. När man talar om eutrofierande ämnen är det i regel fosfor och kväve som avses. I allmänhet är det tillgången på fosfor och/eller kväve som är avgörande för hur stor tillväxten kan bli i ett växtsamhälle. I insjöar är i regel fosfor det mest tillväxtbegränsande ämnet. Kväve kan dock vara det mest tillväxtbegränsande ämnet i havsvatten samt i eutrofa insjöar. Den relativa betydelsen av fosfor och kväve avgörs av proportionerna emellan, ofta beskriven i form av viktskvoten mellan halterna av totalkväve och totalfosfor, *N/P-kvoten*. Den indikerar över- eller underskott av de två ämnena och visar potentialen för kvävefixering och för massutveckling av kvävefixerande cyanobakterier (blå-grönalger). Ytterligare ett ämne som har betydelse för planktontillväxten i sjöar är kisel. Kiselalger behöver i motsats till de flesta andra alger kisel för att kunna utvecklas.

### 4.1.1. Fosfor

De största förändringarna i Mälarens fosforhalter ägde rum från det att mätningarna startade 1965 och fram till slutet av 1970-talet då halten sjönk kraftigt i de flesta bassänger. Efter denna period har inga tydliga trender registrerats. Det betyder dock inte att fosforhalterna legat på samma nivå från år till år. Mellanårsvariationerna kan vara betydande till följd av skiftande väderförhållanden vilket gör en entydig tillståndsbedömning svår. Fosforhalter skiljer sig också mellan olika stationer/bassänger. I genomsnitt kan halterna skilja sig med en faktor 3 till 4 mellan olika bassänger beroende på olika påverkan från tillflöden, punktkällor och morfologi (storlek, djup, etc).

Tabell 4.1. Bakgrundshalter för totalfosfor ( $\mu\text{g/l}$ ) i Mälarens fem bassänger beräknade med två olika metoder. Bassängindelningen framgår av figur 1.2.

	Bassäng A	Bassäng B	Bassäng C	Bassäng D	Bassäng E	
<b>Bakgrundshalt I</b> (Persson m fl 1990)		14,6	9,5	6,4	15,1	6,1
<b>Bakgrundshalt II</b> (beräkning baserad på Renberg 1999)		24,8	16,2	11,1	25,7	10,4

### Bakgrundshalter

Vid den senaste utvärderingen av Mälarens miljötillstånd (Persson m fl 1990) beräknades den naturliga bakgrundshalten för fosfor för enskilda bassänger utifrån ursprunglig tillförsel och de sedimentationskoefficienter som framkommit vid modellbeskrivningen. Ursprunglig tillförsel räknades fram utifrån de ekvationer som gavs i Naturvårdsverkets förra bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1991). Enligt denna bedömning var fosforhalterna i de flesta fall mer än 3 ggr den ursprungliga, dvs påverkan klassificeras som ”mycket stark”. De framräknade bakgrundshalterna för olika bassänger redovisas i tabell 4.1. Enligt de i Persson m fl (1990) angivna bakgrundshalterna för totalfosfor skulle ingen station i Mälaren i dag uppnå det långsiktiga målet på dubbla bakgrundshalten.

Nu har dock paleolimnologiska sedimentundersökningar (se fakta 4.2) gjorts i Ekoln och Södra Björkfjärden som tyder på en högre naturlig bakgrundshalt för fosfor än vad tidigare beräkningar visat. Med hjälp av en sedimentprofil/propp från Södra Björkfjärden rekonstruerades den förindustriella totalfosforhalten till ca 40  $\mu\text{g P/l}$  i Södra Björkfjärden (Renberg 1999). Därefter steg fosforhalterna till 60–75  $\mu\text{g/l}$ . Idag ligger den, enligt sedimentstudien, kring 60  $\mu\text{g/l}$ . Det verkar således som om fosforhalter som rekonstruerats från sedimentprofiler kraftigt överskattar vattnets verkliga fosforhalt, som nu ligger kring 17  $\mu\text{g/l}$  i Södra Björkfjärden. Trenden i de rekonstruerade fosforhalterna kan dock anses som mer trovärdig, dvs ökningen av fosfor-

halterna sedan den mänskliga påverkan började (före 1700) till nutiden. Denna trend ger en ökning av fosforhalterna med ca 56 %. För Södra Björkfjärden, som idag har en fosforhalt på 17  $\mu\text{g/l}$  betyder detta att bakgrundshalten skulle ligga kring 11  $\mu\text{g/l}$ . Därmed ligger bakgrundshalten enligt den nya undersökningen (Renberg 1999) 1,7 gånger högre än de som beskrivits tidigare i Persson m fl (1990). Genom att multiplicera de gamla bakgrundsvärdena med 1,7 erhålls följande nya bakgrundshalter för de olika bassängerna:

I de nya bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) beskrivs ytterligare en metod för att beräkna bakgrundshalter, eller så kallade jämförvärden, utifrån följande samband mellan absorbans för filtrerat vatten och totalfosfor:  $\text{TPref} (\mu\text{g P/l}) = 5 + 48 * \text{abs}_{420}/5$ . Beräknat med 5 års löpande medelvärden på absorbansen ger denna ekvation en bakgrundshalt för totalfosfor i Södra Björkfjärden (bassäng c) mellan 6,2 och 7,5  $\mu\text{g/l}$  och i Ekoln (bassäng d) mellan 7,8 och 10,9  $\mu\text{g/l}$ . Det betyder att den med denna ekvation beräknade bakgrundshalten ligger på samma nivå eller lägre än den som beskrevs i Persson m fl (1990).

Enligt en sedimentprofil från Ekoln ligger fosforhalterna idag på samma nivå som 1925–1950 (ca 45  $\mu\text{g/l}$ ) (Bradshaw opublicerade data). Också Lohammars totalfosformätningar i Ekolns vatten från 1934 (Lohammar 1938) visade på samma haltnivåer som nu. Även fosforhalter som rekonstruerats med hjälp av rester av vatteninsekter som bevarats i sedimenten (Willén m fl 1990) tyder på att skillnaden i

### Fakta 4.2. Rekonstruktion av bakgrundshalter för fosfor med hjälp av sedimentprofiler/proppar

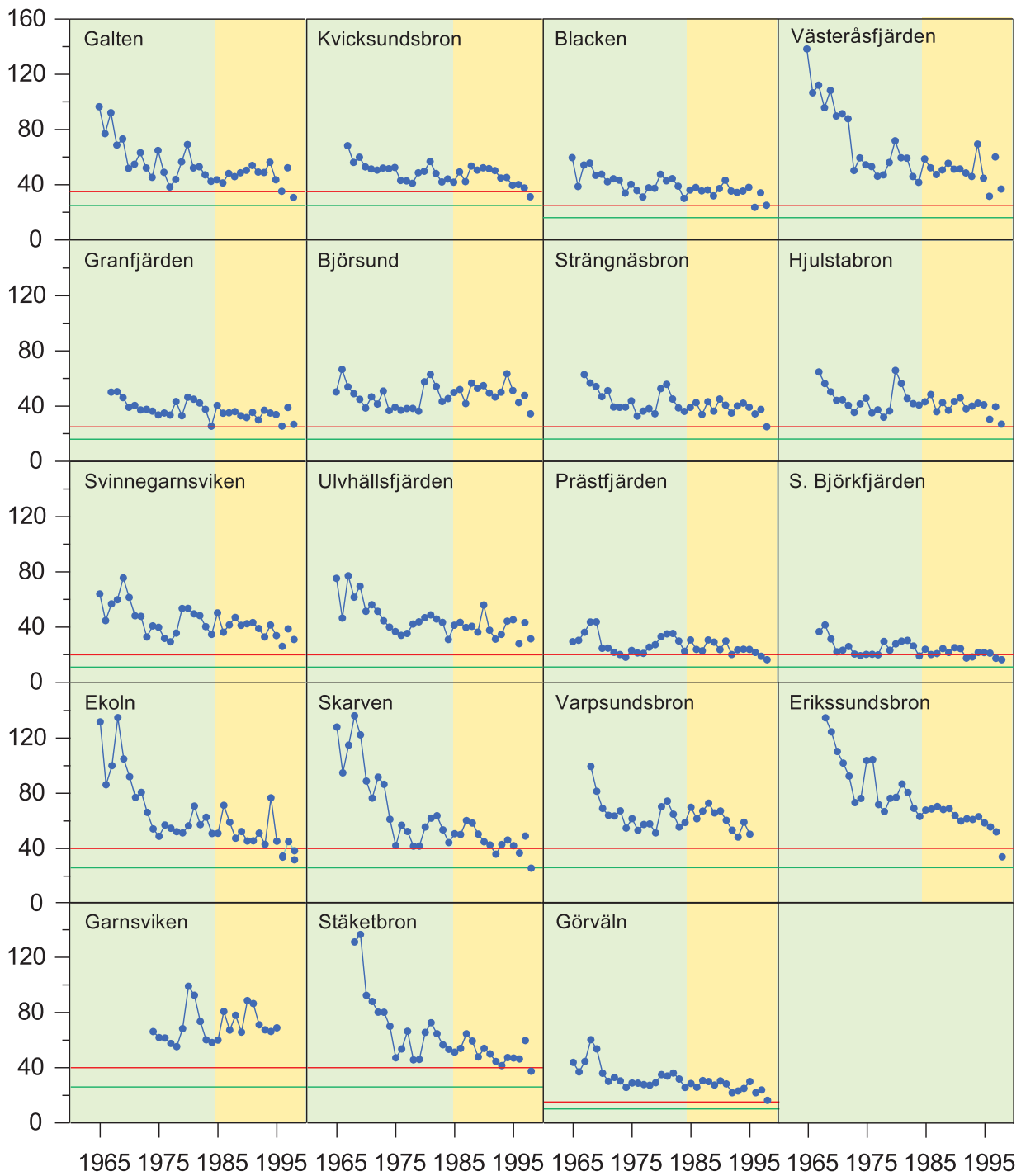
Paleolimnologin utnyttjar sedimenten som miljöarkiv för att tex få information om hur de biologiska och kemiska förhållandena i en sjö har förändrats genom tidernas lopp, hur omgivningens vegetation har

sett ut, hur jordbrukslandskapet utvecklats, samt hur sjön belastats av föroreningar. För att besvara frågan om hur vattnets näringsstillstånd har förändrats de senaste tusen åren, dvs för att bestämma en bakgrundshalt för fosfor, beskrivs först kiselalgernas sammansättning i sedimentet. Med hjälp av ytsediment och vattenprov från flera olika sjöar har man kunnat visa att det

finns ett direkt statistiskt samband mellan kiselalgernas sammansättning i ytsediment och fosforhalten i vatten. Detta samband används nu för hela sedimentprofilen. Det betyder att det med hjälp av kiselalgernas sammansättning i en sedimentprofil är möjligt att rekonstruera hur vattnets totalfosforhalt förändrats under loppet av de, till exempel, senaste tusen åren.

## Totalfosfor i Mälarens fjärdar och sund

$\mu\text{g P l}^{-1}$



Figur 4.1. Årsmedelhalt totalfosfor i ytvattnet (0,5 m) vid samtliga mätstationer. Sedan 1985 (mörkare gult fält) har få stationer nått det kortsiktiga miljömålet (röd horisontell linje). Den nya beräknade bakgrundhalten från före 1700-talet visas med grön horisontell linje.

Ekolns fosforhalt är liten mellan 1990-talet och början av 1900-talet. Om ovan nämnda sedimentprofil från Ekoln används för att rekonstruera fosforhalten före 1700 hamnar man ca 2 gånger lägre än vad beräkningar med rester av vatteninsekter (Willén m fl 1990) och Södra Björkfjärdens sedimentprofil (Renberg 1999) visar.

Eftersom nuvarande långsiktiga miljömål för fosfor i Mälaren definieras som dubbla bakgrundshalten (se nedan) är bestämningen av bakgrundshalter en mycket central fråga. Om bakgrundshalten definieras som halten före 1700 så är det sannolikt inte realistiskt att sätta denna nivå som miljömål utan dubbla bakgrundshalten får ses som mer realistisk. Men innan långsiktiga miljömål bestäms bör ett mer tillförlitligt underlag tas fram, tex i form av fördjupade paleolimnologiska studier. Det är nödvändigt att ta sedimentprofiler från alla större bassänger i Mälaren. Dessutom måste metoden för rekonstruktionen av fosforhalten med hjälp av sedimentprofiler bli mer tillförlitlig. En överskattning av fosforhalten med en faktor upp till 3,7 är naturligtvis oacceptabel.

Än så länge är osäkerheterna vid bestämning av bakgrundshalter i Mälarens bassänger så stora att det inte är meningsfullt att beskriva ett långsiktigt miljömål som är baserat på bakgrundshalter. Paleolimnologiska studier är en viktig del i miljöstatusbeskrivningar av sjöar och bör därför utvecklas för Mälaren.

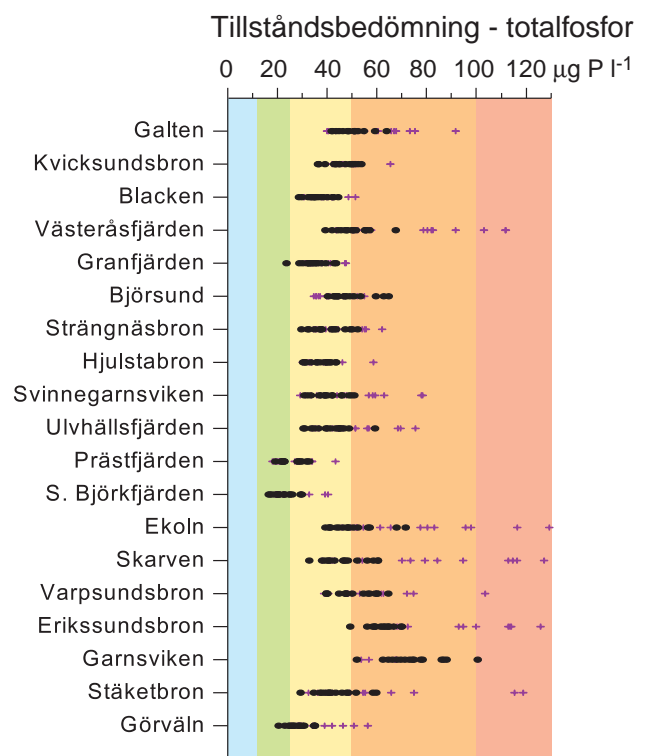
### Miljömål

1993 beskrevs det lång- och kortsiktiga målet för Mälarens olika delbassänger (Kommittén för Mälarens vattenvård 1993). På kort sikt (inom 10 år) bör fosforhalterna i Mälaren ligga 10–25 % lägre än halterna från 1981–85 beroende på vilken bassäng som avses. Detta innebär 35 µg P/l i bassäng A, 25 µg P/l i bassäng B, 20 µg P/l i bassäng C, 40 µg P/l i bassäng D och 15 µg P/l i bassäng E (se figur 1.2 för bassängindelning).

Det är enbart i Prästfjärden, Södra Björkfjärden och Skarven som det kortsiktiga målet nås under vissa år (figur 4.1) medan fosforhalterna vid de andra stationerna fortfarande ligger över målet. Störst avvikelse från det kortsiktiga målet har Varpsundsbron, Garnsviken och Västeråsfjärden. En viss minskning av fosforhalterna kan registreras i de flesta bassänger sedan miljömålet beskrevs. Minskningen beror mest på låga halter från 1996 och 1998 då Svelab (1996) och KM Lab (1998) svarade för analyserna. Som årsrapporten från Svelab (Svelab 1997) visar kan totalfosforvärdena skilja sig betydligt mellan olika laboratorier (max 871 %, medel

107 %) vilket gör det mycket svårt att tolka resultaten. Dessutom utförs vattenkemisk provtagning enbart 4 ggr per år sedan 1996 jämfört med 7 ggr per år fram till dess. Resultatet av detta är att årsmedelvärdena från 1996 inte är direkt jämförbara med tidigare årsmedelvärden. Därför är det ännu för tidigt att skriva om en haltminskning efter 1985.

Som långsiktigt mål ska totalfosforhalten inte överstiga dubbla bakgrundshalten (Kommittén för Mälarens vattenvård 1993). Eftersom bakgrundshalten i Mälaren i stort sett är obekant (se avsnittet ovan om bakgrundshalter) är en bedömning om det långsiktiga miljömålet har nåtts mycket svårt att göra. I föregående avsnitt ges förslag till nya bakgrundshalter baserat på paleokonstruktionen av sedimentprofiler. Ingen bassäng har nått den beräknade bakgrundshalten från före 1700-talet men den dubbla bakgrundshalten, som skulle motsvara det långsiktiga målet, har de flesta bas-



Figur 4.2. Fosfortillståndet har förbättrats under perioden 1980 till 1995 (svarta punkter) jämfört med perioden 1965 till 1979 (blå kors). Tillståndsbedömningen är baserad på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 1999. I det blå fältet betecknas halterna som låga, i det gröna som måttligt höga, i det gula som höga, i det orange som mycket höga och i det röda fältet som extremt höga halter.



sänger nått. I framtiden behövs exaktare uppgifter om bakgrundshalten och en omformulering av det långsiktiga målet.

### Tillståndsbedömning

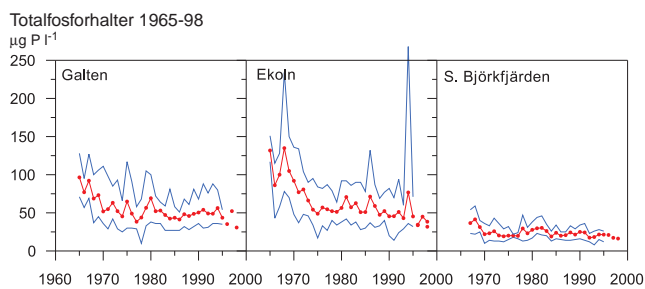
Efter det att huvuddelen av fosforavlastningen i Mälaren var genomförd, dvs sedan ungefär 1980, har totalfosforhalten under de flesta år och i de flesta fjärdar och sund motsvarat höga halter (klass 3) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Detta motsvarar en fosforhalt mellan 25 och 50 µg P/l (figur 4.2). Bara bassäng D (Ekoln, Skarven, Varpsundsbron, Erikssundsbron, Garnsviken och Stäketbron) har avvikande högre fosforhalter. Här har fosforhalten under många år varit högre än 50 µg P/l. I den grunda och avsnörda Garnsviken är tillståndet mest alarmerande, medan de djupa bassängerna Prästfjärden, Södra Björkfjärden och Görväln visar det bästa tillståndet. Tillståndet skiljer sig inte mellan sund och fjärdar men mellan olika bassängar beroende på

hur stor påverkan tillflödena har. Mellanårsvariationerna från 1980 anses mer eller mindre naturliga och beroende på klimatet. I genomsnitt är den totala mellanårsvariationen från 1980 till 1995 ca 20 µg/l vid samtliga stationer vilket betyder att tillståndet i de olika bassängerna vanligtvis varierar mellan två olika tillståndsklasser (figur 4.2).

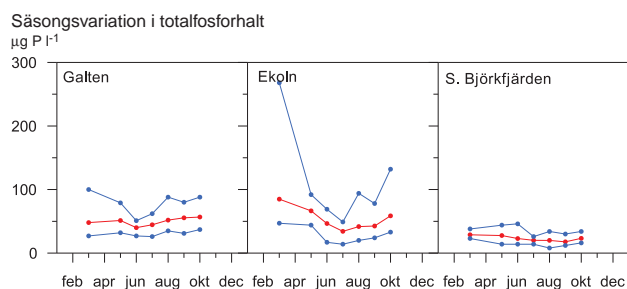
Jämfört med tillståndet från 1965 till 1979 registreras en entydig förbättring under perioden 1980 till 1996. Särskilt de stationer som ligger nära tillflöden – Galten, Västeråsfjärden, Ekoln, Skarven, Erikssundsbron och Stäketbron – visar mycket lägre fosforhalter. Det är enbart i Björsundet och Garnsviken som ingen förbättring kan noteras.

### Långtidsförändringar

Fosforhalterna minskade tydligt fram till 1975 på samtliga stationer (figur 4.1). Minskningen var störst i Ekoln och minst i de centrala, djupa bassängerna som till exempel Sö-

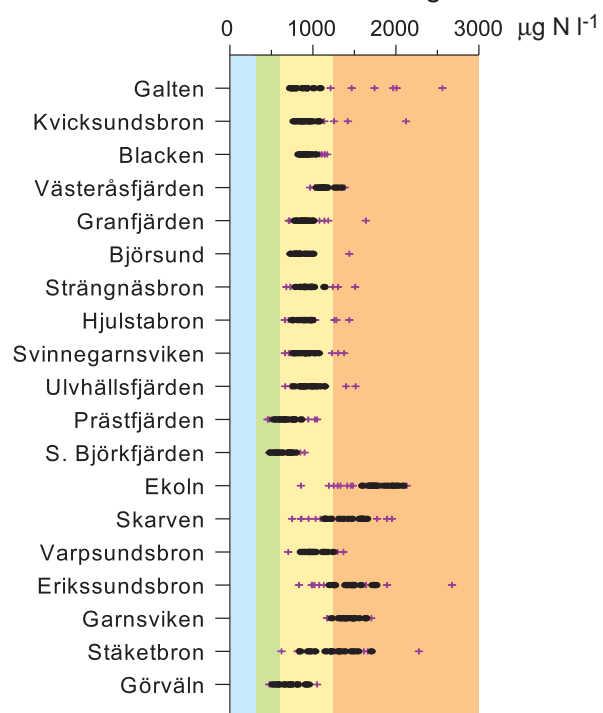


Figur 4.3. Årmedelvärden (röda punkter) och årsminimum/maximum (blå linjer) för totalfosfor i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.



Figur 4.4. Månadsmedel (röd linje), samt -minimum och -maximum (blå linjer) för totalfosforhalten i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

### Tillståndsbedömning - totalkväve



Figur 4.5. Kvävetillståndet under perioden 1980 till 1995 (svarta punkter) jämfört med perioden 1965 till 1979 (blå kors). Tillståndsbedömningen är baserad på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I det blå fältet betecknas halterna som låga, i det gröna som måttligt höga, det gula som höga, i det orange som mycket höga.



FOTO: DORIS SOLANDER

dra Björkfjärden. Efter 1975 kom en period med högre fosforhalter till följd av riklig nederbörd och därmed ökad avrinning och transport i tillflödena. Det regnigaste året de senaste 35 åren var 1981 och även 1980 var ett år med mycket regn. Till följd av detta uppvisar fosforhalterna i Galten en topp 1980, i Ekoln 1981 och i Södra Björkfjärden 1982. Att de olika bassängerna når sina högsta halter under olika år beror på vattnets omsättningstid som fördröjer toppen i de bassänger som ligger längst bort från större tillflöden.

Ekoln uppvisar en extremt hög fosforhalt i mars 1994 vilket påverkar hela årsmedelvärdet (figur 4.3). Eftersom toppen är så utpräglad kunde det tolkas som mätfel men samma dag uppmättes också en mycket hög topp i Västerås-fjärden. De höga halterna berodde på mycket kraftigt regn i mars 1994 vilket också bekräftas av en exceptionellt hög vattenföring vid Norrström i april 1994 (427 m<sup>3</sup>/s). Halttoppen i Ekoln tyder på att maximala fosforhalter nu-förtiden kan vara lika höga under extrema väderförhållande som under perioden med hög belastning 1965 till 1976. Det är således bara de genomsnittliga halterna i Mälaren som har minskat.

Inomårsvariationen i fosforkoncentrationen, dvs skillnaden mellan minimum och maximum enskilda år i de olika bassängerna har inte förändrats med tiden, även om fosforhalten har minskat. Det betyder att effekten av en händelse som halttoppen i Ekoln i mars 1994 kvarstår minst ett år.

### Säsongsvariationer

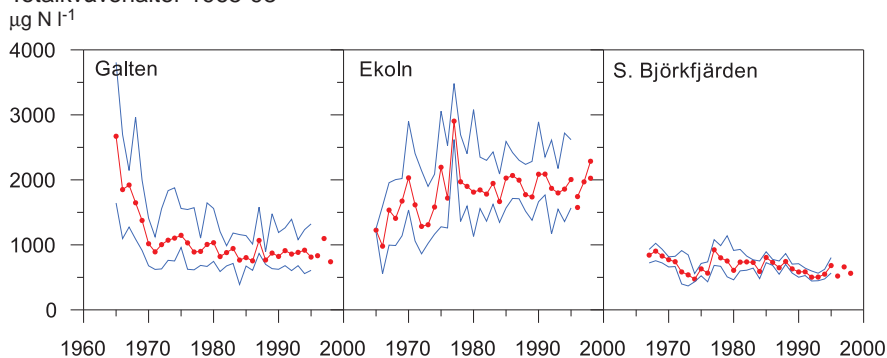
Ekoln har de största säsongsvariationerna med de högsta fosforkoncentrationerna i mars (figur 4.4). I juli, när algblomningen når sin topp och fosfor har tagits upp av algerna registreras årets minimumkoncentration. I Galten förekommer ett minimum redan i juni eftersom sommarblomningen är en månad tidigare här på grund av snabbare uppvärmning av vattnet i denna grunda bassäng. I Galten och Ekoln är variationen i fosforhalt störst i mars när vårflödena börjar. I Södra Björkfjärden är variationen ganska likformig under hela året.

#### 4.1.2. Kväve

##### Tillståndsbedömning

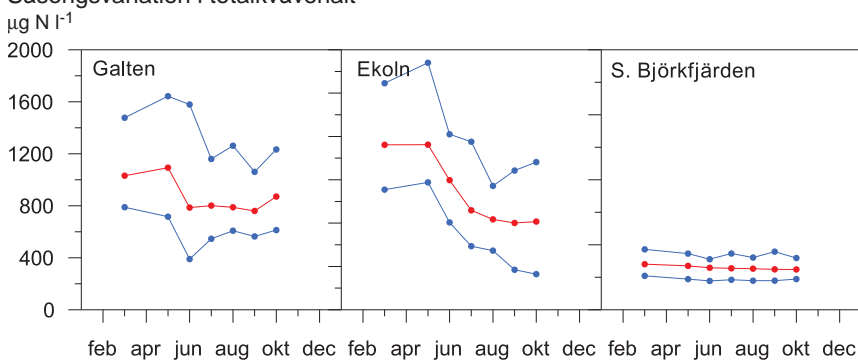
Sedan 1980 är mellanårsvariationerna i totalkvävehalt rätt så lika i de flesta bassänger. Halterna bedöms som höga till mycket höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder på samtliga stationer (figur 4.5). I Prästfjärden, Södra Björkfjärden och Görvaln är tillståndet något bättre och under vissa år bedöms halterna i dessa bassänger som måttligt höga. Liksom totalfosforhalterna ligger också totalkvävehalterna högre i bassäng D (Ekoln, Skarven, Varpsundsbron, Erikssundsbron, Garnsviken, Stäketbron) än i de övriga bassänger. Här är totalkvävehalterna under vissa år mycket hög. Högsta halterna påträffas i Ekoln som är den enda station som visar en försämring av tillståndet jämfört med perioden

### Totalkvävehalter 1965-98



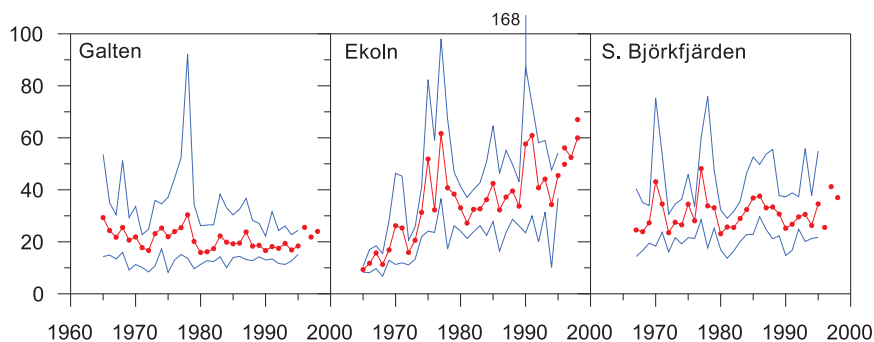
Figur 4.6. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för totalkväve i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

### Säsongvariation i totalkvävehalt



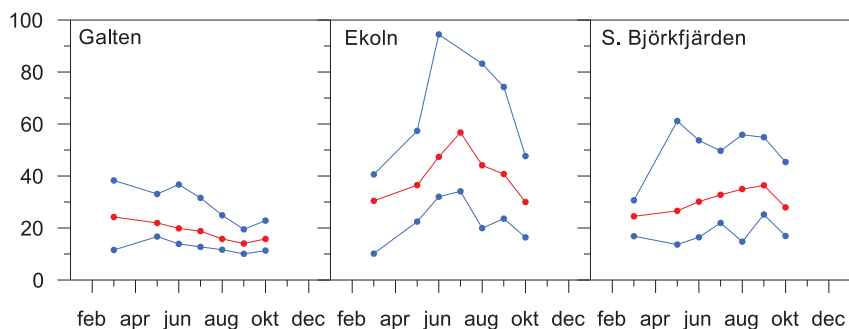
Figur 4.7. Månadsmedelhalt för totalkväve (röd linje) samt månadsminimum och maximum (blå linjer) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

### Kvävefosfor-kvoten 1965-98



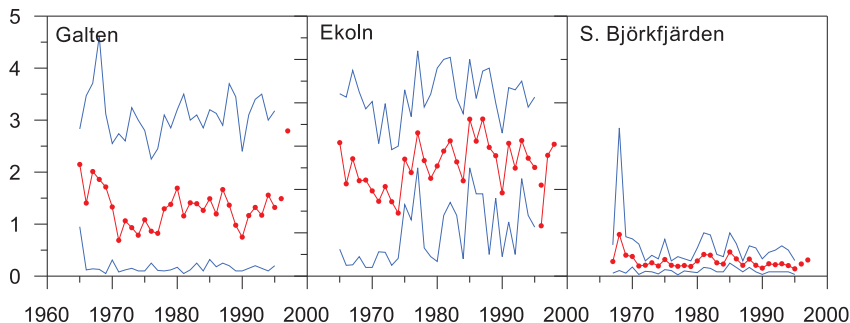
Figur 4.8. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för totalkväve/totalfosfor-kvoten i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

### Säsongvariation i kvävefosfor-kvoten



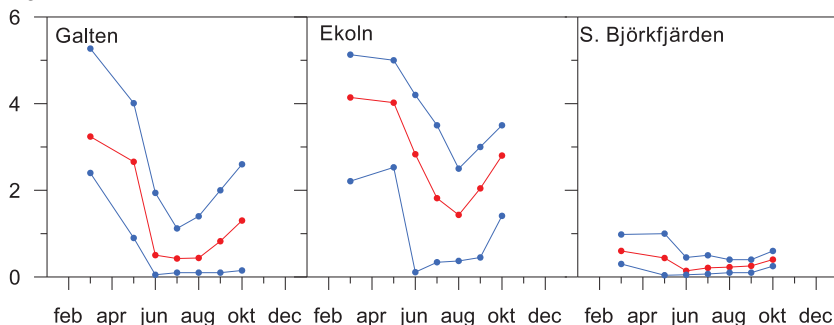
Figur 4.9. Månadsmedelhalt för totalkväve/totalfosfor-kvoten (röd linje) samt månadsminimum och -maximum (blå linjer) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

Kiselhalter 1965-98  
mg Si l<sup>-1</sup>



Figur 4.10. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för kisel i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

Säsongvariation i kiselhalt  
mg Si l<sup>-1</sup>



Figur 4.11. Månadsmedelhalt för kisel (röd linje) samt månadsminimum och maximum (blå linjer) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

1965 till 1979. Tillståndet i Västeråsfjärden, Garnsviken och Görväln har varit ganska så konstant medan tillståndet vid de övriga stationerna har förbättrats, särskilt i Galten.

#### Långtidsförändringar

I Galten minskade årsmedelhalten totalkväve från ca 2700 µg N/l till ca 900 µg N/l under perioden 1965 till 1971 på grund av minskade utsläpp från Supras konstgödselabrik i Köping (figur 4.6). Också i Södra Björkfjärden minskade totalkvävehalten till nästan hälften under 1960-talet och början av 1970-talet. Däremot ökade totalkvävehalten i Ekoln kraftigt från ca 1200 µg/l till ca 2900 µg/l under perioden 1965 till 1977. Sedan dess har kvävehalterna varit mer eller mindre oförändrade i Mälaren.

Vad gäller inomårsvariationer så betar sig kväve som fosfor, dvs skillnaden mellan maximum och minimum enskilda år har varit mer eller mindre konstant under hela tidsperioden vare sig totalkvävehalten har minskat eller ökat.

#### Säsongvariationer

Variationen under året för totalkväve- och totalfosforhalterna är ganska lika med låga halter under sommaren och höga halter under vintern (figur 4.7). Liksom för totalfosfor visar Södra Björkfjärden den minsta säsongvariationen i kvävehalt.

### 4.1.3. Kvävefosfor-kvoten

#### Långtidsförändringar

Kvoten mellan halterna av totalkväve och totalfosfor, N/P-kvoten, är rätt så likartad i Mälarens olika bassänger (figur 4.8). De flesta stationer visar antingen en kväve-fosforbalans (N/P = 15–30) eller ett kväveöverskott (N/P ≥ 30). I Ekoln har N/P-kvoten ökat under hela mätperioden. Under 60-talet registrerades ett måttligt kväveunderskott medan det idag finns kväve i överskott.

#### Säsongvariationer

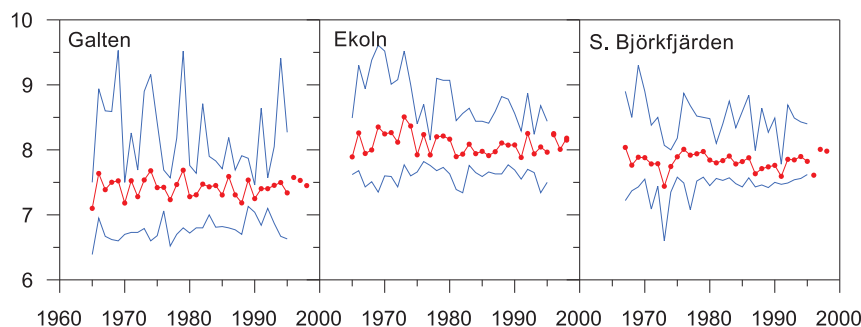
Kvävefosforkvoten varierar mest i Ekoln under året med mycket kväveöverskott under sommaren (figur 4.9). I Galten är säsongvariationen minst. Om enbart kväve- och inte fosforbelastningen minskas i Galten finns det risk för ett måttligt kväveunderskott, vilket sannolikt skulle kunna bidra till ökad förekomst av kvävefixerande cyanobakterier.

### 4.1.4. Kisel

#### Långtidsförändringar

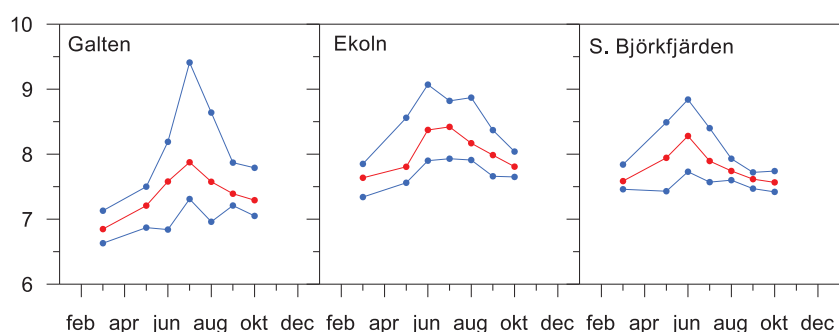
Kiselhalterna minskade fram till 1975 i samtliga bassänger (figur 4.10). Denna minskning berodde sannolikt på minskat vattenflöde under samma period (figur 2.3). Efter 1975 visar kiselhalten olika trender i olika bassänger. I Galten har kisel-

#### pH-värden 1965-98



Figur 4.12. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för pH i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998. miljöanalys

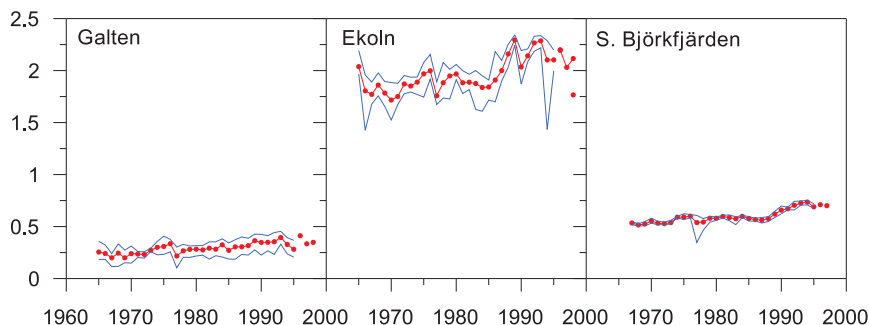
#### Säsongsvariation i pH-värde



Figur 4.13. Månadsmedel för pH (röd linje) samt månadsminimum och maximum (blå linjer) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

#### Alkalinitet 1965-98

mekv l<sup>-1</sup>



Figur 4.14. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för alkalinitet i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

halten legat ganska konstant med lite lägre halter än under perioden 1965 till 1974. I Ekoln har kiselhalten också legat rätt så konstant men med betydligt högre halter än under perioden 1965 till 1974. I Södra Björkfjärden är kiselhalterna låga med liten mellanårsvariation. Liksom för andra näringsämnen uppvisar Södra Björkfjärden de lägsta halterna även för kisel eftersom påverkan från tillflöden är minst här.

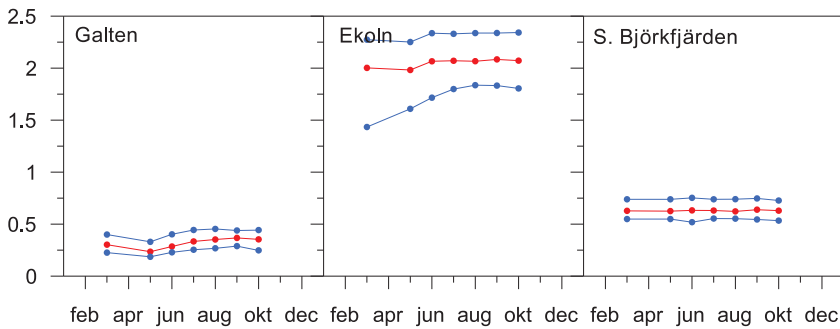
Betydligt större än mellanårsvariationen är inomårsvariationen i kiselhalt. Därför skiljer sig årsmedelvärdena efter 1995, vilka är baserade på 4 mätningar per år, mycket från tidigare värden som är baserade på 7 mätningar per år. För

variabler som uppvisar stora säsongsvariationer är det viktigt med tät provtagningsfrekvens för att på ett tillförlitligt sätt kunna bedöma tillstånd och långtidsförändringar.

#### Säsongsvariationer

Kisel är en av de mätvariabler som uppvisar störst säsongsvariation. Månadsmedelvärdena kan variera med en faktor större än 7 (figur 4.11). Kisel ackumuleras i vattenmassan under vintern. Sedan tas det snabbt upp av kiselalger på våren/tidig sommar. Ett kiselminimum nås kort tid efter en kiselalgblooming när kiselalger börjar sedimentera. I

### Säsongvariation i alkalinitet mekv l<sup>-1</sup>



Figur 4.15. Månadsmedel för alkalinitet (röd linje) samt månadsminimum och maximum (blå linjer) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

Galten registreras en kiselalgstopp i juni, i Ekoln i juli och i Södra Björkfjärden redan i maj (se växtplanktonkapitlet).

## 4.2. Surhet/försurning

Mälaren har ett stabilt pH högre än 7 och har således inget problem med försurning. Därför görs ingen tillståndsbedömning här utan istället beskrivs enbart långtidsförändringar och säsongvariationer.

### 4.2.1. pH

#### Långtidsförändringar

pH har inte förändrats med tiden men maximala pH-värdet kan variera mycket från år till år, särskilt i Galten (figur 4.12). Galten visar det lägsta pH-värdet jämfört med Ekoln och Södra Björkfjärden och samtidigt de största variationerna på grund av en mycket stor påverkan från tillflöden.

#### Säsongvariationer

Säsongvariationen av pH är störst i Galten (figur 4.13) med ett maximum i juli. pH-värdet i Galten varierar mellan 6,5 och 9,5 och vid de andra stationerna mellan 7 och 9.

### 4.2.2. Alkalinitet

#### Långtidsförändringar

Alkaliniteten visar den tydligaste långtidstrenden av alla undersökta kemiska variabler i Mälarens vatten. Linjär regression ger en signifikant ( $p < 0,01$ ) positiv trend med  $r^2=0,69$  i Södra Björkfjärden,  $r^2=0,60$  i Galten och  $r^2=0,51$  i Ekoln. Den positiva trenden betyder att Mälarens buffertkapacitet successivt ökar (figur 4.14). Den stora skillnaden mellan olika bassänger förklaras med skillnader i kalcium- och vätekarbonattillförsel, vilket beror på varierande geologi i avrinningsområdet (Ahl, 1973).

I Ekoln registrerades ett tillfälle i mars 1994 med ovan-

ligt låg alkalinitet. Tillfället sammanföll med den exceptionellt höga fosforhalt som uppmättes i Ekoln samma dag vilket berodde på kraftigt regn och ett kraftigt vattenflöde.

#### Säsongvariationer

Variationerna i alkalinitet under året är mycket små (figur 4.15). Den enda tendens som finns är att alkaliniteten minskar i samband med vårflöden.

## 4.3. Syrgastillstånd och temperatur

### 4.3.1. Syrgashalt

#### Tillståndsbedömning

Årsminimum i syrgashalt i bottenvattnet varierar kraftigt mellan åren. De flesta stationer hamnar i fyra olika klasser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (figur 4.16). Att göra en tillståndsbedömning är därför nästan omöjligt. Det enda som kan konstateras är att tillståndet under perioder kan vara kritiskt i Blacken, Granfjärden, Svinnegarnsviken, Ekoln och Skarven. I Skarven har tillståndet försämrats betydligt sedan 1980 jämfört med perioden 1965 till 1979. Bästa syrgasförhållandena förekommer i sunden där vattenomsättningen oftast är snabb.

#### Långtidsförändringar

Mellanårsvariationerna för syrgasminimum är betydande (figur 4.17). Det beror dels på en relativt gles provtagningsfrekvens vilket gör att årets verkliga syrgasminimum ibland mäts men ibland missas. De stora säsongvariationerna förklarar också varför värden från 1996, som är baserade på 4 prover per år, kan skilja sig så mycket från äldre värden (se till exempel Ekoln 1998). På grund av de stora mellanårsvariationerna är det svårt att hitta trender. Det är endast i Sö-

dra Björkfjärden som en viss minskning av syrgashalten kan konstateras.

### Säsongsvariationer

Syrgashalten i bottenvattnet varierar mycket under året (figur 4.18). Lägsta halten registreras i regel under sommar/tidig höst. I Galten uppträder syrgasminimum redan i juli, men når sällan kritiska nivåer som i Ekoln och i Södra Björkfjärden, eftersom bassängen är grund och sällan temperaturskiktad. I Ekoln och i Södra Björkfjärden nås ett minimum i september. Under vintern ligger syrgashalten i alla bassänger kring 10 mg O<sub>2</sub>/l.

### 4.3.2. Temperatur

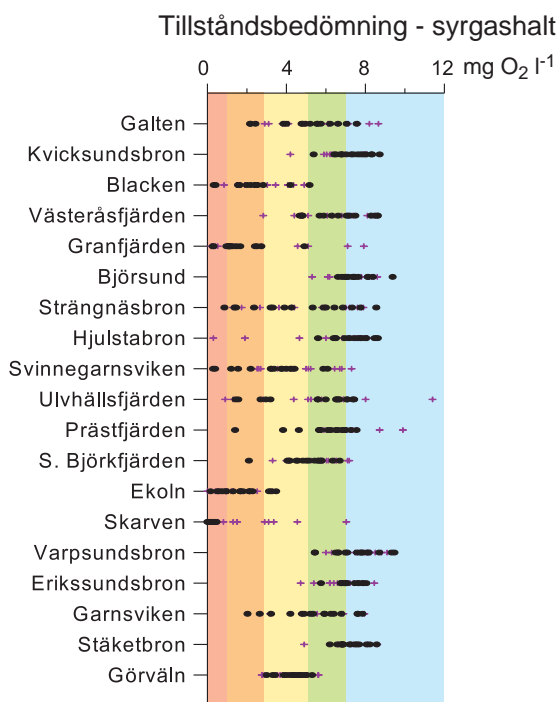
#### Långtidsförändringar

Liksom lufttemperaturen varierar ytvattentemperaturen från år till år (figur 4.19). Vattentemperaturen har ökat lite

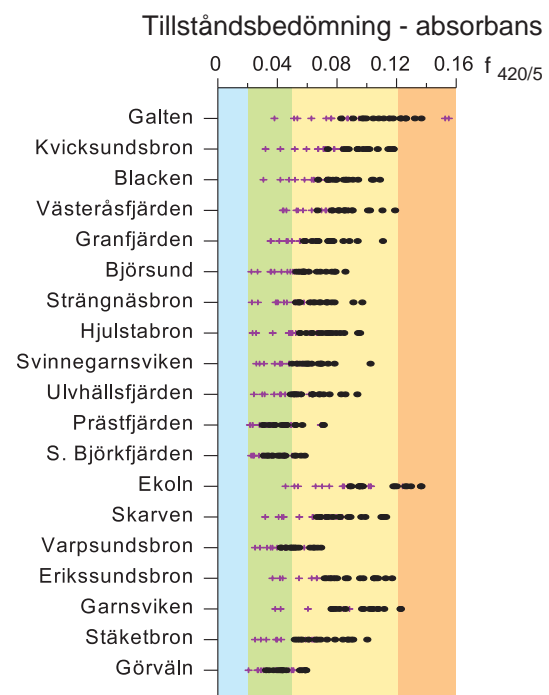
men trenden är inte statistiskt säkerställd. Galten visar den högsta årsmedeltemperaturen på grund av den grunda bassängen och därmed snabbare uppvärmningen medan den djupa bassängen Södra Björkfjärden visar den lägsta temperaturen.

### Säsongsvariationer

Ytvattentemperaturen visar som förväntat de största säsongsvariationerna av samtliga variabler (figur 4.20). I alla bassänger nås ett temperaturmaximum i juli på ca 20°C. Den maximala temperaturen är ganska lika i de olika bassängerna och ligger omkring 22°C. Variationsvidden är störst under våren och minst under hösten. Det kan dels bero på påverkan från tillflöden som är störst under våren och dels på en ökande lufttemperatur under vinter/vår de senaste åren (se kapitel 2).

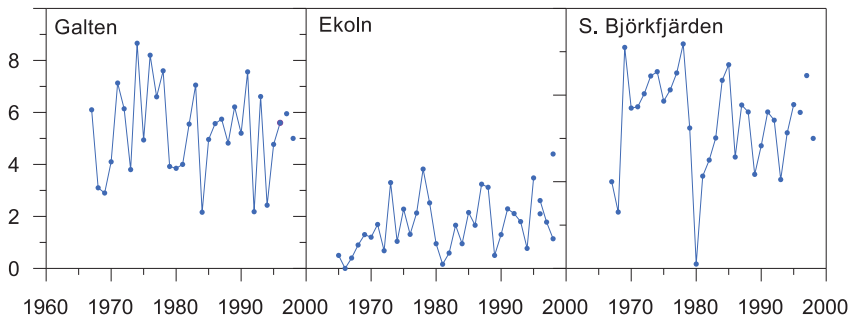


Figur 4.16. Syretillståndet under perioden 1980 till 1995 (svarta punkter) jämfört med perioden 1965 till 1979 (blå kors). Tillståndsbedömningen är baserad på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I det blå fältet betecknas tillståndet som syrerikt, i det gröna som måttligt syrerikt, det gula som svagt syrerikt, i det orange som syrefattig och i det röda fältet som syrefritt eller nästan syrefritt.



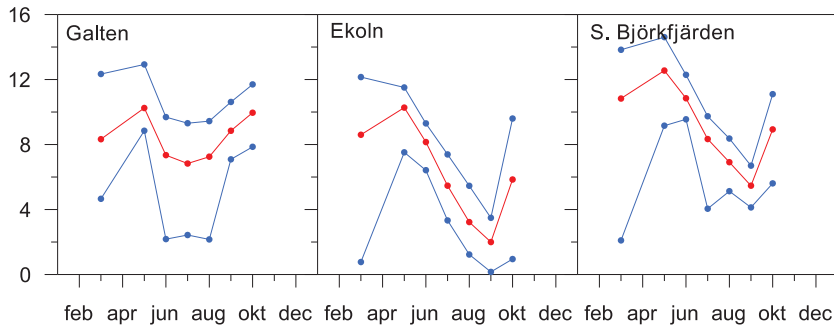
Figur 4.21. Ljusförhållanden under perioden 1980 till 1995 (svarta punkter) jämfört med perioden 1965 till 1979 (blå kors). Tillståndsbedömningen är baserad på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I det blå fältet betecknas vattnet som ej färgat eller obetydligt färgat, i det gröna som svagt färgat, i det gula som måttligt färgat och i det orange som betydligt färgat.

Minimum syrgas bottenvatten 1965-98  
mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>



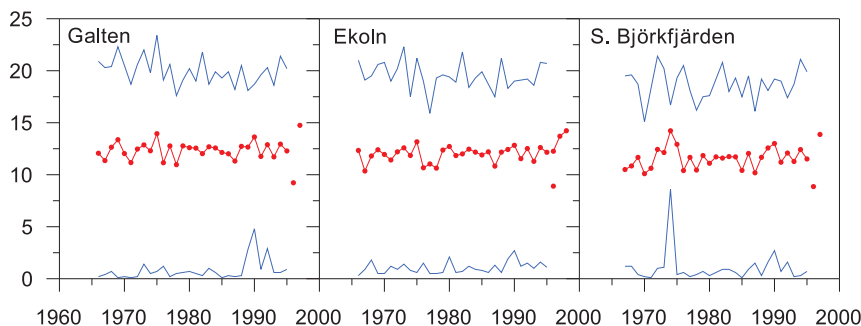
Figur 4.17. Årsminimum (blå linjer) för syrgashalten i bottenvattnet vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

Säsongvariation i minimum syrgas bottenvatten  
mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>



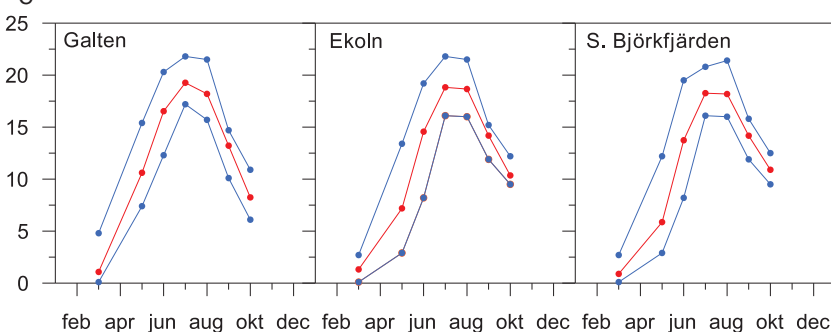
Figur 4.18. Månadsmedel för syrgashalt i bottenvattnet (röd linje) samt månadsminimum och -maximum (blå linjer) vid tre stationer baserat på data från 1980.

Temperatur 1965-98  
°C



Figur 4.19. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för temperatur i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

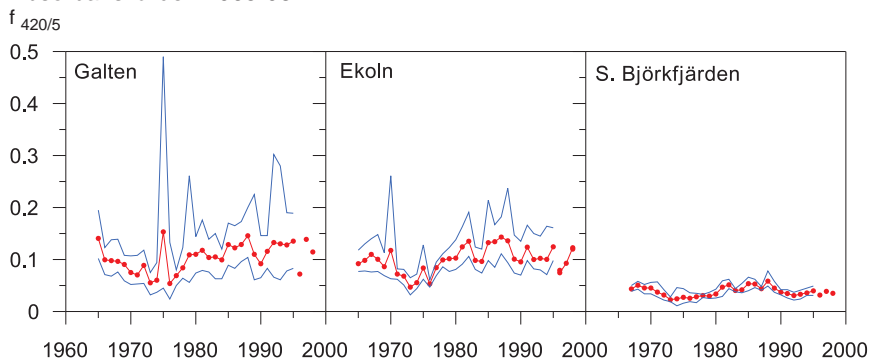
Säsongvariation i temperatur  
°C



Figur 4.20. Månadsmedel för temperatur (röd linje) samt månadsminimum och maximum (blå linjer) vid tre stationer baserat på data från 1980.

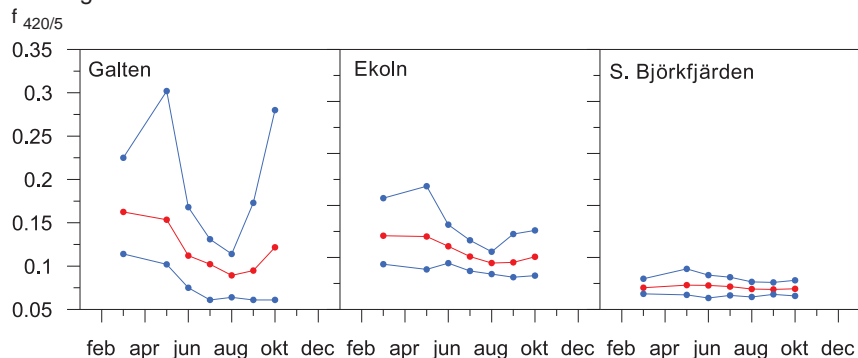


## Absorbansvärden 1965-98



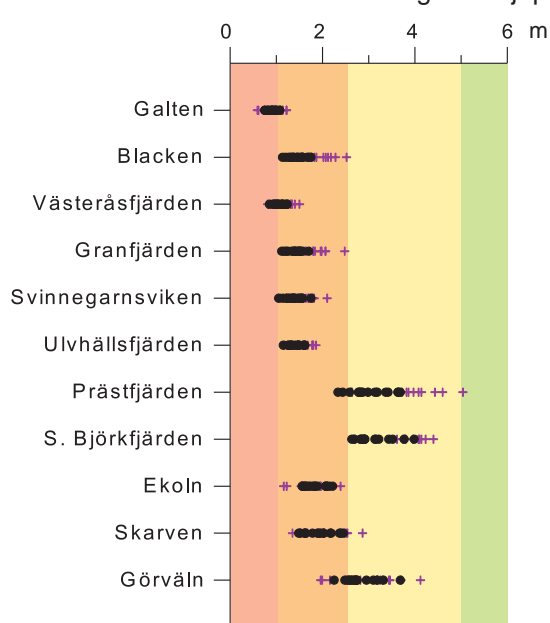
Figur 4.22. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för absorbans i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

## Säsongvariation i absorbans



Figur 4.23. Månadsmedel för absorbans (röd linje) samt månadsminimum och maximum (blå linjer) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

## Tillståndsbedömning - siktdjup



Figur 4.24. Siktdjupet under perioden 1980 till 1996 (svarta punkter) jämfört med perioden 1965 till 1979 (blå kors). Tillståndsbedömningen är baserad på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I det gröna fältet betecknas siktdjupet som stort, i det gula som måttligt, i det orange som litet och i det röda fältet som mycket litet.

## 4.4. Ljusförhållanden

### 4.4.1. Vattenfärg

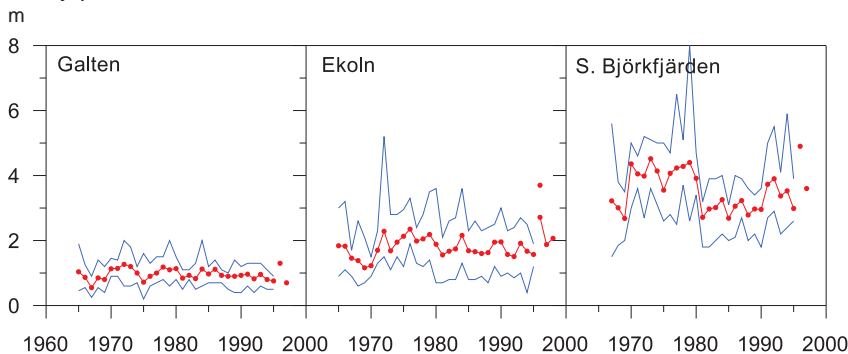
#### Tillståndsbedömning

På de flesta mätstationer är vattnet måttligt färgat (figur 4.21) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Endast Galten, Ekoln och Garnsviken har betydligt färgat vatten under vissa år, medan de djupa bassängerna vanligen har svagt färgat vatten. Absorbansen för filtrerat vatten minskar i flödesriktningen med de högsta värdena i bassäng A och bassäng D som är mest påverkade av tillflöden. Tillståndet har försämrats i alla bassängar sedan 1980 jämfört med perioden 1965 till 1979.

#### Långtidsförändringar

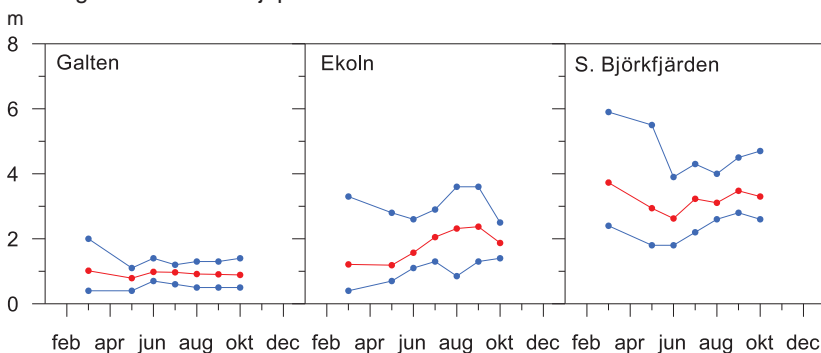
Mellanårsvariationerna i vattnets absorbans följer till viss del samma mönster som kisel, eftersom både kisel och absorbans påverkas av tillflödena. Fram till 1974 minskade absorbansen (figur 4.22) på samma sätt som kisel (figur 4.10) och vattenföring (figur 2.3). Därefter uppvisar absorbansen en viss periodicitet i de olika bassängerna med en ökning fram till 1988, en minskning därefter och en ökning de senaste åren. Mest tydligt syns periodiciteten i Södra Björkfjärden. De periodiska fluktuationerna i absorbans är svaga men ändå signifikant kopplade till motsvarande fluktuationer i vattenföring i utloppet ( $r^2 = 0,22$ ;  $p < 0,01$ ).

## Siktdjup 1965-98



Figur 4.25. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för siktdjup vid tre stationer under perioden 1965 till 1998.

## Säsongsvariation i siktdjup



Figur 4.26. Månadsmedel för siktdjup (röd linje) samt månadsminimum och -maximum (blå linjer) vid tre stationer baserat på data från 1980.

### Säsongsvariationer

Eftersom absorptionsen till stor del styrs av tillrinningen är säsongsvariationen störst i bassänger med stor påverkan från tillflöden. Ett maximum nås under vinter/vår och ett minimum i augusti (figur 4.23).

#### 4.4.2. Siktdjup

##### Tillståndsbedömning

Siktdjup mäts ej i sunden utan enbart i fjärdarna. De flesta stationerna uppvisar ett siktdjup på 1–2,5 m, vilket betraktas som litet (figur 4.24) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I de djupa bassängerna är dock siktdjupet måttligt (2,5–5 m). Sedan 1980 har siktdjupet varit relativt konstant (Galten, Ekoln, Görvaln) eller minskat något.

##### Långtidsförändringar

Den största förändringen har skett i Södra Björkfjärden. Siktdjupet var här ca 3 m från 1967 till 1970, för att sedan öka till mer än 4 m. Efter 1980 minskade siktdjupet igen till 3 m (figur 4.25). Ett försämrat siktdjup efter 1980 kan vara en följd av en ökning av blågrönalger i Södra Björkfjärden (se växtplanktonkapitlet). I Ekoln och Galten syns inga

tydliga förändringar i siktdjupet och båda stationerna uppvisar ganska stora mellanårsvariationer.

Siktdjupet efter 1995 avviker mycket från tidigare uppmätta värden. Störst är avvikelserna 1996. Fram till dess hade siktdjupet alltid mätts utan vattenkikare medan Svelab använde vattenkikare vid siktdjupsmätningarna 1996 vilket delvis kan förklara den stora avvikelserna.

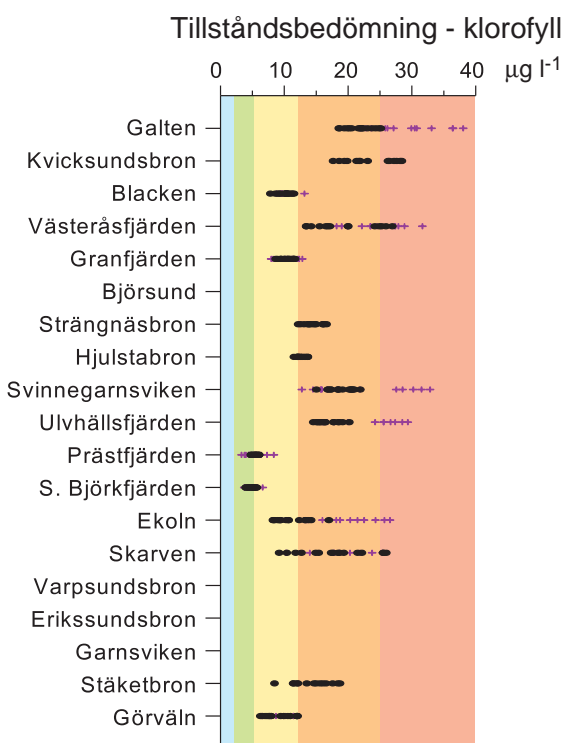
### Säsongsvariationer

Säsongsvariationerna i siktdjup är minst i Galten och störst i Södra Björkfjärden (figur 4.26). Siktdjupet minskar när växtplankton blommar, särskilt under maj/juni.

## 4.5. Klorofyll

##### Tillståndsbedömning

Klorofyllhalten varierar kraftigt mellan olika stationer i Mälaren (figur 4.27). Alla tillstånd förekommer från måttligt höga till extremt höga halter men de flesta stationer uppvisar mycket höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Tillståndet i Galten, Blacken, Västerås-



Figur 4.27. Klorofyllhalten under perioden 1980 till 1995 (svarta punkter) jämfört med perioden 1965 till 1979 (blå kors). Tillståndsbedömningen är baserad på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I det blå fältet betecknas halterna som låga, i det gröna som måttligt höga, i det gula som höga, i det orange som mycket höga och i det röda fältet som extremt höga halter.

fjärden, Svinnegarnsviken och Ekoln har förbättrats jämfört med perioden 1965 till 1979. I Granfjärden, Prästfjärden, Södra Björkfjärden, Skarven och Görvål har tillståndet varit mer eller mindre konstant under hela mätperioden.

#### Långtidsförändringar

I Galten och Ekoln minskade klorofyllhalten fram till 1981 (figur 4.28) vilket beror på en minskad fosforhalt under samma period. Sedan dess har klorofyllhalten i Ekoln ökat något och 1992 nådde klorofyllhalten under ett tillfälle samma nivå som under belastningsperioden 1965 till 1976. I Södra Björkfjärden är klorofyllvärdena mycket låga och ingen trend kan skönjas.

#### Säsongvariationer

Klorofyllhalten uppvisar stora säsongvariationer med ett maximum under sommarmånaderna när växtplankton blommar (figur 4.29). Under isen i mars är klorofyllhalten vanligen låg men halter upp till 20 µg/l har uppmätts vilket betyder att växtplankton börjar växa redan under isen.

## 4.6. Metaller

Från 1987 till 1995 mättes koppar och zinkhalter vid Kvicksundsbron, Blacken, Strängnäsbron, Hjulstabron, Prästfjärden, Stäketbron och Görvål.

#### Miljömål

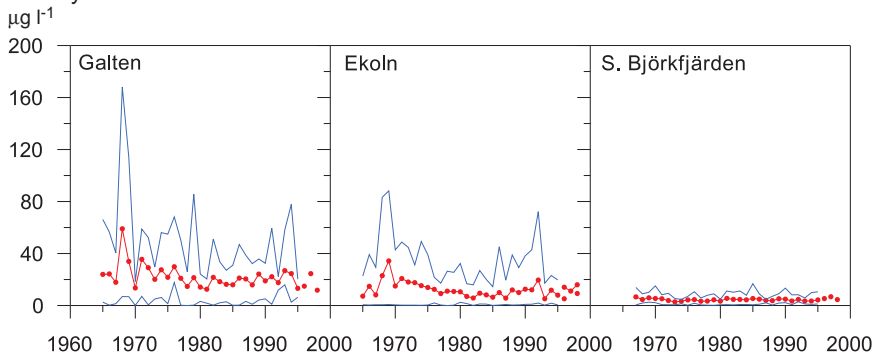
För metaller är det långsiktiga målet att halterna i vatten inte ska överstiga 3 gånger bakgrundshalten (Kommittén för Mälarens vattenvård, 1993). Den naturliga, ursprungliga, halten för koppar anges till 1 µg/l och för zink till 3 µg/l (Naturvårdsverket 1999). Det betyder att kopparhalten inte ska överstiga 3 µg/l och zinkhalten 9 µg/l. Under 1980-talet förekom att treårsmedelvärdet översteg 3 gånger bakgrundshalten, till exempel mättes ett treårsmedelvärde för koppar på 3,4 µg/l vid Hjulstabron och ett treårsmedelvärde för zink på 10,8 µg/l vid Kvicksundsbron. Sedan dess har dock både koppar- och zinkhalterna minskat på alla stationer och miljömålet uppnåddes således under den sista treårsperioden som mätningar pågick (1993 till 1995).

#### Tillståndsbedömning

Kopparhalterna i Mälaren är låga och på samtliga stationer bedöms de också som låga (klass 2) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Detta motsvarar för koppar en halt mellan 0,5 och 3 µg/l. Under 1980-talet kunde det förkomma att det vid Strängnäsbron och Hjulstabron uppmättes måttligt höga kopparhalter. Sedan dess har dock kopparhalterna vid dessa stationer varit låga (klass 2).

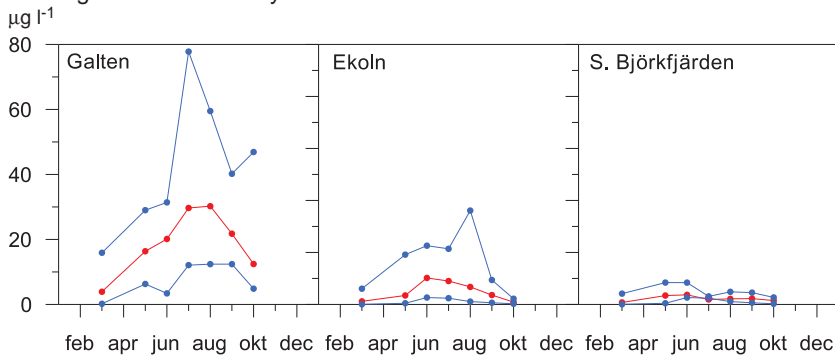
Zinkhalterna i Mälaren är idag mycket låga utom vid Kvicksundsbron där halterna klassas som låga. Under 1980-talet kunde också stationer som Hjulstabron och Blacken uppvisa låga halter. Liksom för koppar har zinkhalterna minskat på de olika stationerna.

### Klorofyllhalter 1965-98



Figur 4.28. Årsmedelvärden (röda prickar) och årsminimum/maximum (blå linjer) för klorofyll i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965 till 1998. Gröna punkter är baserade på analysdata från Svelab (1996) och KM Lab (1998). I övrigt kommer analysdata från SLU, inst. för miljöanalys.

### Säsongvariation i klorofyll

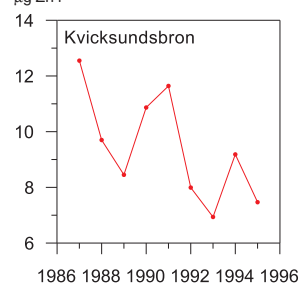


Figur 4.29. Månadsmedelhalt i klorofyll (röd linje) samt månadsminimum och -maximum (blå linjer) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer baserat på data från 1980.

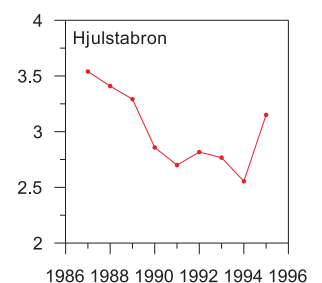
### Långtidsförändringar

De mest betydelsefulla haltförändringarna har skett vid Kviksundsbron. Här har zinkhalterna minskat från 12,6  $\mu\text{g/l}$  till 7,5  $\mu\text{g/l}$  under en 10-års period (figur 4.30). En minskning av zinkhalten kunde också registreras vid samtliga andra stationer men i mindre utsträckning än vid Kviksundsbron. Även kopparhalterna minskade vid samtliga stationer. De största förändringarna registrerades vid Hjulstabron där kopparhalten sjönk från 3,5 till ca 3  $\mu\text{g/l}$  (figur 4.30).

### Zinkhalter 1987-95



### Kopparhalter 1987-95



Figur 4.30. Årsmedel för zink- och kopparhalter i ytvattnet (0,5 m) vid två stationer under perioden 1987 till 1995.

# 5.

## Fosfor- och kvävetillförsel till Mälaren

I detta kapitel redovisas i första hand data som använts som drivdata vid modellering av fosforflödena i Mälaren (se kapitel 6) samt hur fosfortillförseln från olika källor har beräknats. Eftersom ingen modellering har gjorts av kväveflödena i Mälaren redovisas endast kvävetillförseln från punktkällor med direktutsläpp, samt kvävetillförseln via tillflöden. Tillförsel via kvävedeposition och kvävefixering berörs således inte.

Fosfor- och kvävetillförseln till Mälaren har beräknats för punktkällor med direktutsläpp samt för diffusa källor, som deposition på sjöytan och tillförsel via större vattendrag, samt från närområdet. Tillförseln via vattendrag härör både från punktkällor och diffusa källor i tillrinningsområdet. Ingen källfördelning har dock gjorts av vattendragstransporten varför bidraget från enskilda källor i tillrinningsområdet inte kan bestämmas.

I tabell 5.1 redovisas hur bidraget från olika källor till fosfortillförseln till Mälaren ändrats under perioden 1966–95. Fosfortillförseln redovisas för tre 5-årsperioder, en i början, en i mitten och en i slutet av mätperioden. Förutom att den totala fosforbelastningen på Mälaren minskat från ca 1100 ton/år till ca 403 ton/år, dvs med drygt 60%, så har också det relativa bidraget från olika källor förän-

drats. Bidraget från punktkällor med direktutsläpp har minskat från 42% till 3% av den totala belastningen medan bidraget från vattendrag ökat från 49% till 72%. Näringsnivån i Mälarens bassänger styrs således idag nästan helt av fosfortillförseln från tillrinningsområdet.

### 5.1. Punktkällor

Utsläppsdata för punktkällor med direktutsläpp av fosfor och kväve till Mälaren har sammanställts för perioden 1966–98 (se figur 5.1). I utsläppen från reningsverk ingår också dagvatten och bräddning. Bidraget från dagvatten och bräddning har beräknats genom att multiplicera utsläppen från reningsverken med 0,15 för fosfor och 0,03 för kväve (antagande från Löfgren & Olsson 1990).

Som framgår av figur 5.1 har såväl fosfor- som kväveutsläppen från punktkällor minskat drastiskt under den aktuella perioden. Fosforutsläppen har minskat från 490 ton/år till 15 ton/år och kväveutsläppen från 4000 ton/år till 939 ton/år. Detta motsvarar en minskning av fosforutsläppen med 97% och av kväveutsläppen med 77%.

Tabell 5.1. Fosfortillförsel till Mälaren från olika källor under olika 5-årsperioder.

	Ton P/år 1966–70 <sup>1)</sup>	%	Ton P/år 1981–85 <sup>1)</sup>	%	Ton P/år 1990–95 <sup>2)</sup>	%
<b>Tillflöden</b>	538	49	314	59	291	72
<b>Närområdet</b>	95	9	136	26	91	23
<b>Deposition</b>	6	0,5	6	1	8	2
<b>Direktutsläpp</b>	461	42	76	14	13	3
<b>Mälaren totalt</b>	1100	100	532	100	403	100

1. Persson m fl 1990.

2. Denna rapport.

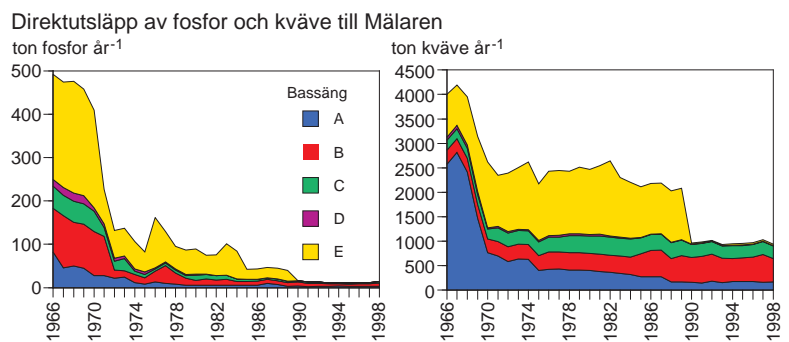
Minskningen av utsläppen från punktkällor har gått stegvis för både fosfor och kväve. Under perioden 1966–72 minskade fosforutsläppen drastiskt i samtliga bassänger till följd av utbyggnaden av kemisk fällning i samtliga kommunala reningsverk. Sedan har främst utsläppen till den stockholmsnära bassängen E minskat i takt med att större reningsverk har fått sina avlopp avledda till Östersjön. Den senaste större minskningen av fosforutsläppen skedde 1989 då Bromma avloppsreningsverk avleddes till Östersjön vilken innebar en avlastning av Mälaren med ca 22 ton fosfor och 1000 ton kväve per år. I och med detta är nu östra Mälaren så gott som helt fri från större kommunala avloppsutsläpp. Det enda kvarvarande större avloppsreningsverk med utsläpp till denna del av Mälaren finns på Ekerö.

Förutom Brommaverkets avledning till kusten 1989 är det Supras (tillverkning av handelsgödsel) minskade utsläpp till Galten i slutet av 1960-talet som mest bidragit till kväveavlastningen av Mälaren. Kväveutsläppen från kommunala avloppsreningsverk ökade fram till början av 1970-talet till följd av ökad anslutning av tätortsbefolkningen till reningsverk. 1965 var 65% av tätortsbefolkningen i Mälarens avrinningsområde ansluten till reningsverk och år 1970 var anslutningen 90%. Idag är 99% av tätortsbefolkningen ansluten.

## 5.2. Tillflöden

Av tabell 1.1 framgår för vilka vattendrag som fosfor- och kvävetillförseln till Mälaren har beräknats. Mellanårsvariationerna är betydande och beror till stor del på naturliga variationer i vattentillförseln till Mälaren. Ett sätt att identifiera trender i vattendragens fosfor- och kvävetransporter som inte beror på förändrad vattentillförsel är att i diagramform avsätta ackumulerad fosfor-/kvävetransport mot ackumulerad vattentransport. Detta har gjorts bassängvis samt för hela Mälaren i figur 5.2 och 5.3. Om ingen förändring av näringsbelastningen skett under den aktuella mätperioden erhålls en rät linje. Om däremot en varaktig och större förändring av belastningen skett får linjen ändrad lutning från det år då förändringen ägde rum.

En tydlig förändring av fosforbelastningen på Mälarens tillflöden ägde rum kring 1973–74 i samband med utbygg-



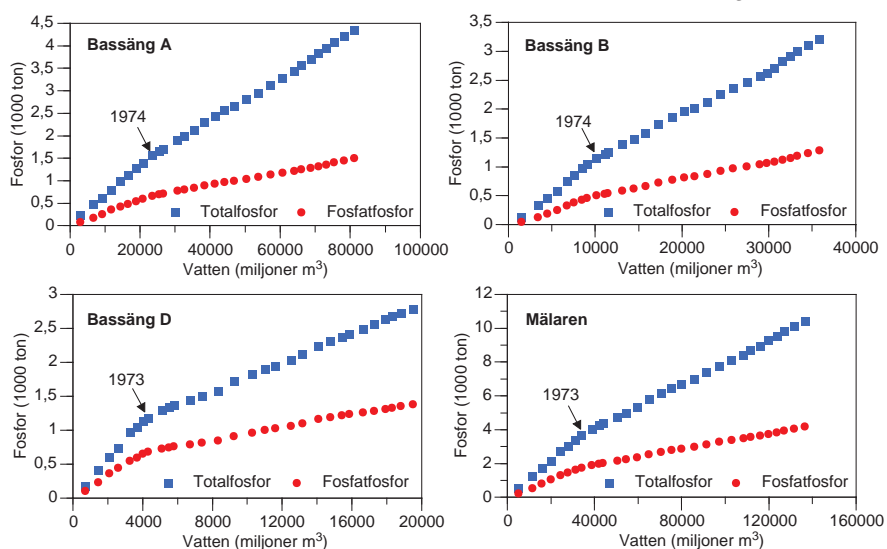
Figur 5.1. Direktutsläpp av fosfor- och kväve till Mälaren från punktkällor (kommunala reningsverk inkl. dagvatten och bräddning samt industrier) under perioden 1966–98. Den ”gamla” bassängindelningen har använts (se figur 1.2).

naden av kemiska fällning i samtliga större reningsverk. Punkterna i diagram 5.2 uppvisar ett ”knä” vid dessa årtal och mest uttalat för fosfatfosfor. Efter 1973–74 ligger punkterna i figur 5.2 mer eller mindre på en rät linje, vilket indikerar att ytterligare varaktiga minskningar av fosforbelastningen på Mälarens tillflöden ej skett. Det finns en indikation på ökade fosfortransporter de senaste 2–3 åren (1993–95). Detta kan dock bero på naturliga skillnader i näringstransport mellan de våta åren på 1980-talet och de torra åren på 1990-talet.

Av figur 5.2 kan man också utläsa att förhållandet mellan totalfosfor- och fosfatfosforbelastningen förändrats. De första fem åren av mätperioden var andelen fosfatfosfor av den totala fosformängden 57% för att sedan minska till 37% under den senaste femårsperioden. Orsaken till detta är främst att andelen fosfatfosfor i punktkällornas fosforutsläpp minskat från 70% till 30% under samma period. Andelen biotillgänglig fosfor i Mälarens tillflöden har således minskat kraftigt.

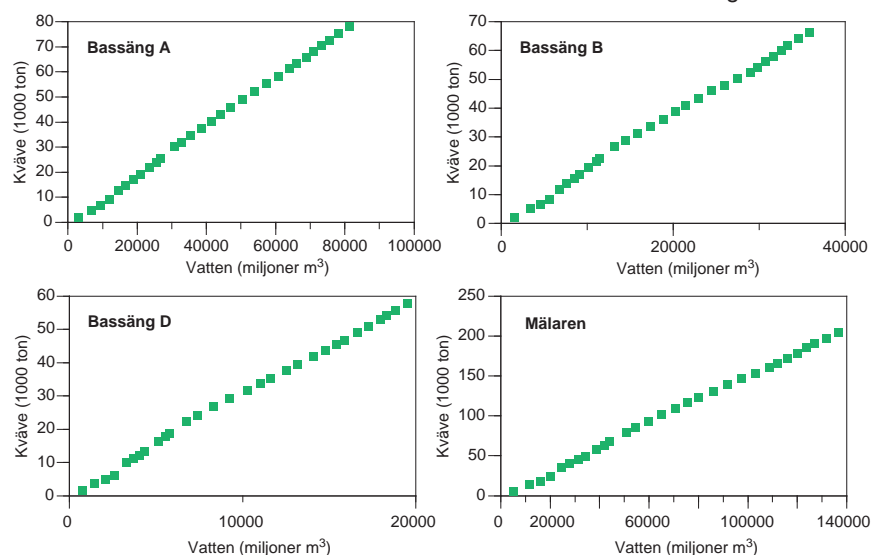
Transporten av kväve i relation till vatten förefaller ha ökat kring 1970 (se figur 5.3), vilket bör kunna sättas i samband med den ökade anslutning av tätortsbefolkningen till kommunala reningsverk och därmed ökade kväveutsläpp i början av 1970-talet. Tillflödena till bassäng A uppvisar efter detta ingen ytterligare trend, medan tillflödena till bassäng B och D uppvisar en ”puckel” i slutet av 1970-talet och början av 1980-talet, vilket eventuellt kan kopplas till den stora avrinningen under denna period. Efter 1985 verkar transporten av kväve i relation till vatten ha minskat något i samtliga bassänger.

### Akkumulerad fosfor- och vattentillförsel med vattendrag



Figur 5.2. Kumulativ fosfor- och vattentransport i Mälarens tillflöden. Bassäng C, E och F redovisas inte eftersom större tillflöden saknas.

### Akkumulerad kväve- och vattentillförsel med vattendrag



Figur 5.3. Kumulativ kväve- och vattentransport i Mälarens tillflöden. Bassäng C, E och F redovisas inte eftersom större tillflöden saknas.

## 5.3. Övriga källor

För att kunna beräkna den totala fosforbelastningen på Mälarens olika bassänger och därmed också kunna modellera flödena mellan bassängerna (se kap. 6) behövs också data på tillförseln från närområdet och deposition. Bidraget från närområdet till respektive bassäng beräknades genom att vattenföringen multiplicerades med typhalter i närliggande vattendrag. Vattenföringen i Köpingsån användes för att rekonstruera vattenföringen i respektive närområde. Typhalter för bassäng A, B och C erhöles från medelvärden från Sagån och Enköpingsån, typhalter för bassäng D er-

hölls från medelvärden från Örsundaån och Oxundaån och typhalter för bassäng E och F erhöles från Oxundaån.

Fosfordepositionen direkt på sjöytan styrs av lokal dammspridning och bidrar med en mycket liten del av den totala fosforbelastningen på Mälaren. Till skillnad från kvävet uppvisar fosfordepositionen ingen geografisk variation över Sveriges yta. Eftersom mätdata är få och tidsserier saknas har ett värde på 8 kg P/km<sup>2</sup> (se Löfgren & Olsson 1990) använts vid beräkning av depositionen på respektive bassäng.

# 6.

## Modellering av fosfor i Mälaren

### 6.1 Allmänt om fosformodeller

Som tidigare nämnts är vattenomsättningen en nyckelfaktor för mälarbassängernas självrenande förmåga. Förenklat innebär detta att ju långsammare vattenomsättning desto större andel av tillförda ämnen ”förloras” från vattenmassan via fastläggning i sedimenten och kvävgasavgång till luften. Den senare processen kallas denitrifikation och utförs av bakterier i syrgasfri miljö. Detta enkla samband mellan vattenomsättning och förluster – eller retention – brukar användas i olika sjömodeller där man vill förutsäga sjökoncentrationer utifrån uppgifter om ämnestillförsel och vattenomsättning. Eftersom fosfor i de allra flesta fall är det ämne som reglerar näringsnivån i sjöar så drivs de flesta sjömodeller av fosfortillförseln.

Det finns idag ett stort utbud av fosformodeller för sjöar där syftet med modellen helt styr valet av modell. Om syftet är att beskriva jämviktsförhållanden under längre tidsperioder är det vanligast att man använder empiriska modeller baserade på statistiska samband från mätningar i många sjöar. Den mesta kända är Vollenweidermodellen (Vollenweider 1976) och dess efterföljare (tex OECD 1982), vilka bygger på sambandet mellan fosforretention och vattnets utbytestid.

I Persson m fl (1990) beskrivs en fosformodell av ”Vollenweidertyp” för Mälaren bestående av sammanlänkade jämviktsmodeller för respektive bassäng. Fosforretentionen har här bestämts separat för respektive bassäng genom att minimera skillnaden mellan uppmätta halter och modellerade halter. En generell begränsning med Vollenweidermodeller är att de inte gäller sjöar med läckage av fosfor från sedimenten, sk intern belastning. En annan begränsning är att tidsutvecklingen i sjöar där fosforbelastningen ändrats är

svår att beskriva. Modellerna bygger också på totalfosfor vilket ger begränsad information om den biotillgängliga andelen av fosfor.

### 6.2. En ny fosformodell för Mälaren

#### 6.2.1. Modellstruktur

Målsättningen har varit att ta fram en modell som bättre än tidigare mälarmodeller tar hänsyn till belastningsändringar, utbyte med sedimenten och olika fosforfraktioner. Orsaken är dels att fosforbelastningen på Mälaren förändrats mycket genom åren, dels att sedimenten sannolikt är en betydande belastningskälla i flera bassänger. Dessutom finns mätdata som kan användas för att beskriva om fosfor förekommer i löst form (fosfatfosfor) eller bunden i levande eller döda alger. Målsättningen är att en sådan modell på ett säkrare sätt ska kunna prognosticera hur Mälarens olika bassänger svarar mot förändringar i fosforbelastningen.

För att klara av att beskriva förändringar i fosforbelastningen med tiden, fosforutbyte med sedimenten, upptag i alger, etc. har en dynamisk fosformodell konstruerats för respektive mälarbassäng. Dynamiska modeller är baserade på en detaljerad matematisk beskrivning (differentialekvationer) av de ingående biologiska, kemiska och fysikaliska processerna (flödena) för att studera tidsutveckling och interaktioner. I denna rapport har en beprövad limnologisk modell använts (Jørgensen & Mejer 1977) med vars hjälp fosforhalter i vatten, alger och sediment i Mälarens bassänger simulerats som en funktion av tiden.

Modellen är uppbyggd av separata moduler för respekti-



ve bassäng (se figur 1.2). Dessa moduler har kalibrerats mot mätdata (se kap. 6.2.2.) var och en för sig och sedan länkats ihop till en mälarmodell. Antalet tillståndsvariabler i modellen begränsats till tre. Valet av dessa är en avvägning mellan tillgång på mätdata och problemformulering. I modellen simuleras tre fosforfraktioner (tillståndsvariabler): löst fosfor och organiskt bundet fosfor i vattenmassan samt mängden utbytbar fosfor i sedimenten. I fakta 6.1 beskrivs de ekvationer som använts för beräkning av dessa tillståndsvariabler.

Modellen är konstruerad som en sk enskiktsmodell. Detta innebär att man antar att bassängvolymererna är homogent omblandade hela året. Detta stämmer naturligtvis inte med verkligheten men har ändå ansetts som en nödvändig förenkling för att göra modellen relativt enkel och hanterbar. Denna förenkling visade sig dock vara svårast att tillämpa i Ekoln, den nordligaste av fjärdarna i bassäng D Fosfortillförseln till Ekoln via Fyrisån skiftar ofta in sig i vattenmassan, speciellt vintertid. Det är således svårt att ta fram representativa fosforhalter i Ekoln, speciellt för hela vattenvolymer. En framtida förbättring av modellen skulle vara att dela upp vattenmassan i två eller flera skikt. Detta skulle framförallt öka precisionen i Ekoln men sannolikt även i övriga fjärdar/bassänger, speciellt de djupaste.

Modellens tidsupplösning är månader och som drivdata har månatliga data på fosforbelastning (både fosfatfosfor och totalfosfor), vattenföring, vattenstånd och vattentemperatur använts (se kapitel 5). Vattenföringen mellan bassängerna har beräknats med hjälp av ekvationen:

$$Q = Q_{in} + P - E + \Delta M$$

där

$Q$  = vattenföringen ut ur respektive bassäng

$Q_{in}$  = tillrinningen via floder och landavrinning till respektive delbassäng

$P$  = nederbörden på sjöytan

$E$  = avdunstning från sjöytan

$\Delta M$  = magasinändring

Beräkningssättet finns beskrivet i Kvarnäs & Lindell (1971).

Vattentemperaturen är beräknad som medelvärdet på temperaturen i skiktet 0–10 meter för stationer som ligger i Mälarens sund (Erikssund, Strängnäs och Kvicksund).

### 6.2.2. Kalibrering

I modellen ingår en uppsättning modellparametrar som dels erhållits från originalmodellen, dels erhållits från mätdata och dels erhållits genom kalibreringar mot observerade fosforhalter. Modellen har kalibrerats för respektive bassäng för perioden 1966–95 med avseende på parametrarna  $K_x$ ,  $\mu_a$ ,  $S_a$ , och  $k_2$  (se fakta 6.2). Inga andra ändringar har gjorts för att anpassa modellen. Som jämförelsedata har observerade halter av fosfatfosfor och totalfosfor från stationer i Mälarens delbassänger använts. Kalibreringsresultaten redovisas i fakta 6.3. Som framgår av tabell 6.1 saknas kalibreringsresultat för bassäng F (den Stockholmsnära bassängen). För denna bassäng gick det helt enkelt inte att få en acceptabel kalibrering med hjälp av existerande mätdata. En orsak till detta kan vara svårigheter att på ett tillförlitligt sätt beskriva uttransporten i utloppet Norrström. En annan or-

#### Fakta 6.1. Fosformodellens tillståndsekvationer

Fosformodellen består av följande tillståndsekvationer:

$$P_s = (P_{in} - P_s) * (Q/V) - (\mu_a - R_a) * P_a + a_s * K_x * P_{sed}$$

$$P_a = (\mu_a - R_a - S_a - (Q/V)) * P_a$$

$$P_{sed} = (1 - k_1) * S_a * P_a / a_s - K_x * P_{sed}$$

där:

$$P_s = \text{löst oorganiskt fosfor i vatten} \quad \text{g P/m}^3$$

$$P_a = \text{organiskt bundet fosfor} \quad \text{g P/m}^3$$

$$P_{sed} = \text{mängden utbytbar fosfor i sedimenten} \quad \text{g P/m}^3$$

$$P_{in} = \text{vägd medelkoncentration i tillfört fosfor} \quad \text{g P/m}^3$$

$$Q = \text{vattenföring ur respektive bassäng} \quad \text{m}^3/\text{dygn}$$

$$V = \text{volymer i respektive bassäng} \quad \text{m}^3$$

$$k_1 = \text{mängden fosfor som göms i sedimenten} \quad \text{dim.lös}$$

De överföringshastigheter som ingår i modellen är tillväxthastighet ( $\mu_a$ ) hos alger, respiration ( $R_a$ ), sedimentation ( $S_a$ ) och mineralisering i sedimenten ( $K_x$ ).

$\mu_a$  och  $R_a$  definieras som:

$$\mu_a = \hat{\mu}_a \cdot f_T \cdot \frac{P_s}{K_p + P_s}$$

där:

$$f_T = k_2 T^{-20}$$

$$R_a = R_a^{20} \cdot 1,12^{T-20}$$

$$T = \text{vattentemperatur (}^\circ\text{C)}$$

sak kan vara att den diffusa tillförseln från Stockholm sannolikt är underskattad.

Modellens prognosticeringsförmåga är till stor del beroende av tillgången på tillförlitliga kalibreringsdata. Eftersom modellens tidsupplösning är månader skulle man helst behöva månatliga mätdata från samtliga bassänger för att på ett trovärdigt sätt kunna modellera årsvariationer. Ett alternativ är att använda data från sundstationerna vid modellkalibrering, eftersom månatliga provtagningar görs här. Halterna i sunden är dock inte alltid representativa för hal-

terna i bassängerna. För att öka precisionen i den dynamiska fosformodellen skulle man således behöva månatliga mätdata från samtliga bassänger.

Den kanske största förbättringen av modellens precision skulle uppnås om man samlade in mer information om sedimenten. Dels behövs uppgifter på utbredningen av bottenar med finsediment, s.k. ackumulationsbottenar, och dels behövs uppgifter om andelen utbytbar fosfor i sedimenten samt storleken på detta fosforförråd i varje bassäng.

### Fakta 6.2. Fosformodellens parametrar.

Modellparametrarna har dels erhållits från originalmodellen, dels genom mätningar och kalibreringar mot observationer. Värdena sammanfattas nedan.

Symbol	Namn	Bassäng					Ursprung	Enhet
		A	B	C	D	E		
d	Medeldjup	3,4	8,4	16,9	11,5	14	uppmätt	m
d <sub>s</sub>	Aktiva sedimentens tjocklek	0,06	0,1	0,06	0,06	0,06	uppskattat	m
DMU	Mängd torrsubstans i övre lagret	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	uppmätt	-
K <sub>p</sub>	Michaelis konst. för P-upptag i alger	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	orig. mod.	g P/m <sup>3</sup>
R <sub>a</sub> 20	Algernas resp.hast. vid 20°C	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	orig. mod.	dygn <sup>-1</sup>
K <sub>x</sub>	Fosformineralisering i sediment	0,13	0,12	0,19	0,26	0,34	kalibrering.	1000*dygn <sup>-1</sup>
μ <sub>a</sub>	Spec. tillväxt hos fytopl. vid 20°C	1,00	1,14	1,63	0,69	1,12	kalibrering	dygn <sup>-1</sup>
S <sub>a</sub>	Algernas sedimentationshast.	0,038	0,024	0,013	0,014	0,022	kalibrering	dygn <sup>-1</sup>
k <sub>1</sub>	Mängd P som göms i sedimenten	0,7	0,7	0,7	0,55	0,8	uppskattat	dim.lös
k <sub>2</sub>	Reglerar tillväxtens temp.beroende	1,09	1,13	1,15	1,12	1,11	kalibrering	dim.lös

#### Startvärden

P <sub>s0</sub>	löst oorganiskt fosfor i vatten	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	uppmätt	g P/m <sup>3</sup>
P <sub>a0</sub>	fosfor bundet i alger	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	uppmätt	g P/m <sup>3</sup>
P <sub>sed0</sub>	mängden utbytbar p i sed.	3000	2000	1000	1000	1000	uppskattat*	g P/m <sup>3</sup>

\* mängden utbytbar fosfor i sedimenten är den parameter som är mest avgörande för modellens prognosticeringsförmåga.

### Fakta 6.3. Kalibreringsresultat

Som kriterium på överensstämmelse har korrelationen R<sub>2</sub>, definierad enligt Nash och Sutcliffe (1970), använts:

$$R_2 = \frac{\sum(\overline{C_{obs}} - C_{obs})^2 - \sum(C_{mod} - C_{obs})^2}{\sum(\overline{C_{obs}} - C_{obs})^2}$$

där:

C<sub>obs</sub> = observerad halt

$\overline{C_{obs}}$  = observerad medelhalt

C<sub>mod</sub> = modellerad halt

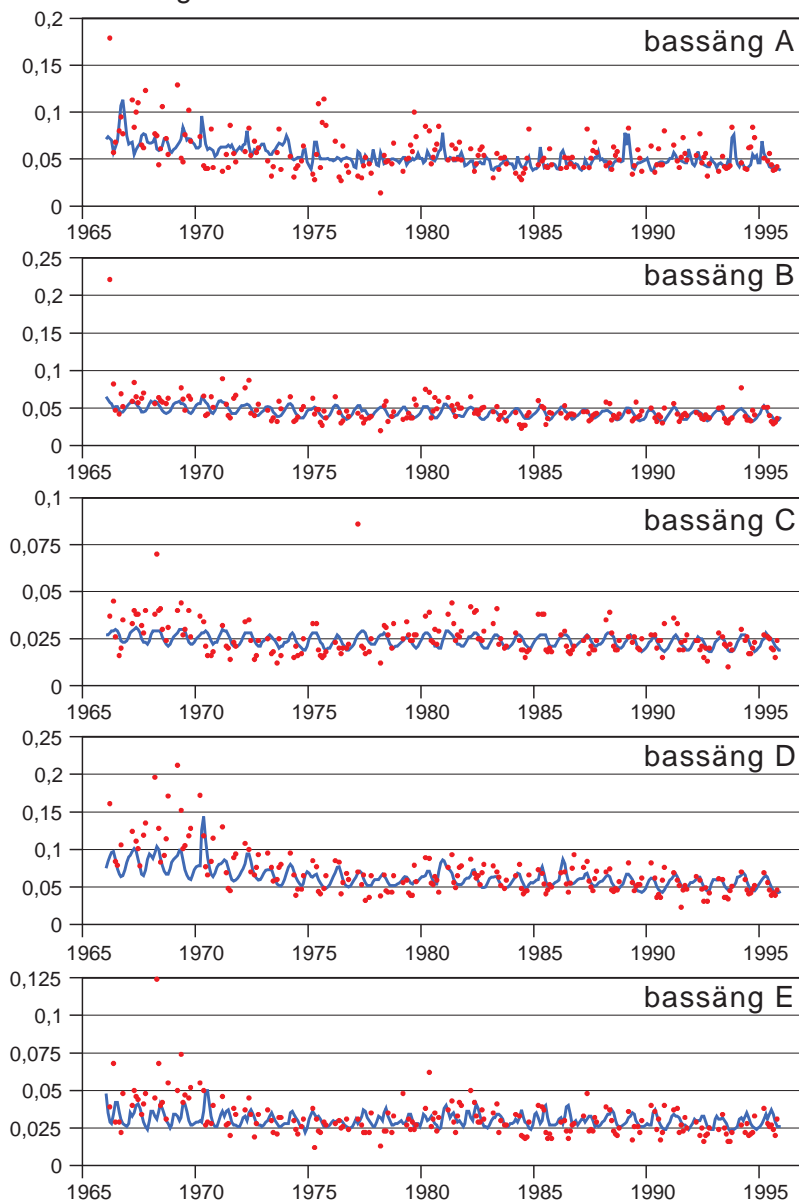
Bassäng	R <sub>2</sub>	antal obs.	period	Station/er
A	0,51	398	1970–1995	Galten*
B	0,37	392	1970–1995	Blacken Västeråsfjärden, Granfjärden*
C	0,47	394	1970–1995	S.Björkfjärden, Prästfjärden*
D	0,30	388	1970–1995	Ekoln Vreta Udd **
E	0,39	394	1970–1995	Görvån*

\*Medelvärde 0–10 m

\*\*Volymviktade medelvärden 0–30 m

## Kalibreringsfigurer

Totalfosfor mg P l<sup>-1</sup>



Figur 6.1. Modellerade (heldragen linje) och observerade totalfosforhalter (punkter) i Mälarens olika bassänger under perioden 1966–95. Observera att diagrammen har olika skalor.

## 6.3. Jämförelse med uppmätta fosforhalter

I figur 6.1 jämförs modellerade fosforhalter med observerade halter i Mälarens olika bassänger för perioden 1966–95. Som framgår av figuren är avvikelsen mellan modellerade och uppmätta fosforhalter störst under de första åren, då också de största förändringarna i fosforbelastningen förekom. I tabell 6.2 redovisas de modellerade halternas avvikelse från uppmätta fosforhalter för olika tidsperioder uttryckt som procent. Efter 1971 är avvikelsen aldrig större än 7% och tittar man på hela perioden 1966–95 är avvikelsen i medeltal -5%, d v s modellen underskattar den uppmätta fosforhalten med 5%. Man måste dock beakta att modellen har månadsupplösning och således beskriver ”verkliga” årsmedelvärden, medan mätdata är baserade på mätningar under perioden mars–oktober.

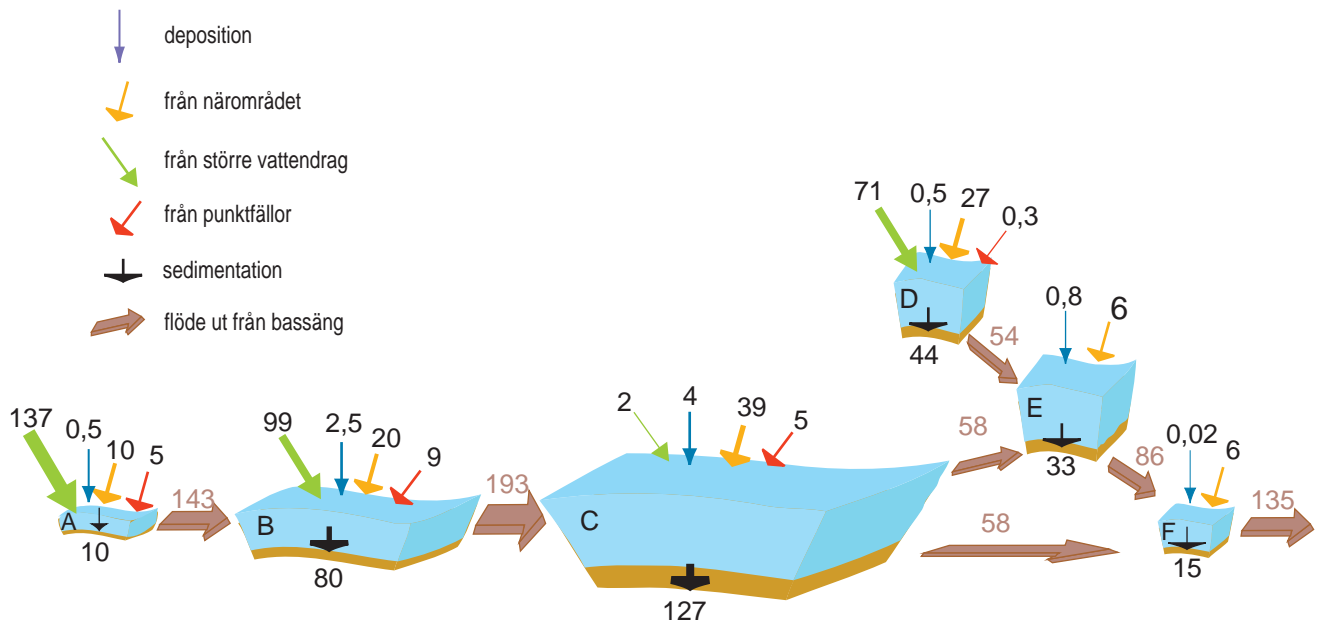
## 6.4. Modellerade fosforflöden

Med hjälp av fosformodellen kan fosforflödena till, inom och mellan bassängerna beskrivas. Detta görs i figur 6.2 för perioden 1981–95. Eftersom modellen inte kunde kalibreras för bassäng F, har fosforflödena i denna bassäng istället beräknats med en vanlig massbalans, d v s sedimentationen är lika med skillnaden mellan tillförsel och uttransport via utloppet i Norrström. I fi-

Tabell 6.2. Den modellerade totalfosforhaltens avvikelse från uppmätta halter för olika tidsperioder i olika mälARBASSÄNGER.

BASSÄNG	A	B	C	D	E
Avvikelse från uppmätt halt 1966–70 (%)	-11	-21	-20	-30	-29
Avvikelse från uppmätt halt 1971–80 (%)	-1	-3	-0,5	-1	3
Avvikelse från uppmätt halt 1981–95 (%)	-7	-0,3	-4	0,6	7
Avvikelse från uppmätt halt 1966–95 (%)	-6	-5	-6	-7	-3

## Fosforflöden ton P år<sup>-1</sup>



Figur 6.2. Årliga transporter av fosfor (ton/år) genom Mälarens bassänger uttryckt som medelvärden för perioden 1981–95.

gur 6.2 har fosfortillförseln till respektive bassäng delats upp i större tillflöden, närområdet, och punktkällor. Dessutom bidrar flödet ut från bassängerna till belastningen på ”nedströms” belägna bassänger.

En stor del av de fosformängder som årligen tillförs Mälaren fastläggs i sedimenten i de olika bassängerna. De modellerade fosforflödena under perioden 1981–95 har använts för att beskriva denna fastläggning/retention (tabell 6.3). I tabell 6.3 jämförs denna fosforretention med motsvarande beräkningar för perioden 1981–85 i Persson m fl. (1990). Som framgår av tabellen är den beräknade fosforretentionen för perioden 1981–95 genomgående något högre i de olika bassängerna än den som beräknats av Persson m fl (1990) för perioden 1981–85.

Det finns ett mycket tydligt samband ( $r^2 = 0,94$ ) mellan vattnets uppehållstid i respektive bassäng och den beräknade fosforretentionen. Detta samband kan beskrivas med följande ekvation:

$$\text{Fosforretentionen(\%)} = 12,7 + 21,8 * T$$

där T= vattnets uppehållstid i dygn

En anledning till detta starka samband mellan vattnets uppehållstid och fosforretentionen kan vara att fosforbelastningen varit mer eller mindre konstant under perioden 1981–95 och att bassänghalterna därför nått sina jämviktshalter. Nu är det naturligtvis inte enbart vattnets uppehållstid som har betydelse för fosforretentionen i Mälarens bassänger. Även bassängernas storlek och djupförhållanden har betydelse. I grunda bassänger kan man tex förvänta ett större fosforutbyte mellan sediment och vatten. Detta beror dels på uppgrumling av sediment genom vågpåverkan och dels på att större bottenarealer täcks av varmare ytvatten, vilket gynnar de processer som styr fosforutbytet i sedimenten. I Mälaren samvarierar bassängernas storlek, djupförhållanden och vattnets uppehållstid (se tabell 6.4). Detta innebär att de små bassänger också är grunda och har ett snabbt vattenutbyte, samtidigt som stora bassänger också är djupa och har långsam vattenomsättning. När man beskriver sambandet mellan bassängvattnets uppehållstid och fosforretentionen tar man således indirekt hänsyn till bassängernas storlek och djupförhållanden och därmed också fosforutbytet med sedimenten.

Tabell 6.3. Fosforretention i respektive mälarbassäng och i hela Mälaren, uttryckt som % av mängden tillförd fosfor till respektive bassäng.

BASSÄNG	A	B	C	D	E	F	MÄLAREN
Retention (%) 1981-85 <sup>1)</sup>	-2	26	44	35	27		61
Retention (%) 1981-95 <sup>2)</sup>	7	29	52	45	27	10	70

1) Persson m fl 1990 2) Denna rapport

## 6.5. Effekter av ytterligare minskad fosfortillförsel

Med hjälp av fosformodellen har två olika scenarier genomförts där effekten av minskad fosfortillförsel har simulerats. Vid dessa scenarier har klimatet för perioden 1981–95 upprepat men fosforbelastningen har ändrats enligt följande:

Scenario 1: Fosfortillförseln till respektive bassäng minskades med 20%.

Scenario 2: Fosfortillförseln till respektive bassäng minskades med 40%.

Utfallet av scenario 1 och 2 redovisas i figur 6.5 tillsammans med bakgrundshalter beräknade dels från sedimentproppar (se kap. 4.1) och dels från Persson m fl 1990. Effekten av den minskade fosforbelastningen var störst i bassäng A och D. I scenario 1 minskade fosforhalterna 13% i bassäng A, 8% i bassäng D och 3–5% i övriga bassänger. I scenario 2 minskade fosforhalterna 26% i bassäng A, 16% i bassäng D och 6–9% i övriga bassänger. I tabell 6.5–6.6 redovisas vilka haltförändringar detta skulle innebära räknat på dagens fosforhalter (1997–99) samt räknat på medelhalterna för perioden 1981–95.

Som framgår av figur 6.5, skulle det krävas en minskning av fosfortillförseln med ca 60% till bassäng A för att nå ner till halter kring den bakgrundshalt som rekonstruerats från sedimentproppar. För att nå bakgrundshalten enligt Persson m fl (1990) skulle tillförseln behöva minskas med ytterligare minst ca 20%. I övriga bassänger skulle man inte komma i närheten av någon av dessa bakgrundsnivåer ens vid 80% reduktion av tillförseln. Nu är detta ett helt teoretiskt resonemang där man egentligen inte vet hur Mälarens bassänger kommer att reagera på så kraftiga minskningar i fosfortillförseln. Sannolikt finns det ett "golv" i respektive bassäng under vilket halterna inte kan sjunka förrän på mycket lång sikt. Detta golv bestäms av mängden och tillgängligheten på utbytbar fosfor i sedi-

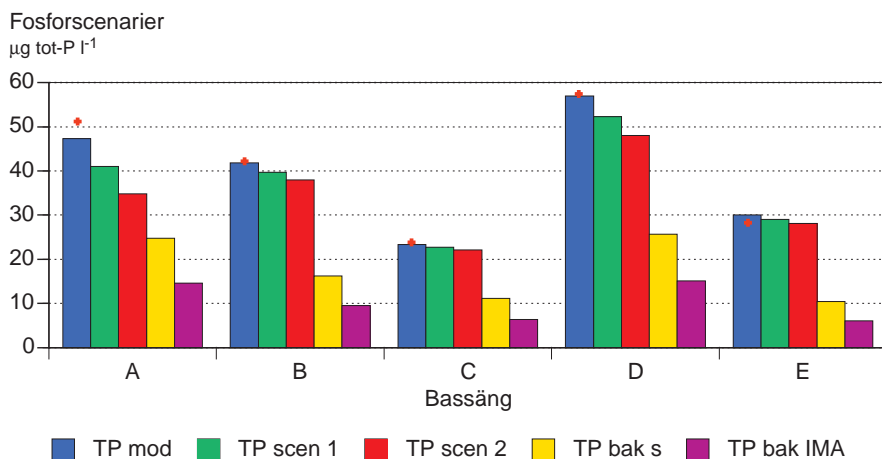
menten. Under decennier har sedimenten laddats med fosfor från avloppsutsläpp i hela tillrinningsområdet och om halterna i vattnet underskrider jämviktshalten i sedimentet kan fosfor börja läcka från sedimenten, enbart p g a haltskillnader mellan sediment och bottenvatten.

Utifrån resonemanget ovan kan man dra slutsatsen att långsiktiga miljömål för fosforhalter i Mälarens bassänger inte kan sättas lägre än de jämviktshalter som regleras av fosforförrådet i sedimenten. Eftersom denna sk jämviktshalt inte är känd är det i praktiken omöjligt att avgöra om ett långsiktigt mål överhuvudtaget är möjligt att uppnå. Bakgrundshalter för olika bassänger kan sättas mer oberoende av dessa "jämviktshalter", eftersom man teoretiskt ska kunna uppnå dessa halter på mycket lång sikt när överskottet av fosfor i sedimenten inte längre påverkar halterna i vattnet.

För att kunna arbeta långsiktigt med miljömål för fosfor i Mälaren bör det således vara högprioriterat att göra en sedimentundersökning i samtliga bassänger för att bestämma mängderna utbytbar fosfor i sedimenten och sedimentens känslighet för intern belastning, dvs flöde av fosfor från sedimentet till vattnet.

Som framgår av tabell 6.5 är de långsiktiga miljömålen för Mälarens bassänger orimligt lågt satta i förhållandena till möjliga och rimliga åtgärder. Resultaten från modellsce- narier visar att det långsiktiga målet är svårast att nå i bassäng B. Det långsiktiga målet i denna bassäng bör ändras till ungefär samma nivå som i bassäng A och D. Det långsiktiga målet skulle kunna anges till samma nivå i bassängerna A, B och D samt till samma nivå i bassängerna C och E. Skillnaden mellan dessa "grupper" av bassänger är ca 15–20 µg TotP/l med den lägre nivån i den senare gruppen. Sannolikt är bakgrundshalten kraftigt underskattad i bassäng B. Om man tar sedimentproppar även i denna bassäng finns det möjligheter att ta fram en mer trovärdig bakgrundshalt.

Den naturliga mellanårsvariationen i bassängernas fosforhalt kan vara upp till 20 µg/l (se kapitel 4.1.1) sett över



Figur 6.5. Utfall av scenario 1 (TP scen 1) och 2 (TP scen 2), dvs 20% resp. 40% reduktion av den totala fosforbelastningen på respektive mälarbassäng, jämfört med den modellerade halten totalfosfor för perioden 1981-95 (TP mod) samt bakgrundshalter beräknade dels från sedimentproppar (TP bak s; se kap. 4.1) och dels från förra mälarutvärderingen (TP bak IMA; Persson m fl 1990). De röda plustecknen visar uppmätt halt i respektive bassäng uttryckt som medelvärde för perioden 1981-95.

en längre tidsperiod (10–15 år). Variationen är störst i bassäng A och D som tar emot största delen av tillrinningen och minst i de centrala fjärdarna, C och E. Detta innebär att miljömål bör anges som medelvärden för längre tidsperioder, alternativt anges som flödesnormerade halter där hänsyn tas till naturliga flödesvariationer i tillflödena.

## 6.6. Möjligheter och behov av ytterligare minskad fosfortillförsel

Att minska fosfortillförseln till Mälaren i storleksordningen med de scenarier som genomförts (20% resp. 40% minskning) kräver mycket omfattande åtgärder. Möjligheterna att ytterligare minska fosforbelastningen på Mälaren från avloppsreningsverk är relativt liten. I Persson m fl (1990) beräknas reningsverkens bidrag till fosfortillförseln till Mälaren kunna minskas med maximalt 90 ton/år, vilket motsvarar ca 20% av dagens tillförsel. Detta förutsätter en ökad fosforreduktion i reningsverken, från genomsnittet 1981–85 på 94,6% till 98%, samt halvering av dagvatten och industritillförseln. Att minska fosfortillförseln med 20% och därmed halterna med 3–13%, beroende på bassäng, kräver således mycket drastiska och kostsamma åtgärder mot alla punktkällor. En åtgärdsstrategi för att ytterligare minska

fosfortillförseln till Mälaren måste därför omfatta såväl diffusa källor, främst läckage från åkermark, som punktkällor. För att kunna göra detta på ett trovärdigt och rättvist sätt behövs en källfördelning på delavrinningsområdesnivå där varje källas bidrag till belastningen på Mälaren kan beskrivas.

Det är viktigt att åtgärdsplaner för att minska belastningen på Mälaren omfattas av både fosfor och kväve. Att ensidigt ytterligare minska tillförseln av bara det ena ämnet kan få oönskade effekter. I kapitel 4.1.3 konstateras att om endast kväve- och inte fosforbelastningen minskas i Galten finns risk för måttligt kväveunderskott med risk för ökad förekomst av algbloomningar med kvävefixerande cyanobakterier. Eftersom blommande cyanobakterier redan idag är ett allvarligt problem i Galten så är detta ingen önskvärd situation. Ett viktigt motiv att ytterligare minska fosfortillförseln till Galten är således att algbloomningarna inte ska öka och på sikt även minska i omfattning.

Tabell 6.5. Nuvarande totalfosforhalt i Mälarens bassänger uttryckt som treårsmedelvärden samt nya halter vid reducerad fosfortillförsel enligt scenario 1 och 2.

BASSÄNG	A	B	C	D	E
Nuvarande medelhalt 1997–99 ( $\mu\text{g/l}$ )	44	40	20	43	22
Haltminskning – scenario 1 (%)	13,3	5	2,7	8,3	3,4
Haltminskning – scenario 2 (%)	26,4	9,2	4,9	15,9	6,4
Ny halt – scenario 1 ( $\mu\text{g/l}$ )	38	38	19,5	39	21
Ny halt – scenario 2 ( $\mu\text{g/l}$ )	32	36	19	36	20
Långsiktigt miljömål ( $\mu\text{g/l}$ )	29	19	13	30	12



FOTO: ANDERS GEIDEMARK

# 7.

## Planktiska alger i Mälaren

### 7.1. Planktiska alger som miljöindikatorer

Undersökning av planktonalger i sjöar syftar till att beskriva tillstånd och förändringar med avseende på algsamhällets art-sammansättning, individtäthet och biomassa. Arter eller grupper som på ett tydligt sätt indikerar vattenkvaliteten är av särskilt intresse. Algsamhället svarar snabbt med strukturförändringar om vattenkvaliteten ändras, på grund av att organismerna har korta generationstider. Planktonsamhället genomgår i sin struktur under året samma storskaliga successionsmönster som en skog på våra breddgrader gör under ett sekel. Växlingen mellan skiktning och omrörning i vattenmassan utgör de ändpunkter mellan vilka successionen löper.

Planktiska alger omfattar de mikroalger som under stor del av sin livscykel är anpassade för ett liv i fria vattnet. Merparten har fotosyntetisk förmåga och har därför tidigare klassificerats som växter. Numera är algernas systematiska tillhörighet mycket omdiskuterad och alger placeras i klasser fördelade bland prokaryoter (bakterier), protister och växter. Begreppet växtplankton är sedan länge inarbetat och för tanken till organismer i växtriket, vilket således inte är så relevant och skulle kunna ersättas av termen planktiska alger. I denna rapport används dock båda begreppen synonymt.

Planktiska alger är av fundamental betydelse i en sjös näringsväv som primärproducenter av organiskt material, som syrgasproducenter, som födopotential till betare (djurplankton, ciliater, bottendjur, fisk) och genom utsöndring av löst organiskt material också som energi- och näringsresurs för andra mikrober.

Ett första symptom på tilltagande näringsanrikning i fria vattnet är en ökning i växtplanktons biomassa. Detta

gäller framför allt massutvecklande kiselalger på våren och vattenblomningar av cyanobakterier (blågrönalger) sommartid. Dessa fenomen har också tidigt iakttagits i Mälaren och var ett av skälen till att växtplankton valdes som en biologisk indikator på vattenkvalitetsförändringar redan från Mälarsundersökningens start (Ahl & Willén 1965).

### 7.2. Synpunkter på provtagningsprogrammet

En positiv utveckling av växtplanktonprogrammet i Mälaren har varit den nu förekommande riktade studien av vattenblomningar, deras frekvens, uppnådda biomassa och tidsutsträckningen av blomningar (se fakta 7.1). Här har i huvudsak fjärdar med ofta förekommande klagomål från allmänheten på störande vattenblomningar inlemmats. Undantag utgör Södra Björkfjärden och Granfjärden där cyanobakterier inte utgör någon större olägenhet – lokaler som alltså kan utgå ur blomningsövervakningen. Betydligt viktigare är då att belysa situationen i fjärdar i anslutning till städer där befolkningen utnyttjar närliggande vattenområden för rekreation. Vanligen börjar ju vattenkvalitetsförändringar uppträda i vikar och fjärdar i anslutning till större befolkningscentra.

Mera beklagligt är att provtagningsprogram som löpt under lång tid har ändrats så att jämförelser med äldre material försvåras eller kräver omfattande omräkningar (se fakta 7.1). Det nu gällande växtplanktonprogrammet i sjön bör inte användas okritiskt när det gäller bedömningar av vegetationsperiodsmedelvärden av totalvolymen alger. Samtliga månader under perioden maj–oktober krävs för



## Fakta 7.1. Provtagningar

Efter några inledande år med provtagningar i ett tätt stationsnät över hela sjön glesades stationsnätet ut till sex lokaler (Ekoln, Skarven, Görväln, Södra Björkfjärden, Granfjärden och Galten) och provtagningsperioden omfattade månaderna maj–oktober (6 provtagningar) fram till 1996 (Willén mfl 1990). Från 1996 har stationsnätet ytterligare minskats så att endast Ekoln, Södra Björkfjärden och Granfjärden fått representera sjön. Provtagningarna har här omfattat månaderna april, maj, juli, augusti och september. Ett tillägg har således skett med provtagningar i april, för att belägga den viktiga vårutvecklingen som sedan början av 1990-talet har börjat tidigare än perioden från 1960-talet. Islossningen sker nu redan i början av april – ca fjorton dagar tidigare än vad som gällt förut. Däremot övervakas inte utvecklingen under juni och oktober längre. Jämförelser med tidigare år liksom med Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet bör därför göras med försiktighet. Bedömningsgrunderna är utarbetade med hänsyn till en vegetationsperiodsprovtagning dvs april/maj–oktober.

Från 1997 påbörjades en särskild studie med inriktning på cyanobakterier, deras mängder och tidsutsträckningen under blomnings säsongen. Prov togs var 14:e dag från mitten av juli till och med månadsskiftet september/oktober i följande fjärdar: Ekoln, Skarven, Södra Björkfjärden, Ulvhällsfjärden, Svinnegarnsviken, Granfjärden, Västeråsfjärden och Galten. I samtliga fjärdar utom Södra Björkfjärden förekommer tidvis vattenblomningar.

Provtagningsnivån utgörs av ett samlingsprov från 0–8 m skiktet vilket omfattar större delen av epilimnion.

att tillståndet ska kunna bedömas enligt bedömningsgrunderna. Därför har data från perioden 1966–1995 använts i denna redogörelse vid bedömning av växtplankton situationen med avseende på säsongmedelvärden. Däremot kan augustivärden bedömas liksom vårvärden av kiselalgen biomassa och sommarvärden av vattenblommande cyanobakterier även efter 1995.

## 7.3. Artmångfald och karaktärsarter

### 7.3.1. Antal arter/taxa

Antalet arter eller morfologiskt särskiljbara taxa i Mälaren har vid översiktliga inventeringar under 1960 talet uppgått till ca 300 (Willén 1973, 1976). Det finns dock anledning att förmoda att en så varierad sjö som Mälaren skulle kunna innehålla 400–500 växtplanktonarter, ett antal som redovisats för Hjälmaren (Persson 1996). Med den i miljöövervakningen gängse analysmetoden återfinns mer frekvent förekommande arter medan sällsynta taxa kräver en betydligt större inventeringsansträngning. Med utgångspunkt från 1990-talets räkningar där utökad ansträngning gjorts för att analysera strukturen i hela samhället och inte enbart räkna dominerande taxa erhålles följande resultat:

- Galten är den artrikaste bassängen med i medeltal 134 arter räknade per vegetationsperiod,
- Granfjärden och Görväln är de näst rikaste med genomsnittligt antal av 116 respektive 105 arter,
- Ekoln, Skarven och Södra Björkfjärdens artantal är 89, 85 respektive 94.

Västra Mälaren är således artrikare än de östra och centrala fjärdarna vilket också kan verifieras med ett statistiskt test (Mann-Whitney) (figur 7.1). Augusti och september är de artrikaste månaderna. Den rika mångfalden i september är särskild uttalad i västra Mälaren (figur 7.2).

De artrikaste fjärdarna är antingen utsatta för påtaglig vattenomrörning pga att de är oskiktade (Galten) eller fungerar som genomströmningsbassänger, där vattenmassor från flera håll blandas (Görväln, Granfjärden). Fjärdarna är således utsatta för en störningsfrekvens och en störningsintensitet som ger utrymme för en rik artutveckling. En måttlig störningsfrekvens och intensitet är en ekologisk förutsättning för att livsrum skall kunna ges till många arter (Reynolds 1993). Blir omrörningen (störningen) alltför

kraftig kan bara ett fåtal störningsanpassade arter eller snabbväxande former utvecklas och om omrörningsfrekvensen är liten, som i ett stillastående vatten, kommer så småningom endast ett fåtal arter att överta livsrummet. Skiktade djupa fjärdar har inte samma omrörningsfrekvens som grunda fjärdar och bör därför vara artfattigare. Här utgör Ekoln ett tydligt exempel.

### 7.3.2. Dominerande arter/taxa på våren

Vårutvecklingen (från maj och juni fram till midsommar) i Galten har alltsedan 1966 präglats av en riklig utveckling av kiselalgen *Aulacoseira islandica ssp. helvetica*. *Aulacoseira subarctica* och *A. ambigua* är andra viktiga inslag i algsamhället tillsammans med flagellatläktet *Cryptomonas*. Inga större dominansförskjutningar i artkonstellationen på våren har ägt rum. Däremot har biomassan av släktet *Aulacoseira* minskat med 50% från period 1 till 3 av de tre tioårsperioderna 1966–75, 1976–85, 1986–95.

Vårutvecklingen i Södra Björkfjärden präglas av kiselalgerna *Aulacoseira*, *Stephanodiscus* och *Asterionella* med betydande inslag av flagellaterna *Rhodomonas* och *Cryptomonas*. Artkonstellationen har varit densamma hela undersökningsperioden med vissa förskjutningar mellan dominerande taxa. Särskilt påtagligt har biomassan av släktet *Stephanodiscus* minskat med 80% sedan period 1.

Vårens artsammansättning i Ekoln är något annorlunda än i Mälarens västra bassänger. Släktena *Stephanodiscus*, *Diatoma* och *Synedra* är vanligast. Sedan mitten av 1970-talet har en förskjutning ägt rum så att stora *Stephanodiscus*-arter som *S. alpinus* och *S. neoastraea* har ökat i biomassa, medan mindre arter som *S. hantzschii* och *S. parvus* har minskat med sammanlagt 80% från period 1 till 3.

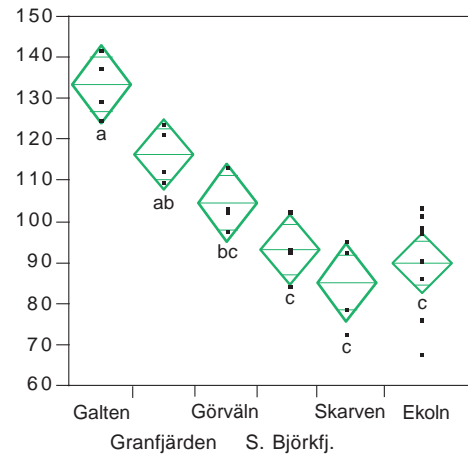
Vårutvecklingen i genomströmningsbassänger som Granfjärden och Skarven är i stora drag en spegling av utvecklingen i uppströms liggande fjärdar dvs Galten och Ekoln.

I Görväln är kiselalgerna *Aulacoseira islandica ssp. helvetica* och *Stephanodiscus alpinus* och *S. neoastraea* viktiga dominanter tillsammans med flagellaten *Cryptomonas*. *Aulacoseira*-utvecklingen har varit i stort sett densamma under de tre ovannämnda 10-årsperioderna men de stora *Stephanodiscus*-arternas biovolym är reducerad med 75% från period 2 och framåt.

### 7.3.3. Dominerande arter/taxa på sommaren

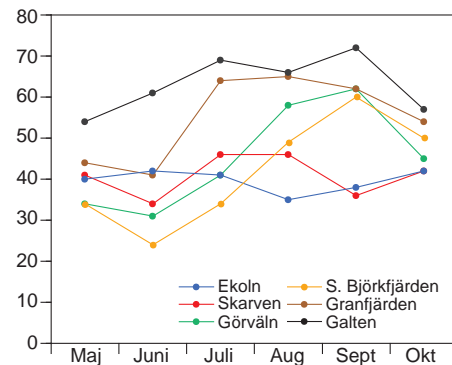
I tabell 7.1. redovisas biomasseförändringar bland domine-

Planktiska alger - hela växtsäsongen  
antal arter



Figur 7.1. Växtplanktons artantal (medelvärde för växtsäsongen, april/maj–oktober). Fjärdar med statistiskt säkerställda likheter i artantal har givits samma bokstav.

Planktiska alger - säsongsvariation  
antal arter



Figur 7.2. Antal arter per månad, medelvärden från sex fjärdar under 1990-talet.

rande taxa under sommarperioden (från midsommar till mitten av september) i Galten.

Dominerande arter sommartid i Södra Björkfjärden är flagellaterna *Cryptomonas* och *Rhodomonas* och bland dessas bioolymer har en 50%-ig reduktion skett vid en jämförelse mellan period 1 och 3. Bland cyanobakterierna dominerar *Aphanizomenon flos-aquae* vilken har utvecklat

Tabell 7.1. Biomassor ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) bland dominerande taxa under sommaren i Galten redovisat för tre tioårsperioder.

Art/Släkte	1966–1975	1976–1985	1986–1995
<b>Aphanizomenon</b>	4,1	2,0	2,0
<b>Cryptomonas</b>	1,0	0,3	0,1
<b>Aulacoseira</b>	0,7	0,7	0,9
<b>Microcystis</b>	0,4	–	0,04
<b>Planktothrix agardhii</b>	0,2	0,05	–

ungefär lika stora biomassor ( $0,02 \text{ mm}^3/\text{l}$ ) under de tre jämförda 10-årsperioderna. Ett annat kvävefixerande släkte är *Anabaena* som räknades in bland de dominerande arterna under period 1 men nu är påtagligt lågfrekvent. Som grupp har däremot cyanobakterierna ökat sin biomassa under period 3 beroende på att cyanobakteriefloran har blivit artrikare. Exempel på släkten som tillkommit bland de som räknas som dominerande kan nämnas *Woronichinia* och *Snowella*. Övriga karakteristiska arter under sommaren är vissa kiselalger som *Asterionella formosa*, *Aulacoseira islandica* ssp. *helvetica* och *A. subarctica*, *Stephanodiscus neoastraea*, *Tabellaria flocculosa* v. *asterionelloides* och *Actinocyclus normanii* f. *subsalsa*. Kiselalgerna har hållit en relativt jämn biomassa sommartid under hela undersökningsperioden.

I tabell 7.2. redovisas biomasseförändringar bland dominerande taxa under sommarperioden i Ekoln.

Görvälns sommarplankton har, när det gäller cyanobakterier, ändrat struktur sedan period 1 då traditionella vattenblommade släkten som *Microcystis*, *Anabaena* och *Planktothrix* förekom, samt en del smala trådformiga arter bl a av släktena *Limnothrix* och *Pseudanabaena*. Dessa smala trådformer har påtagligt ökat i antal under period 3. De fördelar sig ofta jämnt i vattnets ljusskikt eller kan till och med anrikas på vissa djupnivåer. De dominerade cyanobakteriernas biovolym har varierat mellan 0,1 och 0,3  $\text{mm}^3/\text{l}$  under de tre jämförda tioårsperioderna och någon tydlig tidsutveckling kan inte beläggas. Successivt har däremot cryptophyceernas (rekylalgernas) biovolym sjunkit från 0,4–0,5  $\text{mm}^3/\text{l}$  under period 1 och 2 till 0,1  $\text{mm}^3/\text{l}$  under period 3.

Som första fyndplats i världen hittades i Görväln en ny art 1989 som mycket liknar vissa av de smala cyanobakterieträdar som sedan länge noterats i fjärden. Den nya planktonarten som ännu inte officiellt namngivits

Tabell 7.2. Biomassor ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) bland dominerande taxa under sommaren i Ekoln redovisat för tre tioårsperioder.

Art/Släkte	1966–1975	1976–1985	1986–1995
<b>Microcystis</b>	0,9	0,01	0,3
<b>Planktothrix agardhii</b>	0,2	0,1	0,03
<b>Smala cyanobakterieträdar</b>	0,4	0,06	0,02
<b>Aphanizomenon</b>	0,04	0,02	0,02
<b>Cryptomonas</b>	0,4	0,4	0,2
<b>Rhodomonas</b>	0,2	0,1	0,05
<b>Diatoma tenuis</b>	0,2	0,1	0,5
<b>Asterionella formosa</b>	–	0,06	0,02
<b>Aulacoseira</b>	0,3	0,06	0,2

har fått det preliminära namnet *Prochlorothrix scandica* (Pinevich m fl 1999). Arten är unik för att den har cyanobakteriernas cellstruktur utan membraninslutna cellkomponenter, precis som övriga bakterier. Men *Prochlorothrix* har både klorofyll a och b precis som grönalger och högre växter. För närvarande klassas arten som en sk chlorobakterie. Ett liknande fynd av en annan art av *Prochlorothrix* har gjorts i Holland men den arten har helt andra habitatpreferenser än den i Görväln. Stort intresse har knutits till *Prochlorothrix* när det gäller dess möjligheter att producera lukt- och smakämnen som påverkar vattnets kvalitet. Vissa misstankar finns i den riktningen, då vattenverket i Görväln har haft en hel del klagomål i samband med utvecklingen av arten. Förekomsten var särskilt riklig sensommaren 1989 och 1990, då stora populationer upptäcktes i anslutning till språngskiktet, där den sammanlagda trådlängden per liter uppmättes till 420 meter.

## 7.4. Totalvolym och volym av dominerande alggrupper

### 7.4.1. Miljömål

Med beaktande av det kortsiktiga målet för Mälarens totalfosforkoncentration, kan en beräkning göras över hur näringstillgången skulle spegla sig i totalvolymen växtplankton räknat som ett medelvärde över perioden maj–oktober. Följande samband används vilket beräknats från 60-talet sjöar med 344 undersökta säsonger. Sambandet har också

använts i Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999):

- Totalvolymen maj-okt = 0,05\*totalfosforkoncentrationen maj-okt<sup>+0,2</sup>; R<sup>2</sup>=0,63

Sambandet är annorlunda i oskiktade grunda sjöar eller bassänger:

- Totalvolymen maj-okt = 0,055\*totalfosforkoncentrationen maj-okt<sup>+0,132</sup>; R<sup>2</sup>=0,73

För oskiktade vatten finns ett underlag från 56 säsonger och ett tiotal sjöar, där mångåriga provtagningar i Galten utgör ett viktigt inslag.

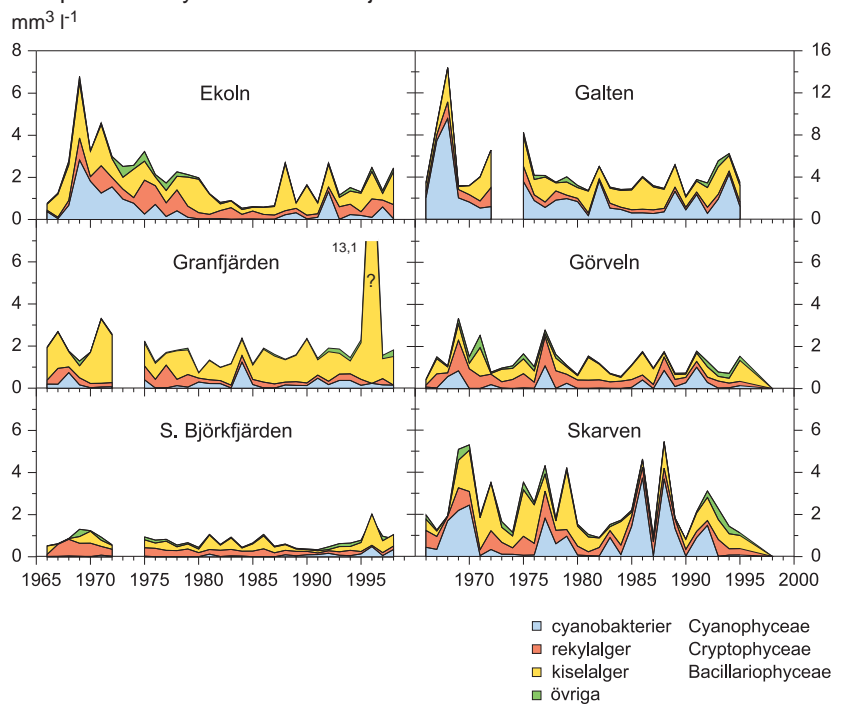
Den enda fjärd där målet, som det speglas i växtplanktons biomassa, hittills har uppnåtts är i Björkfjärden (se tabell 7.3). Viss tveksamhet råder i bassäng D som innefattar Ekoln och Skarven. Medelvärde för de två fjärdarnas biomassor uppgår till 1,7 men Ekolns biomassor ligger något lägre än förväntat med hänsyn till att fosforkoncentrationen 1980–1995 i medeltal har varit ca 55 µg/l.

#### 7.4.2. Tillståndsbedömning

En tillståndsbedömning av växtplanktonbiomassor kan göras med utgångspunkt från:

- medelbiomassan under vegetationsperioden april/maj–oktober
- biomassan i augusti
- biomassan av vårutvecklande kiselalger
- biomassan av vattenblommade cyanobakterier

Växtplanktonvolym i Mälarens fjärdar 1965-98



Figur 7.3. Utvecklingen av totalvolym och gruppvolym 1966–1998 i 6 Mälarfjärdar.

De båda algklassbedömningarna omfattar grupper som har speciell benägenhet att tillväxa vid tilltagande näringskoncentrationer.

I näringsrika sjöar, dit Mälaren räknas, är det inte meningsfullt att göra en biologisk vattenkvalitetsbedömning med användande av endast ett års data. Därtill är mellanårsvariationer i biomassor alltför stora. Dessa variationer som beror av väderväxlingar och vattenrörelser vilka har ett övergripande inflytande på successionsmönster och eventuell förekomst.

Vid tillståndsbedömningarna har löpande 3-årsmedelvärden använts och en separering skett mellan de två perioder-

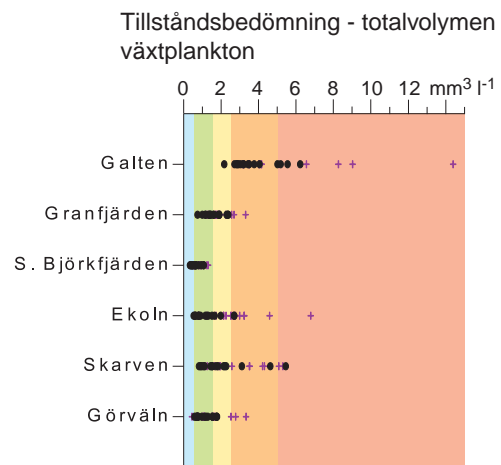
Tabell 7.3. Kortsiktigt miljömål för fosfor i olika mälarbassänger, de utifrån dessa halter beräknade totalvolymerna växtplankton samt uppmätta totalvolym växtplankton.

Bassäng	Kortsiktigt totalfosformål att uppnå till 2003 (µg P/l)	Beräknad totalvolym växtplankton för mål 2003, maj-okt. (mm <sup>3</sup> /l)	Uppmätt total-volym medelvärde 1980–1995 (mm <sup>3</sup> /l)
A. Galten	35	2,1	3,7
B. Bl a Granfjärden	25	1,1	1,6
C. Bl a Björkfjärden	20	0,8	0,6
D. Ekoln och Skarven	40	1,8	1,3 resp. 2,0
E. Bl a Görveln	15	0,6	1,1

na 1966–1980 och 1981–1995. I figurerna 7.3 och 7.4 framgår att ett tillstånd med mycket höga biomassor var betydligt frekventare generellt sett under den förstnämnda perioden än den sista. Uppenbarligen har gjorda näringsreduktioner haft stor inverkan särskilt när det gäller att nedbringa växtplanktons maximivärden.

Maximivärden av totalvolymen maj–okt. har genomgående reducerats på alla lokaler där växtplankton undersökts (tabell 7.4). Största reduktionerna (60%) har skett i Galten och Ekoln. På övriga lokaler varierar minskningarna mellan 15 och 35%. Totalvolymerna i augusti har också minskat från period 1966–80 till period 1981–95 mest i Ekoln (55%) och minst i Granfjärden (15%). Den genomgående största minskningen av maximivärden har skett av vårutvecklande kiselalger i samtliga fjärdar med undantag av Södra Björkfjärden (figur 7.5). Så har t ex Galtens kiselalgstoppar sänkts med 75% och Skarven och Ekolns med ca 70%. Vattenblommande cyanobakterier i augusti har däremot bara entydigt minskat sina maxvärden i Galten, Görväln och Ekoln (figur 7.6). Skarven är fortfarande utsatt för stora biomassesvängningar med anmärkningsvärt höga biomassor enstaka år (t ex några år i slutet av 1980-ta-

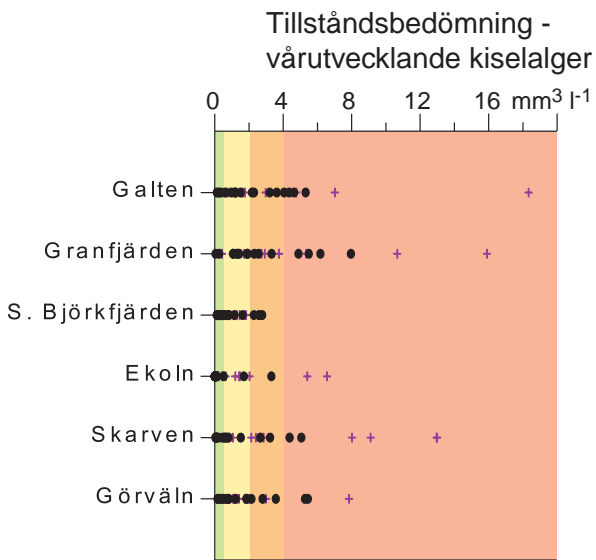
let). Växtplanktonsituationen i den fjärden får betraktas som instabil.



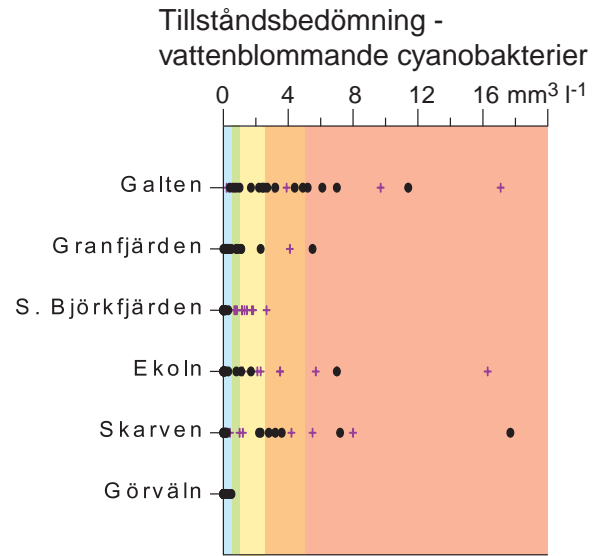
Figur 7.4. Bedömningar av totalvolymen växtplankton per växtsäsong enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999). Kors visar perioden 1966–80 och punkter perioden 1981–95. I det blå fältet betecknas volymerna som låga, i det gröna som måttligt höga, i det gula som höga, i det orange som mycket höga och i det röda fältet som extremt höga volymer.

Tabell 7.4. Jämförelse av maximivärden på biomassor (mm³/l) olika säsonger under året.

	Totalvolymen maj–okt.	Totalvolymen augusti	Kiselalgsbiomassor maj	Vattenblommande cyanobakteriebiomassor
<b>Galten</b>				
1966–80	14,4	19,3	18,3	17,1
1981–95	6,2	12,4	4,6	11,4
<b>Granfjärden</b>				
1966–80	2,9	6,7	10,7	4,1
1981–95	2,4	5,6	8,0	5,5
<b>Södra Björkfjärden</b>				
1966–80	1,3	1,3	2,7	0
1981–95	1,1	0,7	2,7	0,3
<b>Görväln</b>				
1966–80	2,8	1,7	7,8	1,4
1981–95	1,8	1,4	5,4	0,5
<b>Skarven</b>				
1966–80	6,6	8,0	15,3	8,0
1981–95	5,5	19,0	5,1	17,7
<b>Ekoln</b>				
1966–80	6,3	16,4	10,1	16,3
1981–95	2,7	7,4	3,3	7,0

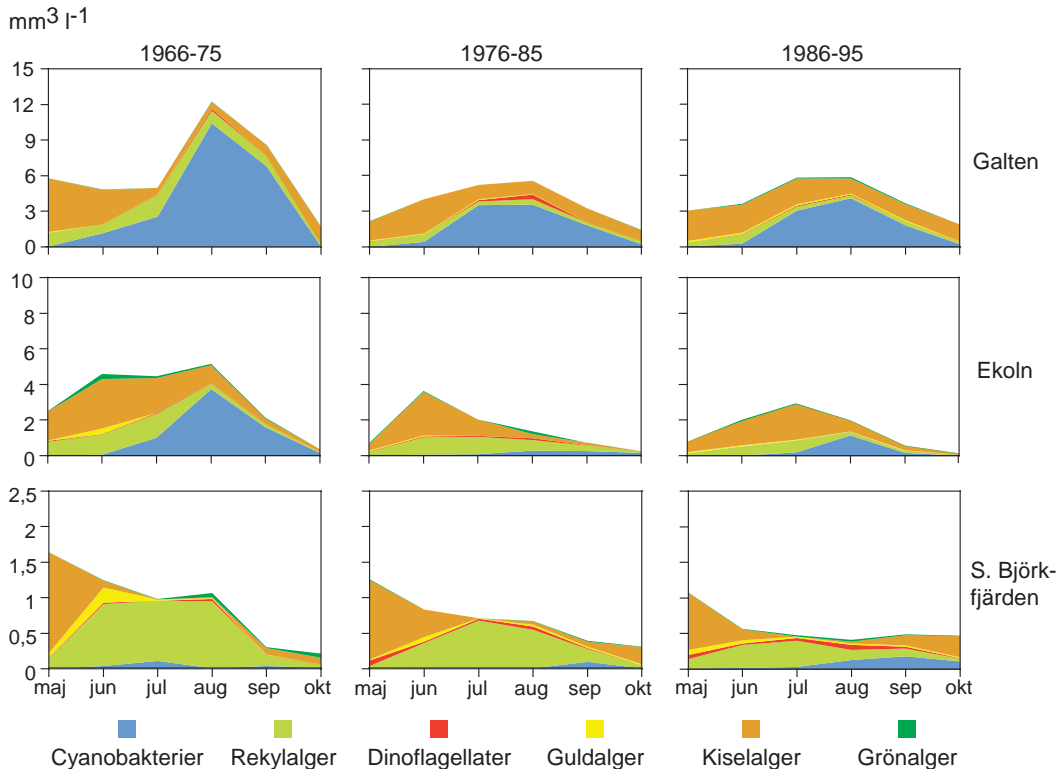


Figur 7.5. Bedömningar av vårutvecklande kiselalger enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999). För teckenförklaring se figur 7.4.



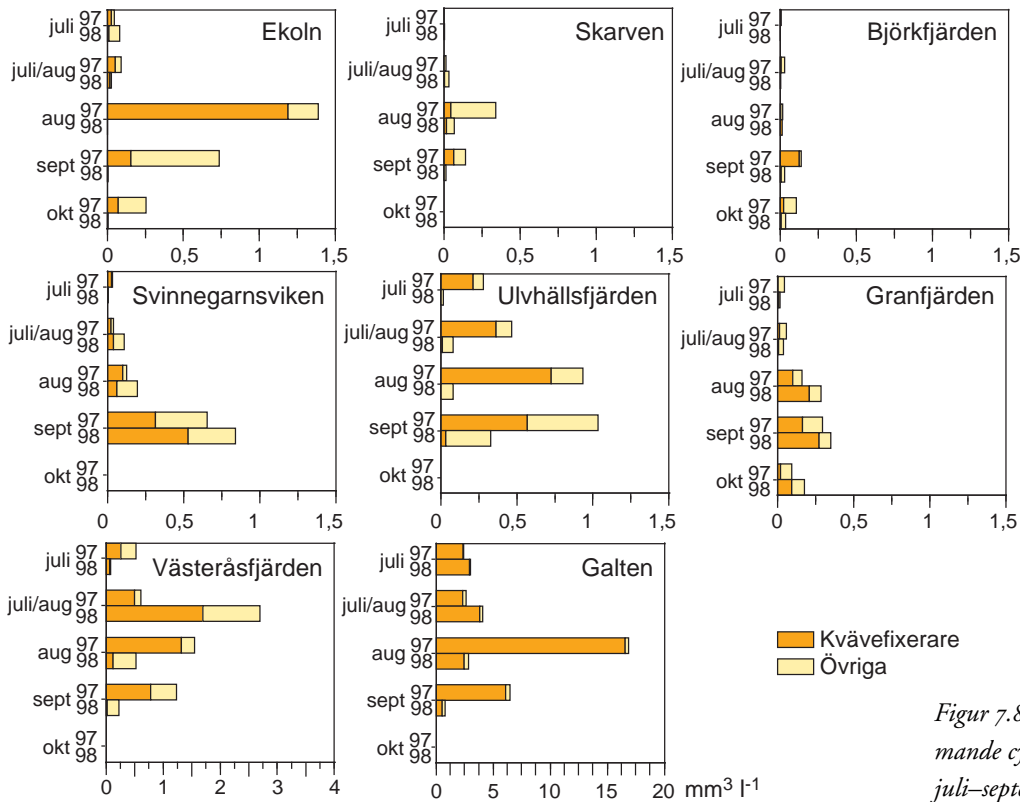
Figur 7.6. Bedömningar av vattenblommande cyanobakterier i augusti enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999). För teckenförklaring se figur 7.4.

### Säsongutveckling av alger



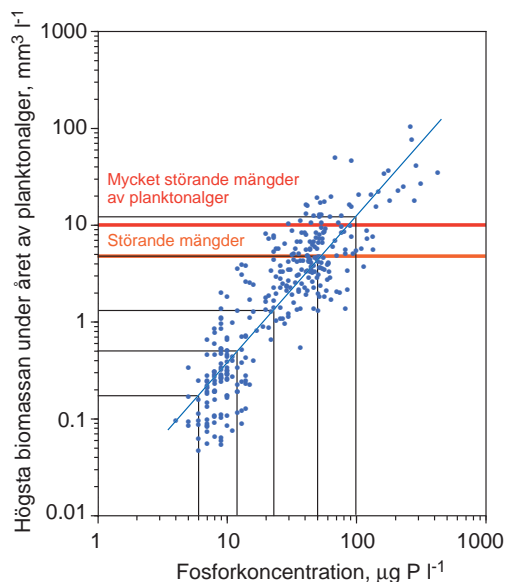
Figur 7.7. Karakteristisk årsutveckling av alger i Ekoln, Södra Björkfjärden och Galten under tre olika 10-års perioder.

## Cyanobakterievolymer 1997-98



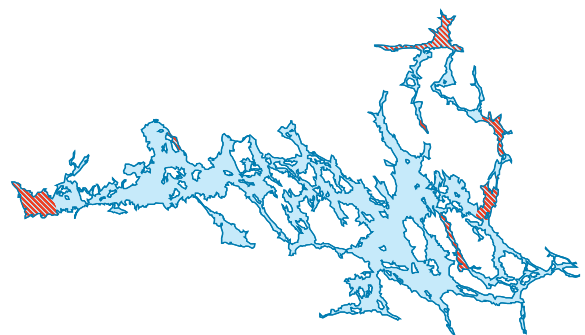
Figur 7.8. Biomassan av vattenblommande cyanobakterier i 8 Mälarfjärdar juli–september/oktober 1997–98.

## Störande - mycket störande växtplankton-volymer

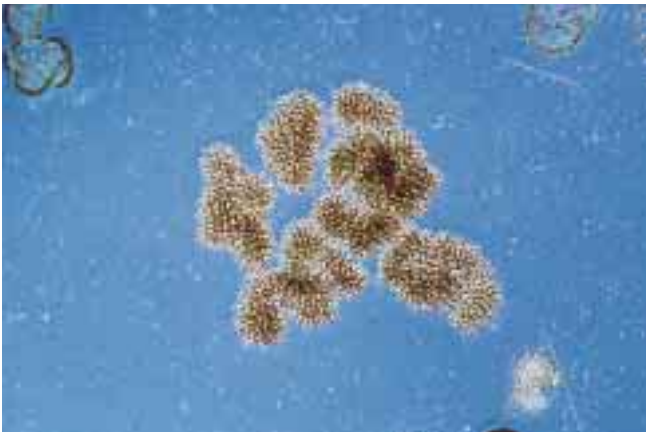


Figur 7.9. Förhållandet mellan totalfosforkoncentration och växtplanktons maximibiomassa under växtsäsongen. Störande och mycket störande mängder är empiriskt bedömda.

## Toxinproducerande cyanobakterier



Figur 7.10. Områden i Mälaren där toxinproducerande cyanobakterier har återfunnits.



*Microcystis aeruginosa*. En vanlig vattenblommande och toxinproducerande art i östra Mälaren.

### 7.4.3. Säsongsvariationer

För att belysa successiva förändringar i säsongsvariationer av dominerande alggrupper i Mälaren illustreras situationen under de tre 10-årsperioderna 1966–75, 1976–85 samt 1986–95 i Ekoln, Södra Björkfjärden och Galten (figur 7.7). I Ekoln och Galten är en minskande andel cyanobakterier påtaglig och i Ekoln har dessutom en förskjutning av kiselalgernas utveckling skett med högst biomassor under högsommaren. Fortsatta undersökningar får utvisa om detta i huvudsak är styrt av väderfluktuationer, där perioder med ökande vindhastigheter påverkar vattenrörelser så att språnghuskiktet lägger sig djupare, vilket särskilt skulle gynna kiselalger. I Södra Björkfjärden märks en allt tydligare tvåtoppighet i kiselalgsutvecklingen under året (vår och höst), en reduktion av rekylalger (Cryptophyceae) och en tilltagande förekomst av cyanobakterier. Vikten av att påbörja provtagningar redan i april är slående på alla lokaler och särskilt i Björkfjärden där årets produktionstopp troligen föreligger tidig vår. Ingen av de illustrerade lokalerna har nämligen ett utgångsläge med låga biomassor i maj månad.

### 7.4.4. Besvärsbildande alger

Störande vattenblomningar var på 1950- och 1960-talen en återkommande företeelse som gav upphov till åtskilliga klagomål. Mälarens vattenkvalitet har alltsedan medeltiden påverkats av näringsämnen från omgivande jordbruksmarker och därför har säkerligen vattenblomningar förekommit periodvis i vissa vikar och bassänger, vilket också antytts i tidiga skrifter (Fischerström 1785). Provtagningar med särskild inriktning mot förekomst av vattenblomningar har endast genomförts på ett systematiskt sätt 1997



Vattenblomning i Ekoln.

och 1998 (figur 7.8). Bedömningar av vad som är störande och mycket störande mängder av vattenblommande cyanobakterier har fastställts på empirisk grund där frekvens på klagomål från vattenanvändare använts som mall (figur 7.9). Massutvecklingarna i Galten i augusti och september 1997 är de enda som nått nivåer som kan betraktas som störande respektive mycket störande enligt den mallen. Situationen i övriga fjärdar utom i Björkfjärden är dock värd att fortsättningsvis följas för att få ett bra underlag att bedöma mellanårsvariationer, vilka kan vara mycket uttalade när det gäller blomningar.

Större delen av västra Mälaren domineras av kvävefixerande cyanobakterier, medan de östra partierna har betydande inslag av icke kvävefixerande släkten som *Microcystis* och *Planktothrix*. Trots relativt måttliga biomassor kan emellertid indrivande cyanobakterier i mindre badvikar och kring bryggor nå störande mängder på många ställen runt sjön och ge ett oestetiskt intryck. Vissa försiktighetsåtgärder bör då för säkerhets skull vidtas eftersom mer än hälften av alla vattenblomningar i vårt land är toxiska, och särskilt gäller det under ett skede då algmassorna är under nedbrytning. Då avges de annars cellbundna gifterna till omgivande vatten. I figur 7.10 illustreras områden i Mälaren där toxinproducerande cyanobakterier verifierats antingen med mustest eller med ett immunologiskt test (Willén & Mattsson 1997, Willén m fl 2000). I Ekoln-Skarven-Görväln och Långtarmen är släktet *Microcystis* den dominerande toxinproducenten. I Västeråsfjärden och Galten har toxicitetvärdena främst knutits till släktena *Anabaena* och *Aphanizomenon*.

Kiselalger som fastnar på fisknät har under många år orsakat problem och ekonomiska avbräck för yrkesfiska-





Fisknät igensatta av kiselalger.

re. Kiselalger är utan tvekan ett dominerande inslag i Mälarens planktiska algflora. Släktet *Aulacoseira* är som nämnts ovan ett särskilt frekvent förekommande släkte och det är också det som oftast förekommer på nät. Mälarens fosforkoncentrationer är sådana att stora populationer kan byggas upp. När det gäller kisel som är det andra viktiga ämnet i kiselalgernas metabolism är koncentrationerna efter kiselalgernas massutvecklingsperiod på våren så låga att de kan begränsa fortsatt tillväxt. Särskilt gäller det i Galten och Björkfjärden (jmf. avsnittet om Mälärvattnets fysiska och kemiska beskaffenhet). I Ekolnbassängen tillförs emellertid snabbt kisel från mineraliserade kiselalger och från tillflöden så att en betydande kiselalgspopulation kan utvecklas under blåsiga somrar. Tidigare utredningar har kunnat påvisa att det i huvudsak är övervintrande kiselalger, som befinner sig i ett fysiologiskt vilstadium, som fäster på nät eller i vattenverkens filter (Ericsson m fl 1984). På vilket sätt dessa vilstadier rörs upp från djupvattnet är en ännu outredd fråga. Det kan både bero på strömbildningar i vattenmassan och på kiselalgernas egen inneboende driftbenägenhet. Perioder med nätpåslag i Mälaren, liksom i alla våra stora insjöar, kommer att bestå. Många år kan dock löpa utan några problem.

Andra massutvecklingsar som vållat irritation lokalt i vissa vikar i Ekolnbassängen är ansevärliga mängder av den fastsittande grönalgen *Enteromorpha flexuosa* ssp. *pilifera* – hårig rörhinna – som drivit in och omöjliggjort bad och båtliv. Arten tillhör de så kallade makroalgerna dvs den är stor som en vanlig vattenväxt och således lätt igenkännbar utan mikroskop. Den lever fästad mot ett underlag (sten eller sand) men kan ryckas loss därifrån och driva in i vi-



Massutveckling av hårig rörhinna (*Enteromorpha flexuosa* ssp. *pilifera*) i Ekoln - Alsikeviken.

kar. Arten som är släkt med den i marin miljö vanligt förekommande tarmtången eller enkel rörhinna som det modernare namnet lyder, finns endast noterad från några få lokaler i vårt land. Den hittades redan på 1930-talet i enstaka exemplar i Ekoln (Waern 1938). Hårig rörhinna bör snarare uppfattas som en raritet än som ett problem, även om den stundtals massutvecklas på vissa platser.

# 8.

## Djurplankton i tre mälarfjärdar

### 8.1 Inledning

De smådjur som lever ständigt svävande eller simmande i vattenmassan (fakta 1) kan lätt fångas med en finmaskig häv. Från olika delar av Mälaren finns därför gamla uppgifter om vilka djurplanktonarter som har fångats. Dessa uppgifter har sammanställts av Pejler (1975), och framför allt av Grönberg (1973, 1975). De första artbestämningarna går tillbaka till 1860-talet då Lilljeborg dokumenterade förekomsten av framför allt kräftdjur (Lilljeborg 1900). Från perioden efter 1930-talets mitt finns även uppgifter om mängden av planktondjur i vattnet eftersom man började räkna de djur som fångades i en vattenhämtare av given volym. Under perioden från 1965, då i princip löpande djurplanktonprovtagningar pågått i Mälaren, har samma typ av metod använts (fakta 2).

Rapporter om planktondjuren i Mälaren hade tidigare nästan uteslutande karaktär av kommentarer till förekomsten av olika arter men har från 1960- och 1970-talen allt mer inriktats på att se djurens mängder som mått på funk-

tionen hos ekosystemet eller som indikationer på olika sorters störningar. Med denna inriktning sammanfattades djurplanktonförekomsten i Mälaren 1965–85 (Willén m fl 1990). I föreliggande rapport läggs större tonvikt på biologisk mångfald genom att arterna ges större utrymme, såväl vad gäller deras förekomst som funktion.

### 8.2 Tillståndsbedömning

#### 8.2.1 Artmångfald

En sammanställning av de arter av planktiska djur som fångats i Mälaren ger 65 arter. Uppgiften är framför allt baserad på fångst med häv vilket gör att man troligen missar en del små encelliga djur och hjuldjur (som passerar genom hävmaskorna). Av de funna arterna tillhör 6 st *Ciliata* (ciliater), 36 st *Rotatoria* (hulldjur), 10 st *Cladocera* (hinnkräftor) och 13 st *Copepoda* (hoppkräftor), varav 8 arter inom

#### Fakta 8.1 Planktondjuren

Djurplankton utgörs av organismer med mycket varierande storlek som tillhör fyra vitt skilda djurgrupper. De minsta djuren är encelliga, oftast tillhörande gruppen Ciliata. Flercelliga men relativt primitiva planktondjur finns inom den andra gruppen, Rotatoria (hulldjur). De återstående grupperna – Copepoda (hoppkräftor) och Cladocera (hinnkräftor) – är högre utvecklade djur, besläktade med den vanliga kräftan. Både Ciliata och Rotatoria är i regel mindre än 0,3 mm medan kräft-

djuren som fullvuxna i regel är 0,4–1,5 mm långa. När äggen kläcks är även kräftdjuren mycket små, men tillväxer genom en serie skalömsningar upp till 10 ggr i längd innan de blir könsmogna. Några planktiska kräftdjur kan vara upp till 10 mm långa som vuxna och det halvplanktiska kräftdjuret *Mysis relicta* når 20 mm längd. De flesta planktondjur har så god simförmåga att de själva kan välja lämpligt djup att uppehålla sig på. De finns i regel ovanför temperatursprångskiktet och har maximal individtäthet i

djupskiktet mellan 0 och 10 m men individtätheten är relativt låg i det omedelbara ytskiktet (0–1 m). Under språngskiktet kan individtätheten vara 10 till 20% av medeltätheten i skiktet 0–10 m. Undantag från detta finns (se text). Några arter uppehåller sig dessutom i olika djupskikt under olika delar av dygnet och kan vandra 20 m eller mer i vertikalled på några timmar. En av de största hoppkräftorna, *Limnocalanus macrurus*, är sålunda sällsynt på mindre än 20 m djup dagtid men vandrar ända upp till ytan under natten.

## Fakta 8.2 Metodik

Planktondjurens individtäthet i Mälaren bestäms på stationerna Ekoln vid Vreta udd, Granfjärden vid Djurgårdsudd och Södra Björkfjärden. Åren 1979–1995 togs prov i mitten av månaderna maj till okt. Före 1979 finns provtagningar från samma månader från 1966 och 1970–75 men då bara från Ekoln av de tre stationerna. Efter 1995 har prov tagits i maj, juli, augusti och september.

På varje station tas vattenprov med vattenhämtare (volym 4,5–5 l) på djup med 5 m intervall från ytan till botten. Tidigare behandlades varje prov för sig, men numera blandas prov från 0,5, 5 och 10 m före utvärdering. Prov från 15 till 30 m blandas på motsvarande sätt. Eftersom blandproven kan innehålla stora mängder av framför allt små djur uttas bara en mindre del för mikroskopering och räkning. Perioden 1996 till 1998 togs prov enbart på 0,5 och 15 m djup.

Djuren avskiljs från provvattnet genom filtrering genom ett finmaskigt nät (maskvidd 0,04 mm sedan 1979 och 0,08 mm före 1979) och de avfilterade djuren konserveras med jodlösning, samt identifieras och räknas i räknekammare i ett omvänt mikroskop. De encelliga djuren räknas inte eftersom de till stor del passerar genom filtret. Djurens totala biovolym beräknas utgående från individvolym som beräknats för representativa individer.

I denna utvärdering har säsongmedelvärden beräknats för månaderna maj till september. Ingen hänsyn har tagits till att juniprovtagningar saknas sedan 1995. Tidsserier har beskrivits för skiktet 0–10 m. För perioden med endast provtagningar på 0,5 och 15 m djup har individtätheter för 0–10 m-skiktet rekonstruerats (för de större grupperna) genom samband mellan täthet på 0,5 m djup och i skiktet 0–10 m, vilket beräknats på prov från 1980-talet.

Provtagningar och analyser 1966 till 1995 samt 1997 har utförts av institutionen för miljöanalys, SLU. Undersökningarna åren 1966 och 1998 har genomförts av andra utförare. För Ekoln redovisas dock här provtagningar genomförda av institutionen för miljöanalys även för dessa år.

*Cyclops*-gruppen (Grönberg 1975a, 1975b, Wallin 1969). Ett stort antal strand- eller bottenbundna djur som tillfälligtvis kan fångas ute i sjön har ej inräknats bland dessa planktiska djur. Många av de identifierade djuren är mindre vanliga och i ett normalt håvprov från sjön sommartid kan man vänta sig att hitta ca 15 arter (Willén m fl 1990).

I Vänern, där motsvarande undersökningar gjorts (Persson 1996), observerades 31 arter hjuldjur, 15 arter hinnkräftor och 6 arter hoppkräftor. Artantalet var således där något lägre utom för hinnkräftorna. Det skall också påpekas att den svårbestämda *Cyclops*-gruppen varit föremål för specialstudier i Mälaren (Wallin 1969), vilket sannolikt resulterat i en fördubbling av antalet identifierade arter jämfört med en gängse taxonomisk inventering.

Med tanke på Mälarens betydligt större näringsrikedom och produktionsförmåga samt de större skillnaderna mellan olika bassänger jämfört med Vänern är likheten mellan sjöarna i artmångfald överraskande. Eftersom artförekomsten i Mälaren överensstämmer med den i många andra näringsrika mellansvenska sjöar (Pejler 1965) är det snarast så att artrikedomen i Vänern är anmärkningsvärt hög och den i Mälaren ”normal”.

### 8.2.2. Dominerande arter

Individtätheten bland planktondjuren följer den allmänna regeln att tätheten ökar med minskande individstorlek. I maj finns bara några kräftdjur per liter, men beroende på vattentemperatur kan redan 50–200 hjuldjur per liter finnas. I juli när bestånden i regel växt till maximal täthet kan man vänta sig att hitta drygt 200 hjuldjur, ca 100 hoppkräftor och ca 50 hinnkräftor per liter. I mitten av oktober har individtätheten för alla grupper minskat till i storleksordningen 10 individer per liter.

För att bättre spegla planktondjurens betydelse som konsumenter av planktonalger och bakterier samt deras roll som fiskföda anger man ofta olika arters volym (biovolym) i stället för individtäthet. Man får då en fördelning av den totala biovolymen på olika arter eller grupper som bättre speglar deras biologiska roll i sjön. För Mälarens del visar det sig att biovolymen inte domineras av någon enskild art eller grupp (figur 8.1). Gruppen innehållande hoppkräftorna *Cyclops spp.* är störst med ca 1/3 av den totala biovolymen, men utgörs normalt av endast 2–4 arter. Av de djur som artbestämts har den småvuxna hinnkräftan *Daphnia cristata* den största biovolymen. Därefter följer en grupp med två mycket storvuxna hinnkräftor som dock består

nästan enbart av arten *Leptodora kindtii*. Den småvuxna hinnkräftan *Eubosmina coregoni* följer som nummer tre, varpå följer hoppkräftan *Eudiaptomus gracilis* som nästan helt dominerar i gruppen *Eudiaptomus spp.* Som nummer fem kommer den småvuxna hinnkräftan *Daphnia cucullata*.

Av ovanstående framgår att det bland planktondjuren inte finns någon enskild art med total dominans (>50%) vilket är vanligt bland tex planktonalger eller bottendjur. Det framgår också att grupper med olika utvecklingsbiologiskt släktskap och olika individstorlek lever sida vid sida i förhållandevis jämnstora populationer, beräknade som biovolym. Den enda grupp som tydligt avviker är hjuldjuren där ca 5 individmässigt vanliga arter är så småvuxna att de knappast påverkar gruppens totala biovolym, vilken oftast domineras av en enda hjuldjursart (*Asplanchna priodonta*) till mer än 80%.

#### 8.2.4. Skillnader mellan olika fjärdar

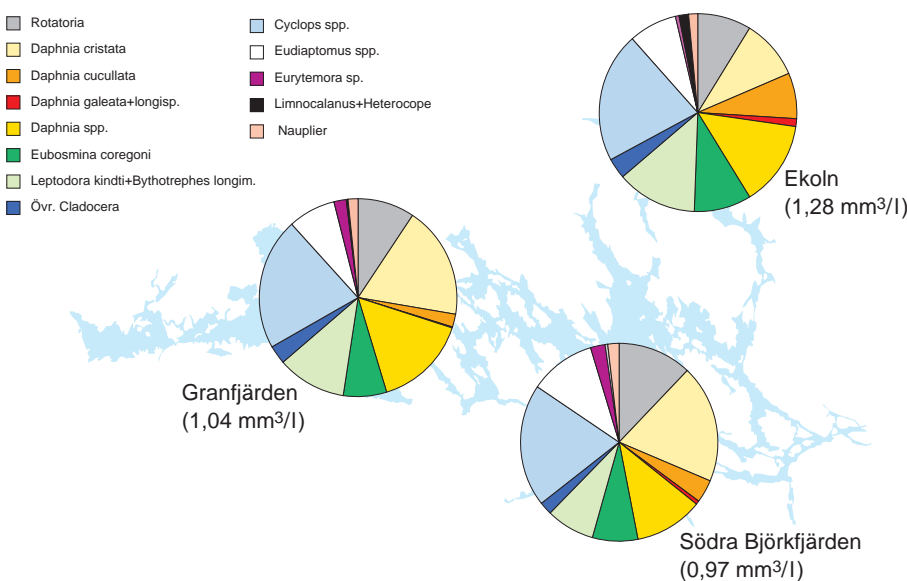
I de tre fjärdar där djurplankton fortlöpande undersöktes under perioden 1980–98 var biovolymen i medeltal högst i Ekoln följt av Granfjärden och Södra Björkfjärden (tabell 8.1). Skillnaden var dock högst 25% och likheten mellan bassängerna är alltså slående. Vid en tidigare jämförelse av biovolymen 1980–85 var biovolymen högst i Granfjärden med 2,3 mm<sup>3</sup>/l och lägst i Björkfjärden med 1,7 mm<sup>3</sup>/l (Willén m fl). I säsongmedelvärdena ingick då också mät-

ningar i oktober vilket höjde biovolymerna något jämfört med de nu presenterade. Att mängden planktondjur numera är större i Ekoln än i Granfjärden är dock tydligt.

Ser man till biovolymens fördelning var också skillnaderna små mellan de olika arternas andelar av biovolymen i olika bassänger (figur 8.1). Enklast beskrivs de skillnader som finns genom att betrakta Granfjärden som ett mellanting mellan Ekoln och Björkfjärden. I Ekoln fanns något mindre biovolym av släktet *Daphnia* och inom detta släkte mindre av arten *Daphnia cristata* i relation till *Daphnia cucullata*. Något större andelar av *Bosmina coregoni* och *Leptodora kindtii* medförde att den sammanlagda volymen av hinnkräftor låg i nivå med övriga fjärdars. Bland övriga grupper förekom de storväxta hoppkräftorna av släktena *Limnocalanus* och *Heterocope* främst i Ekoln.

Likheterna mellan bassängernas djurplanktonbestånd var således stora, större än likheterna mellan bassängerna i allmän näringsnivå och i växtplanktonmängd och -sammansättning (tabell 8.1). Biovolymen växtplankton var störst i Granfjärden följt av Ekoln och Björkfjärden (tabell 8.1). Den visade större variation än djurplankton mellan bassängerna och följde inte totalfosforhalten variationsmönster. Det fanns mest djurplankton i relation till växtplankton i Södra Björkfjärden följt av Ekoln och Granfjärden. Det förhållandet att djurplankton-biovolymen ger ett ”trögare svar” på ökad fosforhalt jämfört med växtplankton, brukar vara typiskt vid eutrofiering d.v.s. förhöjd växtnäringstillgång. En orsak kan vara att plankton-

#### Biovolym - djurplankton



Figur 8.1. Biovolym av djurplankton på tre stationer i Mälaren (Ekoln vid Vreta Udd; Granfjärden vid Djurgårds udde och Södra Björkfjärden). Cirklarnas sektorer anger olika arters eller taxonomiska grupperns andel av biovolymen under maj-sept. 1980-95 i djupskiktet 0–10 m.



*Asplanchna priodonta*. Den största hjuldjursarten.



*Cyclops* sp. En typisk hoppkräfta från Mälaren.

djuren knappast utnyttjar cyanobakterier ("blågröna alger") som föda och att dessa blir vanliga vid ökande näringsstillgång. Även den mängd kiselalger som snabbt växer till på våren ökar vid eutrofiering utan att planktondjuren kan utnyttja födoutbudet eftersom de inte utvecklas motsvarande snabbt vid de låga vattentemperaturer som då råder. En annan orsak kan vara att planktondjuren blir hårdare ansatta av planktonätande fisk i mer näringsrika sjöar.

Bestånden av planktonätande fisk följer både näringsnivå (totalfosforhalt) och djurplanktons biovolym tämligen väl (se tabell 8.1). Kvoten mellan fiskbiomassa och djurplanktonbiovolym skiljer högst 20% mellan fjärdarna. Djurplanktonbiovolymen i fjärdarna är därför mer konstant relaterad till fiskbiomassa och totalfosforhalt än till växtplanktons biovolym. En tolkning av detta kan vara att växtplanktonbestånden inte regleras i första hand av totalfosforhalten utan av djurplanktons betning. Växtplanktonbestånden kan dock även påverkas av andra faktorer. Huruvida fisken reglerar djurplanktonbeståndens storlek eller tvärtom kan inte avgöras på detta sätt.

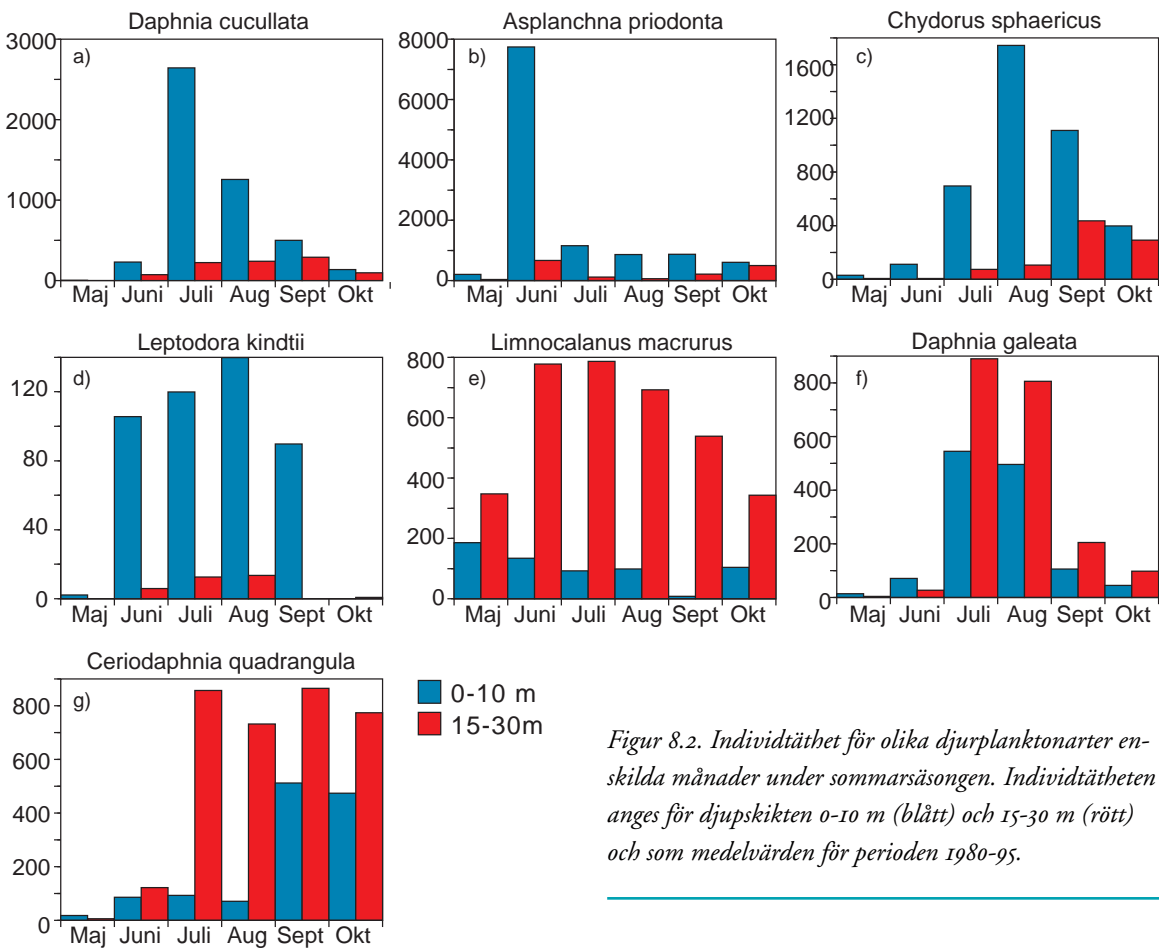
### 8.3 Säsongsvariation

De allra flesta planktondjuren lever i det varma ytvattnet under sommaren (fakta 8.1). De fångas därför främst i de prov som tas i skiktet 0–10 m djup, och inte i så stor utsträckning djupare ned. En typisk representant för majoriteten av planktondjur är *Daphnia cucullata* som kläcks ur vialägg om våren (maj) och sedan tillväxer med flera generationer till ett maximum redan i juli (figur 8.2a). Andra arter, främst bland hjuldjuren, startar populationstillväxten betydligt tidigare, som t ex det storvuxna säcklika hjuldjuret *Asplanchna priodonta* (figur 8.2b). Ytterligare andra djur förökar sig kraftigt först sent på sommaren. Dit hör *Chydorus*

Tabell 8.1. Totalfosforhalt samt djur- och växtplanktonbiovolym 1980–95 (maj–sept) i skiktet 0–10 m i tre Mälarbassänger. Bestånd av pelagisk fisk har uppskattats med ekoräkningar på sensommaren 1998 (Enderlein-Nyberg, muntligt).

Station	Total-P ( $\mu\text{gP/l}$ )	Växt- plankton biovolym ( $\text{mm}^3/\text{l}$ )	Djur- plankton biovolym ( $\text{mm}^3/\text{l}$ )	Djurplankton Individstorlek ( $\text{mm}^3/\text{l}$ )	Pelagisk fisk ( $\text{kg/ha}$ )	Kvot Djur/växt- volym	Kvot Fisk/djur- volym
<b>Ekoln</b>	48	1,47	1,28	0,0145	420	0,85	328
<b>Granfjärden</b>	36	1,74	1,04	0,0101	300	0,6	288
<b>S. Björkfjärden</b>	23	0,67	0,97	0,0117	270	1,4	278

Individtäthet (ind/m<sup>3</sup>)



Figur 8.2. Individtäthet för olika djurplanktonarter enskilda månader under sommarsäsongen. Individtätheten anges för djupskikten 0-10 m (blått) och 15-30 m (rött) och som medelvärden för perioden 1980-95.

*sphaericus* (figur 8.2c), som vanligtvis uppehåller sig på och kring kolonier av cyanobakterier, vilka brukar uppträda från sensommaren och framåt i måttligt eutrofierade bassänger. Som sista exempel på ytlevande planktondjur redovisas *Leptodora kindtii* (figur 8.2d) som är ett nästan helt genomskinnligt stort (10 mm) rovdjur. Arten har antagligen en lång livslängd och bara en eller några generationer under sommaren.

Ett fåtal av planktondjuren lever på större djup i vattenmassan, åtminstone dagtid då proven tagits. Dit hör *Limnocalanus macrurus* (figur 8.2e), en 2 mm stor hoppkräfta som vandrar betydligt högre upp i vattnet nattetid (Jacobsson & Söderström 1971). Ett liknande beteende visar de till storleken avsevärt mindre copepoderna av släktet *Eurytemora*. I de djupare vattenskikten finns också två arter av hinnkräftor, *Daphnia galeata* (figur 8.2f) och *Ceriodaphnia quadrangula* (figur 8.2g). Den senare av dessa dröjer sig kvar i stort antal ända fram till dess vattnets temperaturskiktning bryts i september. Arten är också in-

tressant på så sätt att den också förekommer i strandzonen. Man kan misstänka att av dessa två arter är det bara *Daphnia galeata* som kan företa dygnsvandringar i vertikalled i vattnet och då av mindre omfattning än *Limnocalanus*.

Det är viktigt att komma ihåg att den redovisning av arternas populationsutveckling som presenteras här bygger på medelvärden för 15 år. Enskilda år kan utvecklingen vara fördröjd eller förlöpa snabbare. Medelvärden tenderar också att ge en dämpad bild av de populationsminima och -maxima som kan uppträda enskilda år.

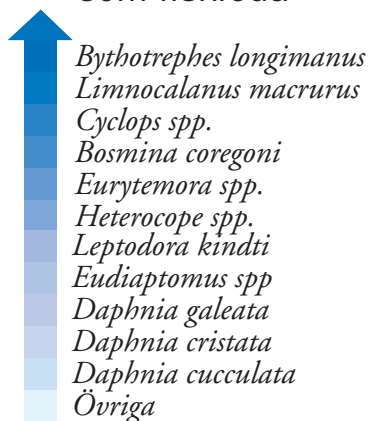
## 8.4 Påverkan av planktonätande fisk

De flesta planktondjur utgör näringsmässigt en bra föda för fisk. Den ideala födan bör, förutom att vara näringsrik, vara relativt stor, synlig (genom rörelse eller kontrastfärg) rikligt förekommande, och lättfångad. Den planktonätande

fisken, som i regel är liten (<20 cm), måste uppsöka planktondjuren långt från strändernas skyddande botten och utsätter sig då för risken att bli byte för pelagiska rovfiskar, i Mälaren framför allt gös. Trots detta finns stora bestånd planktonätande fisk i Mälaren. Vissa av planktondjuren kan därför påverkas av planktonätande fisk framför allt genom att populationerna minskar proportionellt mot mängden pelagisk fisk. Som sidoeffekt av nedbetning av stora kräftdjur kan mindre djur med snabb reproduktion, som hjuldjur och små hinnkräftor, då expandera. Följden kan bli att den totala biovolymen av djurplankton påverkas i måttlig omfattning, medan samhällets sammansättning generellt förändras mot mindre individstorlekar och större individtäthet.

Genom maganalyser har det varit möjligt att rangordna planktondjuren efter hur utsatta för fiskbetning olika arter är (Wallin 1969, Appelberg 1975, Pettersson 1991, Nyberg m fl 1998). Analyserna gäller i första hand siklöja men även maganalyser av nors finns (Appelberg 1975, Pettersson 1991). I Mälaren dominerar nors bestånden av pelagisk fisk individmässigt (Nyberg & Enderlein 1999) men eftersom individstorleken är liten dominerar siklöja bestånden beräknat som vikt per ytenhet. En jämförelse av siklöjans och norsens födoval visar att medan siklöjan är en ren planktonätare är norsens inte alltid lika ensidigt inriktad på att bara äta planktondjur. Därför utgör andra födoobjekt en stor del av födan, särskilt mot hösten då bottenlevande men delvis frisimmande märkräftor (*Monoporeia affinis*) och pungräkor (*Mysis relicta*) kan dominera födan (Pettersson 1991). I stort överensstämmer dock norsens och siklöjans födoval vad det gäller rent planktonlevande djur. De planktonarter som är mest utsatta är de stora rovlevande hinnkräftorna följda av stora vuxna hoppkräftor och allt mindre hinnkräftor och hoppkräftor, framför allt ägg bärande sådana (de färgade äggen synliggör djuren). Utan krav på exakthet i detaljer och vid alla tider kan en lista i fallande rangordning bli:

### Ökande betydelse som fiskföda



I Wallins (1969) långtidsstudie från Lambarfjärden exemplifieras hur siklöjan växlar bytesdjur efter årstid och tillgång. Hoppkräftor dominerar födan från senhöst till försommar då hinnkräftor blir dominerande. En rangordning enligt ovan blir därför ett försök att beskriva något sorts årsmedelvärde. Präglingen på en given bytestyp tycks också vara stark. En växling till nästa bytestyp dröjer tills den första typen minskat till betydligt lägre individtäthet än den blivande bytestypen. Wallin (1969) noterade också att *Leptodora kindtii* förekommer mer sällan i magarna än *Bythotrephes longimanus* trots att *Leptodora* som fullvuxen kan bli större än 10 mm. Vidare har *Bosmina spp.* betydligt större andel i siklöjans diet är *Daphnia spp.*, vilket rimligtvis bör innebära ett mindre betestryck på de senare, i all synnerhet på småvuxna Daphnior.

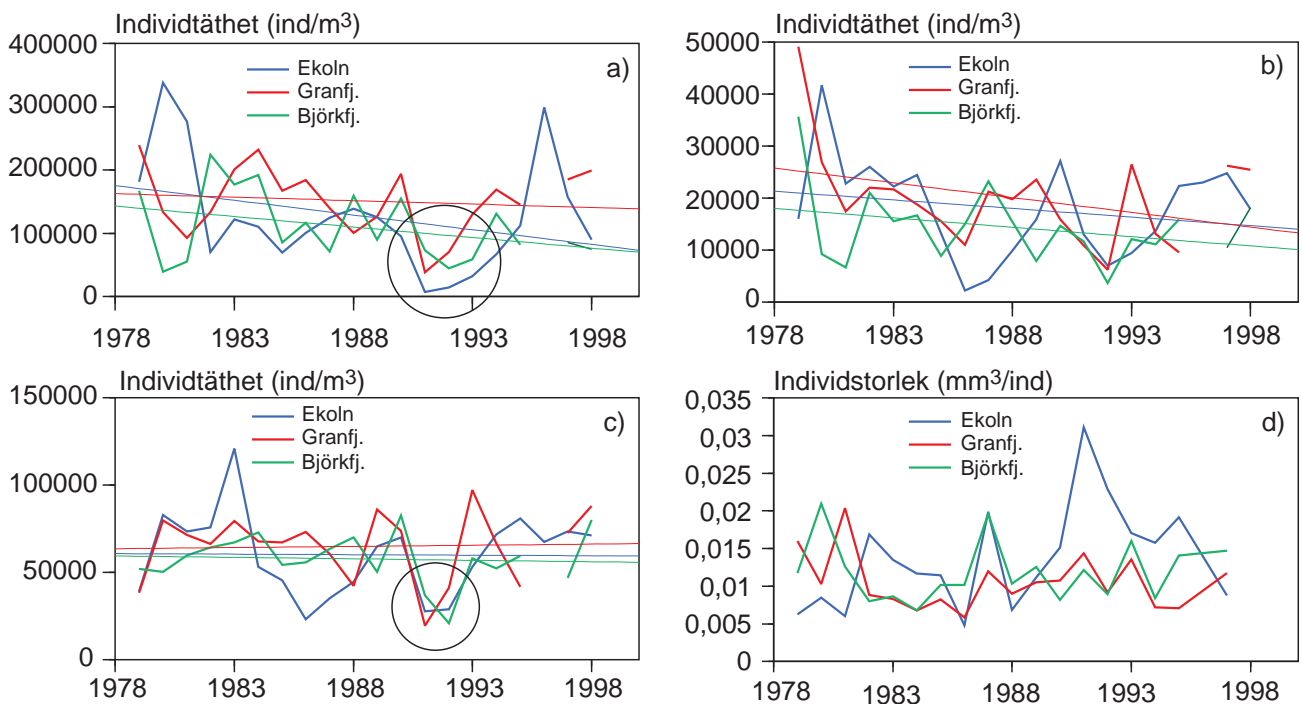
Om man nu ser till förhållandena i Mälaren finns genom ekoräkningar uppgifter om förekomst av pelagisk fisk i de tre fjärdar där djurplanktonförekomsten mätts (tabell 8.1). Som framgår finns ett visst samband mellan total biovolym av planktondjur och fisktätheten i bassängerna. Dessutom utgörs en ovanligt stor andel av planktondjuren volym av *Leptodora kindti* och småvuxna *Daphnia* (*Daphnia cristata* och *Daphnia cucullata*), vilket kan tyda på ett generellt betningstryck med preferenser enligt ovan. Skall man spekulera i orsakerna till den likstora biovolymen av djurplankton i olika bassänger trots olika stora populationer av planktonätande fisk måste man ha en bild av hur djurplanktonbestånden skulle se ut utan fiskpåverkan. Skulle de vara betydligt större i Ekoln och något större i Granfjärden skapas måhända dagens likhet just av olika stor fiskpåverkan i olika bassänger!

Planktondjuren medelindividtäthet, som också beräknats (figur 8.3d), visar att skillnaderna var små mellan bassängerna, men att djuren var större i Ekoln än i de övriga två bassängerna. Detta talar snarast för att ett lägre betningstryck rådde där jämfört med i de övriga bassängerna under 1980- och början av 1990-talet.

## 8.5 Långtidsutveckling

### 8.5.1. Utveckling efter 1980

Som stöd för en beskrivning av utvecklingen finns tidsserier från tre stationer från 1979 och framåt (figur 8.3 a–d). Populationerna i de olika bassängerna förändras flera år i taget på ett likartat sätt med avbrott för något eller några år med



avvikande utveckling. Speciellt i Granfjärden och Björkfjärden förlöper mellanårsvariationerna ofta parallellt medan mönstret avviker oftare i Ekoln. Om man ser till medelindividstorleken blir det ännu tydligare att populationerna i Ekoln har en annorlunda mellanårsvariation (figur 8.3d).

Under perioden har inga långtidsförändringar som kan beskrivas som signifikanta (med linjär regression) påvisats (figur 8.3a-c). Med den förhållandevis stora mellanårsvariationen skulle signifikans uppnås bara vid stora förändringar över en 15-årsperiod. Enligt de regressionslinjer som beräknats och anges i figuren finns dock tendenser, framför allt vad gäller hjuldjur och hinnkräftor. Båda dessa grupper har haft de högsta individtätheterna i början av mätperioden och de lägsta i dess andra hälft. Speciellt anmärkningsvärda är de svaga populationerna 1992 och 1993. Då drabbas inte bara de mest dynamiska och lättstörda grupperna, hjuldjur och hinnkräftor, utan framför allt hoppkräftorna (figur 8.3c). De aktuella åren var populationerna i regel svaga redan vid maj-provtagningen och tillväxten var också svag under somrarna. Eftersom samtliga grupper drabbades står orsakerna knappast att finna i ökade förluster genom fiskbetning. Allmänpåverkande faktorer som klimat och näringstillgång är mer sannolika.

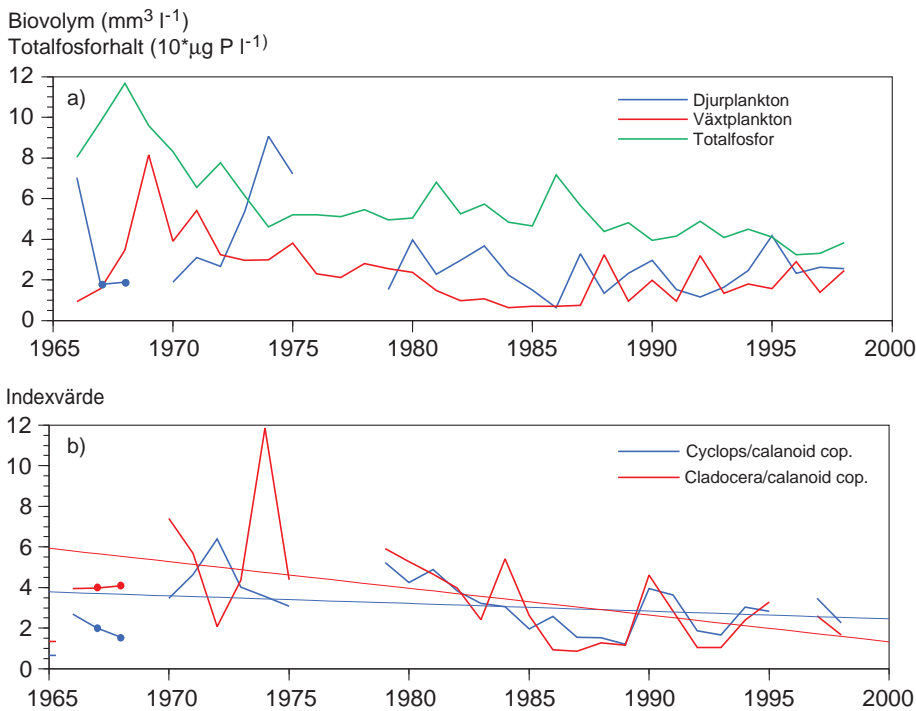
I tidsserierna finns inga tydliga signaler på onormalt stor påverkan av planktonätande fisk vissa år. Man vet från

Figur 8.3. Individtäthet av djurplankton som säsongmedelvärde (maj t o m sept.) i djupskiktet 0–10 m på tre stationer för A) hjuldjur, B) hinnkräftor, C) hoppkräftor samt D) medelindividstorlek för hela djurplanktonsamhället. Inringade värden visar gemensamt uppträdande för grupper och bassänger. I figur A–C redovisas linjära regressionslinjer för respektive station.

ekoräkningar av pelagisk fisk i en mätserie över 7 år i Prästfjärden (centrala Mälaren) att norsbestånden var minst dubbelt så stora till antalet år 1994 som övriga år (Nyberg & Enderlein 1999). Siklöjebestånden var samma år omkring 3 ggr större än övriga år och totalbiomassan förhöjd i ungefär samma omfattning. Några tecken på ökat betningstryck kan dock knappast avläsas detta år (figur 8.3). En bidragande orsak kan vara att de gynnsamma temperaturbetingelserna också ökat djurplanktonproduktionen i motsvarande grad.

Om man ser till indikationer om fiskpåverkan på djurplanktonpopulationerna finns bara några få möjliga sådana i tidsserierna. Generellt svaga år för kräftdjur, men inte hjuldjur, finns framför allt i Ekoln 1985–87, men detta slår inte igenom som någon drastisk sänkning av medelindividstorleken (figur 8.3d). Påverkan från betande fisk är därför osäker och kan inte bedömas eftersom fiskdata från dessa år saknas.





Figur 8.4a. Totalfosforhalter, växtplanktonbiovolym och djurplanktonbiovolym som säsongmedelvärde (maj–sept.) 1966–98 i skiktet 0–10 m i Ekoln.

Figur 8.4b. Eutrofieringsindex i form av kvoter för individtätheten av Cyclopoida/Calanoida hoppkräftor samt kvoten Hinnkräftor/Calanoida copepoder. Punkter markerar att data härrör från en specialstuderad station i södra Ekoln 1967–68. Streck på y-axeln markerar kvoter beräknade på prov tagna med planktonhämtare ned till 33 m djup år 1961.

### 8.5.2. Utvecklingen i längre tidsperspektiv

Mätningar av samma typ som de ovan redovisade finns 1970–75 på 3 stationer i östra Mälaren, varav Ekoln har den längsta sammanlagda tidsserien. År 1961 samt 1966 finns också liknande undersökningar i Ekoln. Därutöver finns äldre prov tagna med håv där artförekomst och förhållandet mellan olika arter kan jämföras.

Av de tidiga undersökningarna i Ekoln (sammanställda av Grönberg 1973) är den som gjordes av Sven Ekman sommaren 1906 (Ekman 1907) av speciellt intresse. Ekman beräknade biovolym och fann att den varierade mellan 1 och 4 mm<sup>3</sup>/l perioden maj–oktober. Beräknat som säsongmedelvärde gav detta ca 2,4 mm<sup>3</sup>/l, vilket ligger i nivå med

dagens värden (figur 8.4). Ekman metodik var dock inte identisk med dagens. Det stora djupet för håvdraget sänker medelindividtätheten jämfört med tätheten i skiktet 0–10 m djup som senare använts. Även den större maskvidden sänker fångsten. Av övriga undersökningar före 1966 framgår att den stora hinnkräftan *Holopedium gibberum*, typisk för näringsfattiga och bruna sjöar, försvunnit under 1900-talet. Typiskt för arten är också dess känslighet som bytesdjur för planktonätande fisk. Under 1900-talet har också flera hjuldjursarter tillkommit liksom de små hinnkräftorna *Bosmina longirostris* och *Chydorus sphaeri-*

*cus*. Så sent som 1961 saknades dessa arter vid upprepade provtagningar under en hel sommar (Gönzi 1961).

De förändringar som framgår vid en jämförelse med de äldre proven är alla typiska för ökad näringsrikedom (Pejler 1975). Ibland används index för att beskriva dessa förlopp och i figur 4b har kvoterna mellan individtätheterna av två grupper hoppkräftor (*Copepoda* och *Calanoida*) samt summa hinnkräftor och *Calanoida copepoder* använts för att beskriva förloppen. Data från de senaste 20 åren beskriver hur eutrofieringspåverkan successivt avtar. Man kan möjligen också beskriva utvecklingen så att nivån förblivit konstant men med mellanårsvariationer från 1980-talets mitt. Intressant är att jämföra med data från 1966–68 vilka tyder på att eutrofieringen då ännu inte kulminerat. Måhända fängades kulmen under mätperioden 1970–75, men den kan också ligga senare.

En jämförelse med data från 1961 (streck på y-axel i figur 8.4b) visar att kvoterna då låg på omkring hälften av de nutida. En del av skillnaden kan visserligen bero på att provtagningsdjupet då var större men kvoten pekar definitivt på att planktondjuren då i förvånande liten omfattning påverkats av ökade näringshalter i Ekoln. De fosforhalter på ca 65 µg P/l som då redovisas från Ekoln var redan kraftigt förhöjda (Gönzi 1961). Även artlistan från 1961 innehåller väsentligt färre arter än dagens. Möjligen ger 1961 års undersökning en sen bild av ett mer ursprungligt tillstånd i Ekoln.

Enligt de olika tidsserierna bör djurplanktonförekomsten ha nått sitt maximum 1974 eller senare. Det är möjligt att den topp som uppmättes 1974 verkligen utgjorde maximum. Den kom då efter två år med ovanligt stora biovolymmer av chrysomonader (en alggrupp med mycket stort näringsvärde för djurplankton). Övriga alggrupper hade då börjat avta efter den totala växtplantonvolymens maximum fyra år tidigare (figur 8.4), vilket i sin tur inträffade ett år efter totalfosforhaltens maximum. Ekoln var då hårt fosforbelastad dels av Uppsala reningsverk, dels av ovanligt stor avrinning.

Fosforreduktion i reningsverket togs i drift 1973–74 och djurplanktonbestånden avklingade antagligen successivt (data saknas 1975–78) till ett första bottenläge 1986. Växtplankton minskade betydligt snabbare vilket gav avvikande låga växtplanktonmängder i relation till fosforhalten, som avklingade långsammare (efter de första årens snabba

minskning). Detta innebar att 1980-talet kännetecknades inte bara av små växtplanktonmängder i relation till fosforhalten, utan även av att djurplanktons biovolym var större än växtplanktons, ett förhållande som liknar det i Södra Björkfjärden (tabell 8.1). Under 1990-talet har emellertid både växt- och djurplanktons biovolym legat på en mer stabil nivå medan totalfosforhalten fortsatt att minska. Detta betyder uttryckt på annat sätt att fosforsänkande åtgärder inte längre gett lägre växt- och djurplanktonmängder under 1990-talet. Om fosforsänkningen i Ekoln kan fortgå bör dock växt- och djurplanktonmängderna ytterligare minska i framtiden. Mängder och artsammansättning under tidigare skeden indikerar detta. Antar man att en jämvikt nu inte råder torde det framför allt vara biologiska mekanismer som fördröjer den, men eftersom de inte är kända och kan beskrivas, kan inte heller fördröjningstiden förutsägas.



FOTO: LÄNSTYRELSEN I STOCKHOLMS LÄN

# 9.

## Bottenlevande djur i Mälaren

Undersökning av bottenlevande djur, eller bottenfauna, i sjöar och vattendrag görs för att beskriva tillstånd och förändringar i artsammansättning och mängdförhållanden i bottenfaunasamhället. Både artsammansättning och mängdförhållanden förändras vid miljöpåverkan, och resultaten kan därför användas för att bedöma sjöekosystemets samlade påverkan av luftföroreningar, utsläpp, markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom avrinningsområdet. Profundal- och sublitoralfauna är speciellt lämplig för att bedöma tillstånd och förändringar i sjöars näringstillstånd, medan litoralfauna är lämplig för att bedöma surhetstillstånd och biologisk mångfald (se fakta 9.1).

### 9.1. Index för bedömning av ekologisk kvalitet

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) har använts för att bedöma ekologisk kvalitet i Mälaren utifrån bottenfaunadata.

För profundalfaunan har de relativt långa tidsserierna i Mälaren använts som jämförvärden (1969–1998), medan inga jämförvärden anges för sublitoral- och litoralbottenfaunan som enbart har övervakats sedan 1996.

#### 9.1.1. Litoralfauna

Litoralfaunan på exponerade stränder används framförallt för bedömning av graden av försurning, men anses också fungera för bedömning av eutrofiering och/eller organisk förorening. Nedan redovisas ett antal index som ingår i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och som används för miljökvalitetsbedömning utifrån litoralfaunan i Mälaren.

#### ASPT

ASPT (Average Score Per Taxon) är ett renvattenindex som har utvecklats i England (Armitage m fl 1983). ASPT indikerar förekomst av familjer som är känsliga, respektive tåliga mot organisk belastning, alternativt eutrofiering. Känsliga arter bidrar med höga värden, medan tåliga arter får låga

#### Fakta 9.1. Provtagning av bottenfauna i Mälaren

Bottenfaunaprover har tagits i profundalen (djupbotten) i september eller oktober sedan 1969. Provtagning av bottenfauna i sublitoralen (ca 5–6 m djup) och litoralen (0–1 m, exponerad strand) började 1996 och i denna rapport redovisas data från de första tre åren. I sublitoralen och profundalen insamlades 5 mjukbottenprov från varje station. Provtagningsmetodik och utrustning följer de som finns beskrivna i Svensk Standard (SS 028190). Proven sållades genom ett 0,5 mm:s såll och konserverades sedan i etanol (slutkoncentration 70–80%). I li-

toralen (strandzonen) togs fem sk sparkprov per lokal (SS-EN 27828). Lokalerna utgjordes av exponerad strandzonen med stenbotten, om möjligt fri från vegetation. Proverna togs med håv med maskstorleken 0,5 mm. Varje delprov konserverades i 70–80% etanol.

SLU, inst. för miljöanalys, har svarat för provtagning och analys under alla år, förutom 1996 och 1998 (Svelab 1996, KM Lab 1998). Under 1996 togs bottenfaunaprover från fem litoralstationer (Strängnäsfjärden, Blacken, Svinnegarnsviken, Galten och Västeråsfjärden) men under 1997 och framåt har provtagning förekommit på sex andra stationer

(Ekoln, Skarven, Görvaln, Södra Björkfjärden, Granfjärden och Prästfjärden). Redovisningen här sker bara för de sex litoralstationer som togs efter 1996. Även artbestämning avviker något mellan de olika lab som utfört analysen. Tex utfördes ingen artbestämning av fjädermyggor (Chironomidae) under 1996, vilket innebär att två av de miljökvalitetsindex som används för att bedöma effekter av näringstillståndet på mjukbotten (BQI och  $O/C_{(z)}$ ) ej kunde beräknas för 1996.

värden på en skala från 1 till 10 (se fakta 9.2). Genom att summera poängen och dividera denna med det totala antalet ingående familjer får man fram ett ASPT-index. Ett högt indexvärde indikerar således ”bra” miljöförhållanden.

### DFI

DFI (Danish Stream Fauna Index) är ett skandinaviskt index för graden av eutrofiering och/eller organisk förorening (Skriver m fl 1999). Med DFI undersöker man om djur tillhörande olika nyckelgrupper med varierande tolerans finns i proverna. Även för DFI gäller att ett högt värde är positivt och indikerar ”god” miljö kvalitet.

### Shannons diversitetsindex

Shannons diversitetsindex (Shannon 1948) integrerar artrikedomen och arternas relativa förekomst i proverna. Diversiteten är hög om artrikedomen är stor och arternas relativa förekomst i proverna är lika stor. Diversitet ger ett indirekt mått på bottenarnas kondition och mångformighet.

#### 9.1.2. Mjukbottenfauna (profundal och sublitoral)

I profundalen begränsas många arter av syrgashalterna i bottenvattnet, som i sin tur är kopplad till mängden organiskt material som årligen sedimenterar eller som sedan tidigare ligger fast i sedimentet. Låga syrgashalter eller rentav syrgasbrist förekommer främst när vattenmassan är temperaturskiktad under sommar och vinter då ingen syrgas tillförs bottenvattnet. Nedan redovisas två index för bedömning av organisk påverkan på mjukbotten. Dessa index används också i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitetsbedömningar utifrån profundal- och sublitoralfaunan. Förutom dessa index har också antalet arter och djurtätheten i proverna använts vid utvärdering av Mälarens bottenfauna, bla med hjälp av två multivariata statistiska metoder (se nedan).

### BQI

Larver av olika fjädermyggor (chironomider) är olika känsliga för låga syrgashalter och denna kunskap utnyttjas i BQI, eller Benthic Quality Index. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatorarter av fjädermyggor i proverna (se fakta 9.3). Ett högt BQI-värde indikerar opåverkade förhållanden, medan ett lågt värde tyder på tydliga eutrofieringseffekter, alternativt naturligt näringsrika förhållanden.

### Fakta 9.2. ASPT index

ASPT (Average Score Per Taxon) beräknas i två steg. I det första steget identifieras djur i provet till familjenivå (klass för Oligochaeta) och får poäng som är baserat på kännedom om deras toleransnivå.

Följande familjer får 10 poäng: Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae.

8 poäng: Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae.

7 poäng: Caenidae, Nemouridae, Rhyacophiliidae, Polycentropodidae, Limnephilidae.

6 poäng: Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammariidae, Platycnemididae, Coenagriidae.

5 poäng: Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae.

4 poäng: Baetidae, Sialidae, Piscicolidae.

3 poäng: Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae

2 poäng: Chironomidae.

1 poäng: Oligochaeta.

I det andra steget summeras poängen för samtliga familjer (och Oligochaeta) och summan divideras med det totala antalet ingående familjer.

## O/C

Även kvoten mellan fåborstmaskar (Oligochaeta) och summan av fåborstmaskar och fjädermyggor, det så kallade o/c-indexet, kan användas för att göra en miljö kvalitetsbedömning. Kunskapen att den relativa andelen fåborstmaskar ökar med ökande halt organisk substans i sedimentet ligger till grund för detta bedömningsinstrument. Kvoten normeras för provtagningsdjupet för att kompensera för den nedbrytning av organiskt material som sker i vattnet (se fakta 9.3).

## Multivariata statistiska metoder

Två multivariata metoder har också använts för analys av profundalfaunans artsammansättning och mängdförhållanden – Korrespondensanalys och TWINSpan. Korrespondensanalys (Correspondence Analysis, CA) har använts för att jämföra profundalfaunan vid olika stationer och även mellanårsförändringar på enskilda stationer. CA ger ett mått på den samlade påverkan på bottenfaunasamhället från flera olika miljöfaktorer. För varje art anges ett responsoptimum i ett koordinatsystem där arterna representerar olika miljögradienter. TWINSpan (Two Way INdicator SPecies Analysis) är en hierarkisk klassificeringsmetod (klusteranalys) som används för att dela upp bottenfaunasamhällen med utgångspunkt från deras art-

sammansättning och de enskilda arternas individtätethet i proverna. TWINSpan har i denna rapport använts för att identifiera indikatorarter för de aktuella profundalstationerna.

## 9.2. Resultat & diskussion

### 9.2.1. Litoralfauna

Litoralfaunans sammansättning varierade relativt lite mellan Mälarens olika delar under 1997–98 (Figur 9.1). Cirka 20% av litoralfaunans individtätethet bestod av fåborstmaskar (Oligochaeta) och kräftdjur (framförallt sötvattengråsuggan *Asellus aquaticus*). Ekolns littoralfauna bestod till 42% av sötvattengråsuggan. Dagsländor (t.ex. *Caenis horaria* L. och *C. luctuosa* Burm.) var också vanliga vid alla stationer (24% av totala antalet individer).

Det lägsta antalet arter (36) noterades i Skarven under 1998 års provtagning och det högsta i Prästfjärden (59 arter 1998). Samtliga stationer hade ett högt eller mycket högt Shannon diversitetsindex, dvs diversiteten var mycket hög (klass 1) enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999) vid alla stationer utom i Prästfjärden 1997 där diversiteten klassades som hög (klass 2).

### Fakta 9.3. Biologiska index som baseras på profundalfaunan

#### BQI

BQI är ett biologiskt kvalitetsindex baserat på fjädermyggornas (chironomidernas) artsammansättning. I index ingår ett antal chironomidarter med olika krav på vattenkvalitet eller botten substrat. Vissa arter klarar mycket låga syrgashalter medan andra fordrar rent vatten och höga syrgashalter. BQI varierar mellan 1 och 5 och de arter som fordrar rent vatten och höga syrgashalter får indexsiffran 5 medan de tåliga arterna får indexsiffran 1. Då chironomiderna har en lång generationstid, upp till ett år, innebär det att BQI visar hur förhållandena i sjön har varit under en längre period. Enligt Wiederholm (1980) beräknas BQI som:

$$BQI = \sum_{i=1}^5 \frac{(k_i \cdot n_i)}{N}$$

Där:

Vikt för indikatorart eller grupp ( $k_i$ ) = 5 för *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.), 4 för *Paracladopelma* sp., *Micropsectra* sp., *Heterotanytarsus apicalis* (Kieff.), *Heterotrissocladius grims-hawi* (Edw.), *Heterotrissocladius marcidus* (Walker) och *Heterotrissocladius maeaeeri* Brundin, 3 för *Sergentia coracina* (Zett.), *Tanytarsus* sp., *Stictochironomus* sp., 2 för *Chironomus anthracinus*-typ och 1 för *Chironomus plumosus*-typ L.;  $n_i$  = antalet individer i varje indikatorgrupp och  $N$  = totala antalet individer i alla indikatorgrupper.

BQI får värdet 0 om indikatorarter saknas i provet. Ett högt värde på BQI-indexet ( $> 4$ ) anger obetydliga effekter av störning (artsammansättningen liknar den som normalt förekommer under ostörda förhållanden), medan ett lågt värde ( $\leq 1$ ) indikerar mycket starka ef-

fekter av störning enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999).

#### O/C

o/c-indexet beräknas som individtätetheten av fåborstmaskar (Oligochaeta, O) dividerat med individtätetheten av fåborstmaskar och sedimentlevande fjädermyggor (Chironomidae, C) (exklusive mer frilevande arter inom underfamiljen Tanypodinae, ex. *Procladius* spp.). Denna kvot normeras sedan för provtagningsdjupet (Z, i meter) enligt:

$$O/C = \frac{O/(O+C)}{Z} \cdot 100$$

Ett lågt värde på o/c-indexet ( $\leq 0,5$ ) anger obetydliga effekter av störning, medan ett högt värde ( $> 13$ ) indikerar mycket starka effekter av störning enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999).

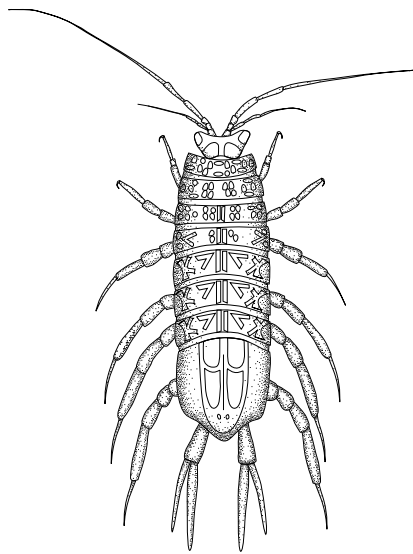
ASTP-indexet varierade mellan 4,5 i Skarven 1998 och 5,9 i Prästfjärden 1998 vilket gör att alla stationer hamnar i bedömningsklass 3 eller 4, dvs måttligt högt respektive lågt index. Dansk Fauna Index (DFI), som indikerar eutrofieringsläget, varierade mellan 4 och 5, eller klass 2 (högt index) och klass 3 (måttligt högt index) i Görväln, Ekoln och Skarven under 1997 och 1998. Även Södra Björkfjärden uppvisade ett måttligt högt DFI-värde under 1997 med 4. Granfjärden (1997 och 1998) hade DFI-värden vanligtvis över 6 och hamnar följaktligen i klass 1, eller ett mycket högt index. Prästfjärden och Södra Björkfjärden visade emellertid stor variation mellan 1997 och 1998. Under 1997 hade både Prästfjärden och Södra Björkfjärden DFI-värden på 5 respektive 4, dvs klass 2 respektive 4, medan båda hade DFI-värden över 8 (mycket höga index) under 1998.

Sammanfattningsvis kan stationerna delas in i två grupper – Skarven, Görväln och Ekoln – som visar tecken på mer påverkan av eutrofiering jämfört med Granfjärden, Prästfjärden och Södra Björkfjärden.

I litoralproverna har vandrarmusslan *Dreissena polymorpha* Pallas noterats under 1997 vid tre stationer – Görväln (3 ind/m<sup>2</sup>), Ekoln (19 ind/m<sup>2</sup>) och den ”nya” stationen Skarven (3 ind/m<sup>2</sup>). Under 1998 påträffades vandrarmusslan bara i Ekoln (6 ind/m<sup>2</sup>). Dessa värden är sannolikt en kraftig underskattning på grund av att *Dreissena* sitter hårt bunden till stenar och dylikt och därför inte lossnar vid sparkprovtagningen. Vandrarmusslan är en främmande art i Mälaren som kommit till Sverige som påväxt på fartyg från Svarta havet (se kapitel 12).

Sublitoralfaunan domineras av fåborstmaskar (Oligochaeta) och fjädermyggor (Chironomidae) vilka utgör 49% respektive 38% av individtätheten (figur 9.2). Men två stationer avviker något från de andra, dels den näringsrikare västra delen, Granfjärden, där bottenfaunan domineras av tofsmyggan *Chaoborus flavicans* (Megan) med 42% av individtätheten, dels Görväln där vandrarmusslan *Dreissena polymorpha* utgör 22% av individtätheten.

Det lägsta artantalet noterades vanligtvis under 1996, vilket beror på att ingen artbestämning av fjädermyggor (Chironomidae) utfördes detta år. Detta innebär dessutom att BQI och o/c-index ej kunde beräknas för 1996. Under 1997 och 1998 noterades det lägsta artantalet i Granfjärden (mellan 6 och 10 arter), medan det högsta artantalet (38) och den högsta individtätheten (4868/m<sup>2</sup>) noterades i Görväln under 1997. Biomassan var också oerhört hög i Görväln under 1997 (2041 g/m<sup>2</sup>), eftersom vandrarmusslan



Sötvattengråsugga, *Asellus aquaticus*.

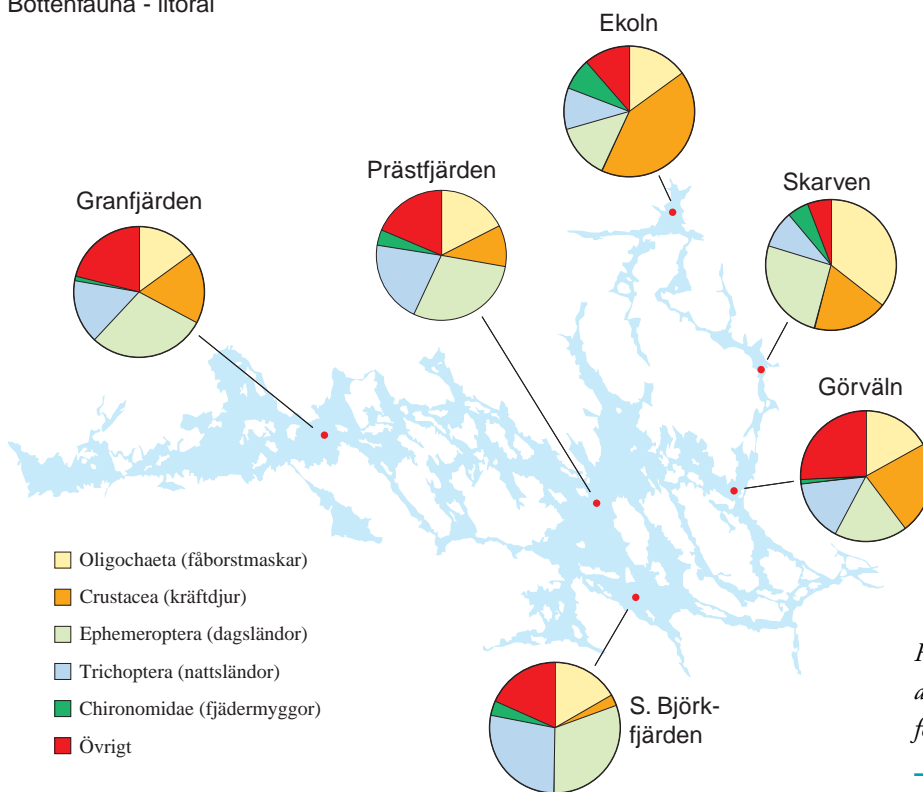
*Dreissena polymorpha* förekom med relativt många individer i proverna (1347 ind/m<sup>2</sup>).

Vandrarmusslan förekommer i Mälaren såvitt känt bara i Ekoln och Görväln (Willén m fl 1990). Förutom registrerade förekomster i Görväln under 1997 förekom vandrarmusslan även i denna fjärd i sublitorala prover från 1996 (vid 10 m, 7 ind/m<sup>2</sup> och 8,21 g/m<sup>2</sup>) och 1998 (277 ind/m<sup>2</sup> och 763 g/m<sup>2</sup>). Som nämnts ovan har vandrarmusslan också noterats i litorala prover från Ekoln och Görväln.

BQI-index varierade från noll i Granfjärden 1998, dvs indikatorarter saknades helt i provet, till 3,1 i Södra Björkfjärden 1997. Ett BQI-värde  $\leq 2$  indikerar dominans av fjädermyggor som tål relativt låga syrgashalter (tex *Chironomus*). Granfjärden hamnar med låga eller mycket låga BQI-värden i bedömningsklass 4 eller 5, medan den högsta klassen (2) noterades i Södra Björkfjärden 1997, Prästfjärden 1998 och Skarven 1998. Följaktligen kan stationerna utifrån, BQI-index rankas från det mest näringsrika området Granfjärden (BQI  $\leq 1$ ) i västra Mälaren till de relativt näringsfattiga fjärdarna Prästfjärden och Södra Björkfjärden (BQI > 2,7).

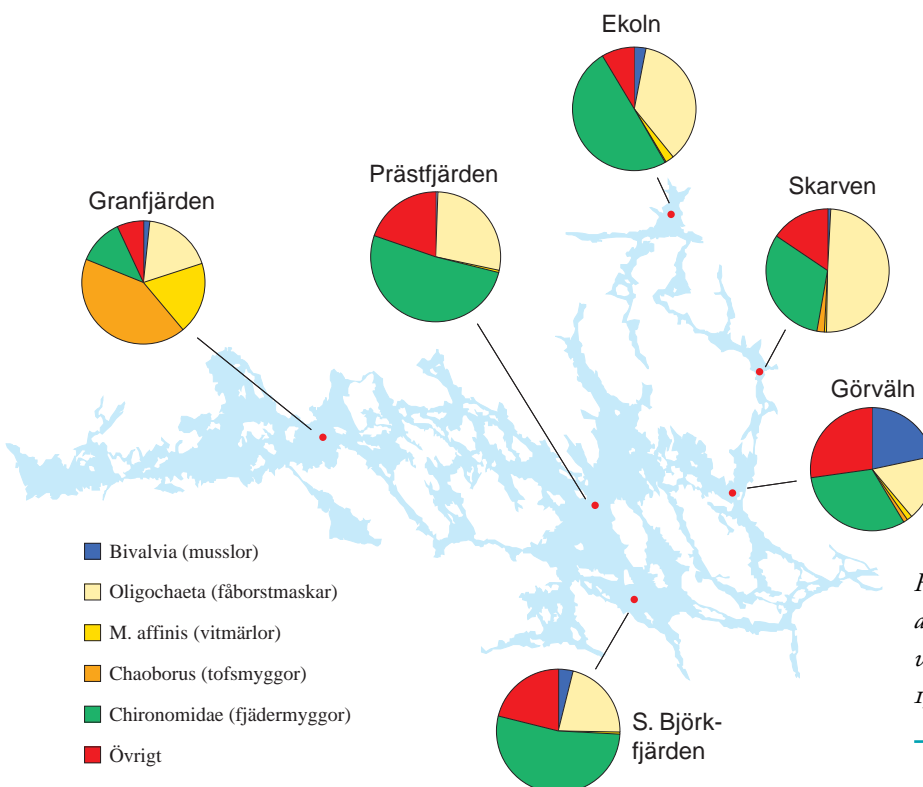
I motsats till BQI, visade o/c-index relativt stort variation både inom och mellan stationerna. Ett högt o/c-värde indikerar en dominans av fåborstmaskar (Oligochaeta) i förhållande till sedimentlevande fjädermyggor (Chironomidae), och tyder på störning till följd av syrgasbrist. Det

Bottenfauna - litoral



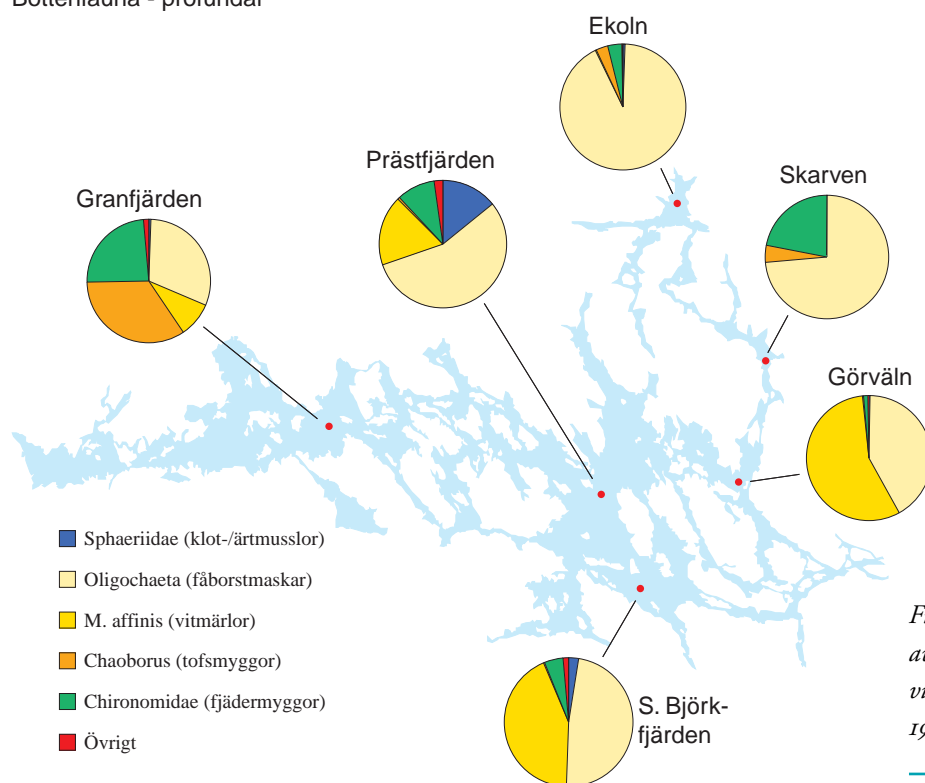
Figur 9.1. Relativ sammansättning (%) av litoralbottenfaunans individtäthet vid fem stationer i Mälaren under 1997–1998.

Bottenfauna - sublitoral



Figur 9.2. Relativ sammansättning (%) av sublitoralbottenfaunans individtäthet vid fem stationer i Mälaren under 1996–1998.

## Bottenfauna - profundal



högsta värdet noterades för Granfjärden ( $o/c = 20$ ), men höga värden förekom även i Skarven och i Prästfjärden.

### 9.2.3. Profundalfauna

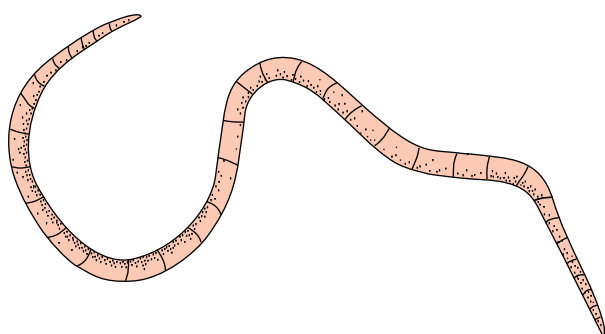
Profundalfaunan uppvisar stor variation mellan Mälarens olika delar (figur 9.3). I den näringsrikare västra delen av Mälaren, Granfjärden, domineras bottenfaunan av fåborstmaskar (*Oligochaeta*, 32% av individtätheten) och insektslarver (25% av fjädermyggor, *Chironomidae* och 35% av tofsmyggan, *Chaoborus flavicans* (Megan)). Förekomsten av *Chaoborus* och *Chironomus* indikerar låga syrgashalter. Tofsmyggans larver är inte utpräglat bottenlevande och undviker extremt låga syrgashalter genom att migrera upp i det

fria vattnet, medan *Chironomus*-larver har hemoglobin som innebär att de kan ta upp syrgas även vid låga syrgashalter. I de norra fjärdarna, Ekoln och Skarven, uppvisar bottenfaunan en ännu kraftigare dominans av fåborstmaskar (93% respektive 74%) vilket tyder på näringsrika förhållanden.

I de centrala fjärdarna är ett kräftdjur – vitmärlan *Monoporeia affinis* – ett karaktäristiskt inslag i djupbottenfaunan. Vitmärlan är en kvarleva från den tid då Mälaren var en del av vad som nu är Östersjön. Förekomsten av vitmärla och fjädermyggor som *Monodiamesa*, *Micropsectra* och *Tanytarsus* i de centrala fjärdarna indikerar ett mer näringsfattigt tillstånd och/eller goda syrgasförhållanden i profundalen jämfört med de västra och norra delarna av Mälaren.

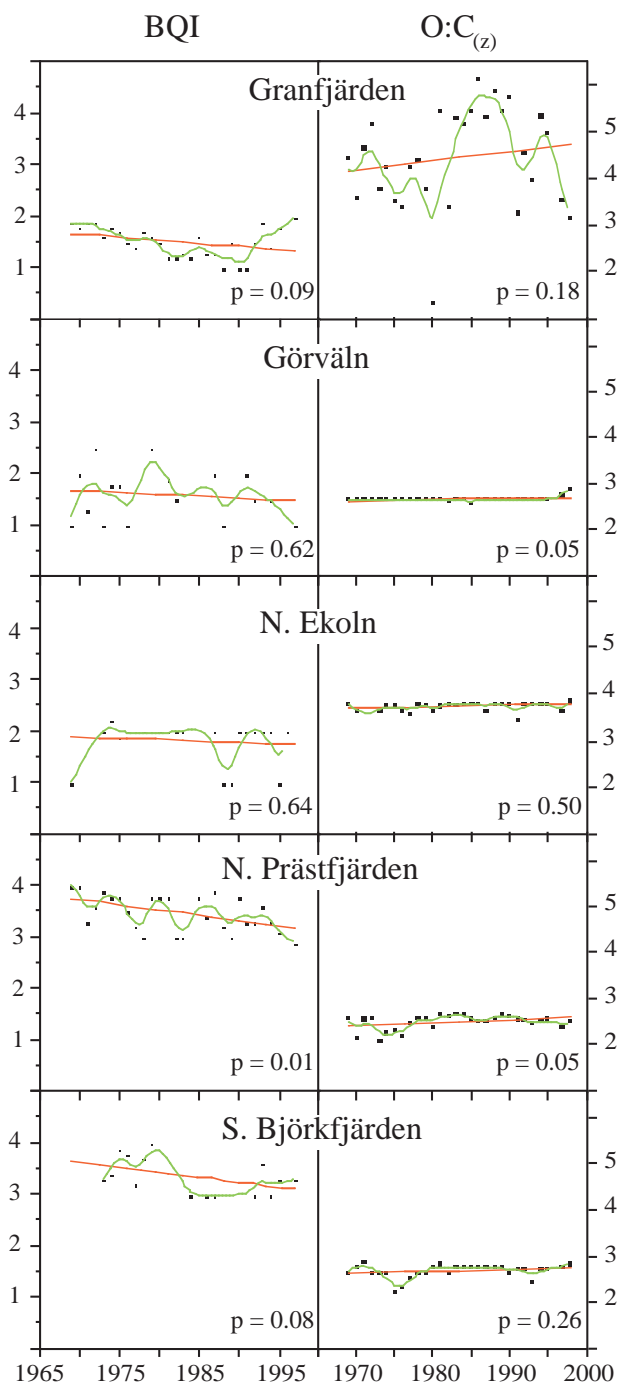
Som väntat är indexvärden för BQI och  $o/c$  något lägre i profundalen än i sublitoralen. BQI-index varierar från mycket lågt i Granfjärden (1,5), Görväln (1,6) och Ekoln (1,8) till måttligt lågt eller högt i Södra Björkfjärden (3,4) och Prästfjärden (3,5). BQI-värden mellan 1 och 2 i Granfjärden, Görväln och Ekoln indikerar låga syrgashalter i bottenvattnet och ett näringsrikt bottensubstrat, medan de måttliga till höga BQI-värdena för stationerna i Prästfjärden och Södra Björkfjärden indikerar goda syrgasförhållanden i bottenvattnet och en god kvalitet på sedimentet.

Som angivet bygger  $o/c$ -indexet på kunskapen att få-

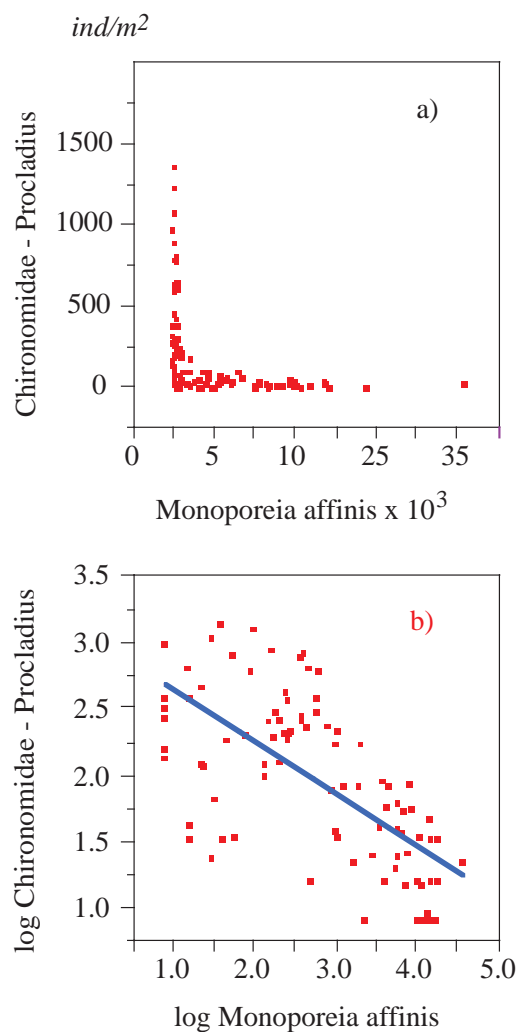


Fåborstmask (*Oligochaeta*)





Figur 9.4. Trender för BQI och O/C-index för fem profundalstationer i Mälaren. Den röda linjen visar regressionslinjen och den gröna en "utjämnad" anpassning.

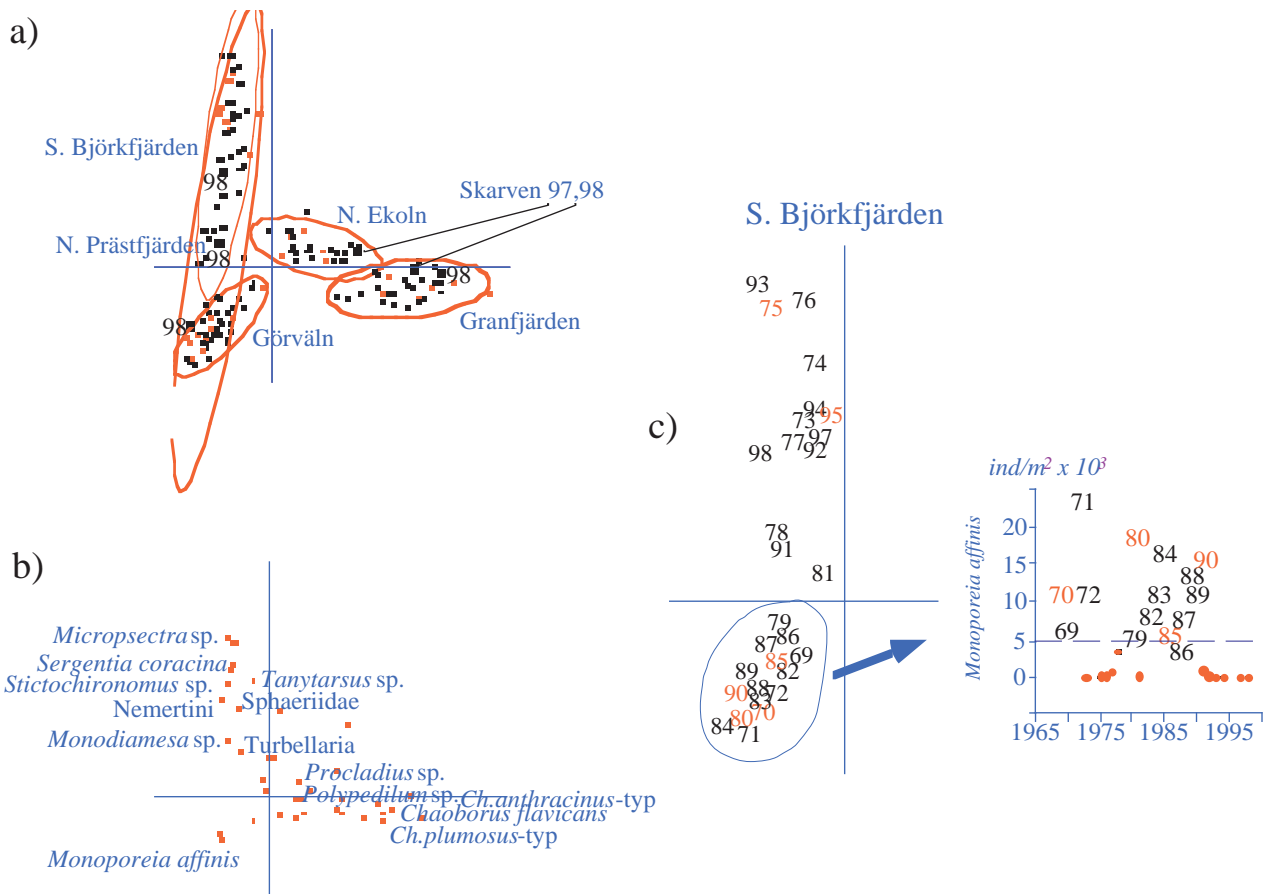


Figur 9.5. Sambandet mellan individtäthet av sedimentlevande fjädermygglarver exkl Procladius och vitmärkla Monoporeia affinis.

borstmaskar är tåligare mot eutrofiering, alternativt organisk belastning, än fjädermyggor. O/C-indexet visade relativt små skillnader mellan de profundala stationerna och varierade från 4,5 i Granfjärden till 1,8 i Prästfjärden, vilket i båda fallen motsvarar bedömningsklass 2 (låga index).

#### 9.2.4. Mellanårsvariation och förändringar över tiden

Analys av bottenfaunasamhällets mellanårsvariation har begränsats till de fem profundala stationerna eftersom provtagning av de litorala och sublitorala stationerna bara har pågått sedan 1996. BQI-index uppvisade en signifikant



Figur 9.6. Korrespondensanalys av profundala bottenfaunasambällen: (a) för fem stationer i Mälaren, (b) för TWINSpan indikatorarter och (c) för stationen Södra Björkfjärden för att visa pendlande mellan grupper av år med lågt respektive högt antal individer av vitmärsla. Den markerade gruppen ner till vänster i figur c har ofta individtätheter av vitmärsla > 5000 ind/m<sup>2</sup>.

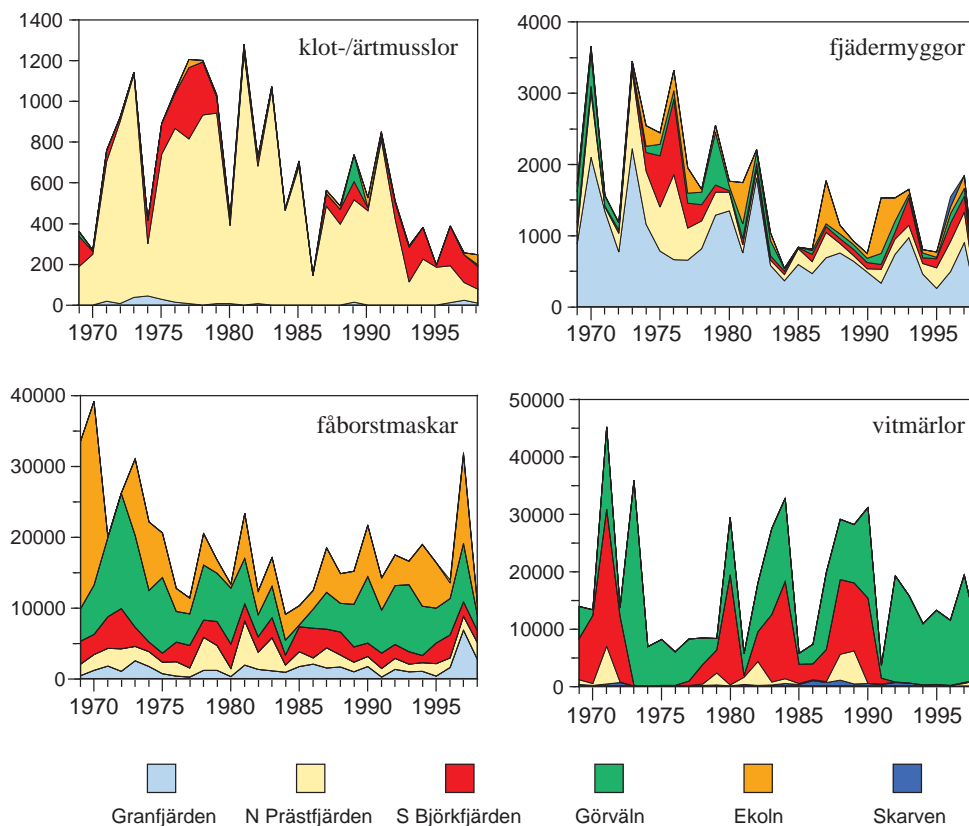
( $p < 0.05$ ) negativ trend endast vid stationen i Prästfjärden (Figur 9.4). I Granfjärden noterades en förbättrad situation de senaste åren (efter 1990). Under perioden 1969–1990 visade BQI-värdena för Granfjärden en signifikant ( $p < 0.001$ ) negativ trend ( $r^2 = 0.66$ ), medan en trend mot högre indexvärden har noterats mellan 1991 och 1997 ( $r^2 = 0.48$   $p = 0.75$ ). I Södra Björkfjärden har BQI minskat jämfört med i början av provtagningsperioden, men denna minskning är ej signifikant. o/c-indexet visade bara små förändringar mellan åren, med undantag för Granfjärden som visade relativt stor mellanårsvariation. Indexet har ökat signifikant vid två stationer – Görväln och Prästfjärden – men dessa ökningarna har liten ekologisk betydelse eftersom förändringarna har varit mycket små.

En faktor som kan påverka BQI och o/c-index i Mälaren är förekomsten av vitmärslan *Monoporeia affinis*. I en tidigare undersökning har Johnson & Goedkoop (1992) vi-

sat att även måttliga djurtätheter av vitmärsla kan påverka förekomsten av sedimentlevande fjädermyggor negativt. Båda konkurrerar om föda, den kraftiga fysiska störning som vitmärslans omrörning av sedimentet orsakar, samt predation av stora vitmärslor på små fjädermygglarver har angetts som tankbara förklaringar. Figur 9.5 visar sambandet mellan förekomsten av sedimentlevande fjädermyggor (exklusive rovlevande *Procladius*) och vitmärsla för de fem profundalstationerna i Mälaren. Variationen är stor, men antalet sedimentlevande fjädermyggor är negativt korrelerat med vitmärslan ( $r^2 = 0.47$ ,  $p < 0.001$ ). Resultatet visar på en negativ växelverkan mellan dessa organismer redan vid låga tätheter ( $\approx 2500$  ind/m<sup>2</sup>).

Om vitmärslan har en negativ inverkan på individtätheten av fjädermygglarver kan man även mistänka att biologiska index där fjädermyggor ingår påverkas av vitmärslan. Vid en jämförelse av hur vitmärslan påverkar BQI och o/c-

## Abundans - profundalfauna individer / m<sup>2</sup>



Figur 9.7. Individtäthet för klot-lärnmusslor (*Sphaeriidae*), fjädermyggor (*Chironomidae*), fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och vitmärlor (*Monoporeia*) i Mälaren under perioden 1969-98

indexet (tabell 9.1) framgår det att BQI är mindre känsligt för störningar jämfört med o/c. Detta beror förmodligen på att o/c är en kvot som är beroende av kvantitativa data på individtäthet för fåborstmaskar och fjädermyggor, medan BQI är mer kvalitativ i sin karaktär då det baseras på fjädermyggornas förekomst och deras indikatorvärde.

Korrespondensanalys (Correspondence Analysis, CA) har använts för att jämföra förändringar i bottenfaunasamhällena i profundalen. De stationer eller år som ligger nära varandra har likartade bottenfaunasamhällena, medan stationer/år som ligger långt ifrån varandra i diagrammet uppvisar stora skillnader i bottenfaunasamhällena (figur 9.6a). Som synes skiljer sig tre av stationerna – Granfjärden, Ekoln och Görvälån – mest längs den första CA-axeln (x-axeln i figur 9.6a) medan Södra Björkfjärden och Prästfjärden är mer korrelerade med den andra CA-axeln (y-axeln i figur 9.6a). Skarven (bara två års data) ligger också nära Gran-

fjärden och Ekoln. I figur 9.6b visas positionen av indikatorarter från TWINSPAN (Two Way INDicator SPecies Analysis). De arter som är positivt korrelerade med den första CA-axel (tex *Chironomus*-arterna och *Chaoborus flavicans*) anses som indikatorarter för Granfjärden och Ekoln (och även Skarven), medan vitmärla anses som en indikatorart för Görvälån och fjädermyggsarter som *Microsetra*, *Sergentia coracina* och *Stictochironomus*, som är positivt korrelerade med den andra CA-axeln, är vanliga vid stationerna Södra Björkfjärden och Prästfjärden.

Både Södra Björkfjärden och Prästfjärden uppvisade relativt stor mellanårsvariation i bottenfaunasamhällets sammansättning. Denna mellanårsvariation är tydligt korrelerad med mellanårsvariationer i vitmärlans individtäthet. Som nämnts ovan är täthet av fjädermygglarver negativt korrelerad med täthet av vitmärla. Detta återspeglas i att flera fjädermygglarver är positivt korrelerade med den an-

Tabell 9.1. Individtäthet av vitmärla *Monoporeia affinis* och p-värden för regressionsanalys mellan individtäthet för vitmärla och biologiska index (BQI och O/C) för fem profundalstationer i Mälaren. Data är från 1969–1997. NS anger icke-sigifikativa resultat ( $p > 0,05$ ). N/A anger att data saknas (*Chironomider* ej artbestämda i Ekoln 1996).

	Individtäthet (ind/m <sup>2</sup> ) medel ± stand.avv	p-värde BQI	p-värde o/c
Granfjärden	328 ± 57	ns	0,0015
Görväln	9929 ± 1393	0,0019	0,05
Ekoln	12 ± 2.3	N/A	N/A
N. Prästfjärden	1142 ± 385	NS	0,027
S. Björkfjärden	6470 ± 1373	NS	0,0011

dra CA-axeln, medan vitmärlan är negativt korrelerat med den andra CA-axeln. Följaktligen hamnar år med relativt hög individtäthet av vitmärla i den nedre vänstra delen av figuren, medan år med låg individtäthet och relativt fler fjädermygglarver hamnar i den övre vänstra delen av figuren. Denna trend visas separat för Södra Björkfjärden vilken uppvisade den största mellanårsvariation (figur 9.6c). De 15 år som har en täthet vitmärlor >2000 ind/m<sup>2</sup> återfinns i gruppen nere till vänster i figur 9.6c.

### 9.2.5. Förändringar efter 1985

I den senaste utvärderingen av bottenfaunan i Mälaren konstaterades en kraftig minskning av den totala individtätheten under perioden 1970 till 1985 (Willén m fl 1990). De minskade tätheterna för olika arter i början av tidsserien var väl korrelerade, i synnerhet för fåborstmaskar, med den minskade forforbelastningen, fast med en förskjutning i tiden med ca 4 år. Minskningen av musslor var oväntad och trenden kan inte förklaras med dagens kunskap. Man kan tänka sig att höga individtätheter av vitmärla även kan påverka små musslor som *Pisidium* (Elmgren m fl 1986). Korrelationsanalys mellan individtäthet av vitmärla och klot-/ärtmusslor (*Sphaeriidae*) styrkte denna hypotes (se Tabell 9.2).

Relativt stora svängningar i förekomsten av vitmärla har också noterats i Väneren (Johnson & Wiederholm 1992) där en signifikant korrelation mellan vårens växtplanktonbiomassa, främst kiselalger, och individtäthet för vitmärla med ett års förskjutning konstaterades. Denna koppling mellan växtplankton- och bottenfaunaproduktion kan även vara en tänkbar förklaring till de trender som har noterats i Mälaren. Tabell 9.2 visar en positiv korrelation mellan individtätheten av fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och vitmärla (*Mo-*

*noporeia*) och en negativ korrelation mellan individtätheten av vitmärla och fjädermygglarver (*Chironomidae*). De organismgrupper som äter ytsediment, dvs fjädermygglarver och i vis mån klot-/ärtmusslor (*Sphaeriidae*) är negativt korrelerade med vitmärlans individtäthet medan fåborstmaskar som äter sediment och är begravnade längre ner är positivt korrelerade med vitmärlans individtäthet.

I motsats till vad som konstaterades i Willén m fl (1990) kan en kraftig minskning av musslor ej styrkas under den första delen av tidsserien. Men en direkt jämförelse är ej möjlig, eftersom Willéns studie bygger på 19 stationer medan endast fem stationer har använts här. Musslorna visar en stor mellanårsvariation, i synnerhet i Prästfjärden (figur 9.7). Från mitten av 1980-talet har musslornas individtätheten minskat något, men orsaken bakom nedgången kan inte avgöras, och kan bero på en växelverkan med vitmärlan (se ovan). Andra trender som noterades av Willén m fl (1990), nämligen en minskning av fåborstmaskar och fjädermygglor från de nivåer som noterades i början av undersökningsperioden, är förmodligen en följd av den minskade näringstillgången.

Tabell 9.2. Korrelationer (Spearman Rho) mellan grupper av organismer för fem profundalstationer i Mälaren (1969–1998).

	<i>Oligochaeta</i>	<i>Monoporeia</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Sphaeriidae</i>
<i>Oligochaeta</i>	I			
<i>Monoporeia</i>	0,51	I		
<i>Chironomidae</i>	-0,39	-0,60	I	
<i>Sphaeriidae</i>	-0,13	-0,21	0,07	I

# 10.

## Fisk och fiske

### 10.1. Provfiske i mälarfjärdar

Mälaren och de nedersta delarna av dess tillflöden hyser 35 fiskarter, varav åtta finns med bland artdatabankens rödlistade arter. Vid provfisken som genomfördes 1996 i Mälarens fjärdar (Länsstyrelsen i Stockholms län 1998; se figur 10.1) fångades 17 olika arter (tabell 10.1). Resultatet visar att antalet arter i de enskilda fjärdarna är högt till mycket högt enligt tillståndsklassningen i naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Majoriteten har 10 arter eller fler, flest i Sörfjärden (13 arter) och minst i Riddarfjärden (6 arter). Faren, ruda och sutare förekom endast i Sörfjärden. Asp, den enda av de rödlistade arterna som återfanns vid provfisket, fångades i Ridöfjärden och flodnejonöga bara i Blacken. Sarv förekom i Galten och Sörfjärden medan siklöja återfanns i Gisselfjärden, Gorran och Ekoln. Laken hade större spridning (6 fjärdar) och övriga arter var spridda och fångade i nästan alla fjärdar.

Abborrfångsterna var viktsmässigt störst i Riddarfjärden där abborrarna i genomsnitt vägde 74 g och var 15,5 cm långa. De vägde ungefär fyra gånger så mycket som abborrarna i Galten, Segeröfjärden, Sörfjärden och Gorran där medellängden var ca 10 cm och medelvikten 16–21 g. I Se-

geröfjärden var abborrarna många (79 st/nät) till skillnad från i Ekolsundsviken där de var mycket få (12 st/nät).

Gös saknades helt i Ekolsundsviken och var mycket få i Riddarfjärden. Fåtalig men stor gös fångades i Gripsholmsviken och Långtarmen, där de genomsnittligt längsta fiskarna förekom. Görvälns gös var mest välnärd – medelvikten ca ett halvt kg och längden 37,4 cm. Liksom för abborre var antalet och för gösens del även totalvikten per nät störst i Segeröfjärden.

Riddarfjärdens mörtar var få till antalet (7 st/nät) men stora (61 g och 17,6 cm) i likhet med abborrarna i samma fjärd. Även övriga östliga fjärdar och vikar hyste stor mört till skillnad från de västliga, där Galtens, Segeröfjärdens och Sörfjärdens mörtar i medeltal vägde bara en fjärdedel av Riddarfjärdens. Galtens mörtar var mycket få (6 st/nät) medan Segeröfjärden än en gång var den fjärd där antalet (73 st/nät) och totalvikten var störst.

Andelen karpfiskar i sjöar kan användas för att beskriva sjöns eutrofieringstillstånd. Av de 14 undersökta mälarfjärdarna hade Ekolsundsviken den största andelen karpfisk (63%), en relativt hög siffra jämfört med den genomsnittliga andelen (37%). Över genomsnittet ligger också Sörfjärden

Tabell 10.1. Fiskarter och det djupintervall i vilka de olika arterna fångats i 1996 års provfisken.

Djupintervall för fångst (m)	Fiskart	Djupintervall för fångst (m)	Fiskart
0–3	Asp, Ruda, Sutare	0–50	Nors
0–6	Benlöja, Sarv	3–6	Faren
0–12	Gädda	3–35	Lake, Siklöja
0–35	Abborre, Björkna	12–20	Flodnejonöga
	Braxen, Gers, Gös, Mört		



FOTO: EVERT ANDERSSON

och Gorrån (50%) samt Segeröfjärden och Blacken (43%).

En klassindelning som gjorts med hjälp av bedömningsgrundernas jämförvärden för andelen rovfisk visar antingen en tydlig avvikelse (klass 3) eller en stor avvikelse (klass 4) för de undersökta fjärdarna.

## 10.2. Det yrkesmässiga fisket

### Siklöja

Ännu under 1986–87 fångades mer än 150 ton siklöja i Mälaren. Beståndet och därmed fångsterna minskade emellertid mycket drastiskt från och med 1989–90, beroende på en mycket svag förnygring vars orsak är okänd (Statistiska centralbyrån m fl 1998). I Vänern har fångsten däremot varit relativt stabil ca 400–580 ton per år.

En parallell företeelse som kanske förtjänar uppmärksamhet är att åren 1989–90 var mycket varma och från och med dessa årtal har isläggningen i Mälaren varit i stort sett obefintlig. De förändringar i organismsamhället som skett på grund av detta kan möjligen ha påverkat kallvattensarten siklöja.

### Gös

Gösen är en varmvattensfisk som trivs i näringsrika vatten. I slutet på 1980-talet fångades ca 150 ton i både Mälaren och

Hjälmaren. I början av 1990-talet var fångsten mycket låg men har senare återhämtat sig till stor del beroende på att en stor årskull kläcktes 1988. 1996 fångades 120 ton. I Hjälmaren har årsfångsten pendlat mellan 60–80 ton under 1990-talet. I Vänern fiskas gös i de varmaste och näringsrikaste skärgårdsområdena med en årsfångst på ca 60–100 ton.

### Abborre och gädda

Abborrfångsten har ökat i alla våra stora sjöar fram till år 1993. I Vättern förklaras ökningen med att det riktade fisket med nät har ökat. I de tre övriga beror ökningen på en större användning av ålbottengarn där abborre är en viktig bifångst. Fångststorleken låg mellan 1993–96 stabilt på 40, 50 respektive 10 ton/år i Mälaren, Hjälmaren och Vättern medan abborrfångsterna i Vänern minskade från ca 100 till 60 ton/år.

Gädda utgör huvudsakligen bifångst vid gösfisket. I Vänern minskade fångsterna från 100 till 60 ton/år mellan åren 1985 till 1996 men i Mälaren och Hjälmaren har fångsterna legat stabilt på ca 40 ton/år.

### Ål

Ökade utsättningar av ål i Vänern, Mälaren och Hjälmaren har lett till att avkastningen ökat. År 1996 var ålfångsten i Mälaren 35 ton samt 23 respektive 17 ton i Hjälmaren och Vänern.

# 11.

## Vattenväxter

### 11.1. Vegetationsundersökningar

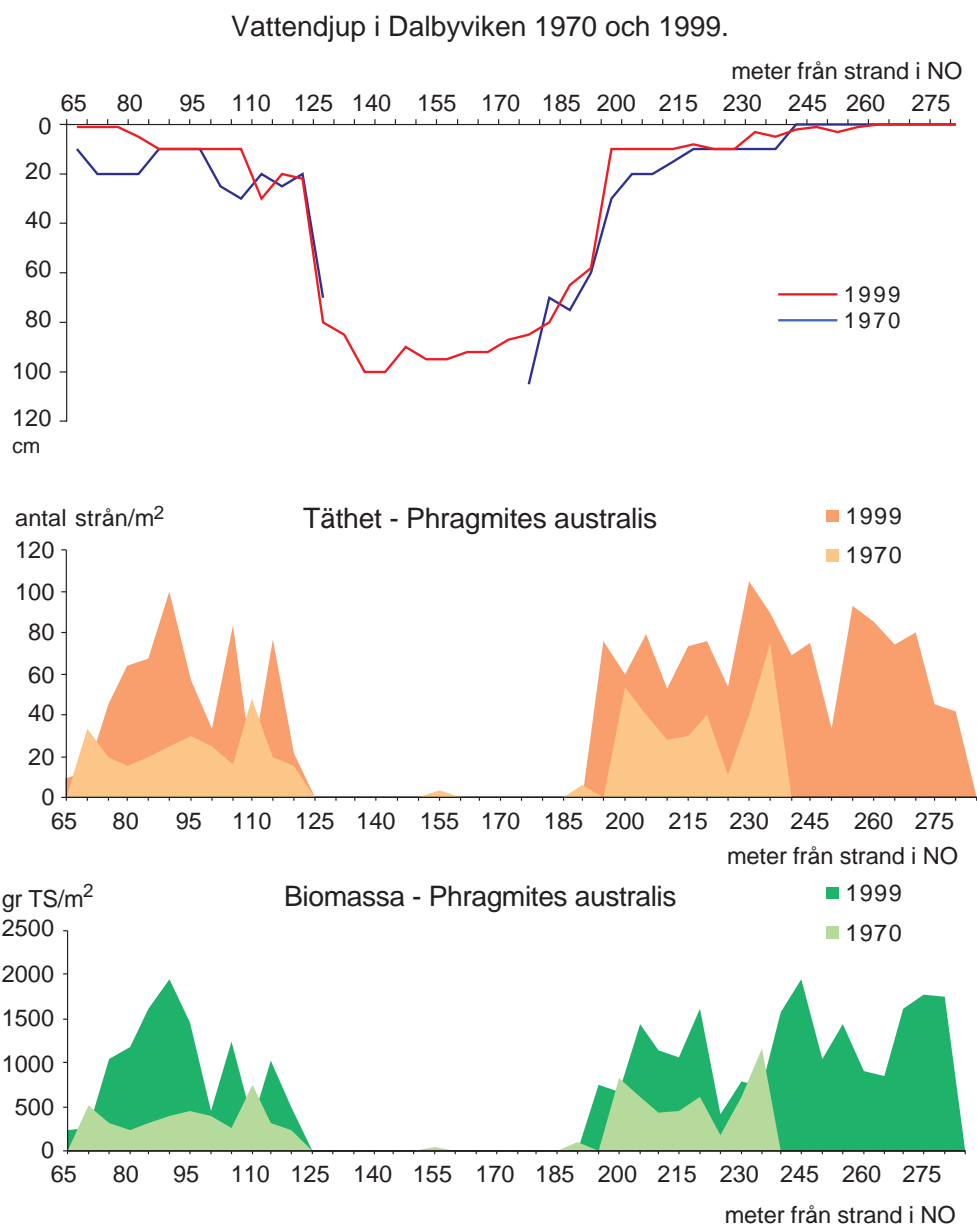
Mälarens synliga vattenväxter, vass- och flytbladsvegetationen, har undersökts vid två tillfällen. Dels 1969–1973 genom en flygfotografering med infrarödkänslig färgfilm och en omfattande fältundersökning, dels 1996 genom en upprepade fältundersökning. Utifrån flygfotografierna kunde de ingående växtsamhällets area bestämmas och utbredningen anges på kartor. I fält undersöktes strandprofiler som sträckte sig från land till det vattendjup där växterna upphörde. Vassens täthet och inslaget av andra växter noterades var 5:e meter inom en ruta på en kvadratmeter. Antalet slumpvis valda lokaler var 49 i Mälarens fjärdar från Galten i väster till Stockholm i öster. I Ekoln-systemet, som var det först undersökta, gjordes de allra noggrannaste studierna med 32 fasta provlokaler för upprepade undersökningar och 25 profiler för biomassabestämning där växterna skars av vid botten och vägdes. (Andersson 1972, 1973, 1978, 1982). 1996 var det dags för en förnyad vegetationsundersökning i syfte att studera eventuella förändringar i växtbårdernas utbredning och täthet. Eftersom en ny fotografering ställde sig alltför kostsam gjordes återinventering av alla de tidigare undersökta vegetationsprofilerna utom i Ekoln där provstationerna begränsades till 8 st (Samuelsson och Schyberg 1997).

Bladvass *Phragmites australis* är den överlägset vanligaste arten i vegetationsbältet. Vid vindexponerade stränder är bladvass ofta den enda art som påträffas i större bestånd. Där stränderna är mer vindskyddade påträffas även andra beståndsbildande arter. Närmast land finns då ofta ett bälte med bredbladiga arter som tex jättegroe *Glyceria maxima*, svärdslilja *Iris pseudacorus*, och kalmus *Acorus calamus* uppblandat med enstaka landväxter. En bit ut från stranden kan



FOTO: TONY PERSSON

Bild från 1996 års inventering av vattenväxter i Mälaren.



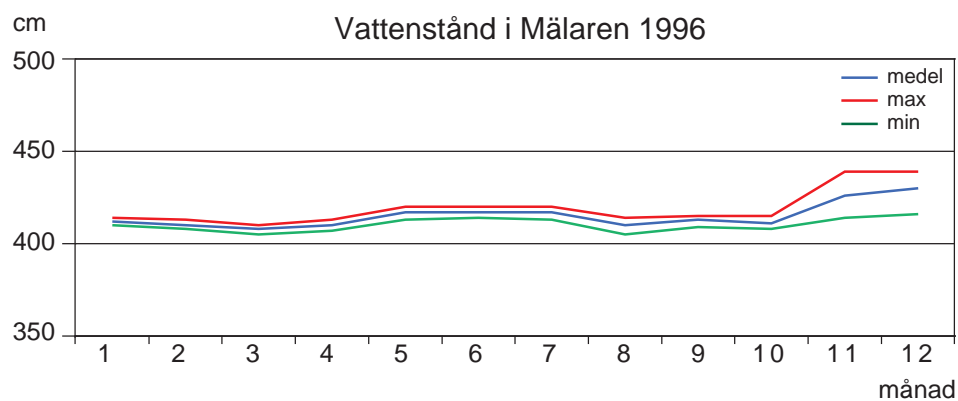
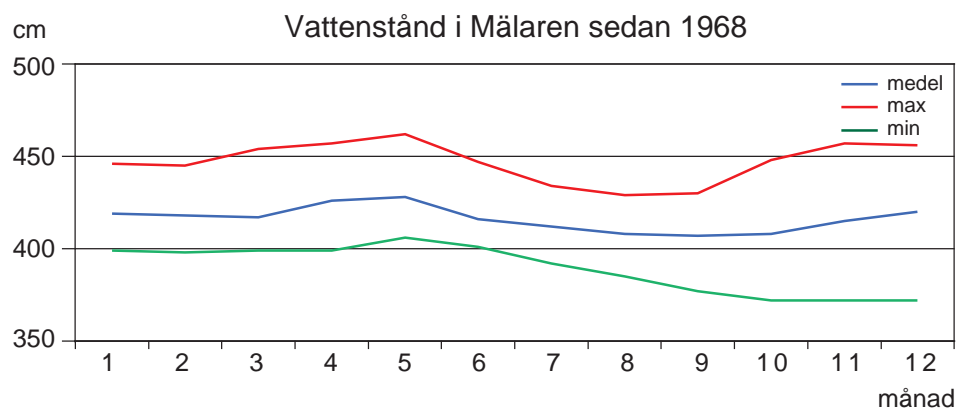
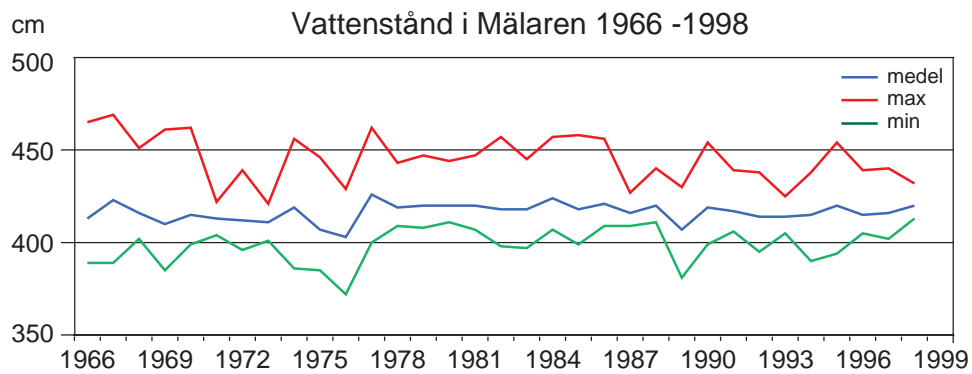
Figur 11.1. Djupprofil från det inre av Dalbyviken, samt bladvassens täthet och biomassa.

säv *Schoenoplectus lacustris*, smalkaveldun *Typha angustifolia* och sjöfräken *Equisetum fluviatile* bilda bestånd som tillfälligt bryter bladvassens dominans. Gränzonerna mellan olika bestånd är ofta vaga eftersom blandade bestånd är vanliga. Vid de flesta stationer är bladvass den övervattensart som växer längst ut i sjön men smalkaveldun och säv förekommer också som en bård utanför bladvassen. 1996 var förhållandena fortfarande i stort sett lika som under 1970-talet.

I yttre delen av vassbältet förekommer inslag av flytbladväxter. Gul näckros *Nuphar lutea* är vanligast där, men

inom detta område påträffas även vattenpilört *Persicaria amphibia* och gäddnate *Potamogeton natans*. Närmare land finns inslag av fritt flytande arter som andmat *Lemna spp.* och dyblad *Hydrocharis morsus-ranae*. Vid stränder där vågrörelserna inte är alltför häftiga finns i regel näckrosor utanför vassbältet.





Figur 11.2. Mälarens vattenstånd: årsmedelvärden sedan 1966 samt max-, medel- och minvärden för varje månad under perioden 1968–98 jämfört med månadsvärdena för 1996.

## 11.2. Förändringar

Vid stränder som är hårt exploaterade av bebyggelse (fritids- och permanentbostäder, kajer, båtplatser m m) har stora förändringar skett eftersom muddring och bekämpning av vegetation vidtagits. Exempel på sådan exploatering har observerats tex vid Skillingsudd i sydvästra Galten vilka lett till att tidigare vegetationsbårder helt försvunnit.

Bearbetningen av 1996 års mätningar (Samuelsson och Schyberg 1997) har visat en viss tillbakagång av bladvassbestånden på många av de undersökta lokalerna. En närmare granskning visar att en minskning skett på starkt sluttande botten, främst i Björkfjärden/Prästfjärden. Den del av vassbården som 1972 växte djupast har försvunnit. I allmänhet var vassbården relativt smal på dessa lokaler och ofta har också den blå bården, öppet vatten mellan land och vassbeståndet, ökat. På botten där sluttningen är mera modererad eller plan har vegetationsbestånden däremot ökat något. På lokaler där vegetationen ökat i djupled bestod de yttersta bestånden i två fall av tre antingen av säv eller smal-kaveldun, men framför allt har näckrosor och andra flytbladsväxter ökat. Dels förekommer näckrosblad mycket oftare inne bland vassen i den yttersta delen av bården men även en utbredning utåt sjön har skett.

Enligt 1996 års mätningar hade stråttätheten i vassarna ökat signifikant i hela Mälaren. Störst var ökningen i de centrala delarna av sjön (ca 40%) men även i övriga delar var vassstätheten större. Jämförande mätningar i Dalbyviken söder om Uppsala under sommaren 1999 visar också täthetsökning sedan 1970-talet. Vasstråna var dessutom ca 5 g tyngre sommaren 1999 med påföljd att den uppmätta biomassan är betydligt större nu än tidigare (figur 11.1).

Den dämpade vattenregim som upprätthållits under senare år har med stor sannolikhet påverkat vegetationsutvecklingen. Inget extremt låg- eller högvatten tillåts utan vattenståndet ska hållas så nära medelnivån som möjligt. Årsmedel ligger stadigt ca 10 cm högre efter 1978 än tidigare under 1970-talet. Under våren 1996 var maximivattenståndet 44 cm lägre än maximum sedan mätningarnas startår (1968) och minimivån i juli-augusti 1996 var 20 cm högre än det lägst uppmätta sedan startåret (figur 11.2). Detta innebär att en mindre areal blir översvämmad på våren och en mindre del av litoralen har extremt lågvatten under torrare perioder. De tidigare sumpiga områdena mellan land och vassbården har blivit torrare och har ingen regelbunden tillförsel av näringsrikt sjövattnet.

## 11.3. Undervattensväxter

Utänför men ibland också bland näckrosorna växer undervattensväxter (submersa) av typen långskottsväxter (elodeider). Största art- och individrikedomen av undervattensväxter finns i de centrala delarna av sjön (20), den minsta i Galten (2). Den art som har det största utbredningsområdet är ålnate *Potamogeton perfoliatus*. Andra arter som är vanliga är gräsnate *Potamogeton gramineus*, och axslinga *Myriophyllum spicatum*. Vissa arter har enbart påträffats i Mälarens östra delar tex vattenpest, gropnate *Potamogeton berchtoldii*, vitstjälksmöja *Ranunculus baudotii*, och hårslinga *Myriophyllum alterniflorum*. Höstlänke *Callitriche hermaphroditica* som kräver rent och klart vatten har befunnits vanlig ned till 2 m djup i N Björkfjärden och Långtarmen. Spädnate *Potamogeton panormitanus* och hårsärv *Zanichellia palustris* uppges vara vanliga på sandbotten i samma område.

Kortskottsväxter (isoetider) som är indikatorer på näringsfattigt vatten förekommer också de endast i vissa delar av de östliga bassängerna. I Norra Björkfjärden finns kolonier av kortskottsväxter på djupare vatten. Styvt braxengräs *Isoetes lacustris*, nålsäv *Eleocharis acicularis*, sylört *Subularia aquatica* och strandpryl *Littorella uniflora* har noterats på sandbotten. (Samuelsson och Schyberg 1997). Den akut hotade arten småsvalting *Alisma wahlenbergii* har upptäckts på en ny lokal vid Gräsholmen. Tidigare kända bestånd i Stora Ullfjärden hade 1994 ökat beståndsstorleken från ca 50 exemplar 1977 till ca 3000 (Martinsson och Wetterin 1996).

## 11.4. Tillståndsbedömning

Bedömning av tillståndet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) ger resultatet att bas-säng C får beteckningen mycket artrikt (1), B, D och E artrikt (2) och A ganska artfattigt (4). Denna karaktärisering med tillägg av indikatortal för ingående arter ger följande avvikelser från jämförvärdet:

- Galten (A stor avvikelse från jämförvärdet (klass 4)
- Ekoln (D) liten avvikelse (klass 2)
- Övriga obetydlig avvikelse (klass 1)

# 12.

## Främmande arter

I Mälaren finns organismer som från början inte tillhört den naturliga floran och faunan i sjön. Arter som infördes tidigt, 1870-tal eller tidigare, kan numera betraktas som naturaliserade. Prydnadsväxter av främmande ursprung planterades ut i t ex herrgårds- och slottedammar kring Mälaren i en del fall också vid själva sjöstranden, t ex kalmus *Acorus calamus*. Vattenpest *Elodea canadensis*, som från början använts som akvarieväxt introducerades också tidigt och har till skillnad från kalmus den olägenheten att den kan täcka

vattenytan och helt konkurrera ut den naturliga vegetationen med tillhörande djursamhällen. Efter en första fas med massförekomst på en ny lokal kan dock även denna art komma in i en lugnare fas och bli en art bland andra.

En släkting till vattenpest, smal vattenpest *Elodea nuttallii*, har etablerat sig som ny art helt nyligen och fått stor spridning i de östra delarna av Mälaren. Den rapporterades av Anderberg (1992) från Södra Ängby och Hässelby i Stockholm och ett år senare från Görväln och Svinnegarns-



Vattenpest (*Elodea Canadensis*)

FOTO: EVERT ANDERSSON

viken. År 1994 noterades en massutveckling i vikar längs västra stranden av Ekoln men 1996 var förekomsten betydligt mindre.

En för Mälaren ny växtart, sjögull *Nymphoides peltata* har påträffats vid Arbogaåns mynning i Galten. Sjögull planterades in och spred sig explosionsartat i en av sjöarna i Arbogaåns avrinningsområde. När Arbogaån muddrades etablerade sig sjögull snabbt i hela ån. Arten finns nu även i två stora och några små kolonier i Galten. De flesta kolonierna finns strax utanför Arbogaåns mynning men exemplar vid Ötorp, nära farleden in till Köping, kan tyda på att arten är på fram-marsch. Detta är inte önskvärt eftersom växten bildar täta kolonier som försvårar fiske och båttrafik. Sjögull konkurrerar också ut undervattensvegetationen genom att den täta bladmassan på vattenytan hindrar ljuset från att tränga ned i vattnet. Kraftfulla åtgärder för borttagande och hindrande av spridning av sjögull bör vidtas snarast.

En introducerad foderväxt, jättegröe *Glyceria maxima*, förekommer oftast på strandängarna mellan land och den egentliga vassbården. Jättegröe har spritts effektivt i Mälaren och bidragit till utslagning av strandnära mindre konkurrenskraftiga arter. Den är också vanlig i tillrinnande vattendrag och sjöar inom avrinningsområdet.

En djurart som med stora förekomster påverkar sin omgivning är vandringsmusslan *Dreissena polymorpha*, som kan konkurrera ut andra växtplanktonätande organismer genom sin stora filtreringskapacitet. Genom denna kapacitet kan den också ta upp och lagra toxiska substanser från vattnet och födoorganismerna. Detta kan indirekt leda till skador hos dykänder och fiskätande djur. Om stora mängder musslor uppträder kan de orsaka skador också på vattenintag, avloppsrör, bryggor och båtskrov, men sådant har ännu inte rapporterats från Sverige (Josefsson 1999). I Mälaren har vandringsmusslan tidigare uppmärksammats i Oxen-Ekoln-Stäket systemet (Willén m fl 1990). På senare tid har den påträffats i stor mängd i bottenprov från Görväln. Eftersom musslorna sprids mycket snabbt med larver som finns i plankton och dessutom via båtar och fiskeaktiviteter (Edenhamn m fl 1999) kan de mycket väl finnas även i andra delar av Mälaren. Enligt Jansson (1994) har denna mussla kommit till Sverige som påväxt på fartyg från Svarta havet och namnet har den fått av att den ibland försvinner från ett område där den varit mycket vanlig. Den återkommer ibland efter ganska lång tid.

Till främmande arter som är spridda runt om kring Mälarens stränder och skärgårdsområden och som har sin livsmiljö i och kring vatten hör vissa gåsfåglar, främst kanadagås, och vissa däggdjur som mink. De påverkar i hög grad sin omgivning genom bete av tex bladvass respektive predation av fisk och fågel som i sin tur ger en förändrad dynamik i ekosystemet.


Förändrad dynamik och fortsatt spridning av skadliga mikroorganismer befaras också genom aktiv utplantering av amerikansk signalkräfta som genomförs i vattendrag och sjöar i hela Mälalområdet. Försök till inplantering av fiskarter har inte slagit väl ut. Varken lax, regnbåge eller kanadaröding har blivit kvar i Mälaren. Karp som är den enda kvarvarande förekommer ytterst sparsamt (Olof Filipsson, muntl.).

# Referenser

- Ahl T & Willén T (1965).** Mälarundersökningen – en presentation. I Svensk Naturvetenskap – Statens Naturvetenskapliga Forskningsråd, Årsbok, sid. 301–316.
- Ahl T (1973).** Mälarens belastning och vattenkvalitet. – Scripta Limnologica Uppsaliensia 332. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.
- Ahl T, Grönberg B, Söderqvist K, Tolstoy A & Tirén T (1974).** Limnologiska studier av nordöstra Mälaren, Ekoln–Görväln 1969–73. – Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Rapport 73, Uppsala.
- Andersson B (1972).** Vattenvegetation i norra Mälaren 1969–1971. – Vatten 1/72.
- Andersson B (1973).** Vegetationsundersökningar i Mälaren I. Ekoln 1969–1972. – SNV PM 399, Solna.
- Andersson B (1978).** Vegetationsundersökningar i Mälaren II. 1970–77. – SNV PM 1059, Solna.
- Andersson B (1982).** Vegetationsförändringar i Mälaren och Hjälmaren under 1900-talet. – SNV PM 1504, Solna
- Appelberg M (1977).** Vänerexpeditionen 1977. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 5, 1977.
- Armitage P D, Moss D, Wright J F & Furse M T (1983).** The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. – Water Res. 17: 333–347.
- Brunberg A-K & Blomqvist P (1998).** Vatten i Uppsala län 1997 – beskrivning, utvärdering, åtgärdsförslag. – Upplandsstiftelsen, Rapport nr 8/1998.
- Edenhamn P, Ekendahl A, Lönn M & Pamilo P (1999).** Spridningsförmåga hos svenska växter och djur. – Naturvårdsverket, Rapport 4964, Stockholm.
- Ekman F L (1877).** Om hydrologiska förhållanden inom mälardalens vattenområden. – Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, Bihang Bd 4, No 12.
- Ekman S (1907).** Über das Crustaceénplanktons des Ekoln, (Mälaren) und über verschiedenen Kategorien von marinen Relikten in shwedischen Binnenseen. – Zoologiska studier tillägnad prof. Tillberg, Uppsala.
- Elmgren R, Ankar S, Marteleur B & Ejdung G (1986).** Adult interference with postlarvae in soft sediments: The *Pontoporeia-Macoma* example. – Ecology 67: 827–836.
- Ericsson P, Hajdu S & Willén E (1984).** Vattenkvaliteten i Görväln, en dynamisk Mälarfjärd. Vattenkemi och växtplankton i ett fyrtioårigt perspektiv. – Vatten 40: 193–211.
- Fischerström J (1785).** Utkast till beskrivning av Mälaren. – J.C. Holmberg. Stockholm.
- Grönberg B (1973).** Djurplanktonundersökningar i Ekoln (Mälaren) 1967–1969. – Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Uppsala, Rapport 54.
- Grönberg B (1975a).** Djurplanktonundersökningar i Mälaren – en sammanställning. – Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Uppsala, Information 3.
- Grönberg B (1975b).** Djurplankton i Mälaren 1965–66 och 1970–71. – Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Rapport 82, Uppsala.
- Gönzi A (1961).** Undersökningar över Ekolns zooplankton och vattenkemi. – Limnologiska institutionen, Uppsala, Stencil.
- Jacobsson S & Söderström T (1971).** Kvantitativa studier av planktoncrustacéer i Lambarfjärden (Mälaren). – Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 16, 1971.
- Jansson K (1994).** Främmande arter i marin miljö. Introduktioner till Östersjön och Västerhavet. – Naturvårdsverket, Rapport 4351, Stockholm.
- Johnson R K & Wiederholm T (1992).** Pelagic-benthic cou-

- pling - The importance of diatom interannual variability for population oscillations of the amphipod *Monoporeia affinis* (Lindström). – *Limnology and Oceanography* 37: 1596-1609.
- Johnson R K & Goedkoop W (1992).** Interactions of *Monoporeia affinis* (Lindström) (Amphipoda) with sedentary Chironomidae. – *The Netherlands Journal of Ecology* 26 (2-4): 491-497.
- Josefsson M (1999).** Introduktion av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag. – Naturvårdsverket, Rapport 4941, Stockholm.
- Jørgensen S E & Mejer H (1977).** Ecological buffer capacity. – *Ecological Modelling*, 34:39-61. Elsevier Sc. Publ. Comp. Amsterdam
- Kommittén för Mälarens vattenvård 1993.** Mälarens vatten – mål och åtgärder.
- Kvarnäs H & Lindell T (1971).** Vattentransporten mellan Mälarens fjärdar 1965-1969. – *Meddelanden från naturvårdsverkets limnologiska undersökning*, Nr 47.
- Lilljeborg W (1900).** Cladocera Sueciae. – *Nova Acta Regiae Societas Scientiarum YP*, 3:19, Uppsala.
- Lohammar G (1938).** Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. – *Symb. Bot. Upsal.* III 1, s. 253.
- Länsstyrelsen i Stockholms län (1998).** Provfiske i Mälaren 1996. Utgiven i samarbete mellan länsstyrelserna i Stockholm, Södermanlands, Uppsala och Västmanlands län. – Länsstyrelsen i Stockholms län, Underlagsmaterial Nr 21, april 1998.
- Löfgren S & Olsson H (1990).** Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. – Naturvårdsverket, Rapport 3692.
- Martinsson K & Wetterin M (1996).** Åtgärdsprogram för småsvalting (*Alisma wahlenbergii*). – Naturvårdsverket, Rapport 4606, Stockholm.
- Nash J E & Sutcliffe J V (1970).** River flow forecasting through conceptual models. Part I - A discussion of principles. – *Journal of Hydrology* 10:282-290.
- Naturvårdsverket (1991).** Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. – Naturvårdsverket, Allmänna Råd 90:4.
- Naturvårdsverket (1999).** Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport. Kemiska och fysikaliska parametrar. – Naturvårdsverket, Rapport 4920.
- Naturvårdsverket (1999).** Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. – Naturvårdsverket, Rapport 4913.
- Nyberg P & Enderlein O (1999).** Ekolodet till hjälp i fiskövervakningen. – *Sjöar & vattendrag*, årsskrift från miljöövervakningen, ISSN 0282-7298, s. 51-57.
- Nyberg P, Auvinen H, Bergstrand E, Degerman E, Enderlein O & Fjälling A (1998).** Siklöjeundersökningarna i Mälaren 1991-97. – Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, Örebro.
- OECD (1982).** Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. – OECD, Paris.
- Pejler B (1965).** Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. – *Zoologiska Bidrag* 36:4, Uppsala.
- Pejler B (1975).** On long term stability of zooplankton composition. – *Drottningholm, Report* 54: 107-117, Drottningholm.
- Persson G (1991).** Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 3. Metaller i sediment och vatten samt metalltillförsel. – Naturvårdsverket, Rapport 3904.
- Persson G, Olsson H & Willén E (1991).** Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 1. Växtnäring: tillförsel, sjökoncentrationer och växtplanktonmängder. – Naturvårdsverket, Rapport 3759.
- Persson G & Söderbäck B (1996).** Djurplankton i Vänern. – I: Wallin, M: (red) Vänerns tillstånd och utveckling 1973-1994. Rapport 4619, Naturvårdsverket.
- Persson G (1996).** Hjälmaren under 29 år. Undersökningar inom PMK 1965-1994. – Naturvårdsverket, Rapport 4535.
- Persson G, Olsson H & Willén E (1990).** Mälarens vattenkvalitet under 20 år. Del 1. Växtnäring: tillförsel, sjökoncentrationer och växtplanktonmängder. – Naturvårdsverket, Rapport 3759.
- Pettersson F (1991).** Relativ abundans, tillväxt, födoval och parasiter hos nors (*Osmerus eperlanus* (L.)) i Hjälmaren, Mälaren, Storsjön, Vänern och Vättern. – *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, nr 4, 1991.
- Pinevich A V, Skulberg O, Matthijs H, Schubert H, Willén E & Gavrilova O V (1999).** Characterization of a novel chlorophyll b-containing *Prochlorothrix* species (*Prochlorophyta*) and its photosynthetic apparatus. – *Microbios* 100 (397): 159-174.
- Renberg I (1999).** Näringstillståndet i Södra Björkfjärden, Mälaren, under tusen år. En paleolimnologisk undersökning. – Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.

- Reynolds C (1993).** Scales of disturbance and their role in plankton ecology. – *Hydrobiologia* 249: 157–171.
- Samuelsson E & Schyberg C (1997).** Vattenvegetation i Mälaren – förändringar av utbredning och sammansättning sedan 1970-talet. – Kommittén för Mälarens vattenvård Publ. Nr 38, Västerås.
- Shannon D E (1948).** A mathematical theory of community. – *Bell System Technological Journal* 27: 379–423.
- Skriver J, Friberg N & Kirkegaard J (1999).** Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. – *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27 (under tryckning).
- SS 028190 (1986).** Vattenundersökningar – Provtagning med Ekmanhämtare av bottenfauna på mjukbottnar. – SIS Svensk Standard, 7s.
- SS-EN 27828 (1985).** Vattenundersökningar – Metoder för biologisk provtagning – Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhåv (ISO 7828: 1985). – SIS Svensk Standard 8+1s.
- Statistiska centralbyrån (1998).** Statistik för avrinningsområden 1995. – Statistiska meddelanden, Na 11 SM 9702.
- SCB, Naturvårdsverket, SMHI & SLU (1998).** Miljötillståndet i sjöar och vattendrag. – Statistiska meddelanden Na 39 SM 9801. ISSN 1403-1655.
- Svelab (1997).** Undersökningar i Mälaren 1996.
- Waern M (1938).** Om *Cladophora aegagropila*, *Nostoc pruniforme* och andra alger i Lilla Ullevifjärden, Mälaren. – *Botaniska Notiser*. Lund.
- Wallin S (1969).** Sikløjans näringsbiologi i Lambarfjärden, Mälaren. – Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 7, 1969.
- Wiederholm T (1980).** Use of benthos in lake monitoring. – *J. Wat. Poll. Cont. Fed.*: 537-547.
- Willén E, Wiederholm T & Persson G (1990).** Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 2. Strandvegetation, plankton, bottendjur och fisk. – Naturvårdsverket, Rapport 3842.
- Willén E (1976).** Phytoplankton in Lake Hjälmarén. – *Acta universitatis upsaliensis* 378. Uppsala.
- Willén E (1973).** Växtplankton i Mälaren 1965 och 1969. – SNV PM 394.
- Willén E, Ahlgren G & Söderhielm A-C (2000).** Toxic cyanophytes in three Swedish lakes. – *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Limnologie* 27.
- Willén E, Wiederholm T & Persson G (1990).** Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 2. Strandvegetation, plankton, bottendjur och fisk. – Naturvårdsverket, Rapport 3842.
- Willén T & Mattsson R (1997).** Water-blooming and toxin-producing cyanobacteria in Swedish fresh and brackish waters, 1981–1995. – *Hydrobiologia* 353: 181–192.
- Vollenweider R A (1976).** Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. – *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33:53-83.

An aerial photograph of a city, likely Stockholm, Sweden, showing a dense urban area with colorful buildings, green spaces, and a large body of water (Mälaren). A multi-lane highway bridge spans across the water in the foreground. The text is overlaid on a white rectangular background in the center of the image.

Mälaren förser 1,5 miljoner människor med dricksvatten och är samtidigt recipient för avloppsvatten från städer och industrier runt sjön. Detta ställer stora krav på långtgående rening av avloppsvatten samt fortlöpande kontroll av vattenkvaliteten i sjön. Mälarens miljötillstånd har undersökts årligen sedan 1965. De största vattenkemiska och biologiska förändringarna ägde rum från mätningarnas start fram till slutet på 1970-talet då samtliga större reningsverk kompletterades med kemisk fällning. Detta minskade utsläppen av fosfor drastiskt och fosforhalterna sjönk kraftigt i såväl Mälarens tillflöden och utlopp som i samtliga bassänger. Efter denna kraftiga avlastning uppvisar de vattenkemiska och biologiska förhållandena inga tydliga tidstrender, utan den stora mellanårsvariation som noteras beror framförallt på variationer i vattenflödet från tillrinningsområdet. Kunskapsluckor som pekas ut i rapporten är t ex sedimentens roll som belastningskälla för fosfor, betydelsen av olika belastningskällor i tillrinningsområdet för den totala belastningen på sjön, samt utbredning och ekologiska effekter av introducerade arter i sjön.

ISBN 91-576-5986-9