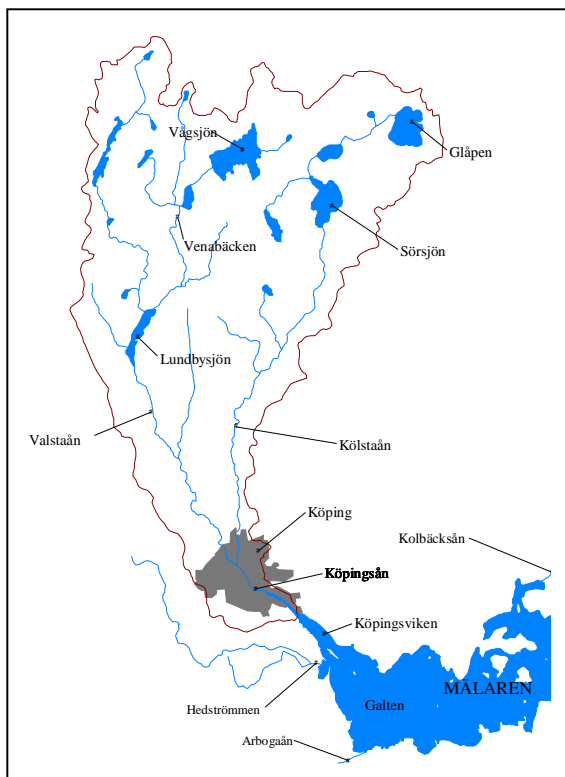


Köpingsån och Köpingsviken

En långtidsutvärdering av
recipientkontrollens mätningar.



LÄNS TYRELS EN
Västmanlands län
Miljöenheten
2002 Nr 1

Titel: Köpingsån och Köpingsviken. En långtidsutvärdering av recipientkontrollens mätningar.

Upplaga: 50 ex

Författare: Anna Norman

Omslagsfoto: Övre bilden: Vägtrummor i Venabäcken (Foto: Susanna Vesterberg)
Nedre bilden: Lundbysjön (Foto: Susanna Vesterberg)

Rapporten finns att ladda hem som pdf-fil på Länsstyrelsens hemsida www.vastmanland.lst.se

Förord

Utvecklingen och förändringar i land- och vattenmiljön följs inom ramen för den regionala miljöövervakningen och den samordnade recipientkontrollen.

I denna rapport redovisas en långtidsutvärdering av recipientkontrollen i Köpingsån och Köpingsviken. Provtagningarna startade i mitten av 1960-talet och syftet var då främst att undersöka påverkan från de stora punktkällorna på recipienterna. Sedan 1975 finns ett samordnat program för undersökningarna med Köpings kommun och industrierna som intressenter. I nu gällande program ingår också referensmätpunkter.

Det är framför allt utsläpp av närsalter som påverkat Köpingsviken. Fram till början av 1970-talet tillfördes Köpingsviken mycket stora mängder fosfor och kväve från punktkällorna f d SUPRA AB och Norsa reningsverk. Därefter har utsläppen från punktkällorna minskat kraftigt och därmed också de totala bidragen till Mälaren. Numera svarar diffusa utsläpp till Köpingsån för den största tillförseln av näringsämnen till Köpingsviken.

Rapporten har utarbetats av Anna Norman, projektanställd på miljöenheten, med utgångspunkt från genomförda provtagningar inom ramen för den samordnade recipientkontrollen.

Länsstyrelsen i januari 2002

Kerstin Kvarnström
Miljövårdsdirektör

Innehåll

SAMMANFATTNING	1
INLEDNING	2
BESKRIVNING AV KÖPINGSÅN- KÖPINGSVIKEN.....	2
PÅVERKAN OCH PUNKTKÄLLOR.....	3
PROVTAGNINGAR	3
PROVTAGNINGSPUNKTER	5
RESULTAT OCH DISKUSSION	5
ALKALINITET OCH PH.....	5
SYRGAS OCH SYRETÄRANDE ÄMNEN	7
KLOROFYLL A.....	9
LJUSFÖRHÅLLANDEN.....	10
NÄRINGSÄMNEN.....	12
TOTALKVÄVE	13
AMMONIUMKVÄVE.....	16
NITRAT OCH NITRIT	17
TOTALFOSFOR	18
FOSFATFOSFOR.....	21
REFERENSER	23

Sammanfattning

Köpingsån rinner genom tre kommuner innan den via Köpingsviken mynnar i Mälarens västra del Galten. Ån avvattnar ett 289 km² stort område, som i norr domineras av skogsmark och i söder av jordbruksmark. Två förgreningar, Kölstaån och Valstaån, rinner strax uppströms Köpings stad ihop till Köpingsån.

De stora punktkällorna i Köpingsåns vattensystem är belägna i anslutning till Köpingsviken. Det är framför allt Norsa avloppsreningsverk och Hydro Agri (f d SUPRA AB) som är de största punktkällorna för näringsämnen till systemet. Idag tillförs en minst lika stor del från själva Köpingsån, genom diffusa källor som jordbruks- och skogsmark samt enskilda avlopp.

Provtagningar i Köpingsån och Köpingsviken har pågått sedan 1964 och sedan 1975 finns ett samordnat kontrollprogram för hela avrinningsområdet. Mätningarna finansieras av Köpingsåns intresseförening där kommuner och industrier ingår.

I vattensystemet är den stora tillförseln av näringsämnen till vattnet det största miljöproblemet. Vid provtagningsperiodens början fanns inga begränsningar för utsläpp till vatten och stora mängder näringsämnen släpptes framför allt ut från konstgödsselfabriken SUPRA AB (nuvarande Hydro Agri). Vid miljöskyddslagens tillkomst i slutet av 1960-talet ställdes krav på bättre rening och utsläppen från verksamheten har sedan dess minskat drastiskt. Förutom Brommaverkets avledning till kusten 1989 är det SUPRA:s minskade utsläpp till Galten i slutet av 1960-talet som mest bidragit till kväveavlastningen till Mälaren (Mälarrapporten). Även reningsverkets utbyggnad i början av 1970-talet har bidragit till minskningen. Idag tillförs största delen av näringsämnena från Köpingsåns diffusa utsläpp. Näringstillståndet i sjöarna har inte förändrats under provtagningsperioden.

Problemen med försurning är ganska begränsade, men i de nordvästra delarna av avrinningsområdet finns vissa försurningseffekter. Sjöarna Vågsjön och Älgstand har kalkats vid upprepade tillfällen för att uppnå effekt i nedströms belägna Venabäcken. I övrigt har försurningsproblem bara förekommit i samband med höga flöden. Från 1970-talet och framåt har pH-värdena i Köpingsvikens ytvatten uppvisat en något sjunkande trend, tidigare var de stundtals extremt höga, vilket sannolikt berodde på utsläpp av basiska ämnen från SUPRA.

I Glåpens, Sörsjöns och Lundbysjöns bottenvatten har syrgasförhållandena varit mycket dåliga vid upprepade tillfällen, vilket beror på höga halter av syreförbrukande ämnen. I ytvattnet har förhållandena dock varit bättre. I Vågsjön har syretillgången mestadels varit god, liksom i de vattendrag där undersökningar av syrgasförhållanden gjorts.

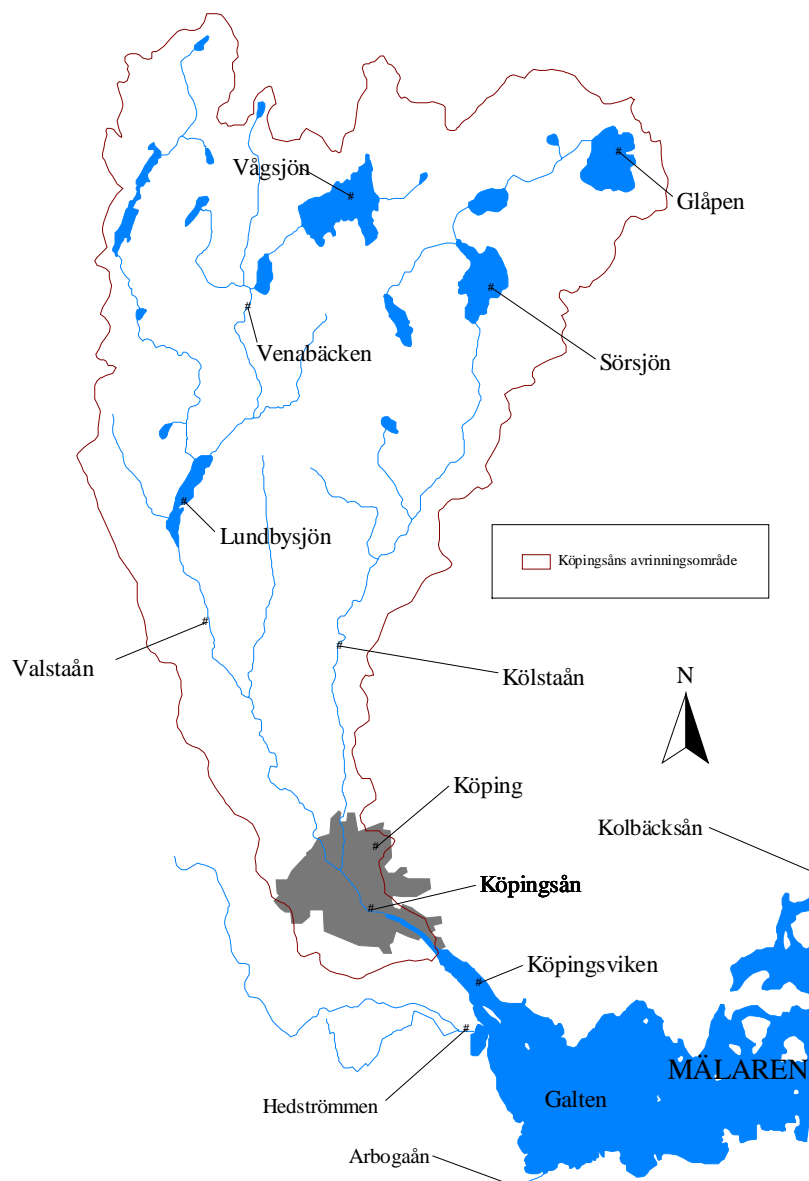
Klorofyllhalterna är ett mått på växtplanktonproduktionen och uppvisar ofta stora mellanårsvariationer. Vågsjön är den av sjöarna som uppvisat de lägsta klorofyllhalterna, på grund av den låga näringstillgången i sjön. I Köpingsviken och Galten har klorofyllhalterna varierat stort och några slutsatser om eventuella trender kan därför inte dras.

Vågsjön är den sjö som uppvisat störst siktdjup. I Glåpen, Sörsjön och Lundbysjön har siktdjupet varit litet under hela provtagningsperioden och halterna av grumlande partiklar har varit höga, liksom vattenfärgen. En försämring av siktdjupet inträffade vid den muddring som gjordes i Köpingsviken 1975. Siktdjupet är något större i Galten men det är fortfarande lågt, liksom i övriga Mälaren.

Inledning

Beskrivning av Köpingsån- Köpingsviken

Köpingsåns avrinningsområde är beläget i Västmanlands län och omfattar 289 km². Avrinningsområdet ligger i tre kommuner, Köping, Surahammar och Skinnskatteberg. Köpingsån har sitt ursprung i två slättlandsåar, Kölstaån och Valstaån. Sydväst om Vågsjön rinner vatten via Venabäcken samt Lundbysjön till Valstaån, och Kölstaån tillförs vatten från sjöarna Glåpen och Sörsjön. Valstaån och Kölstaån flyter samman till Köpingsån i Köpings stad. Ån utmynnar i den långsmala men relativt djupa Köpingsviken, som utgör den nordvästra delen av Mälaren Galten (Fig. 1). Köpingsviken tillförs även vatten från Hedströmmen, som mynnar i yttre Köpingsviken, och till Galten kommer även stora mängder vatten från Arbogaån och Kolbäcksån. Den norra delen av Köpingsåns avrinningsområde består till stor del av skogsmark, medan den södra domineras av jordbruksmark.



Figur 1. Köpingsån och Köpingsviken samt dess avrinningsområde.

Påverkan och punktkällor

De stora punktkällorna som påverkar Köpingsviken genom utsläpp av främst näringsämnen är Norsa avloppsreningsverk och konstgödsselfabriken Hydro Agri (fd SUPRA AB) (fig. 2). Stora mängder näring tillförs även via Köpingsån. Det finns även mindre punktkällor, men deras påverkan är så liten att det inte varit intressant att titta närmare på dem i denna rapport.

Det första reningsverket i Köping kom i drift 1957 och 1972 kom det nya verket i drift med biologisk rening samt effektivare fosforrening genom kemisk fällning. 1988 började försök med kväverening, och från 1999 är kraven på kväverening stora. SUPRA AB startade sin verksamhet på 1940-talet och expanderade kraftigt under 1960-talet. Innan miljölagstiftningen infördes fanns inga begränsningar för utsläpp. Efter det att miljöskyddslagen trädde i kraft 1969 begränsades utsläppen till luft och vatten, och har under provtagningsperiodens senare hälft minskat ännu mer.

Provtagningar

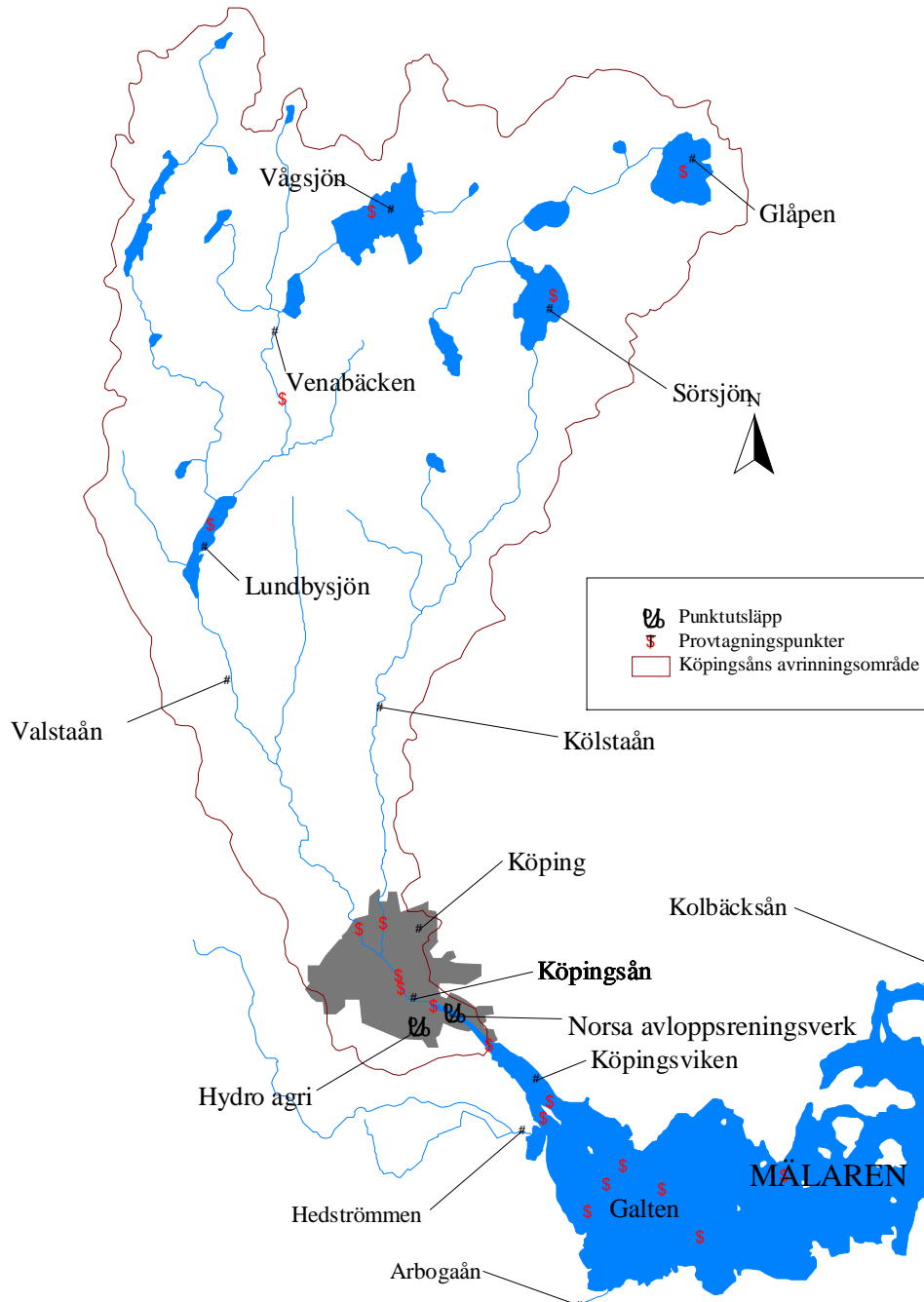
Provtagning har skett i Köpingsviken och dess tillrinningsområde sedan 1964. Prover har dels tagits som recipientkontroll, dels utgör stationen i Galten en provpunkt i det nationella miljöövervakningsprogrammet (tidigare PMK, numera ingår den i programmet för de stora sjöarna), och har som sådan provtagits på uppdrag av Naturvårdsverket. Under provtagningsperioden har kontrollprogrammen och provtagningspunkterna ändrats ett flertal gånger, och problematiken i vattensystemet har förändrats mycket. Tidigare var det punktkällornas utsläpp som stod för störst påverkan på Köpingsviken, men numera är det de diffusa källorna och de näringsämnen som tillförs via Köpingsån som står för den stora tillförseln av näring till Köpingsviken.

Enligt Naturvårdsverkets "Allmänna råd" (86:3) ska målet för dagens recipientkontroll vara:

- att åskådliggöra större ämnestransporter och belastningar från enstaka föroreningskällor inom ett vattenområde
- att relatera tillstånd och utvecklingstendenser med avseende på tillförda föroreningar och andra störningar i vattenmiljön till förväntad bakgrund och/eller bedömningsgrunder för miljö kvalitet
- att belysa effekter i recipienten av föroreningsutsläpp och andra ingrepp i naturen
- att ge underlag för utvärdering, planering och utförande av miljöskyddande åtgärder

Under provtagningsperioden har antalet parametrar, provtagningsfrekvenser och undersökningsmetoder varierat. Proverna har även analyserats av flera olika laboratorier. Under perioden 1966–1990 utförde SUPRA AB kemianalyserna för recipientkontrollen. Undantaget är provpunkten Galten som under hela perioden provtagits i det nationella programmet. En jämförande studie av analysresultaten för perioden 1966–1977 har tidigare gjorts (Grönberg, 1979). SUPRA AB och Naturvårdsverkets limnologiska undersökning (NLU) hade en gemensam provpunkt i Köpingsån, och två närliggande punkter i Köpingsviken, och halter av kväve och fosfor i prover tagna med högst två dagars mellanrum jämfördes. Det visade sig att SUPRA:s halter nästan alltid låg lite högre än NLU:s. I slutet av den period som SUPRA AB utförde provtagningarna gjordes interkalibreringar med andra laboratorier, och de proverna visade att SUPRA:s resultat var korrekta. Eftersom denna rapport spänner över så lång tid och halterna ändå minskat markant sen provtagningsens början påverkas inte utvärderingen nämnvärt av det faktum att provhalterna kanske inte alltid var helt korrekta under 1960- och 1970-talet.

De första provtagningsprogrammen följde inte alla samma riktlinjer som gäller idag. När recipientprovtagningen startade i mitten av 1960-talet var syftet främst att undersöka hur de stora punktkällorna påverkade recipienterna. Sedan 1975 finns ett samordnat program för provtagningen som delas mellan kommunen och industrierna, och dagens program innehåller även referensmätningar (miljöövervakning) i vattendrag och i sjöar (Fig. 2).



Figur 2. Karta över avrinningsområdet med provtagningspunkterna och de stora punktkällorna markerade.

De sjöar som finns med i programmet provtas av olika anledningar. Vågsjön provtas som referenssjö, men även för att den rinner ut i Venabäcken, en försurningshotad bäck som innehåller ett av Västmanlands få bestånd av flodpärlmussla. I Venabäcken finns även stensimpa och reproducerande öring. Venabäcken ingår i den nationella kalkeffektuppföljningen, men provtas där bara 1gång/år. Vågsjön omges av skogsmark och några enstaka fritidshus. Sörsjön utsätts för stor belastning från ett jordbruk med över 200

djurenheter. Sjön Glåpen är belägen högst upp i vattensystemet och tillförs vatten från småbäckar. Den omges av skog och våtmark och ett fritidshusområde ligger intill sjön. Även Lundbysjön utsätts för diffusa utsläpp genom fritidsbebyggelse runt sjön, men omges även av åker och ängsmark samt skogsmark.

Provtagningspunkter

Totalt har 21 punkter provtagits under perioden. I denna rapport läggs tyngdpunkten på de provpunkter som har provtagits under större delen av perioden. Det visar bättre hur resultaten har förändrats över tiden. Den enda punkt som provtagits under hela perioden är den nationella provpunkten i Galten. Samtliga provpunkter som provtagits finns redovisade i tabell 1. För den som vill studera resultaten närmare finns samtliga resultat (utom Galten) inlagda i den länsstyrelsegemensamma databasen DMN (Databas Natur och Miljö). Resultaten för Galten finns hos Institutionen för Miljöanalys, SLU (www.ma.slu.se). Analysresultaten har utvärderats med hjälp av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (SNV, 1999) se bilaga 1.

Tabell 1. Punkter provtagna inom recipientkontrollen för Köpingsån och Köpingsviken, 1964-2000. Punkter markerade med * är utvärderade i denna rapport.

Provpunkter	Provtagningsår	Koordinater
Damnbron*	1968-1990	659894-151100
Galten*	1964-2000	659180-152170
Gliparna	1968-1970	659322-152181
Glåpen*	1991-2000	662200-151900
Hamnen*	1966, 1968-1990	659809-151199
Hamnutloppet*	1966, 1968-2000	659697-151353
Harsten	1966, 1968-1970	659222-151629
Järnvägsbron	1966, 1968-1970	659858-151109
Kejsaren*	1966, 1968-1990	659350-151728
Kvicksund	1969-1970	659258-152914
Kölstaån*	1975-2000	660048-151057
Lundbysjön*	1996-2000	661191-151575
Runnskär*	1966, 1968-2000	659535-151523
Malmön	1966, 1968-1970	659489-151506
Röhäll	1968-1969	659256-152758
Skillingsudd	1968-1970	659148-151945
Suggorna	1966, 1968-1970	659298-151684
Sörsjön*	1991-2000	661849-151536
Valstaån*	1975-2000	660030-150992
Venabäcken*	1992-2000	661553-150774
Vågsjön*	1991-2000	662088-151025

Resultat och diskussion

Alkalinitet och pH

Alkaliniteten är ett mått på buffertkapaciteten, dvs vattnets förmåga att neutralisera de sura komponenterna och motstå försurning, medan pH-värdet visar vattnets surhetsgrad. Högsta och lägsta värden för pH och alkalinitet finns presenterade i tabell 2.

Tabell 2. Lägsta respektive högsta uppmätta värden för alkalinitet och pH i Köpingsån och Köpingsviken.

Station	pH	Alk (mekv/l)
Glåpen	5,9 - 8,6	0,16 - 0,47
Sörsjön	6,0 - 9,7	0,18 - 0,38
Vågsjön	6,5 - 7,4	0,14 - 0,29
Lundbysjön	6,0 - 7,2	0,12- 0,29
Venabäcken	5,5 - 7,1	0,09 - 0,33
Kölstaån	5,6 - 8,1	0,15 - 0,88
Valstaån	5,9 - 8,2	0,12 - 0,74
Dammbron	5,6 - 8,3	X
Hamnen	6,1 - 9,7	X
Hamnutloppet	5,5 -10,3	X
Runnskär	6,0 -10,3	X
Kejsaren	6,2 - 9,9	X
Galten	6,4 - 9,5	X

I Vågsjön, Glåpen och Sörsjön kan man se tendenser till att alkaliniteten varierar mellan sommar- och vinterprovtagningarna. pH ligger ofta lite högre på sommaren än på vintern, på grund av den högre produktionen under sommarhalvåret. Inga tydliga årstidsväxlingar av alkaliniteten går däremot att se i sjöarna. Alkaliniteten och pH-värdena hos samtliga sjöar indikerar att risken för försurning är liten. I rinnsträckorna råder det omvända, där syns stora säsongsvariationer i alkalinitet medan pH-värdena är mer konstanta. Det brukar vara så att alkaliniteten är mer konstant än pH-värdet, men i detta fall är det tvärtom. Vågsjön är den sjö som uppvisar de största variationerna i pH. Vågsjön har kalkats flera gånger (1983, 1988 och 1995), och alkaliniteten motsvarar en god till mycket god buffertkapacitet. Vågsjön i sig är inte hotad av försurning, däremot den nedströms belägna Venabäcken som hyser höga biologiska värden. Lundbysjön påverkas indirekt av kalkning, medan Sörsjön och Glåpen inte påverkas av kalkning. I Lundbysjön varierar pH-värdena mellan surt och nära neutralt, och alkaliniteten visar på en god– mycket god buffertkapacitet. Även i Sörsjön varierar pH-värdena mellan surt och neutralt, vid vissa tillfällen till och med mer än neutralt, och buffertkapaciteten är mycket god. Av Glåpens pH-värden är hälften neutrala, övriga är svagt sura– måttligt sura och Glåpens alkalinitet klassas som god- mycket god.

Det lägsta pH-värde som uppmätts i rinnsträckorna är 5,5, vilket anses vara mycket surt (Venabäcken, februari 1995). I Venabäcken har värden som klassas som sura uppmätts vid några tillfällen, men de låga pH-värdena uppträder bara sporadiskt, och torde inte innebära några problem. pH-värden som bedöms som nära neutrala har också uppmätts vid ett flertal mättillfällen. Kalkning direkt i Venabäcken har bara skett en gång (1988), medan sjön Älgstand som rinner ut i bäcken har kalkats flera gånger (1984, 1986, 1989, 1992, 1996 och 1999). Buffertkapaciteten under undersökningsperioden bedöms som svag– mycket god, och beror sannolikt på den kalkning som har skett uppströms.

Kölstaåns pH-värden under hela provtagningsperioden har varierat mellan surt och nära neutralt, och pH-värden runt 8,0 uppmättes flera gånger 1987-89. Någon förklaring till dessa höga pH-värden kan inte hittas i provtagningsmaterialet. Endast vid två mättillfällen under perioden 1990-2000 har det uppmätts värden som bedöms som måttligt sura, och samtliga mätvärden för alkaliniteten visar på en mycket god buffertkapacitet. Valstaåns pH-värden är något lägre än Kölstaåns, och vattnet bedöms som måttligt surt- svagt surt, utom vid ett fåtal tillfällen då bedömningen blir surt. Även i Valstaån har värden uppmätts som är neutrala eller högre, och under 1990-talet har större delen av värdena varit nära neutrala. Kalkning har skett

flera gånger uppströms provpunkten i Valstaån. De låga pH-värden som tidigare uppmätts har varit färre under 1990-talet, sannolikt som en följd av kalkningen.

Vid Damnbron och Hamnutloppet uppvisar de flesta värden ett svagt surt till nära neutralt tillstånd. Ute i Köpingsviken har pH-värden över 7,0 uppmätts vid flera tillfällen under provtagningsperioden, och det högsta pH-värdet som uppmätts är 10,3 i bottenvattnet vid Hamnutloppet och Runnskär i januari 1970. Det lägsta pH-värde som uppmätts ute i Köpingsviken är 6,0 vid Runnskär i februari 1995. Detta bedöms som surt men torde inte innebära någon risk eftersom de flesta värden vid senare mätningar varit nära neutrala. Vid Hamnutloppet och Runnskär kan man se en svag trend mot lägre pH-värden i ytvattnet under perioden 1970–2000. Det var färre mätvärden som översteg pH 8 och antalet extremt höga värden minskade samtidigt som de höga värdena uppträdde mer sporadiskt. Detta beror sannolikt på att utsläppen från SUPRA AB av basiska ämnen, främst ammoniak, har minskat under provtagningsperioden (se sidan 12, Näringsämnen).

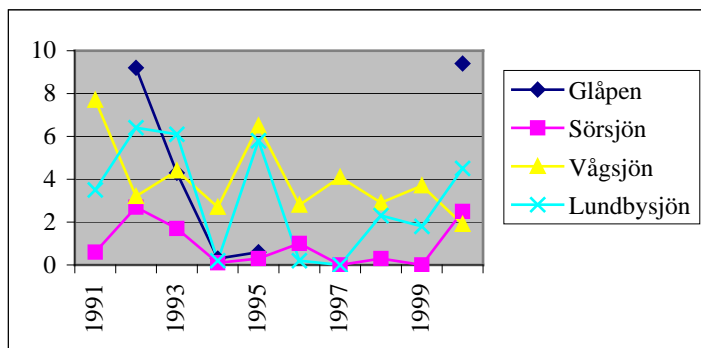
Syrgas och syretärande ämnen

Vattnets syretillstånd är viktigt både för levande organismer och andra mikrobiella och kemiska processer i ekosystemet. Syretillståndet varierar främst beroende på produktionsförhållandena och den organiska belastningen, inklusive naturligt humus från avrinningsområdet. Uppgifter om enbart syrgashalt kan ge en missvisande bild av syretillståndet. Syre åtgår vid nedbrytningen av organiskt material, och stora mängder organiskt material kan medföra att sjöar drabbas av syrgasbrist under vinter- och sommarstagnationerna. Man bör därför också beakta uppgifter om förekomsten av syretärande ämnen. Även sjöns näringsstatus påverkar syrgasförhållandena. Låga halter av näringsämnen medför lägre produktion, vilket i sin tur innebär mindre mängder organiskt material som måste brytas ned. Halten av syretärande ämnen mäts i TOC (Total Organic Carbon) eller COD (Chemical Oxygen Demand). Låga halter av syretärande ämnen kan bidra till bättre syrgastillstånd. Bedömningen av syretillstånd görs på årsminimumhalt av syrgas och säsongmedelvärden för halterna av syretärande ämnen.

Mängden syretärande ämnen har under provtagningsperioden bestämts på olika sätt. 1975-90 mättes COD och från 1991 mäts TOC. Av praktiska skäl har bedömningen av syretärande ämnen skett efter samma skala för COD och TOC (NV 1999), och i rapporten används termen TOC för både TOC och COD.

Vid februariprovtagningarna 1994 och 1995 rådde syrgasbrist på Glåpens botten (fig. 3). Vid provtagningen 2000 bedömdes däremot syrgashalterna som syrerika, vilket kan indikera en förbättring. Halterna av TOC i Glåpens bottenvatten bedöms som höga - mycket höga, vilket kan bidra till de låga syrgashalterna (tabell 3). Även i ytvattnet är halterna av TOC höga, men syrgashalterna är högre än i bottenvattnet. Troligen bidrar den högre produktionen i ytvattnet till de högre syrgashalterna (se sidan 9, Klorofyll). Halterna av TOC samt bedömningsklass finns redovisat i tabell 3. I Sörsjön var syrgasförhållanden goda i ytvattnet, alla prover bedöms som syrerika, medan situationen i bottenvattnet är något annorlunda. Under hela perioden 1991–2000 rådde nästintill syrefria förhållanden på botten, och under 1997 och 1999 rådde total syrgasbrist på botten (fig. 3). TOC-halterna i Sörsjön har varit relativt konstanta (tabell 3), med undantag av 1998 (67 mg/l, orsakat av ett högt värde i februari, 120 mg/l). Dessa halter klassas som måttligt höga- mycket höga, och inga direkta trender kan ses över perioden. De höga TOC-halterna kan vara en bidragande orsak till de dåliga syrgasförhållandena vid botten. Att syrgashalterna är höga vid ytan hänger förmodligen

samman med de höga klorofyllhalterna (se sidan 9, Klorofyll), som indikerar en hög algproduktion.



Figur 3. Årslägst halt av syrgas (mg/l) i sjöar provtagna i Köpingsåns avrinningsområde 1991-2000.

Vågsjöns bottenvatten varierar mellan syrefattigt till måttligt syrerikt tillstånd (fig. 3). Ytvattnet klassas däremot vid samtliga provtagningar som syrerikt. Vågsjön är en näringsfattig sjö, vilket bidrar till att TOC-halterna klassas som måttligt höga, vilket i sin tur bidrar till de goda syreförhållandena (tabell 3). Även klorofyllhalterna är låga, vilket indikerar en låg algproduktion som i sin tur inte producerar så mycket syrgas. Ytvattnet i Lundbysjön har under hela 1990-talet klassats som syrerikt, medan det i bottenvattnet har uppmätts mycket låga halter, och under flera år klassades bottenvattnet som syrefattigt eller syrefritt (fig. 3). Även TOC-halterna har varit höga (klassas som måttligt höga till höga), och bidrar sannolikt till de dåliga syrgasförhållandena (tabell 3).

Låga syrgashalter och höga halter av syretärande ämnen kan få konsekvenser för djurlivet, främst bottenlevande djur, om de uppträder under långa perioder. I de undersökta sjöarna finns ingen anledning till oro, trots att det förekommer kortare perioder med låga syrgashalter. Syrgasbrist är vanligt förekommande i sjöars bottenvatten och så länge det inte är konstant syrgasbrist på botten och goda förhållanden vid ytan så är det ingen större fara.

Tabell 3. Uppmätta halter av TOC (säsongmedelvärden) i Köpingsåns avrinningsområde 1990-2000. Klassindelning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Station	TOC (mg/l)	Klass
Glåpen	12-24	4-5
Sörsjön	11 - 67	5
Vågsjön	6-9	2-3
Lundbysjön	10-16	3-4
Venabäcken	5-13	1-4
Kölstaån	9-17	3-5
Valstaån	10-20	3-5
Hamnen	10-13	3-4
Hamnutloppet	10-14	3-4
Runnskär	9-13	3-4
Kejsaren	9-14	3-4
Galten	10-12	4

I Kölstaån och Valstaån mättes syrgas enbart under perioden 1975- 1982, och i Venabäcken har det bara undersökts en gång (juni-96, 8,9 mg/l). Syrgashalterna i vattendragen klassas som måttligt syrerika till syrerika vid samtliga mättillfällen. Rinnande vatten drabbas sällan

av syrgasbrist då det sker en ständig omrörning och de sällan isläggs. Därför behöver man sällan mäta syrgas kontinuerligt. Halterna av TOC i Kölstaån och Valstaån bedöms som måttligt höga– mycket höga. I Venabäcken är mängden syretärande ämnen lägre, halterna bedöms som låga– måttligt höga. Det är ingen risk för syrebrist i rinnsträckorna trots de höga halterna av syretärande ämnen, de transporteras vidare och förbrukar mycket lite syre i vattendraget. Halterna av TOC samt bedömningsklass finns i tabell 3.

I både hamnen och längre ut i Köpingsviken har samtliga mätningar visat på bra syrgasförhållanden. Det syns inga trender under undersökningsperioden, och årslägstahalt har varierat mellan syrefattigt till syrerikt tillstånd (tab. 4). TOC-halterna är höga vilket skulle kunna leda till syrgasbrist, men syrgashalter som indikerar syrefria förhållanden har aldrig uppmätts. Det går inte att se några trender hos TOC-halterna, och halterna klassas som måttligt höga– höga. En bidragande orsak till de goda syrgasförhållandena kan vara att Köpingsviken är grund och sällan temperaturskiktad.

Tabell 4. Årslägsta halt av syrgas i Köpingsviken 1964-2000.

Station	Syrgas (mg/l)	Klass
Hamnen	2,3 - 8,0	1-4
Hamnutloppet	1,5 - 7,3	1-4
Runnskär	2,6 - 9,1	1-4
Kejsaren	5,1 - 9,0	1-3
Galten	1,9 - 8,2	1-4

Klorofyll a

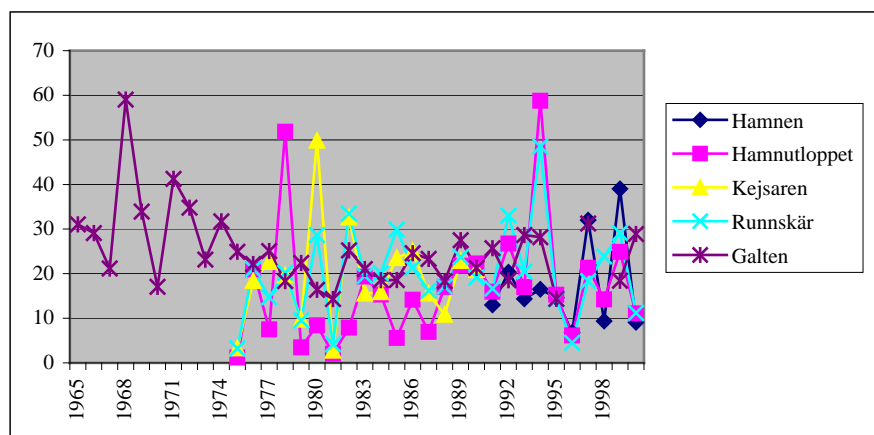
Halten av klorofyll a kan användas som ett mått på biomassan av växtplankton i vattnet. För sjöarna baseras bedömningarna på medelhalter av tre års augustivärden. Klorofyllhalterna uppvisar ofta stora mellanårsvariationer och på grund av detta är det svårt att uttala sig om några trender i sjöarna. I Köpingsviken baseras bedömningarna på säsongmedelvärden (maj–oktober).

Sörsjön är den sjö som har de högsta klorofyllhalterna, de bedöms som mycket höga till extremt höga. Klorofyllhalterna i Glåpen bedöms som måttligt höga till extremt höga, och i Lundbysjön bedöms de som måttligt höga till höga. Vågsjön är den sjö som uppvisar de lägsta halterna, och de bedöms som låga till måttligt höga. Vågsjöns låga klorofyllhalter beror sannolikt på de låga näringshalterna (se sidan 12, Näringsämnen). Under perioden 1995- 97 sjönk klorofyllhalterna i alla sjöar (Tabell 5).

Tabell 5. Halt av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) i sjöar provtagna i Köpingsåns avrinningsområde 1992-2000. 3-årsmedelvärden av augustiprovtagningar. Siffran inom parantes anger klass enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

	Glåpen	Sörsjön	Vågsjön	Lundbysjön
1992-1994	54,3 (5)	47,3 (5)	4,5 (2)	6,7 (2)
1995-1997	9,1 (2)	26,3 (4)	1,0 (1)	3,6 (2)
1998-2000	37,3 (4)	46,0 (5)	3,1 (2)	12,9 (3)

I Köpingsviken har klorofyllhalterna varierat mycket under provtagningsperioden (fig. 4). I Galten bedöms klorofyllhalterna som mycket höga till extremt höga. Halterna har minskat något under provtagningsperioden, men det syns ingen tydlig trend. I övriga Köpingsviken har halterna varierat stort under provtagningsperioden. De olika provpunkterna har inte följts åt mellan åren, utan en punkt kan uppvisa ett extremt högt värde när en annan punkt samma år uppvisar ett lågt värde. Detta visar hur variabel klorofyllhalten är, och det är svårt att dra några säkra slutsatser. Hamnutloppet har varierat mellan låga halter till extremt höga halter, medan halterna i Hamnen och vid Runnskär och Kejsaren varierar mellan måttligt höga till extremt höga halter.



Figur 4. Säsongsmedelhalter av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) i Köpingsviken 1965 – 2000.

Ljusförhållanden

Ljusförhållandena i en sjö bedöms på flera parametrar; siktdjup, färg och grumlighet (turbiditet). Siktdjupet beror på vattnets innehåll av suspenderade partiklar samt dess färg som huvudsakligen är beroende av lösta humusämnen. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder skall både siktdjup, vattenfärg och grumlighet bedömas på säsongsmedelvärden på prover tagna under maj-oktober. För sjöarna görs därför ingen bedömning grundad på NVs bedömningsgrunder, utan endast en jämförelse av augustivärdena mellan de enskilda sjöarna.

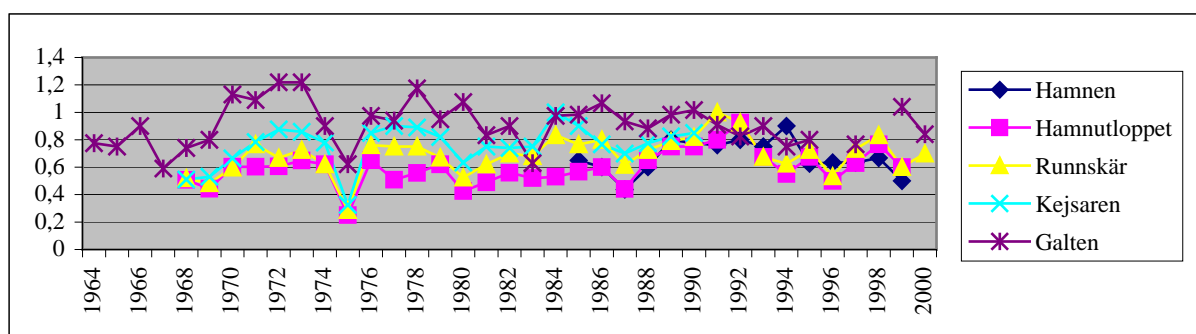
Vågsjön är den av sjöarna som uppvisat det största siktdjupet. Det har varierat mellan 3,9 – 7,0 m med undantag av 1997 när ett siktdjup på endast 0,5 m uppmättes. Vid det tillfället var varken klorofyllhalt eller vattenfärg särskilt höga och det dåliga siktdjupet kan bero på en stor mängd grumlande material, men det är svårt att säga eftersom det inte mättes. Samma år (1997) var siktdjupet normalt i de andra sjöarna. (Tabell 6.)

Tabell 6. Augustivärden av siktdjup, färg och grumlighet i sjöar i Köpingsåns avrinningsområde. Siktdjup och färg provtagna 1991-2000, grumlighet 1991-1995.

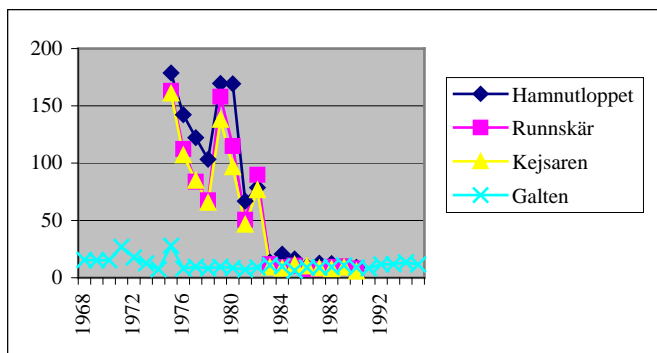
	Siktdjup (m)	Färg (mg Pt/l)	Grumlighet (FNU)
Glåpen	0,4 - 2,0	50 – 100	3,5 - 28
Lundbysjön	0,9 - 1,8	30 – 200	2,0 - 3,5
Sörsjön	0,6 - 2,0	60 – 100	5,0 - 7,1
Vågsjön	0,5 - 7,5	15 – 40	0,2 - 0,5

I både Sörsjön, Lundbysjön och Glåpen har siktdjupet varierat kring 0,5 till 2,0 m. Färgtalen i Vågsjön har varit markant lägre än vad som uppmätts i de övriga sjöarna, vilket kan bidra till det goda siktdjupet. Vågsjöns färgtal har varierat mellan 15 och 40 mg Pt/l medan de andra sjöarna haft starkare färgat vatten (tabell 6). Glåpen är den av sjöarna som uppvisat högst halter av grumlande material i ytvattnet, medan Vågsjön har mycket låga halter. En anledning till Vågsjöns låga halter kan vara att den har ett relativt litet tillrinningsområde.

I Köpingsviken har siktdjupet varierat mellan 0,3 och 1,2 m under undersökningsperioden. Siktdjupet ökar något i provpunkterna belägna längre ut i viken, men det är ingen stor skillnad i siktdjup mellan hamnutloppet och Galten (fig. 5). 1975 muddrades Köpingsviken, vilket medförde markant lägre siktdjup detta år. Några förbättringar av siktdjupet i de enskilda provpunkterna över tiden kan inte ses, snarare har det minskat något i Galten. Siktdjupet bedöms i samtliga punkter utom Galten som mycket litet, i Galten bedöms det som mycket litet- litet. Detta låga siktdjup är inte utmärkande för Köpingsviken utan nästan hela Mälaren uppvisar lika låga siktdjup (SLU, 2000). I Galten syns en liten minskning i säsongsmedel av suspenderat material fram till 1977, därefter har halterna varit relativt konstanta kring 10 mg/l. Att halterna av suspenderat material var så höga i Hamnutloppet, vid Runnskär och Kejsaren från det att mätningarna började 1975 och några år framåt, för att sedan minska kraftigt, beror med största sannolikhet på den muddring som utfördes 1975 (Figur 6.) Efter 1983 har halterna varit relativt konstanta kring 10 mg/l.

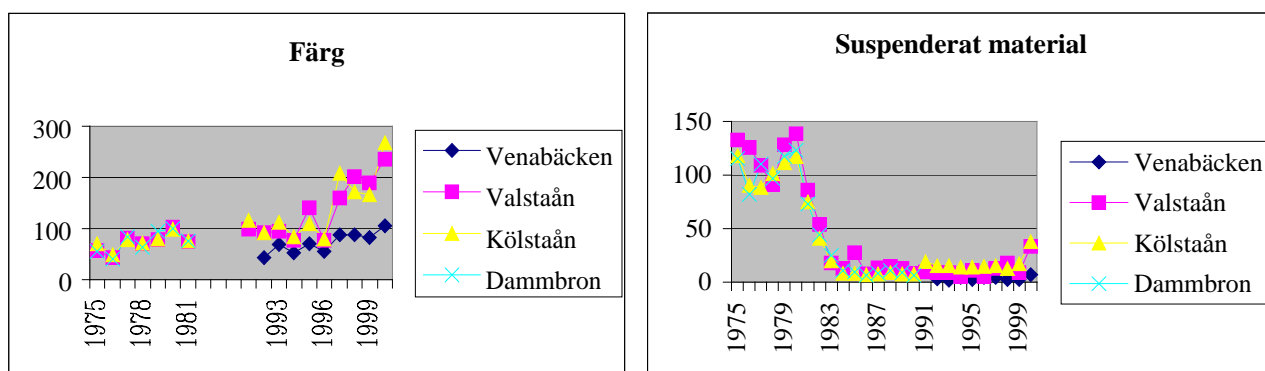


Figur 5. Siktdjup (m) i Köpingsviken 1964-2000.



Figur 6. Säsongsmedel (maj-oktober) av suspenderat material (mg/l) i Köpingsviken 1964-2000.

I både Kölstaån, Valstaån och Venabäcken har färgtalen ökat sedan provtagningarna startade 1975 (1992 i Venabäcken). Halterna av suspenderat material har däremot minskat under provtagningsperioden. De höga värdena i början av provtagningsperioden beror troligen på de stora mängder nederbörd som föll under den perioden. Detta medförde högre flöden som i sin tur bidrog till att mer material transporterades i vattendragen (fig. 7 och 8.)



Figur 7 och 8. Färg (mg Pt/l) och suspenderat material (mg/l) vid Dammbron samt i Valstaån, Kölstaån och Venabäcken (enbart suspenderat material) 1975-2000.

Näringsämnen

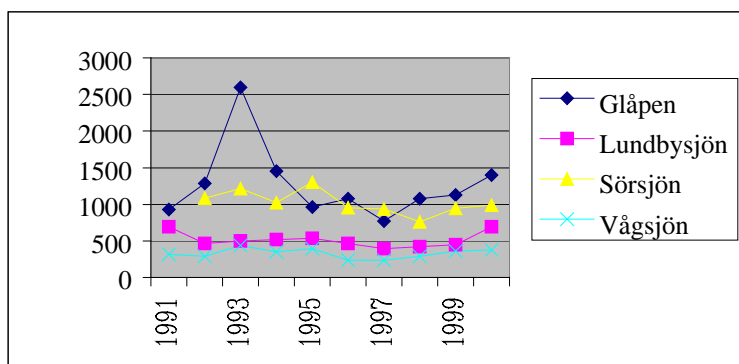
Det är ett känt faktum att kvävebrist ofta begränsar den biologiska produktionen i havet. I insjöar är i regel fosfor det mest tillväxtbegränsande ämnet. Kväve kan dock vara det mest tillväxtbegränsande ämnet i eutrofa insjöar. När det gäller Mälaren är det fosfortillgången men även i viss mån kvävetillgången som begränsar planktontillväxten, och Galten kan jämföras med en näringsrik slättsjö där fosfor är det begränsande näringsämnet. När det gäller den rotade makrofytvegetationen runt Mälaren spelar kväve utan tvivel en större roll än fosfor. Om enbart kväve- och inte fosforbelastningen minskas i Galten finns risk för ett måttligt kväveunderskott, vilket sannolikt skulle kunna bidra till ökad förekomst av kvävefixerande cyanobakterier (SLU, 2000).

Det finns nästan inga sediment i Köpingsviken och Galten. Den inre delen av Köpingsviken muddras regelbundet för att djupgående fartyg ska kunna komma in och Galten är så grund (2-4 m) att det inte finns några ackumulationsbottnar. Sedimenten i Köpingsviken betar sig därför som sedimenten i en stor flod, där vår- och höstflödena spolar bort allt. Att sedimenten skulle läcka näringsämnen är därför föga troligt då det aldrig hinner ackumuleras stora mängder sediment.

Under perioden 1966- 1974 mättes enbart ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) och nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$). 1975 började Kjeldahl-kväve (Kj-N) att mätas, och 1981 började totalkväve (tot-N) mätas direkt. För perioden 1975– 1980 har därför totalkvävehalterna i proverna från recipientkontrollen beräknats genom addition av Kj-N, $\text{NO}_2\text{-N}$ samt $\text{NO}_3\text{-N}$. För Galten har totalkväve för perioden 1964- 1987 beräknats som summan av Kj-N och NO_{2+3} (Laborationsmanual, Limnologen). För sjöar rekommenderar Naturvårdsverket att säsongsmedelvärden av månatlig provtagning under maj- oktober används för att bedöma totalkvävehalter. Detta medför att klassning med hjälp av NVs bedömningsgrunder inte går att genomföra på sjöarna i avrinningsområdet då sjöarna bara provtagits två gånger per år, i februari och augusti. Till följd av detta bedöms sjöarna bara sinsemellan och eventuella trender över provtagningsperioden analyseras. De värden som används för sjöarna är årsmedelvärden. För provpunkterna i Köpingsviken bedöms både halterna av totalkväve, nitrit/nitrat och ammoniumkväve som säsongsmedelvärden.

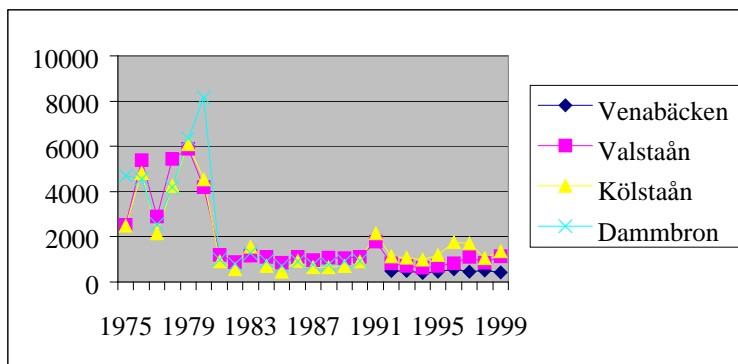
Totalkväve

Halterna av totalkväve har varit relativt konstanta i alla sjöar med undantag av 1993 då ovanligt höga halter uppmättes i Glåpen. Glåpen är även den av sjöarna som uppvisar de högsta totalkvävehalterna, de varierar mellan 700-3220 $\mu\text{g/l}$. Totalkvävehalterna i Sörsjön ligger på ungefär samma nivå som Glåpen, och Lundbysjön och Vågsjön halter varierar mellan 235– 695 $\mu\text{g/l}$. (Figur 9.)



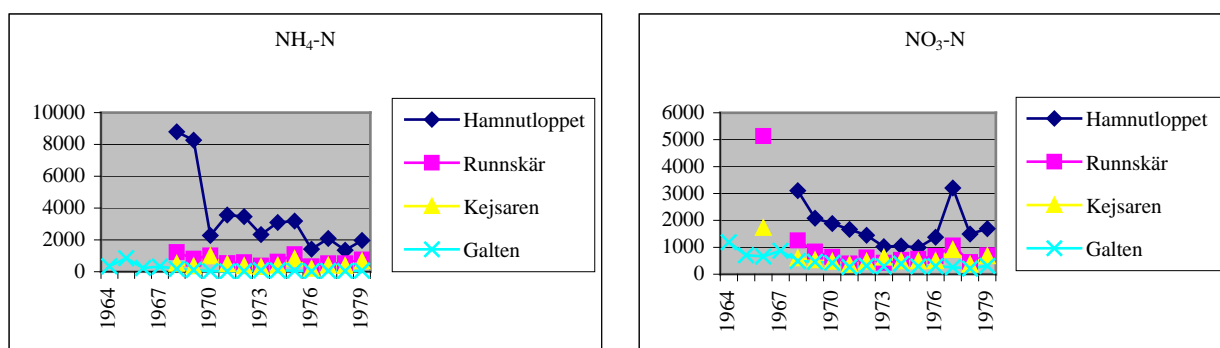
Figur 9. Årsmedel ($\mu\text{g/l}$) av totalkvävehalter i sjöar i Köpingsåns avrinningsområde provtagna 1991-2000.

I Valstaån, Kölstaån och vid Dammbron var totalkvävehalterna höga i slutet av 1970- och början av 1980-talet (fig. 10). Högsta årsmedelvärdet, 8200 $\mu\text{g/l}$, uppmättes 1980 vid Dammbron. Även i Kölstaån och Valstaån uppmättes höga totalkvävehalter samma år. En anledning till de höga totalkvävehalterna under denna period kan vara den stora mängden nederbörd med ökad avrinning från omgivningen till vattendragen som följde. Efter dessa extrema värden minskade halterna kraftigt och har under resterande del av 1980- samt under 1990-talet varierat kring 1000 $\mu\text{g/l}$, men fortfarande uppmättes värden över 2000 $\mu\text{g/l}$ vid enstaka provtillfällen. I Venabäcken har årsmedel varierat mellan 400- 550 $\mu\text{g/l}$.



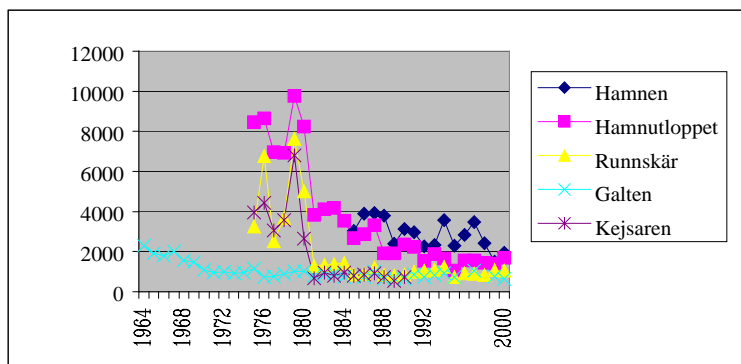
Figur 10. Totalkväve i Venabäcken, Kölstaån, Valstaån och Dammbron 1975-2000. Halter uttryckta som årsmedelvärden i µg/l.

För samtliga punkter utom Galten saknas uppgifter om totalkvävehalt före 1975, men med utgångspunkt från de höga totalkvävehalter som uppmättes i Galten under 60-talet borde även kvävehalterna vid de andra punkterna i Köpingsviken varit höga under perioden 1965-75. Om man tittar på $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$ som började mätas 1966 ser man att både Runnskär och Kejsaren uppvisar samma trend som Galten när det gäller säsongsmedelhalter av $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$. Man kan därför anta att även totalkväve minskade kraftigt i dessa punkter under perioden 1965-74 (fig. 11 och 12).



Figur 11 och 12. $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ i Köpingsviken 1964-74, halter uttryckta som årsmedelvärden i µg/l. $\text{NO}_3\text{-N}$ halten i Hamnutloppet 1966 är *ej* utritad i grafen (29100 µg/l).

I samtliga punkter i Köpingsviken uppmättes minskande halter av totalkväve från mitten av 1970-talet (fig. 13). De tydligaste minskningarna under provtagningsperioden syns i Galten, Hamnutloppet och vid Runnskär. Nästan samtliga prov tagna i Hamnutloppet under 70-talet innehöll kvävehalter som översteg 5000 µg/l, och halter över 20 000 µg/l uppmättes vid ett flertal tillfällen. Samtliga säsongsmedelvärden under 1970-talet bedöms som extremt höga. I början av 80-talet började halterna att minska (mycket höga halter), och under 1990-talet har halterna fortsatt att minska för att i slutet av 90-talet vara nere på halter som bedöms som höga.



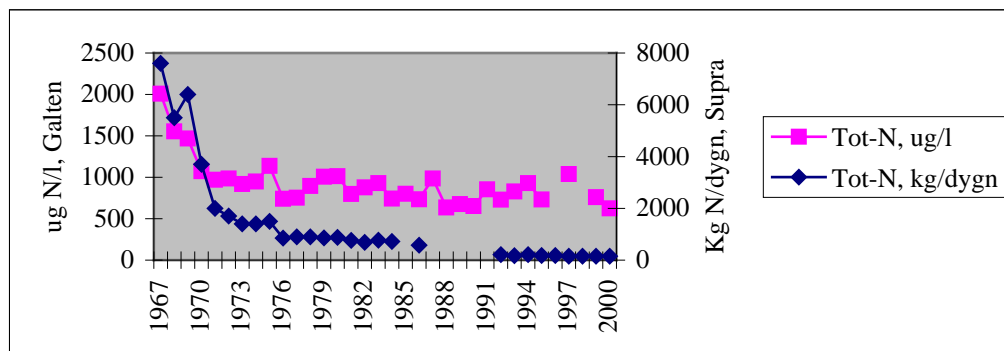
Figur 13. Säsongsmedel av totalkväve ($\mu\text{g/l}$) i Köpingsviken 1964-2000.

Vid Runnskär klassas samtliga säsongsmedelvärden för totalkväve under perioden 1975-84 som extremt höga eller mycket höga, och enskilda mätvärden på över 6000 $\mu\text{g/l}$ uppmättes vid flera tillfällen. Under 1980-talets andra hälft började halterna att minska (klassas som höga), och under 1990-talet minskade halterna ytterligare men samtliga värden klassas som måttligt höga till höga. Kejsaren uppvisar en liknande trend med mycket höga till extremt höga värden under 1970-talet, och minskande under 1980-talet. I Galten uppmättes under 1960-och 70-talet vid flera tillfällen totalkvävehalter över 2000 $\mu\text{g/l}$ i ytvattnet, och säsongsmedelvärdena för 1960-talets provtagningar klassas som mycket höga. Halterna minskade dock kraftigt i början av 1970-talet och under hela perioden från 1970-2000 klassades de som höga, trots att utsläppen minskat. I Hamnen syns inte lika tydliga minskningar. Det kan bero på att mätningarna började först 1985, då de stora utsläppsminskningarna redan skett. Även om halterna har minskat bedöms säsongsmedelvärdena fortfarande som mycket höga, och halter över 5000 $\mu\text{g/l}$ har uppmätts vid flera tillfällen under 1990-talet.

Det syns även skillnader mellan den inre och yttre delen av viken med minskande halter längre ut. Denna gradient beror sannolikt på att Hedströmmen mynnar i den yttre delen av Köpingsviken. Hedströmmen har en något större vattenföring än Köpingsån och dess näringstillförsel är mindre än Köpingsåns vilket sammantaget medför en utspädning av vattnet i de yttre delarna av Köpingsviken.

De minskande halterna av totalkväve beror sannolikt på SUPRA:s minskade utsläpp av närsalter. 1976 minskade SUPRA utsläppen av kväve med 40 % jämfört med 1975 genom att ökad slutning infördes på en process som tidigare släppt ut stora mängder kväve. Samtidigt åtgärdades flera små utsläppskällor (fig. 14). Tidigare stod även diffusa utsläpp för en stor del av utsläppen, t ex sköljdes ackumulerat stoft och spill från lagerplatser, vägar och tak bort under vår och höst av kraftiga regn och snösmältning. Hanteringen har förbättrats avsevärt och nästan ingen tillförsel sker den vägen idag. Grönberg (1979) har i sin rapport räknat ut att SUPRA:s minskade utsläpp, liksom förbättrad rening vid avloppsverken i Köping och Kungsör under mitten av 70-talet, har gjort att den totala belastningen av oorganiskt kväve och fosfatfosfor till Galten under vegetationsperioden i mitten på 70-talet endast utgjorde en tredjedel av motsvarande belastning på 60-talet. Den låga vattenföringen och därmed vidhängande låga transporten från avrinningsområdet under samma period har sannolikt också påskyndat minskningen. Detta bidrog till att säsongsmedelhalterna av totalkväve i Galten sjönk från ca 2300 $\mu\text{g/l}$ 1965 till ca 900 $\mu\text{g/l}$ 1976 (fig. 14). Förutom Brommaverkets

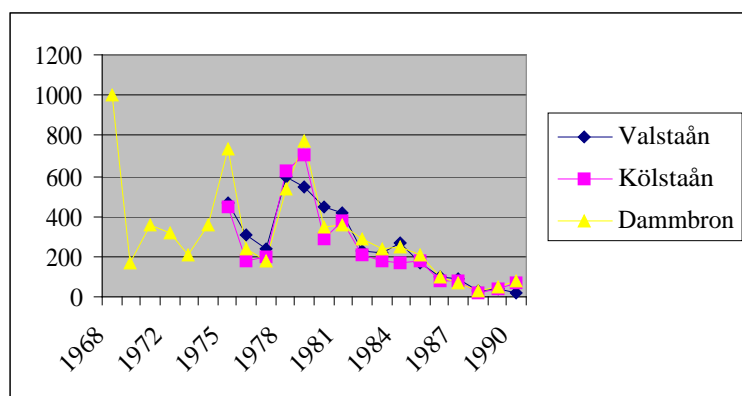
avledning till kusten 1989 är det SUPRA:s minskade utsläpp till Galten i slutet av 1960-talet som mest bidragit till kväveavlastningen till Mälaren (Mälarrapporten).



Figur 14. Utsläpp från Hydro Agri (tidigare SUPRA AB) av total-kväve 1967-2000, samt totalkvävehalter i Galten 1964-2000.

Ammoniumkväve

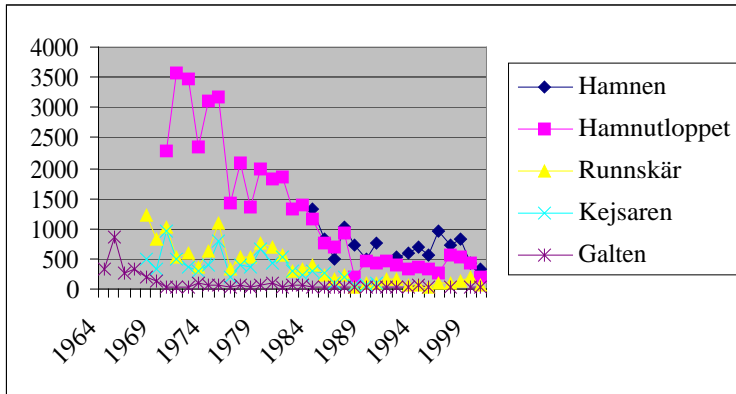
I Valstaån och Kölstaån uppträdde de högsta ammoniumhalterna i slutet av 1970-talet och vid 1980-talets början, med årsmedel kring 600 µg/l. Vid Damnbron uppmättes samtidigt enskilda värden över 1000 µg/l, men årsmedel varierade mellan 100 och 800 µg/l (fig. 15). Halterna har minskat kontinuerligt sedan slutet av 1970-talet, och när mätningarna upphörde 1990 låg årsmedel kring 60 µg/l för alla tre mätpunkterna.



Figur 15. Årsmedel av ammoniumkväve (µg/l) i Valstaån och Kölstaån, samt vid Damnbron 1968-1990.

I hamnen syns inga större variationer i ammoniumhalterna. Detta kan bero på att mätningarna började först 1985 när utsläppen redan minskat kraftigt (fig. 16). Mätningarna påbörjades efter den fiskdöd som inträffade i samband med tillfälliga större utsläpp från SUPRA 1982, 1983 och 1984, eftersom misstanke fanns att det var de höga ammoniumhalterna som orsakade fiskdöden. Vid höga pH-värden övergår ammonium till ammoniak, som vid tillräckligt höga halter är ett dödligt gift för fiskar (SNV, 1999). Säsongsmedel har på 1990-talet varierat mellan 300- 1000 µg/l, och under 1999 och 2000 var det inga enskilda mätvärden som översteg 1000 µg/l. Extremt höga NH₄-N halter förekom i Hamnutloppet i slutet av 1960- och början av 1970-talet. Enskilda mätvärden över 15 000 µg/l uppmättes vid flera tillfällen, och årsmedel för 1968 och 1969 var över 8000 µg/l. I mitten av 1970-talet började halterna att minska, och har därefter minskat kontinuerligt (fig. 16). Även ute vid

Runnskär och Kejsaren har halterna minskat under provtagningsperioden, även om halterna aldrig varit lika höga där som i hamnutloppet. Ute i Galten har ammoniumhalterna under hela undersökningsperioden varit mycket lägre, värden över 1000 µg/l har bara uppmätts vid två tillfällen, och årsmedel har varit under 100 µg/l ända sen 1970. De bättre förhållandena ute i Galten beror antagligen på den utspädande effekt som Hedströmmen har genom tillförsel av vatten som inte innehåller lika stora mängder näringsämnen.

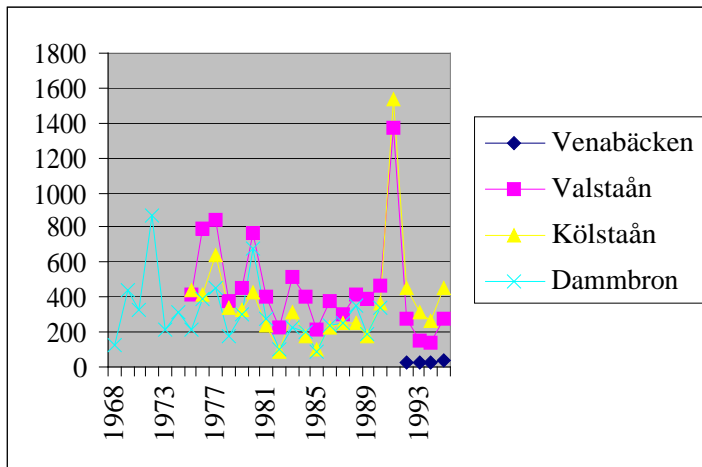


Figur 16. Säsongsmedel (µg/l) av ammoniumkväve i Köpingsviken 1964-2000. Halter för Hamnutloppet 1968 och 1969 är ej med i grafen (8800 respektive 8300 µg/l).

Nitrat och nitrit

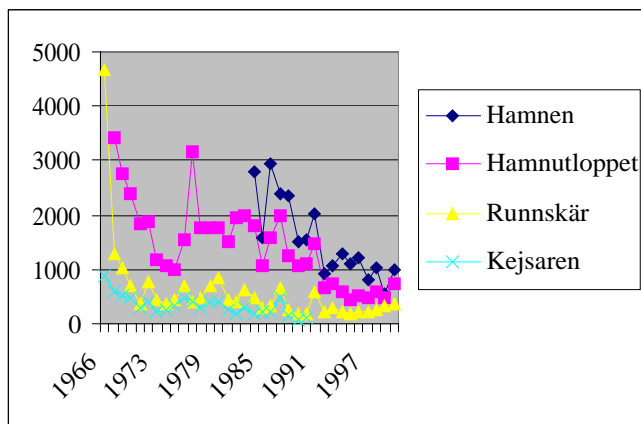
1977 infördes en ny metod för analys av nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$). Den metod som tidigare använts var inte helt tillförlitlig och därför är värden från 1976 och tidigare inte tillförlitliga. I Köpingsviken mättes enbart NO_3 fram till 1982, därefter mättes både NO_2 och NO_{2+3} (nitrit och nitrat), och från 1996 mäts enbart NO_{2+3} . I rinnsträckorna mättes enbart NO_3 1968-1981, NO_{2+3} 1982– 1990, och återigen enbart NO_3 från 1991– 1995. NO_2 -halterna utgör ofta en mycket liten del av totala halten av NO_{2+3} , och därför antas det att $\text{NO}_3 = \text{NO}_{2+3}$ i denna rapport. För Köpingsviken anges säsongsmedelvärden (maj– oktober), och för rinnsträckorna anges årsmedelvärden.

I Valstaån har halter av nitrat och nitrit uppmätta under 1990-talet varit mycket låga (årsmedel 1995: 300 µg/l) i jämförelse med tidigare mätningar (fig. 17). Enstaka höga värden har dock uppmätts i samband med ökat flöde under vissa perioder, t ex sommaren 1991. I Kölstaån har årsmedel varierat mellan 250 och 450 µg/l och även här kan man se en förhöjd halt sommaren 1991. Venabäckens värden har varit mycket låga under hela perioden den har provtagits, och samtliga årsmedel ligger kring 30 µg/l.



Figur 17. Årsmedelvärden för NO₃ (1968 – 1981, 1990 - 1995) samt NO₂₊₃ (1982 – 1990) i Venabäcken, Valstaån, Kölstaån och vid Dammbron. Samtliga halter anges i µg/l.

I hamnen och hamnutloppet syns en tydlig minskning av halterna (fig. 18) I Kejsaren syns ingen tydlig minskande trend av nitrat och nitrit, men värdena varierade mindre under 1970- och 1980-talet, och de extremt höga värdena uppträdde mer sporadiskt. Ute vid Runnskär har halterna aldrig varit så höga som längre in i Köpingsviken. Relativt höga halter uppmättes under 60-talet, men därefter har de varit ganska modesta. Ute i Galten har värdena minskat sen 60-talet, men inte så mycket. Främst är det de extrema värdena som uppträder mer sällan.



Figur 18. Säsongsmedelvärden av NO₃ (1966 – 1981) samt NO₂₊₃ (1982 – 2000) i Köpingsviken 1966-2000. Samtliga halter anges i µg/l. NO₃-halten i Hamnutloppet 1966 (29100 µg/l) är ej utritad i grafen.

Totalfosfor

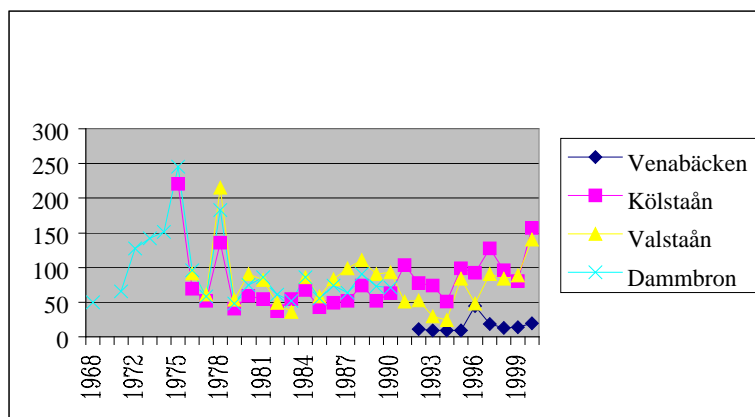
Under 1968-69 mättes fosforhalt som P₂O₅. För att kunna jämföra med senare mätvärden är P₂O₅- halten omräknad till totalfosforhalt. Enligt NVs bedömningsgrunder baseras bedömningarna av fosfor i sjöarna på augustivärde och i Köpingsviken på säsongsmedelvärden. I rinnsträckorna bedöms de som årsmedelvärden.

I sjöarna syns inga stora förändringar mellan åren av fosforhalterna. Vågsjöns totalfosforhalter bedöms som låga- måttligt höga, Lundbysjöns som måttligt höga- höga, Glåpen som måttligt höga till mycket höga och Sörsjöns som höga- mycket höga (tabell 7).

Tabell 7. Uppmätta halter av totalfosfor i augusti i sjöar i Köpingsåns avrinningsområde provtagna 1992-2000. Klassindelning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

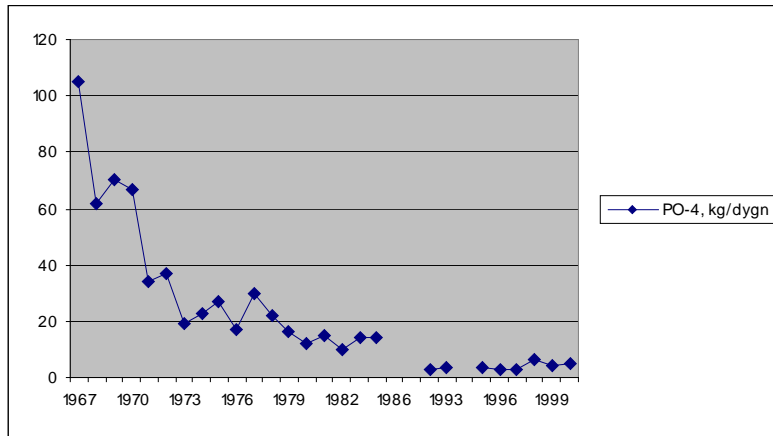
Station	TOT-P (ug/l)	Klass
Glåpen	18 - 58	2 -4
Sörsjön	48 - 64	4
Vågsjön	2 - 18	1 - 2
Lundbysjön	13 - 40	2 - 3

I rinnsträckorna kan vissa trender anas. Kring 1975 syns ökande halter vid Dammbron (fig. 19). Även i Valstaån och Kölstaån uppmättes höga totalfosforhalter detta år, men halterna minskade sedan fram till 1993 då de återigen börjar öka. De höga totalfosforhalterna i Köpingsån 1975 har ingen motsvarighet i NLU:s resultat som uppvisade mycket lägre halter (kring 100 ug/l) samma år. Under 1990-talets senare hälft har de dock ökat igen. Detta kan bero på de stora mängder nederbörd som föll under samma period. Venabäcken uppvisar en liten topp 1996/97, men fosforhalterna är ändå förhållandevis låga jämfört med provpunkterna längre ner i systemet.

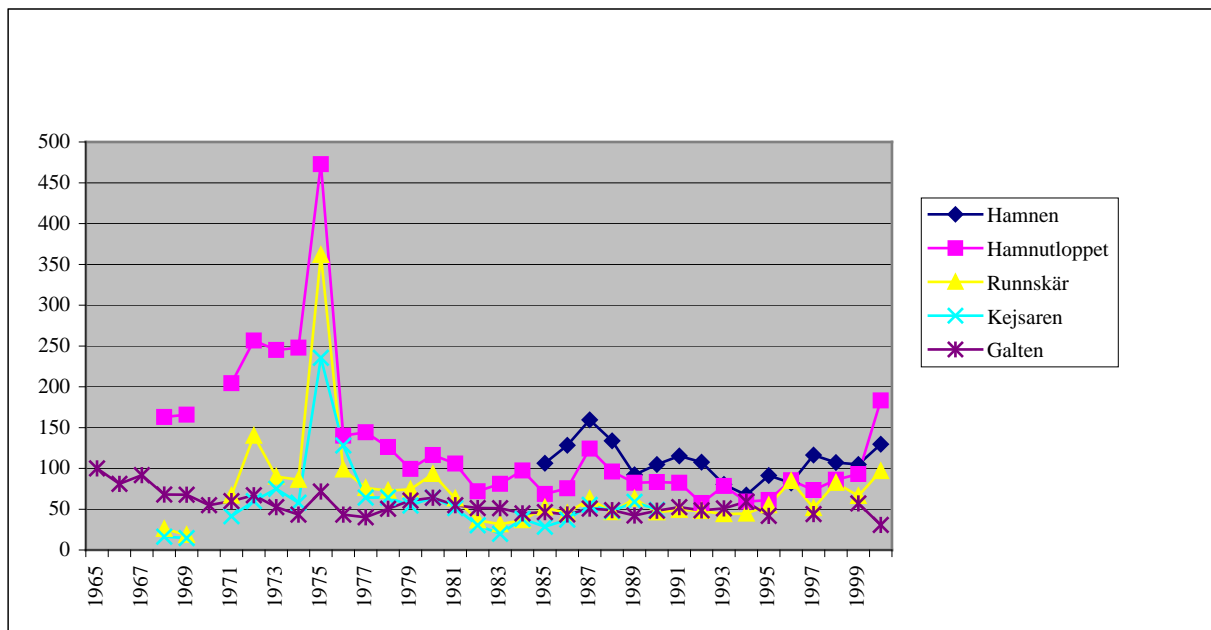


Figur 19. Årsmedelhalt av total-fosfor i Venabäcken, Valstaån, Kölstaån och vid Dammbron 1968-2000. Samtliga halter anges i µg/l. Värdet för Valstaån 1975 är *ej* uttridat i grafen (846 ug/l).

Trots att SUPRA AB minskade sina utsläpp av fosfor kraftigt i slutet av 1960- och början av 1970-talet (fig. 20) så uppvisar total-fosforhalterna i prover tagna i Hamnutloppet, Kejsaren och Runnskär en topp i mitten av 1970-talet (fig. 21). Detta beror troligen på att hamnen och farleden i Köpingsviken muddrades 1975 vilket bidrog till ökade fosforhalter i och med att fosfor frigjordes från bottenarna.



Figur 20. Utsläpp (kg/dygn) från Hydro Agri (tidigare SUPRA AB) av fosfat-fosfor 1967-2000. För åren 1992 och 1993 anges halten av total-fosfor.

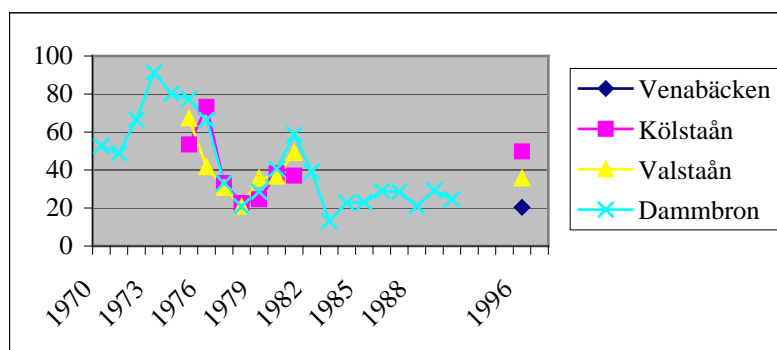


Figur 21. Totalfosforhalter i Köpingsviken 1964-2000. Samtliga halter anges i µg/l.

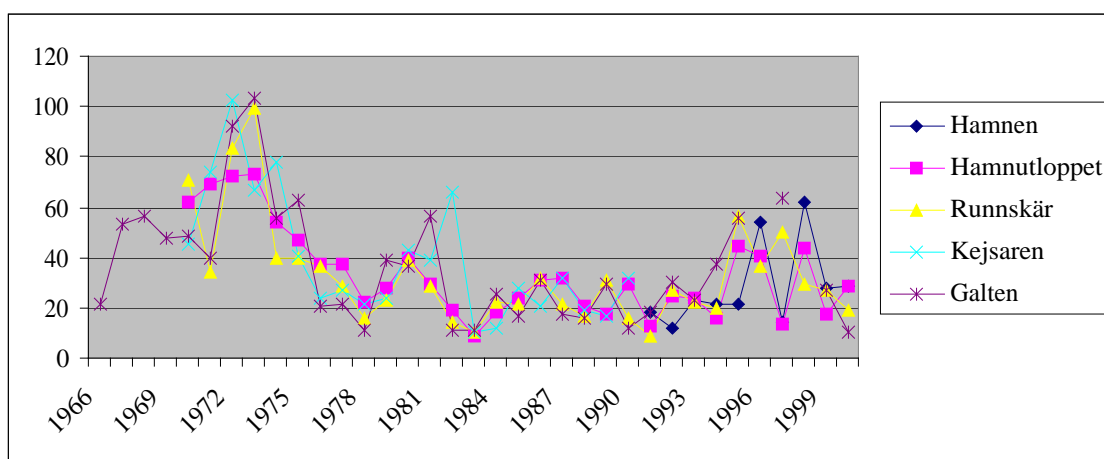
Efter 1975 kom även en period med riklig nederbörd och därmed ökad avrinning och transport i tillflödena. Sammantaget bidrog detta till den kraftiga ökningen av totalfosfor i de inre delarna av Köpingsviken under mitten av 1970-talet. Under slutet av 1970-talet sjönk halterna återigen kraftigt för att 1980 och 1981 återigen uppvisa en liten topp. Även denna topp torde bero på kraftig nederbörd då dessa år var de regnigaste på mycket länge. Halterna i Hamnutloppet bedöms som extremt höga under hela 1970-talet och som mycket höga–extremt höga under 1980- och 90-talet. Halterna i hamnen är liknande de i hamnutloppet. Halterna vid Runnskär och Kejsaren har minskat under 1970-talets senare hälft och under 1980- och 90-talet. Halterna av totalfosfor har minskat något i Galten, i början av provtagningsperioden bedömdes de som mycket höga, och idag ligger de kring värden som klassas som höga. I alla punkter kan man se en lätt ökning av halterna i slutet av 1990-talet, men den är inte så kraftig.

Fosfatfosfor

I rinnsträckorna har provtagningen av fosfatfosfor (PO_4) varit synnerligen sporadisk. Man kan dock se att halterna minskat vid Damnbron under provtagningsperioden, och inte förändrats så mycket i Kölstaån och Valstaån (fig. 22). Fosfatfosforhalten har under provtagningsperioden även minskat i Köpingsviken (fig. 23). Det syns inga skillnader i halter mellan de olika provtagningspunkterna, och det syns ingen gradient med ökande halter längre in i viken som med kvävehalterna. Minskningen av fosfatfosfor hänger troligen samman med att kommunens nya reningsverk togs i drift hösten 1973, vilket medförde stora minskningar av utsläppen av $\text{PO}_4\text{-P}$. Även SUPRA:s kraftigt minskande utsläpp av fosfor i början av 1970-talet har bidragit till minskningen. Liksom totalfosfor uppvisar fosfatfosfor-halterna en liten ökning kring 1980 och ökande halter i slutet av 1990-talet. Ökningen kring 1980 hänger troligen samman med det kraftiga regnandet med ökad avrinning som följt vilket inträffade det året. Även ökningen i slutet av 1990-talet borde bero på den ökade mängd nederbörd som föll.



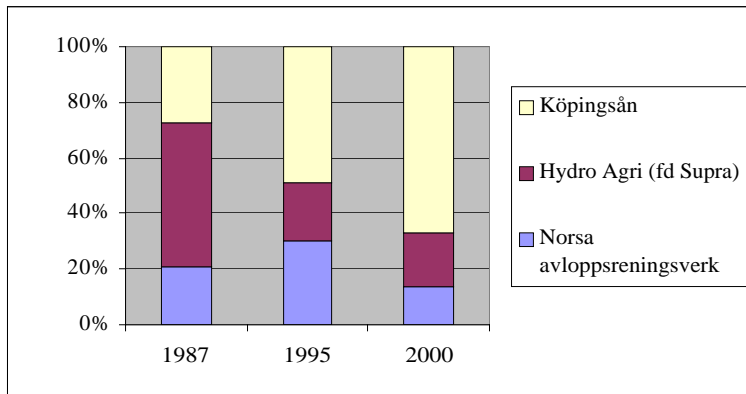
Figur 22. Halt av fosfatfosfor ($\mu\text{g/l}$) i Köpingsån 1970-1990 samt 1996.



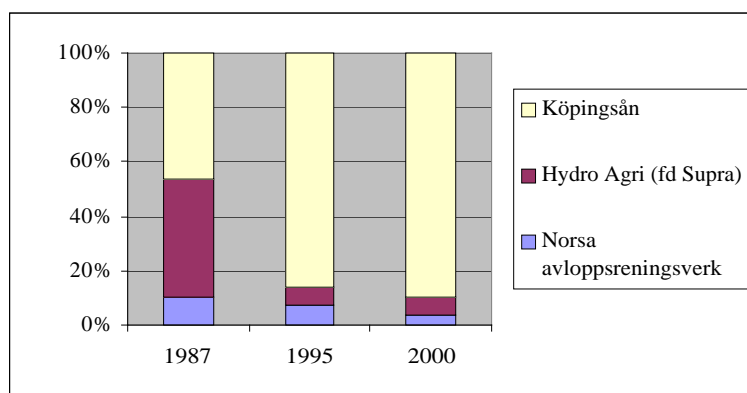
Figur 23. Halt av fosfatfosfor ($\mu\text{g/l}$) i Köpingsviken 1966-2000.

Procentuellt har tillförseln av näringsämnen från olika källor förändrats mycket under provtagningsperioden. Tidigare stod punktkällorna för de stora utsläppen medan det idag är Köpingsån som står för den stora tillförseln av närsalter till Köpingsviken. I figur 24 och 25 visas hur de stora källornas tillförsel av kväve och fosfor till Köpingsviken har förändrats från

1987 till 2000. Det är svårt att beräkna hur stora mängder näringsämnen som dessutom tillförs via avrinningen från omgivande åker- och skogsmark, dagvatten från hårdgjorda ytor inom Köpings tätort samt bräddat, orenat spillvatten från ledningsnätet, men sannolikt tillförs stora mängder även denna väg.



Figur 24. Tillförsel av kväve till Köpingsviken från Norsa avloppsreningsverk, Hydro Agri (fd SUPRA AB) samt Köpingsån. Mängder uttryckta som procent i förhållande till varandra.



Figur 25. Tillförsel av fosfor till Köpingsviken från Norsa avloppsreningsverk, Hydro Agri (fd SUPRA AB) samt Köpingsån. Mängder uttryckta som procent i förhållande till varandra.

Referenser

Grönberg, B. Vattenundersökningar i Köpingsån, Köpingsviken och Hedströmmen. Länsstyrelsen i Västmanlands län informerar. Nr 1 1979.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. NV Rapport 4913.

SUPRA AB. Protokoll för vattenkemiska analyser, 1966-1975.

SUPRA AB. Sammanställning av vattenkemiska analyser i Köpingsviken. Rapporter för åren 1976 – 1990.

Enstedt. K. 1992. Recipientundersökningar i Köpingsån och Köpingsviken. Årssammanställning 1991. ELK-Enstedts Limnologiska Konsultbyrå AB, Ljungsbro.

Enstedt. K. 1993. Recipientundersökningar i Köpingsån och Köpingsviken. Årssammanställning 1992. ELK-Enstedts Limnologiska Konsultbyrå AB, Ljungsbro.

Enstedt. K. 1994. Recipientundersökningar i Köpingsån och Köpingsviken. Årssammanställning 1993. ELK-Enstedts Limnologiska Konsultbyrå AB, Ljungsbro.

Enstedt. K. 1995. Recipientundersökningar i Köpingsån och Köpingsviken. Årssammanställning 1994. ELK-Enstedts Limnologiska Konsultbyrå AB, Ljungsbro.

Enstedt. K. 1996. Recipientundersökningar i Köpingsån och Köpingsviken. Årssammanställning 1995. ELK-Enstedts Limnologiska Konsultbyrå AB, Ljungsbro.

Inst. för miljöanalys. Mälaren. Miljö tillstånd och utveckling 1965 – 98.

Länsstyrelsens emissionsregister- utsläppsdata för Hydro Agri 1967-2000.

Svelab Miljölaboratorier. 1997. Recipientundersökningar i Köpingsån-Köpingsviken 1996.

ALcontrol laboratories. 2000. Recipientundersökningar i Köpingsåns avrinningsområde 1999.

ALcontrol laboratories. 2001. Köpingsån-Köpingsviken 2000.

Bilaga 1. Bedömningsgrunder

Tillstånden bedöms med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Rapport 4913) enligt tabell 1-10.

Tabell 1. Tillstånd, alkalinitet (mekv/l)

Klass	Benämning	Alkalinitet
1	Mycket god buffertkapacitet	>0,20
2	God buffertkapacitet	0,10-0,20
3	Svag buffertkapacitet	0,05-0,10
4	Mycket svag buffertkapacitet	0,02-0,05
5	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet	=0,02

Tabell 2 Tillstånd, pH- värde

Klass	Benämning	pH-värde
1	Nära neutralt	>6,8
2	Svagt surt	6,5-6,8
3	Måttligt surt	6,2-6,5
4	Surt	5,6-6,2
5	Mycket surt	=5,6

Tabell 3. Tillstånd, syrehalt (mg O₂/liter)

Klass	Benämning	Halt årsminimum
1	Syrerikt tillstånd	>7
2	Måttligt syrerikt tillstånd	5-7
3	Svagt syretillstånd	3-5
4	Syrefattigt tillstånd	1-3
5	Syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd	=1

Tabell 4. Tillstånd, organiskt material (syretärande ämnen)

Klass	Benämning	Halt som TOC eller COD _{MN} (mg/l)
1	Mycket låg halt	=4
2	Låg halt	4-8
3	Måttligt hög halt	8-12
4	Hög halt	12-16
5	Mycket hög halt	>16

Tabell 5. Tillstånd, klorofyll (µg/l)

Klass	Benämning	Halt maj-oktober	Halt augusti
1	Låga halter	=2	=2,5
2	Måttligt höga halter	2,0-5,0	2,5-10,0
3	Höga halter	5,0-12,0	10,0-20,0
4	Mycket höga halter	12,0-25,0	20,0-40,0
5	Extremt höga halter	>25,0	>40

Tabell 6. Tillstånd, siktdjup i sjöar

Klass	Benämning	Djup (m)
1	Mycket stort siktdjup	=8
2	Stort siktdjup	5-8
3	Måttligt siktdjup	2,5-5
4	Litet siktdjup	1-2,5
5	Mycket litet siktdjup	<1

Tabell 7. Tillstånd, vattenfärg

Klass	Benämning	Abs _{400/5}	Färgtal (mgPt/liter)
1	Ej eller obetydligt färgat vatten	<0,02	<10
2	Svagt färgat vatten	0,02-0,05	10-25
3	Måttligt färgat vatten	0,05-0,12	25-60
4	Betydligt färgat vatten	0,12-0,2	60-100
5	Starkt färgat vatten	>0,2	>100

Tabell 8. Tillstånd, grumlighet

Klass	Benämning	FNU-enheter
1	Ej eller obetydligt grumligt vatten	=0,5
2	Svagt grumligt vatten	0,5-1,0
3	Måttligt grumligt vatten	1,0-2,5
4	Betydligt grumligt vatten	2,5-7,0
5	Starkt grumligt vatten	>7,0

Tabell 9. Tillstånd, totalkvävehalt i sjöar, (µg/l)

Klass	Benämning	Halt maj- okt.
1	Låga halter	<300
2	Måttligt höga halter	300-625
3	Höga halter	625-1250
4	Mycket höga halter	1250-5000
5	Extremt höga halter	>5000

Tabell 10. Tillstånd, totalfosforhalt i sjöar, (µg/l)

Klass	Benämning	Halt maj- okt.	Halt aug.
1	Låga halter	<12,5	<12,5
2	Måttligt höga halter	12,5-25	12,5-23
3	Höga halter	25-50	23-45
4	Mycket höga halter	50-100	45-96
5	Extremt höga halter	>100	Ej def.

Ingår i Länsstyrelsen rapportserie, 2002 nr 1
ISSN 0284-8813

Har Du frågor, önskar fler exemplar m m, kontakta Miljöenheten
721 86 Västerås, tel: 021-19 50 00, fax: 021- 19 51 60, e-post: lansstyrelsen@u.lst.se

This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.