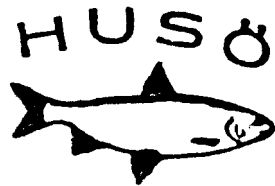


ARKIVER
FORSKNINGSRAPPORT
TILL
ÅLANDS LANDSKAPSSTYRELSE



arkiver



BIOLOGISKA STATION
ÅBO AKADEMI – ÅLANDS
LANDSKAPSSTYRELSE

NY SERIE, NR 31 (1983)

Författare: Kjell Wepling

TILLRINNINGEN TILL VÄSTRA OCH ÖSTRA KYRKSUNDET 1982

TILLRINNINGEN TILL VÄSTRA OCH ÖSTRA KYRKSUNDET 1982

Under år 1982 utfördes en undersökning av Västra och Östra Kyrksundets (Sund) nederbördsområde med avsikt att kartlägga den belastning som sjöarna via sina tillflöden utsätts för.

Sjöarna och deras nederbördsområden, som är bland de största på Åland, påverkas främst av jordbruk, boskapsskötsel och bosättning. För Västra Kyrksundets del spelar dessutom sjöns nuvarande isoleringsskede i successionsräckan från havsvik till insjö en avsevärd roll med tanke på vattenkvaliteten. Några industriella utsläpp förekommer inte.

Såväl Västra som Östra Kyrksundet har tidigare varit föremål för ett antal omfattande biologiska undersökningar (bl. a. CEDERCREUTZ 1934, 1947 och LINDHOLM 1975) och är sålunda rätt väl kända. En undersökning av närsaltsbelastningen från tillrinningsområdena utfördes 1974-1975 (HELMINEN 1980).

Östra Kyrksundet tjänar som sötvattentäkt för fiskodlingsanstalten i Guttorp, vilket ställer krav på vattenkvaliteten. I övrigt idkas det främst husbehovs- och fritidsfiske i sjöarna. Kräftfångsten i Östra Kyrksundet är dessutom av betydelse.

Undersökningsområdet

Västra och Östra Kyrksundet är två rätt unga sjöar, som båda ligger ungefär i nivå med havet.

Västra Kyrksundet står via en 0.5 km lång kanal, den s.k. Gloströmmen, i förbindelse med Lumparn. De båda Kyrksunden förbinds i sin tur med en cirka 200 m lång kanal (Bromansströmmen). Dessa kanaler förstörades år 1932 med avsikt

att skapa en båtled till havet (CEDERCREUTZ 1947).

Morfometriskt sett är Östra Kyrksundet med sina 200 ha Ålands största sjö. Västra Kyrksundet har en yta på 59.5 ha. Sjöarna har båda ett maximidjup på cirka 20 m. Västra Kyrksundet utgörs av en rätt enhetlig bassäng, medan däremot Östra Kyrksundet har en mer bruten strandlinje och två tydliga djuphålkor som åtskiljs av en dubbeltröskel. Mellan trösklarna är vattendjupet omkring 13 m. Medeldjupet har i båda sjöarna uppskattats till 8.5 m.

Östra Kyrksundets botten består huvudsakligen av lera, men inslag av sand och grus förekommer. I Västra Kyrksundet är bottensubstratet till största delen sulfidgyttja.

På grund av kontakten med havet har förhållandena i sjöarna tydligt påverkats av inströmmande havsvatten. Dylika inflöden är allmänna speciellt under hösten vid kraftiga högvatten. Detta gäller i första hand Västra Kyrksundet, där mero-miktiska betingelser var rådande ännu under den senare hälften av 1970-talet.

De båda Kyrksunden ligger i en förkastningslinje inom det åländska rapakiviområdet. Östra Kyrksundet har ett för åländska förhållanden stort nederbördsområde på 39 km². En betydande del härav består av odlingsmark (21.5 %). Inom området finns dessutom många sjöar (9.2 % av den totala ytan). Västra Kyrksundet har ett obetydligt "eget" nederbördsområde (3.8 km²), men sjön påverkas naturligtvis av hela Östra Kyrksundets nederbördsområde.

Lermarker finns längs de norra stränderna samt i de nordvästra delarna av nederbördsområdet, men i övrigt dominerar moränmarker (Atlas över Skärgårdsfinland).

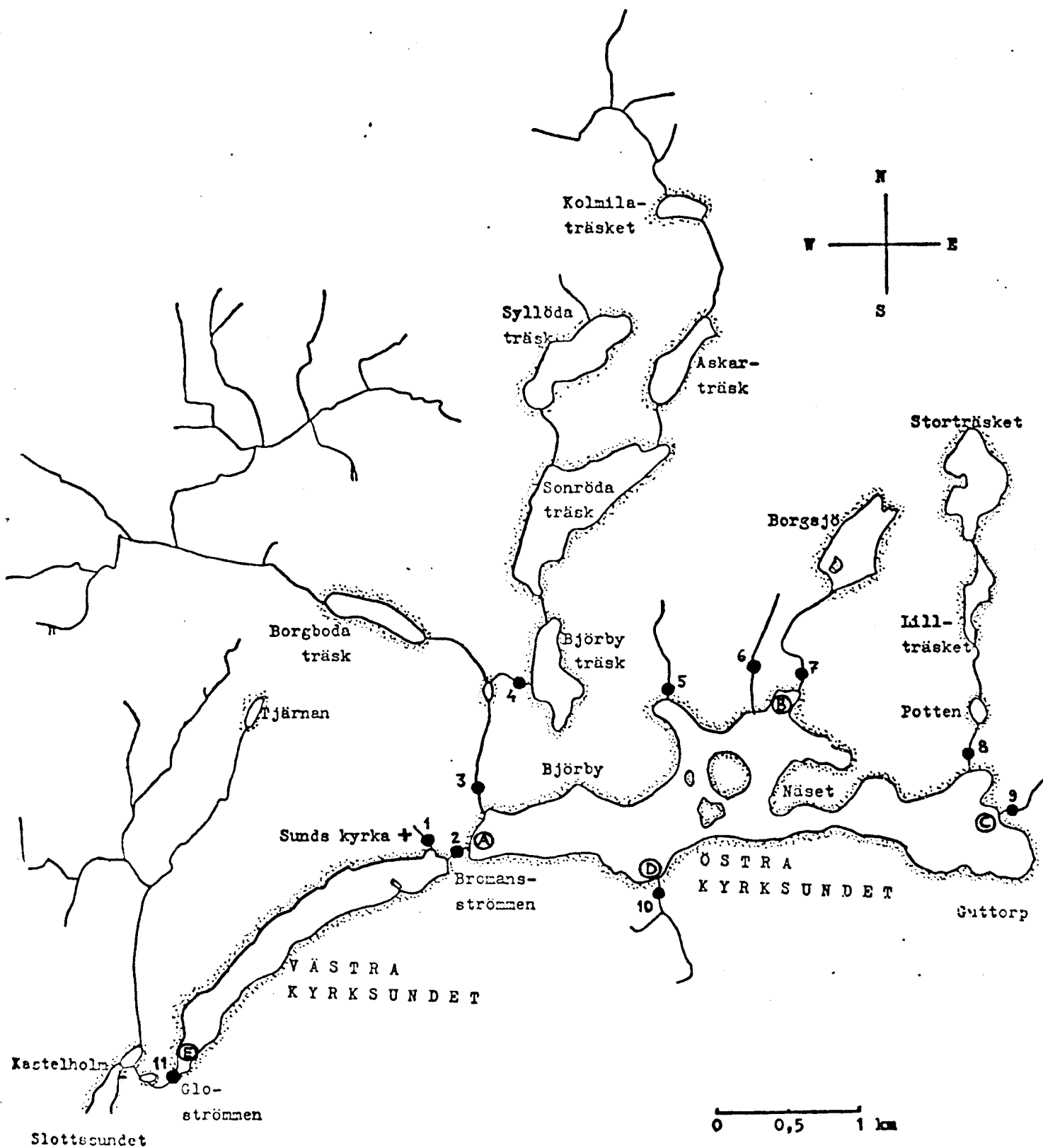
Vid denna undersökning eftersträvades uppgifter om den belastning som sjöarna utsätts för via tillrinningen från

sina nederbördsområden. Denna målsättning bestämde även provtagningsstationernas utplacering: prover togs från alla större diken som mynnar ut i Kyrksunden, samt från kanalen mellan sjöarna och utloppet från Västra Kyrksundet (figur 1). Tillrinningsområdenas storlek samt deras åkerprocent framgår ur tabell 1.

Provtagningsstationerna

Vid undersökningen togs prover från följande lokaler (fig. 1, tabell 1):

- Station 1. Diket som dränerar åkrarna nordost om Sunds kyrka och utmynnar i norra delen av Västra Kyrksundet.
- Station 2. Kanalen mellan Östra och Västra Kyrksundet (Bromansströmmen)
- Station 3. Huvudtillflödet till Östra Kyrksundet (Björbyströmmen). Ett av de mest betydande vattendragen på Åland med ett avrinningsområde på 22 km².
- Station 4. Diket som leder vatten från den östra delen av Björbyströmmens avrinningsområde, där sjösystemet Kolmila träsk - Askarträsk - Syllöda träsk - Sonröda träsk och Björby träsk utgör en viktig del. Sammanstrålar med diket från den västra delen av avrinningsområdet (en del av Östra Saltvik).
- Station 5 och 6. Åkerdränerande diken i Brännbolstad. Mynnar ut i de norra delarna av Östra Kyrksundet.
- Station 7. Utloppsdiket från Borgsjön.
- Station 8. Utloppsdiket från sjösystemet Storträsket-Lillträsket-Potten, mynnar ut i Östra Kyrksundets nordöstra del.
- Station 9. Diket som dränerar skogsområdet norr om Sibby. Mynnar ut i nordöstra delen av Östra Kyrksundet.



Figur 1. Västra och Östra Kyrksundet med de väsentliga tillflödena, sjöarna och provtagningsstationerna utsatta.

Station 10. Diket som dränerar åkermark i Lövvik, rinner ut i södra delarna av Östra Kyrksundet.

Station 11. Kanalen från Västra Kyrksundet ut till Lumparn (Gloströmmen).

	Tillrinningsområde		
	km ²	sjö%	åker%
Station 1	-	0	-
Station 2	39	9.2	21.5
Station 3	22	4.7	28.5
Station 4	11	8.7	22.8
Station 5	0.54	0	29.9
Station 6	0.45	0	33.1
Station 7	1.7	10.1	2.8
Station 8	3.6	7.4	13.4
Station 9	1.9	0	5.1
Station 10	1.4	0	15.3
Station 11	43	9.7	20.6

Tabell 1. De olika provtagningsstationernas tillrinningsområden, deras sjö- och åkerprocenter.

Om väderleksförhållandena och avrinningen under provtagningsperioderna

Vintern 1981-82 var mycket snörik på Åland, vilket resulterade i en riklig avrinning under och strax efter snösmältningsperioden trots att nederbörden under denna period var rätt obetydlig och avdunstningen i samband med snösmältningen således avsevärd.

Efter en kylig försommar började en torr och mycket varm period i månadsskiftet juni-juli som varade hela sommaren ut. Den torra väderlekstypen fortsatte sedan långt in på hösten, varvid även temperaturen höll sig över det normala. Resultaten

från provtagningarna i september-oktober ger ingen bra bild av avrinningsförhållandena under normala höstar, då vattenföringen av ovannämnda orsak var mycket liten i de undersökta diken.

Metodik

Vattenprov insamlades med 1-2 veckors intervall under våren (april-maj) och hösten (september-oktober), då vattenföringen i utloppsdikena antogs vara störst.

Proven togs direkt ur diken i 500 ml plastflaskor och 200 ml glasflaskor. Samtidigt bestämdes även vattnets temperatur med en kvicksilvertermometer. Flödesmätningar utfördes inte på grund av praktiska svårigheter.

Analyserna utfördes i mån av möjlighet omedelbart efter återkomsten till laboratoriet på Husö biologiska station (inom två dygn med undantag av proven för nitratkväveanalys, som till en början lagrades i kylskåp under ett par veckors tid i väntan på alla nödvändiga reagens).

Vattnets pH-värde mättes med en digitalpH-mätare, dess ledningsförmåga med en Radiometer CDM 3 konduktivitetmätare och färgvärdet med en Hach-kalorimeter.

Den kemiska syreförbrukningen (KMnO_4 -förbrukningen) bestämdes enligt Vesianalyysitoimikunnan mietintö (1968). Vattnets nitratkvävehalt bestämdes genom kadmiumreduktionsmetoden enligt KOROLEFF (1979) och totalfosforhalten enligt finländsk (SFS) standard av år 1978. Vid närsaltsanalyserna användes en Shimadzu UV-240 spektrofotometer.

Förutom ovannämnda analyser gjordes även sporadiska mätningar av ytvattnets bakteriehalt på 5 stationer (A-E, figur 1). Härvid beaktades mängden coliforma och fekala coliforma

bakterier samt mängden fekala streptococcer. Analyserna gjordes i detta fall av Folkhälsoförbundets livsmedelslaboratorium i Mariehamn på prover tagna i juni och augusti.

Dessutom bestämdes tillrinningens biologiska syreförbrukning (BS₇) en gång.

Resultat

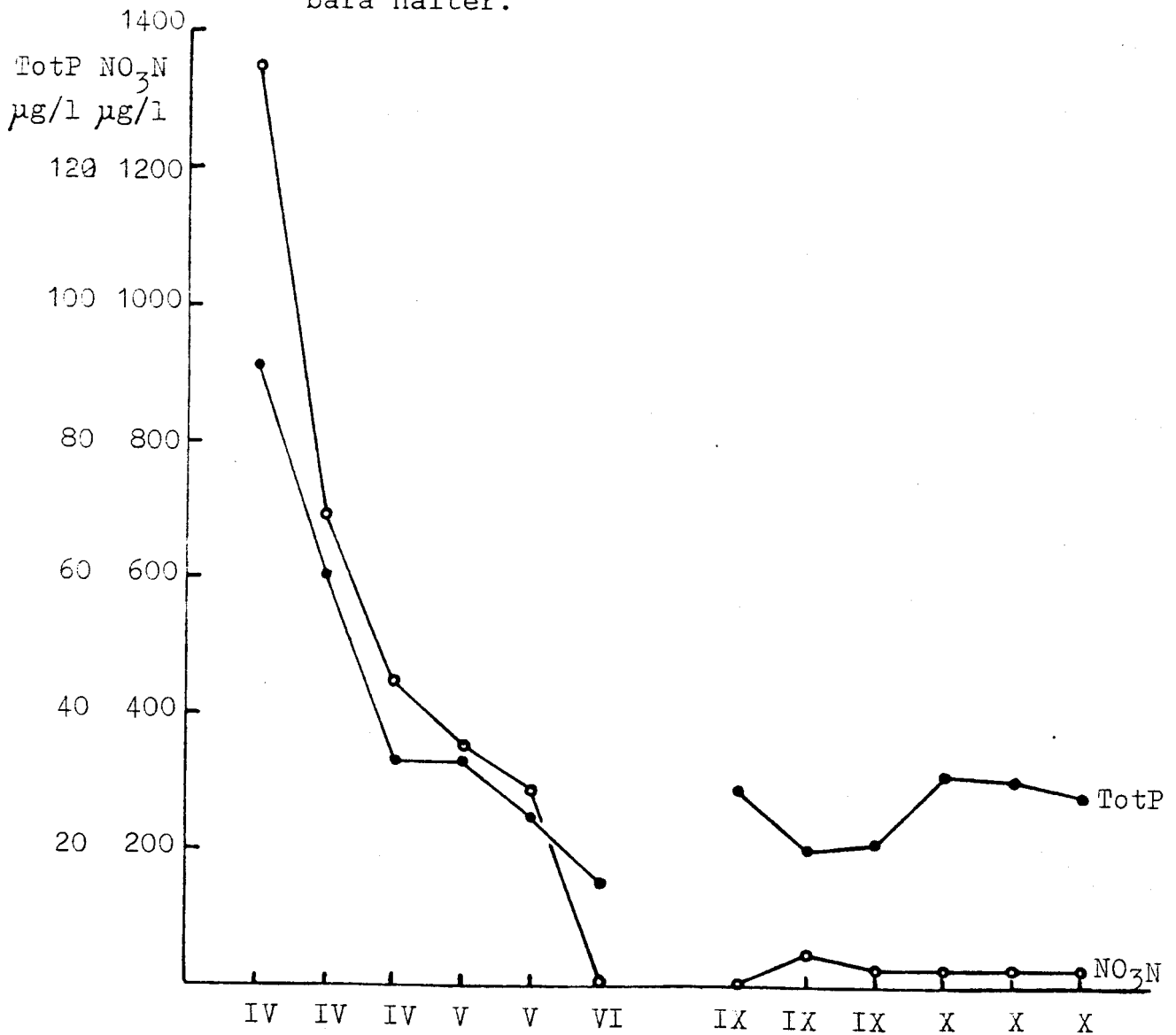
Nedan presenteras kortfattat resultaten för vårens och höstens provtagningsperioder station för station. Alla analysvärden framgår vidare ur tabell II (bilaga).

Station 1. Endast tre provtagningsomgångar föreligger från denna station, då diket från och med början av maj var helt uttorkat. Vattnets pH-värde varierade mellan 6.64 och 6.87, ledningsförmågan var låg liksom även syreförbrukningen och färgvärdet. Närsaltshalterna höll sig likaså på en låg nivå med undantag av den första provtagningsomgången då ett totalfosforvärde på 160 µg/l uppmättes.

Station 2. På denna station avspeglades tydligt den nära sjökontakten (Östra och Västra Kyrksundet) i analysresultaten. Vattnets temperatur varierade inom en större amplitud än vad som var fallet vid de egentliga dikespunkterna (maxvärdet 15.2°C uppmättes i början av september). Detsamma var fallet med pH-värdet, som varierade mellan 6.56 i mitten av april och 8.57 i början av juni. Det höga junivärdet var ett resultat av en intensiv pelagial algproduktion i de två sjöarna (jämför ytterligare pH-värdet för station 11). Under höstperioden var pH-fluktuationerna mycket mindre. Vattnets ledningsförmåga var mer eller mindre konstant under en stor del av undersökningsperioderna (mellan 40 och 44 mS/m) med undantag av den

tidiga våren, då betydligt lägre värden uppmättes på grund av den stora sötvattentillförseln i samband med snösmältningen (minimum 23 mS/m i mitten av april).

Vattnets syreförbrukning uppvisade däremot motsatt trend: från ett maximumvärde på ca 50 mg/l i april sjönk syreförbrukningen mot sommaren och hösten till drygt 30 mg/l. Samma trend uppvisade även färgvärdet, med en sänkning från 75 till 30 mgPt/l, samt vattnets närsaltshalter (fig. 2). Totalfosforhalten sjönk från 90 µg/l till 20-30 µg/l och nitratkvävehalten från 1350 µg/l till knappt mätbara halter.



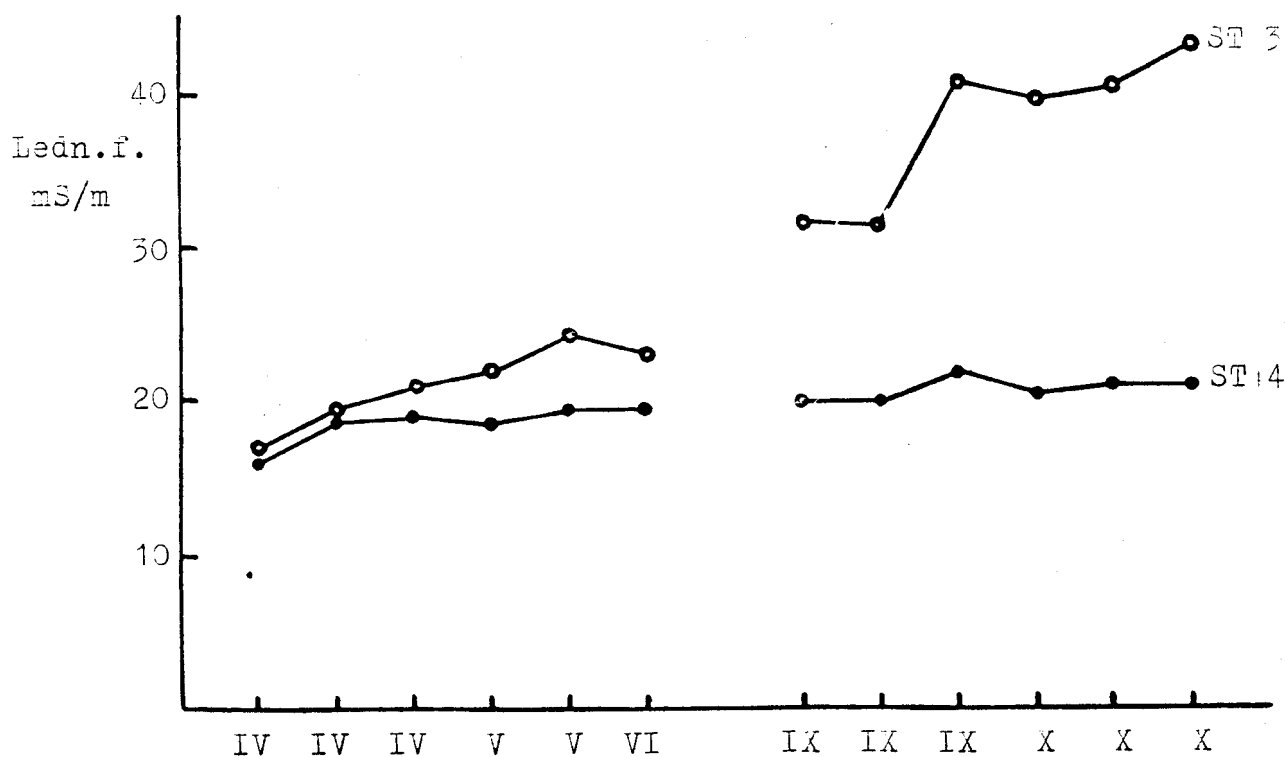
Figur 2. Förändringar i närsaltshalterna under provtagnings-

perioden 1982 på station 2. Endast månaderna utsatta på tidsaxeln, för datum se tabell 2.

Station 3. På grund av Björbyströmmens stora betydelse med tanke på den totala tillrinningen till Östra Kyrksundet är analysresultaten från station 3 och 4 av speciellt intresse. Station 3 inkluderar såväl tillrinningsområdets västra som östra huvudgren (fig. 1), medan station 4 endast påverkas av den östra grenen. På station 3 var den maximalt uppmätta temperaturen 11.3°C , medan pH-värdet varierade inom rätt snäva gränser (minimum 6.48 i april, maximum 6.98 i september).

Ledningsförmågan uppvisade en stigande trend fram emot hösten, med 17 mS/m som lägsta och 43 mS/m som högsta uppmätta värde (fig. 3).

Vattnets permanganatförbrukning var genomgående rätt hög, varierande mellan 50 och 60 mg/l i de flesta fall. Ett maximivärde på 66 mg/l uppmättes



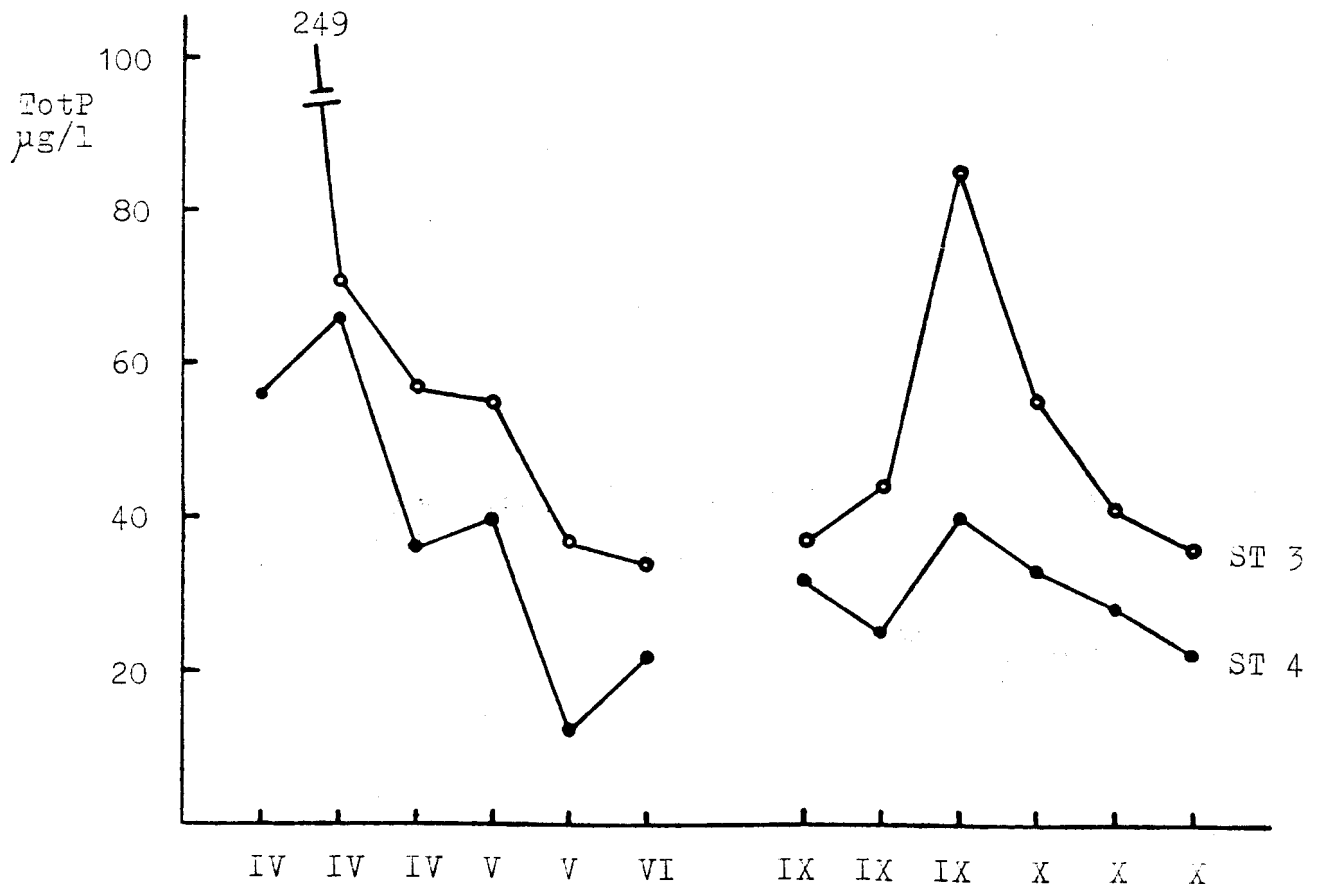
Figur 3. Den elektriska ledningsförmågan under provtagningsperioden på stationerna 3 och 4.

i början av september och ett minimivärde på 41 mg/l i början av juni.

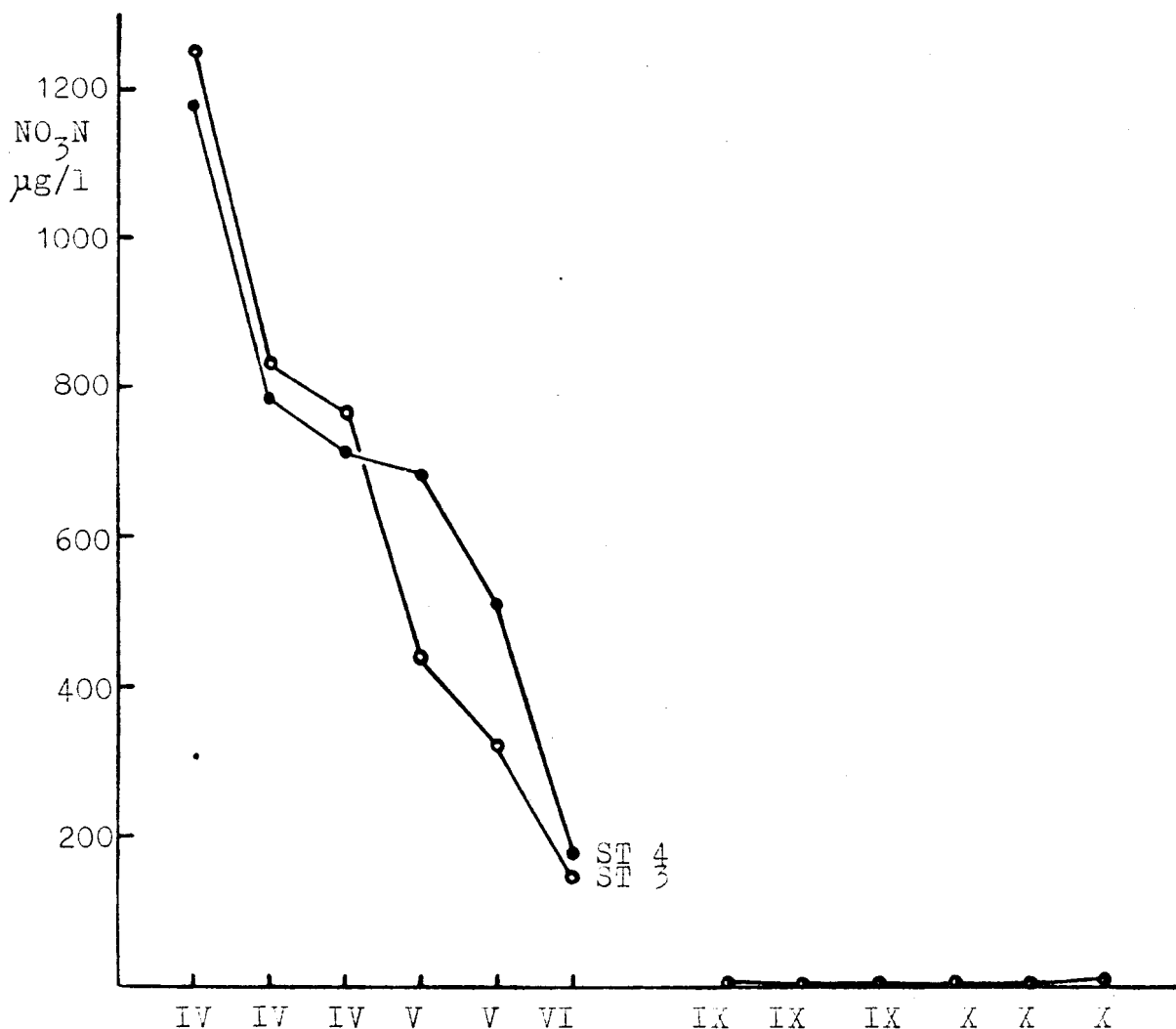
Färgvärdet var i allmänhet rätt högt (mellan 50 och 100 mgPt/l).

Vattnets närsaltshalter sjönk stadigt genom provtagningsperioderna med den högsta totalfosforhalten (250 µg/l) och den högsta nitratkvävehalten (1250 µg/l) uppmätt i mitten av april (fig. 4 och 5). Totalfosforhalten uppvisade dock en andra topp i månadsskiftet september-oktober, då ett maximumvärde på 85 µg/l uppmättes (fig. 5).

Dikets vattenföring var stor under vårperioden men minskade kraftigt på sommaren och hösten. I genomsnitt utgjorde diket dock den viktigaste tillrinningspunkten för Östra Kyrksundet.



Figur 4. Totalfosforhalten på stationerna 3 och 4 under provtagningsperioden.



Figur 5. Nitratkvävehalten på stationerna 3 och 4 under provtagningsperioden.

Station 4. För den östra grenen av Björbyströmmens tillrinningsområde kan en avsevärd sjöpåverkan igen skönjas såväl i temperatur som pH-värden i form av en stor amplitud. Den högsta uppmätta temperaturnoteringen (15.2°C) är från början av juni, medan pH-värdet varierade mellan 6.41 i april och 7.46 i slutet av maj.

Ledningsförmågan var anmärkningsvärt låg under hela den period mätningar gjordes (mellan 16 och 21 mS/m, fig. 4). Vattnets syreförbrukning var störst i april (55 mg/l, men sjönk sedan mot hösten till ca 35 mg/l. Färgvärdet uppvisade likaså en sjunkande trend mot hösten med undantag av en förhöjning i månadsskiftet september-oktober, då lika höga värden som i april

uppmättes (70 mgPt/l). Totalfosforhalterna var genomgående låga med 66 µg/l som maximumnotering i slutet av april (fig. 4). Nitratkvävehalterna var höga på våren och sjönk sedan kraftigt till sommaren och hösten, då knappt mätbara halter noterades (fig. 5).

Vattenföringen var moderat på våren och svag på sommaren och hösten.

Station 5 och 6. Vattenföringen i dessa åkerdränerande diken var rätt liten under provtagningsperioderna (tidvis kunde inga prov tas från station 6, då diket var torrlagt).

För station 5 varierade pH-värdet mellan 6.77 och 7.41 medan station 6 hade ett mycket stabilt pH mellan 6.5 och 6.8.

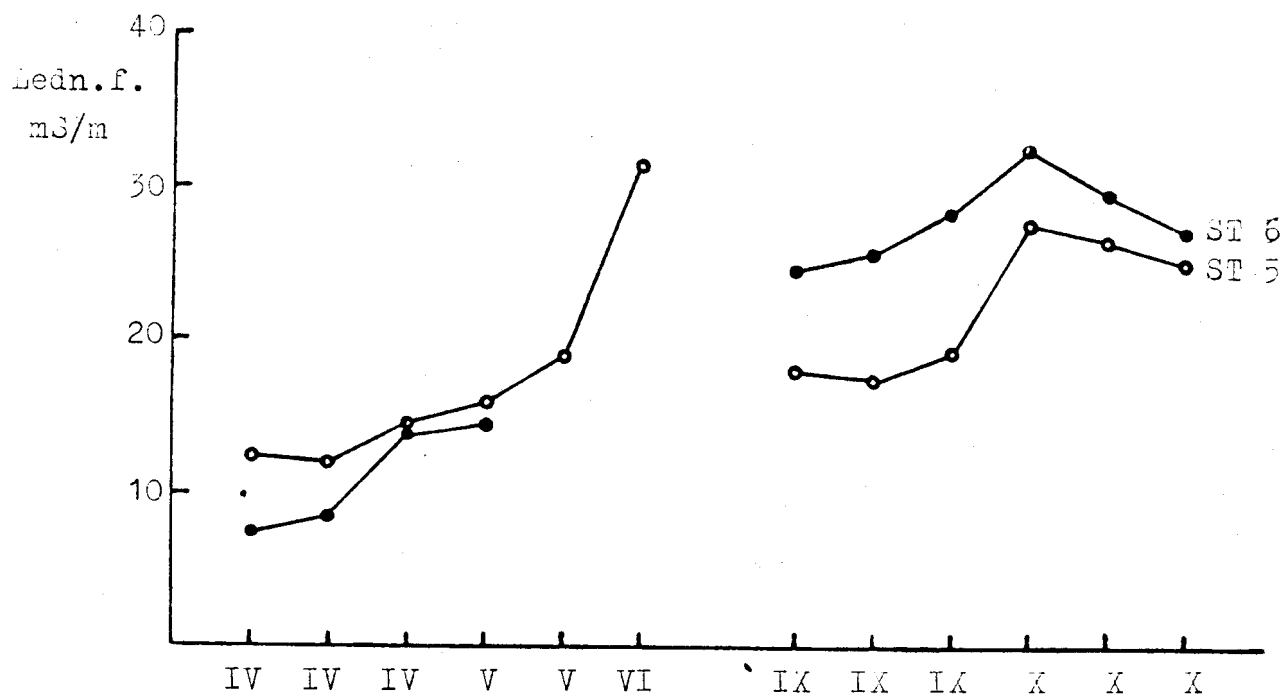
Ledningsförmågan steg för båda stationerna rätt kraftigt mot hösten (fig. 6) medan däremot vattnets syreförbrukning sjönk (fig. 7).

De högsta färgvärdena uppmättes i medlet av maj (65 respektive 100 mgPt/l).

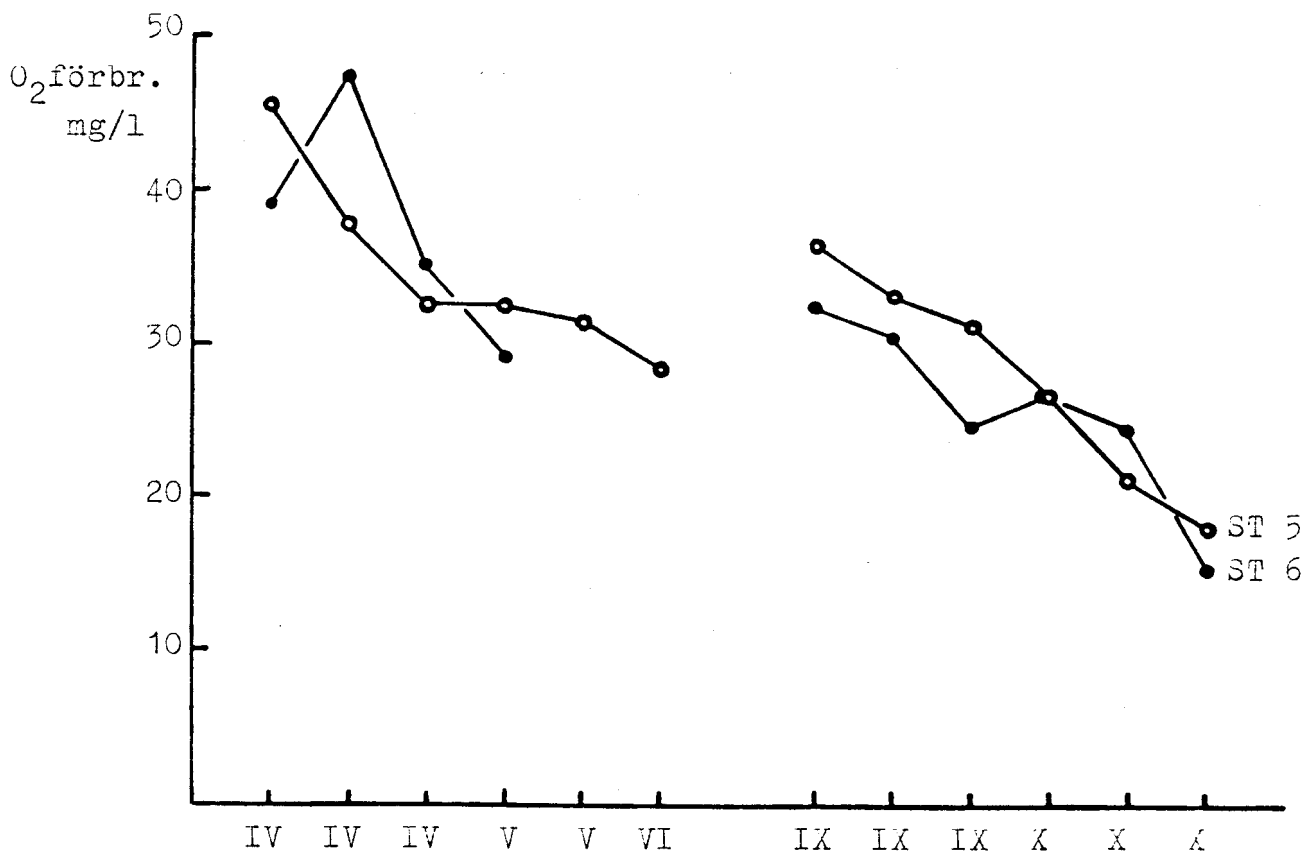
Närsaltshalterna uppvisade också här en sjunkande trend mot hösten, då låga totalfosforvärden och knappt mätbara nitratkvävevärden uppmättes. De högsta noteringarna är från april (fig. 8 och 9).

Station 7. Diket från Borgsjön hade en mycket stor vattenföring vid snösmältningen, men på sommaren och hösten var det helt torrt. Mätningar föreligger således enbart från april-maj.

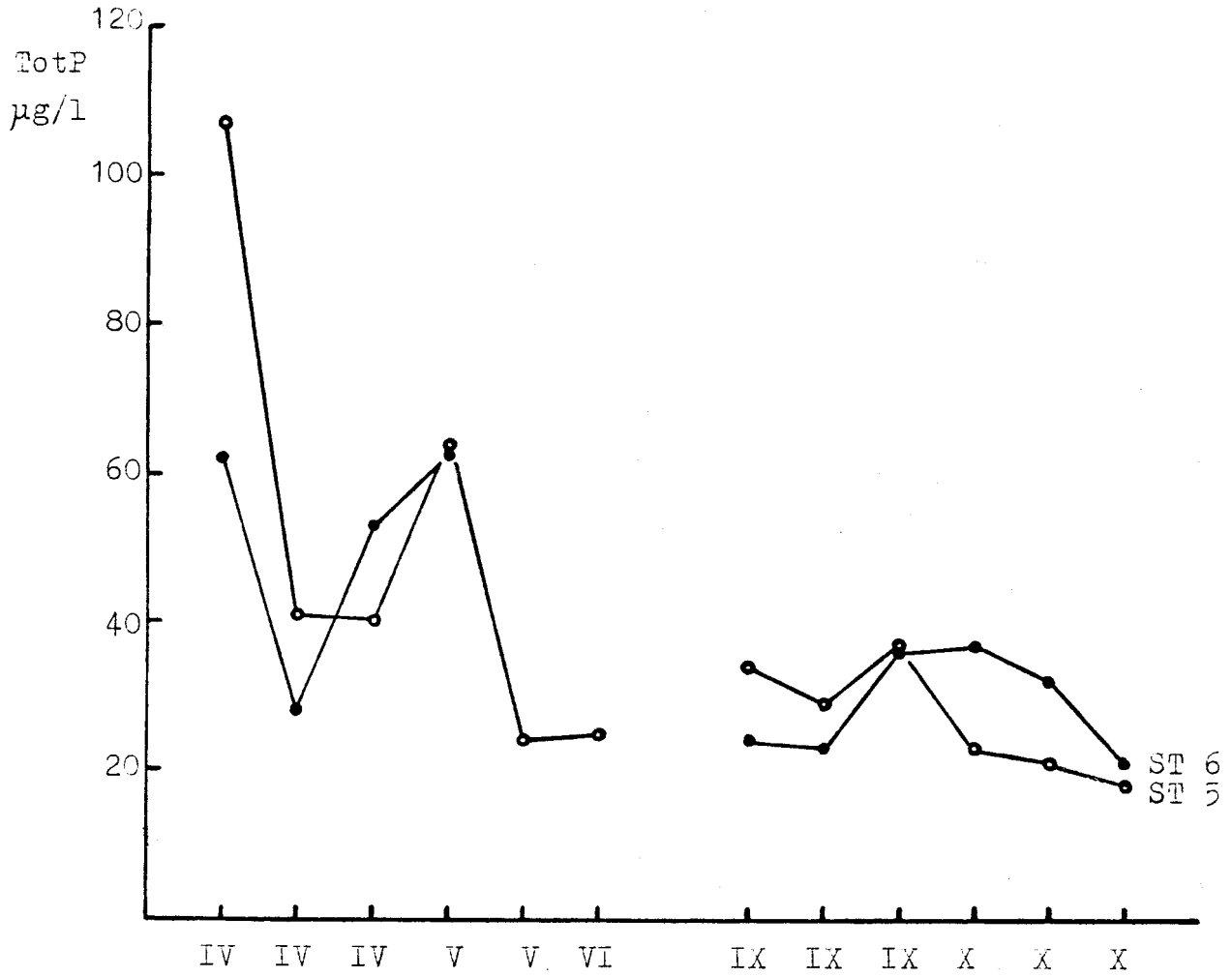
Vattnets pH varierade mellan 6.42 och 6.87, ledningsförmågan och syreförbrukningen var låga liksom även närsaltshalterna.



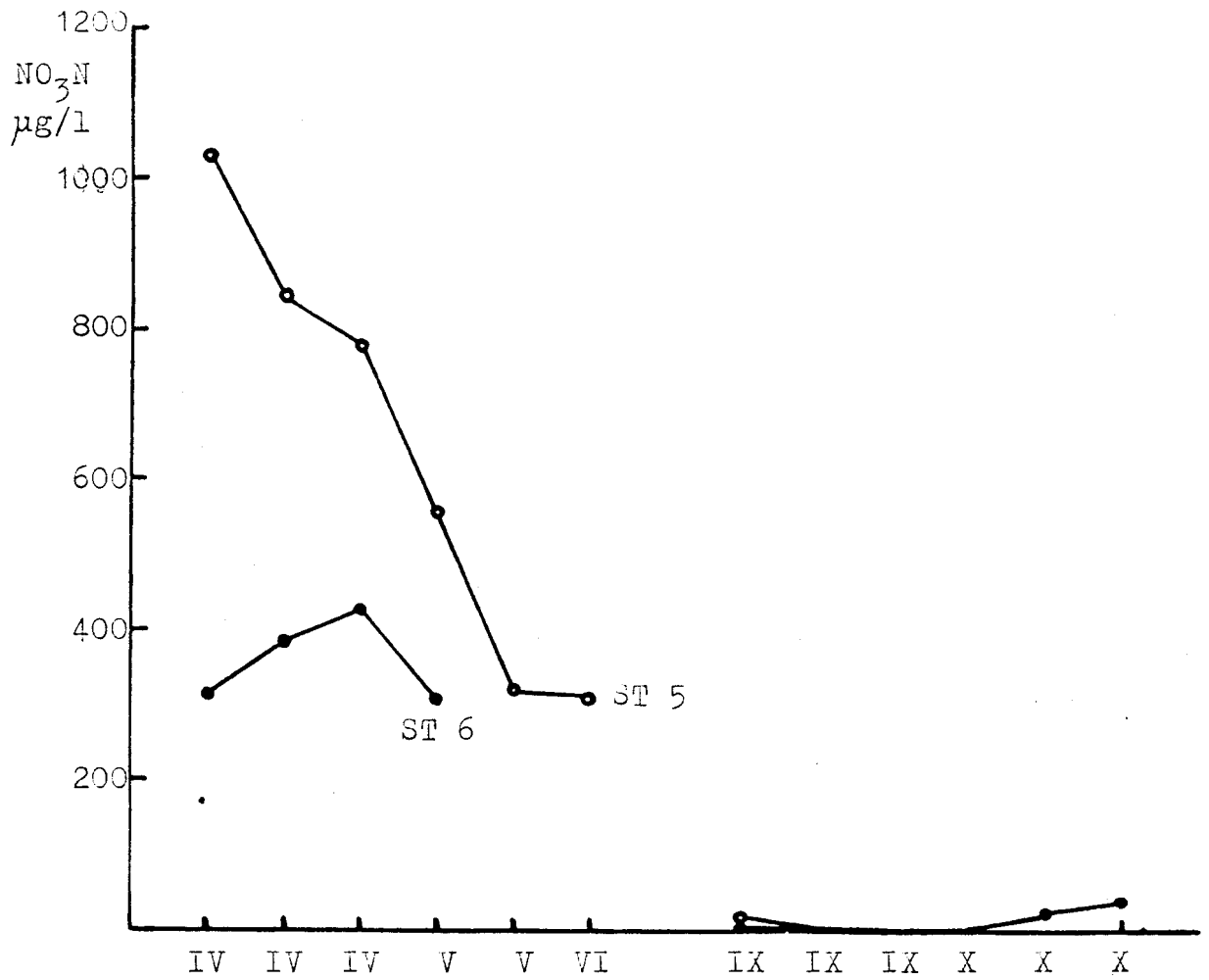
Figur 6. Den elektriska ledningsförmågan under provtagningsperioden på stationerna 5 och 6.



Figur 7. Den kemiska syreförbrukningen på stationerna 5 och 6 under provtagningsperioden.



Figur 8. Totalfosforhalten på stationerna 5 och 6 under provtagningsperioden.



Figur 9. Nitratkvävehalten på stationerna 5 och 6 under provtagningsperioden.

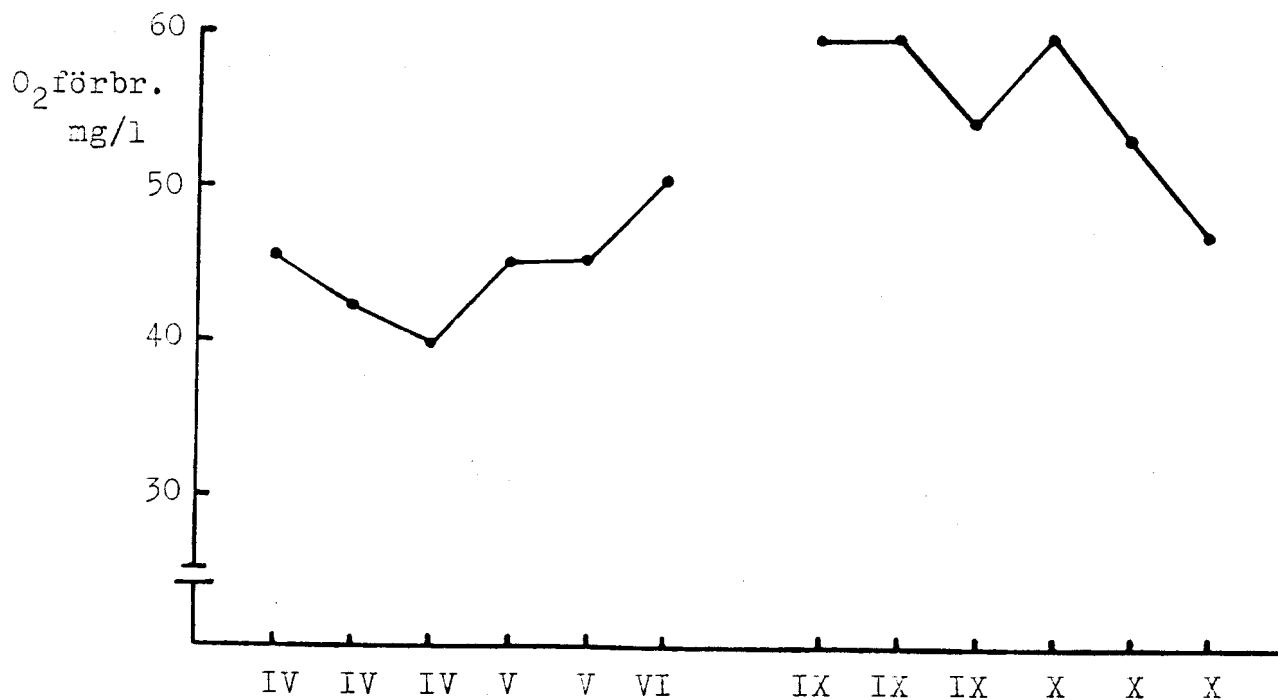
Station 8. Vattenföringen i diket från Storträsket-Lillträsket-Potten var relativt stor på våren, men den minskade kraftigt under sommaren och hösten.

Den högsta noterade temperaturen var 13.2°C i slutet av maj medan vattnets pH höll sig något under 7 (6.41-6.97).

Ledningsförmågan var genomgående låg (maximivärde 23 mS/m) medan vattnets syreförbrukning däremot framför allt under hösten var rätt hög (nästan 60 mg/l, fig. 10).

Färgvärdet varierade mellan 40 och 85 mgPt/l.

Närsaltshalterna var på denna station mycket låga under båda provtagningsperioderna.



Figur 10. Den kemiska syreförbrukningen på station 8 under provtagningsperioden.

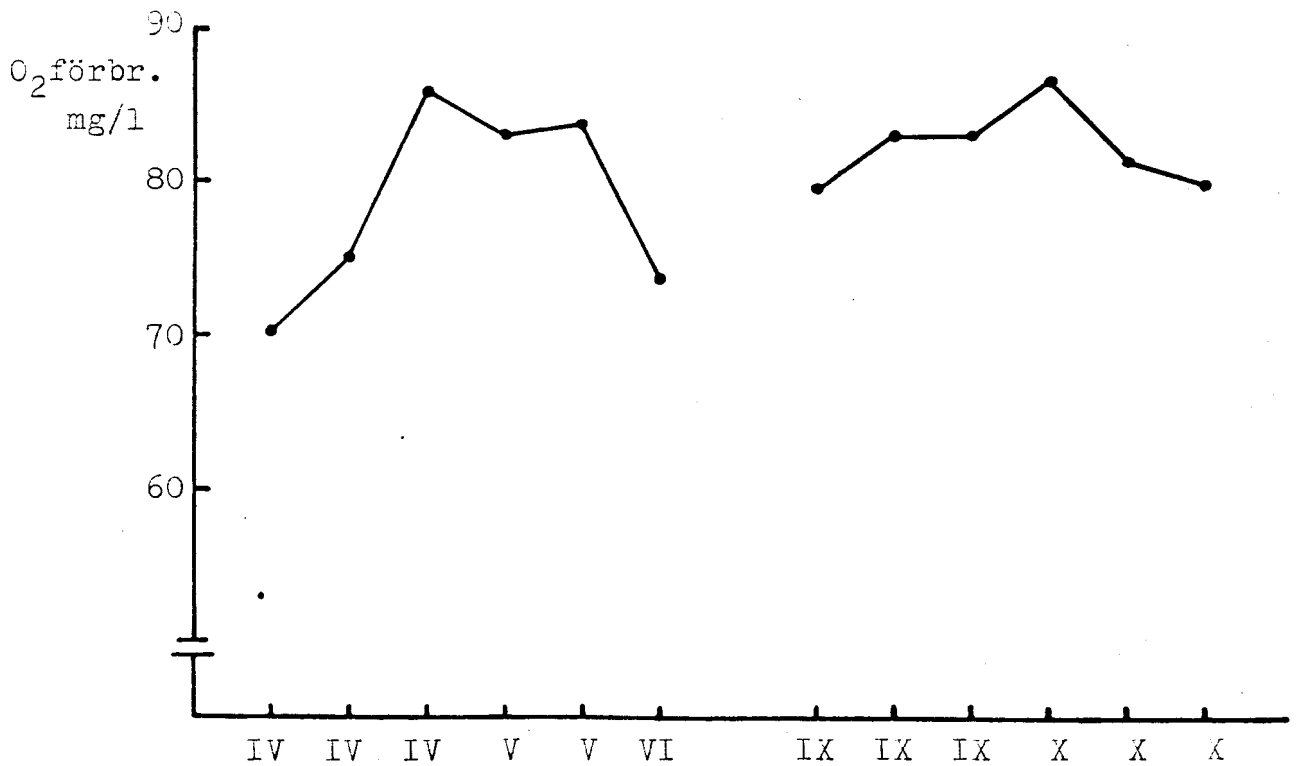
Station 9. Diket som leder vatten från skogs- och kärrområdet norr om Sibby rinner på väg ner till Östra Kyrksundet alldeles förbi ett par större ladugårdar, vilket tydligt påverkar vattenkvaliteten.

Den maximala temperaturen uppmättes i slutet av maj (13.5°C). Vattnets pH varierade mellan 6.16 och 7.35.

Ledningsförmågan var mycket låg (under 10 mS/m) med undantag av den 9 juni då 25.5 mS/m uppmättes.

Vattnets syreförbrukning var konsekvent den högsta som uppmättes under varje provtagningsomgång. Den uppvisade en mycket liten variation och höll sig i de flesta fall över 80 mg/l (fig. 11).

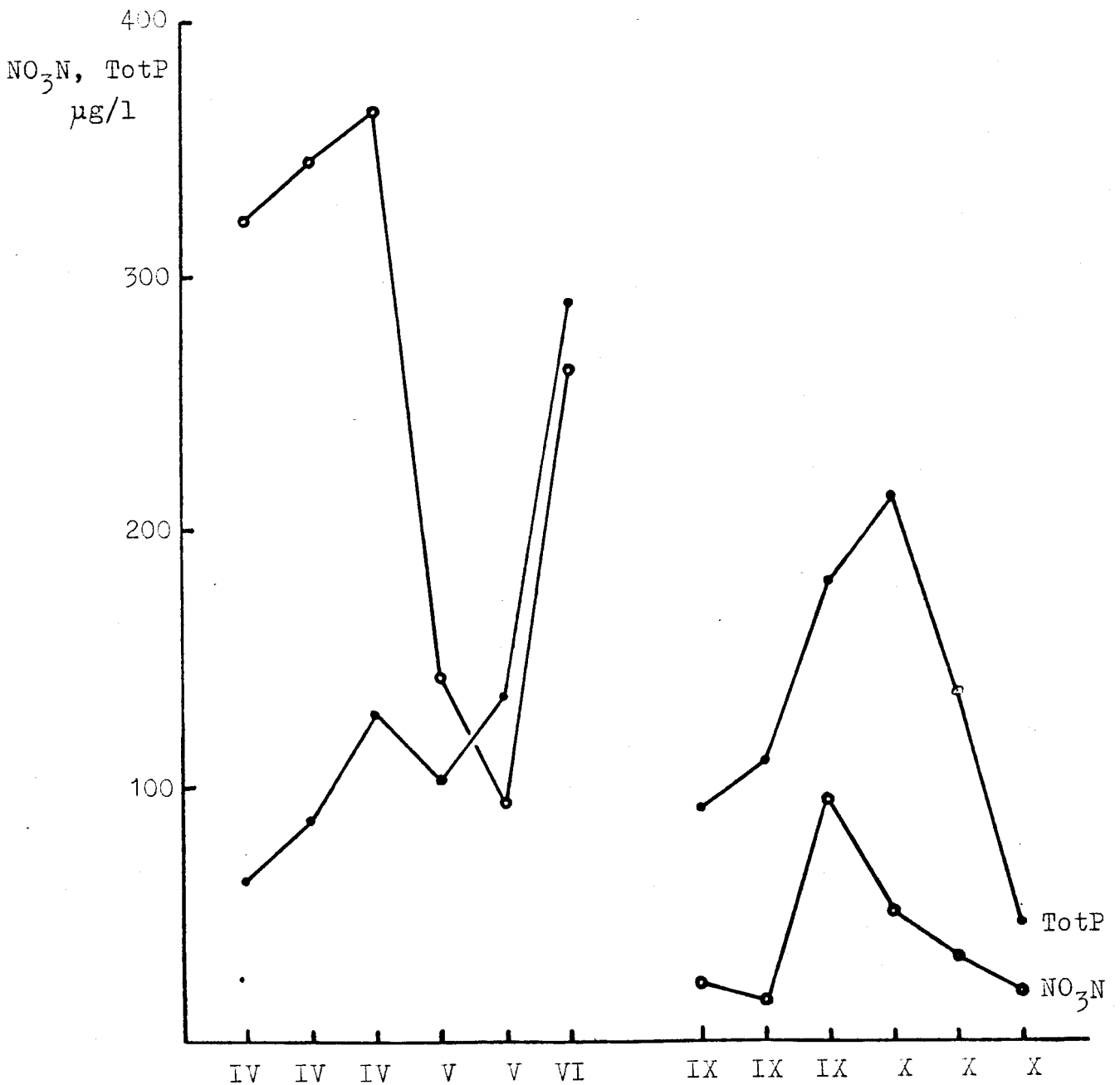
Färgvärdet var i likhet med syreförbrukningen genomgående högre än på de andra stationerna med 185 mgPt/l



Figur 11. Den kemiska syreförbrukningen på station 9 under provtagningsperioden.

som högsta och 100 mgPt/l som lägsta uppmätta notering.

Av närsalterna uppvisade totalfosfor konstant mycket höga värden, medan däremot nitratkvävehalt-erna var låga (fig. 12). Det högsta noterade totalfosforvärdet (290 µg/l) uppmättes i början av juni.



Figur 12. Förändringar i närsaltshalterna på station 9 under provtagningsperioden.

Vattenföringen i diket var stor på våren och höll sig även under sommaren och hösten på en moderat nivå.

Station 10. Diket som dränerar åker- och skogsmark i Lövvik hade rätt låga vattentemperaturer med ett maximum på 11.8°C i slutet av maj.

Vattnets pH-värde höll sig med undantag av april-månad mellan 7 och 7.5 och dess ledningsförmåga var rätt låg (mellan 11 och 28 mS/m).

Syreförbrukningen var på rätt hög nivå och förhöll sig i allmänhet mellan 50 och 60 mg/l.

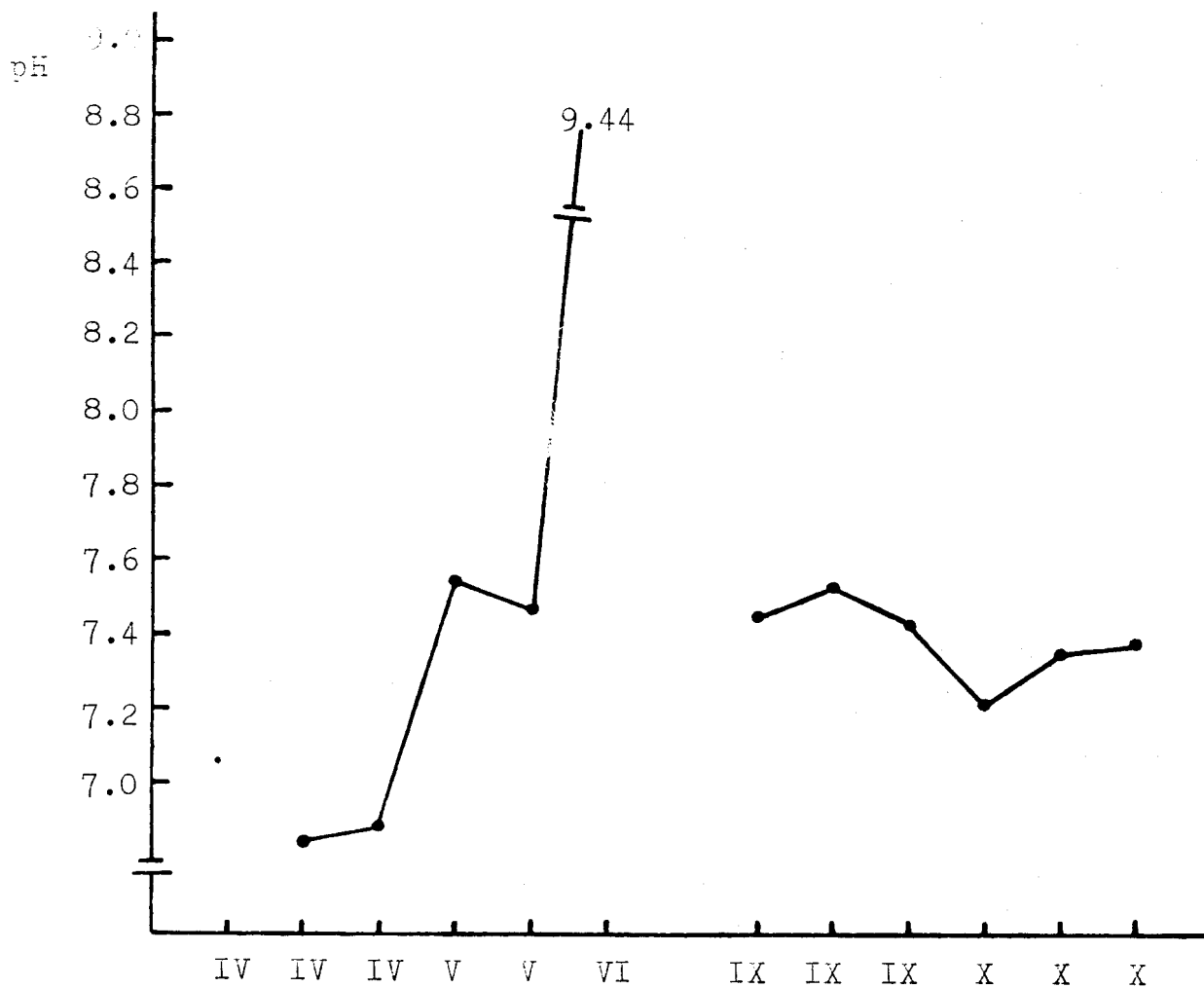
Färgvärdet var också mycket konstant under provtagningsperioderna (90-110 mgPt/l med undantag av den 9 juni då 35 mgPt/l uppmättes).

Av närsalterna uppvisade totalfosfor tidivs något förhöjda värden (maximum 67 µg/l i slutet av april), medan nitratkvävekurvan var typiskt sjunkande mot sommaren för att sedan stiga något mot hösten. Vattenföringen i diket var stor under våren och moderat även under sommaren och hösten.

Station 11. Denna provtagningsstation ger egentligen en bild av Västra Kyrksundets ytvattenkvalitet. Speciellt anmärkningsvärd är den stora pH-amplituden som här noterades (minimum 6.85 i april, maximum 9.44 i samband med en intensiv växtplanktonproduktion i början av juni; se fig. 13).

Ledningsförmågan påverkas på denna station i någon mån av havskontakten. Mycket små fluktuationer uppmättes (minimum 35.5 mS/m på våren, maximum 51 mS/m i slutet av september).

Vattnets syreförbrukning var på moderat nivå med ett maximumvärde uppmätt i maj (45 mg/l) och ett



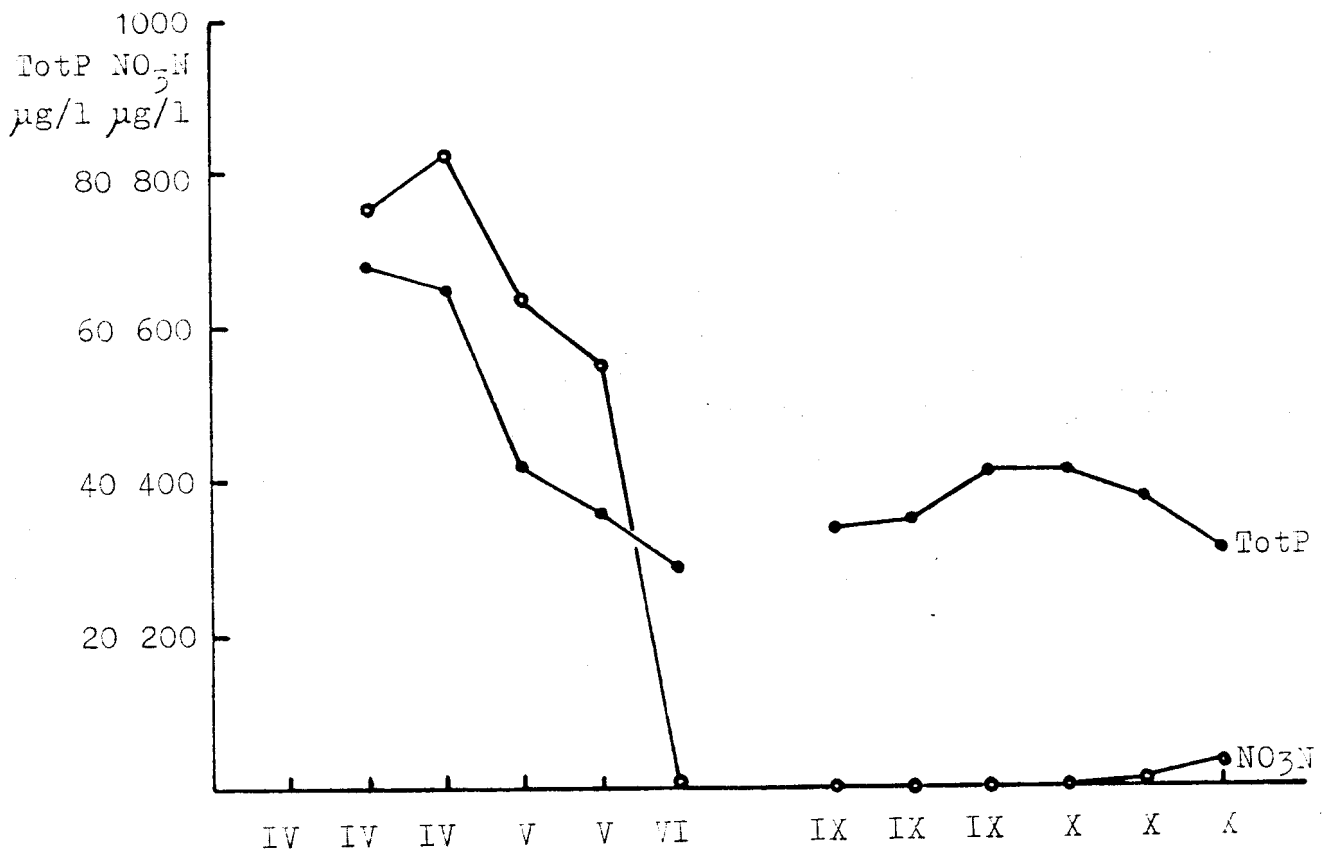
Figur 13. pH-kurvan på station 11 under provtagningsperioden.

minimum uppmätt i oktober (28 mg/l).

Det högsta noterade färgvärdet (85 mgPt/l) erhöjls i mitten av maj, medan det lägsta värdet (20 mgPt/l) är från medlet av oktober.

Närsaltshalterna var för totalfosfors del moderata, medan nitratkvävehalterna igen uppvisade en mot sommaren och hösten sjunkande kurva (fig. 14).

De bakteriologiska undersökningar som utfördes av Folkhälsoförbundets livsmedelslaboratorium på material insamlat i juni och augusti kunde inte påvisa en existens av för höga bakteriehalter. Detta innebär att Kyrksundens ytvatten åtminstone



Figur 14. Förändringar i närsaltshalterna på station 11 under provtagningsperioden.

vid provtagningstidpunkterna var hygieniskt oklanderligt.

Diskussion

Den belastning som ett vattendrag utsätts för i form av avrinning från nederbördsområdet påverkas i första hand av nederbördens och avdunstningens storlek. I allmänhet är avrinningen mindre än nederbörden på grund av avdunstningen. En liten avrinning erhålls vid en stor avdunstning, som till exempel då nederbördsområdet omfattar sjöar, kärrmarker och riklig vegetation (MUSTONEN 1965, 1968). För sydvästra Finlands del är den beräknade medelavrinningen 238 mm/år (SIREN 1955), vilket även bör stämma bra in på de åländska förhållandena. I båda fallen dominerar bördiga lerjordar.

På Åland är dessa jordar dessutom kalkhaltiga.

För alla ämnen som normalt analyseras i samband med vattenanalyser erhålls för sydvästra Finland i allmänhet betydligt högre halter än i övriga riket (LAAKSONEN 1970). Detta stämmer också väl överens med analysresultat från Åland.

På landsbygden utsätts vattendragen främst för en diffus belastning. Betydelsen av denna diffusa belastning ökas genom mänsklig aktivitet som till exempel jord- och skogsbruk, boskapsskötsel, bebyggelse, avstjälningsplatser samt sommarstugor (MUSSAARI 1974, RANTA-PERE 1974, AHL & ODÉN 1975, SÄRKKÄ 1975, NORDFORSK 1977).

För Kyrksundens del utgör jordbruket, boskapsskötseln och bosättningen de största belastningskällorna. På basen av viktvärden från Sverige och Finland är boskapsskötseln den kanske viktigaste källan: 10 kor svarar för en potentiell belastning som motsvarar ca 80 människors fosforbelastning och 150 människors kvävebelastning (RANTA-PERE 1974).

Jordbruket svarar för en betydande del av kvävebelastningen men är inte en lika svår fosforbelastningskälla. Detta beror på att fosfor binds i svårlöslig form till marken, medan kväve inte i motsvarande grad gör det. Sålunda utsätts en kvävegödsling på 115 kg/ha för en urlakning av upp till 15 % under ett år, medan av en fosforgödsling på 35 kg/ha endast ca 1.5 % urlakas (AHL & ODÉN 1975). Problemet med övergödsling och urlakning behandlas vidare i samband med kväveavsnittet.

När uppvisar de analyserade ämnena sina högsta respektive sina lägsta halter och kan en tydlig årscykel skönjas för dessa halter?

Allmänt kan man konstatera att de flesta ämnen uppvisar en tydlig positiv korrelation till vattenflödet: ett kraftigt flöde innebär förhöjda halter. Detta gäller speciellt när-salterna och halten organiskt material. Sålunda är snösmält-

ningsperioden (vårflödet) ur belastningssynpunkt oftast den viktigaste perioden. Enligt MUSSAARI (1974) sker hela 60-70 % av den totala fosforbelastningen och 50-60 % av den totala kvävebelastningen under en månad av vårflödet.

Kraftiga regnperioder kan även under sommar och höst leda till stora förhöjningar av ämneshalterna i tillrinningen (LAAKSONEN 1970).

Då våren och snösmältningen 1982 kom igång rätt tidigt och då undersökningen av praktiska skäl inleddes först i medlet av april, är det troligt att de undersökta vattendragen redan hade passerat sina toppar beträffande till exempel när-saltshalter.

År 1982 var ur väderlekssynpunkt extremt med stora mängder snö under vårvintern och en lång torrperiod under sommaren och förhösten. Av dessa orsaker är undersökningsresultaten inte fullt allmängiltiga med tanke på "normala" år. Man bör således notera att stora årliga variationer främst förorsakade av klimatologiska faktorer är möjliga då resultat från olika år jämförs. Härvid bör även korttids (från dag till dag) variationers existens framhävas.

Av de parametrar som beaktades vid denna undersökning utgör temperaturen den som ger minst information om vattendragens kvalitet. Generellt kan man konstatera att en hög sommar-temperatur i allmänhet innebär långsamt strömmande vatten med någon större värmelagrande vattenreservoar (sjö) på nära avstånd.

Vattnets pH-värde utgör ett mått på kolsyrebalansen i systemet. Denna balans påverkas av de vattenlevande organismernas livsfunktioner förutom av en massa yttre faktorer (till exempel markens surhetsgrad och humusmängd). Utmed sydvästra Finlands svavelrika kustområde är pH-värdet i bäckar och diken relativt lågt (LAAKSONEN 1970). Jämfört med dessa är de åländska värdena högre, vilket beror på det relativt rikliga kalkinslaget i

jordarna. Lägst är vattnets pH på vårarna efter den biologiskt sett rätt inaktiva vinterperioden. Härvid är även buffertkapaciteten lägst.

Den elektriska ledningsförmågan (konduktiviteten) är ett mått på mängden joner i vattnet. Vid tillrinningsundersökningar påverkas ledningsförmågan främst av jordmänen och åkerarealen. I sydvästra Finland, där svavelrika lerjordar dominerar, är ledningsförmågan i allmänhet rätt hög (LAAKSONEN 1970). Förhållandena på Åland kan jämföras med dem i sydvästra Finland. Normalt kan man iaktta en förhöjning av ledningsförmågan mot hösten (MUSTONEN 1965), vilket också stämde bra in på denna undersökning.

Den kemiska syreförbrukning (KMnO_4 -förbrukning) används som ett mått på mängden lätt oxiderbara substanser i vattnet och avspeglar således dess belastning. Vid kraftig tillrinning är syreförbrukningen i allmänhet stor, vilket innebär att de högsta syreförbrukningsvärdena normalt erhålls i samband med vårflödet och vid kraftiga regnperioder. Bosättning, boskapsskötsel och en hög humushalt inverkar förhöjande på vattnets syreförbrukning, medan till exempel täckdikning av åkermark på grund av minskad erosion har en sänkande effekt på syreförbrukningen (BRINK et al. 1978).

Vattnets färgvärde kan anses vara direkt proportionellt mot vattenkvaliteten så, att ett lågt färgvärde i allmänhet innebär rent vatten. Färgvärdet påverkas till exempel av planktonorganismer och humusbelastning. I den gjorda undersökningen var färgvärdet vanligen högst i samband med vårflödet förutom för station 9 och 10, där höga färgvärden genomgående uppmättes.

Av de belastningsfaktorer som från tillrinningsområdet påverkar ett vattendrag är närsaltsbelastningen den avgjort viktigaste. Tillgången på närsalter, av vilka fosfor och kväve är de betydelsefullaste, ansvarar för den huvudsakligaste regleringen av tillståndet i ett vattendrag genom att direkt påverka planktonorganismers och makrofyters tillväxtmöjligheter. En

näringsrik miljö med en massiv växtproduktion påverkar sedan i sin tur andra faktorer i sjön som till exempel siktdjup, vattnets färg och syreförråd, igenväxning och försumpning av stränderna m.m.

De högsta kvävehalterna i tillrinningen kan uppmätas i samband med kraftigt vattenflöde: avrinningens storlek inverkar starkt på kväveurlakningens storlek. Sålunda är kvävehalterna i allmänhet som högst vid vårflödestiden, då kvävet förekommer i form av lösliga nitrater. Ett flertal forskare har kunnat iaktta en positiv korrelation mellan vattnets nitratkvävehalt och tillrinningsområdets åkerprocent, medan däremot nitratkvävet och sjöprocenten har uppvisat en negativ korrelation (LAAKSONEN 1970, SÄRKKÄ 1971, AHL & ODÉN 1975, AHL 1977, LARSEN 1977).

En mer eller mindre fast sammankoppling av bosättning, intensivt jordbruk och boskapsskötsel gör det svårt att särskilja dessa belastningskällor från varandra med avseende på den totala belastningens storlek (KAUPPI 1979). Kvävebelastningen har dock visat sig vara stor även i rena jordbruksområden, vilket kan föranleda den slutsatsen att jordbruket är den största belastningskällan beträffande kväveföreningar (PEKKARINEN 1979).

Normalt förekommer det i våra jordbruk i detta nu en avsevärd övergödning främst vad som anbekommer kväveföreningar. Då en övergödning innebär att växterna kan tillgodogöra sig endast en liten del av den utspridda gödselmängden, är resultatet helt enkelt en ökad kväveurlakning från åkrarna (LATURI 1977, ELONEN 1978, SILLANPÄÄ 1978). Det urlakade kvävet hamnar sedan med avrinningen i recipientsjön för att här användas av vattenväxterna. BRINK (1978) konstaterade att en sänkning av gödslingsnivån resulterade i en mindre kväveurlakning medan skördens storlek inte påverkades.

I samband med denna undersökning uppmättes de högsta nitratkvävehalterna under vårflödet i de intensivt odlade områdena.

Mot sommaren sjönk halterna till en knappt mätbar nivå för att sedan igen öka obetydligt mot hösten (härvid bör man beakta att den egentliga höstregnsperioden inföll först efter det provtagningarna hade avslutats). Station 9, som beträffande alla andra parametrar uppvisar starka föroreningssymptom, hade genomgående låga nitratkvävehalter. Detta beror till stor del på belastningens karaktär: den uppodlade åkerarealen är liten, vilket innebär att belastningen i detta fall inte kom från jordbruket utan främst från boskapsskötsel och bosättning. I dylika fall förekommer kvävet främst i ammoniumform (PEKKARINEN 1979). Denna kvävefraktion analyserades inte på grund av metodikproblem i samband med denna undersökning.

I de flesta fallen är det dock fosfor som utgör den produktionsbegränsande faktorn för de vattenlevande primärproducenterna. Normalt är fosfor tillgänglig för växtproduktionen enbart då den förekommer i fosfatform.

I naturen binds fosfor i svåröslig form till jorden, vilket innebär att den inte i lika hög grad som kvävet direkt urlakas vid kraftig avrinning. Indirekt spelar avrinningens storlek dock en betydande roll i och med att erosionen kraftigt ökar vid ökad avrinning. Enligt KAIJALAINEN (1972) är avrinningens fosforhalt i jordbruksområden normalt beroende av graden av erosion som det rinnande vattnet åstadkommer. BRINK et al. (1978) påpekar att avrinningens totalfosforhalt främst påverkas av väderleksförhållandena (nederbörden), områdets åkerprocent och av åkrarnas lutningsvinkel.

Beaktar man åländska förhållanden bör man minnas de åländska markernas kalkhalt. Enligt PEKKARINEN (1979) resulterar en hög Ca-halt i att fosfors löslighet ökar. Sålunda kan en överraskande hög totalfosforhalt i bäckfåror med starkt strömmande vatten bero även på denna faktor.

Allmänt har man konstaterat att avloppsvatten från bosättning är den överlag viktigaste källan för fosforbelastning medan jordbruket här spelar en underordnad roll. En betydande del

av fosfor i bosättningsspillvattnet härstammar i sin tur från de syntetiska tvättmedlen. Varje tvättmedelspaket innehåller betydande mängder fosfor (i medeltal 100 g/paket). Om man beaktar att 1 g fosfor kan ge upphov till 2 kg alger och att det åtgår 140 g syre för en nedbrytning av denna mängd (14000 l rent vatten!), kan man förstå hur lätt dessa döda och sedimenterade algmassor åstadkommer total syrebrist i sjöar med skiktade betingelser. Här sker all nedbrytning i det stillastående bottenvattnet dit inget nytt syre tillförs.

Ifall avrinningen, innan den når den slutliga recipienten, rinner genom små sjöar, kan man vänta sig en lägre fosforhalt i det vatten som når fram till recipienten. Detta beror på sjöarnas förmåga att fungera som närsaltsfällor (gäller även kväve): planktonorganismer och övrig vegetation i sjöarna binder fosfor vid sina livsprocesser och en del av denna fosfor sedimenterar sedan med de döende algerna. Partikulärt bundet fosfor sedimenterar här lätt på vattnets genomströmningshastighet är låg (LAAKSONEN 1970, AHL 1977, HELMINEN 1978, WARTIOVAARA 1978).

Den högsta totalfosforhalterna uppmättes vid denna undersökning på station 3 och station 9. Detta var helt väntat då tillrinningen på dessa stationer i första hand påverkas av bosättning och boskapsskötsel (station 3 även av jordbruk, vilket torde förklara vårens höga kvävehalter).

Sammanfattning

År 1982 utfördes en undersökning av Östra och Västra Kyrksundets nederbördsområde. Vid undersökningen eftersträvades uppgifter om den belastning som sjöarna ifråga utsätts för via tillrinningen från nederbördsområdet, vilka de huvudsakliga belastningskällorna är samt huruvida någon tydlig punktbelastning förekommer.

Ovannämnda målsättning bestämde i stort såväl provtagningsstationernas utplacering som provtagningspunkterna. Proverna togs från alla större bäckar och diken som mynnar ut i sjöarna, medan provtagningarna tidsmässigt skedde under de perioder då vattenflödet i dikena antogs vara störst (d.v.s. under snösmältningsperioden och i samband med de väntade höstregnen).

Undersökningen påbörjades av praktiska skäl först i medlet av april, vilket med tanke på den tidiga våren måste anses vara i senaste laget. Höstens undersökningar avslutades i slutet av oktober, vilket igen var för tidigt på grund av den torra och varma förhösten (de egentliga höstregnen kom först efter det provtagningarna redan avslutats). Resultaten kan av denna orsak, främst då med tanke på höstperioden, inte anses vara helt representativa för ett "genomsnittsår".

Helt överensstämmande med tidigare utförda undersökningar på Åland (HELMINEN 1978, 1980) uppmättes den kraftigaste belastningen av recipientsjöarna i samband med vårflödet. Härvid var t.ex. den kemiska syreförbrukningen och närsaltshalterna så gott som genomgående högst (med undantag av station 9, där höga värden konstant uppmättes!). Om man dessutom beaktar att en avsevärd del av årets totalavrinning sker under denna period, bör vårflödesperioden anses vara den viktigaste ur belastningssynpunkt. Då en positiv korrelation mellan belastning och vattenflöde förekommer, infaller en andra belastningstopp i samband med höstregnen. Hur viktig denna höstbelastning är beror helt på nederbördens mängd och regnperiodens

varaktighet. En avsevärd variation kan härvid iakttas från år till år.

Då industriella utsläpp till de undersökta sjöarna saknas, kan man utgå från att den största belastningen kommer från jordbruk, bosättning och boskapsskötsel. Att åtgärda dessa belastningskällor är dock en svår uppgift, då det i de flesta fallen är fråga om en diffus belastning: klara punktbelastningar förekommer endast i två fall. Diken, som på grund av höga närsaltshalter och kraftig vattenföring är betydelsefulla för recipienten, är Björbyströmmen (station 3) och Sibbydiket (station 9). Det sistnämnda är måhända den allra tydligaste punktbelastningskällan kring Kyrksunden med höga värden på de flesta parametrarna året om. Diket rinner rätt igenom ett bosättningsområde där boskapsskötsel dominerar (alldeles intill två ladugårdar). Höga fosforhalter uppmättes vid alla provtagningar, vilket var väntat i ett boskaps- och bosättningsbelastat vatten.

Den viktigaste kvävebelastningskällan är jordbruket. En åtgärddning är svår att genomföra, men saklig information om övergödning och gödslingsstidpunkter kunde kanske prövas.

Litteratur

- AHL, T. 1977. Diffusa föroreningar i relation till markanvändning. Nordforsk Miljövårdssekr. Publ. 1977 (2): 483-490.
- AHL, T., ODÉN, S. 1975. Närsaltskällor - en översikt. Nordforsk Miljövårdssekr. Publ. 1975 (1): 99-133.
- ATLAS ÖVER SKÄRGÅRDSFINLAND. 1960. Nordenskiöldsamfundet i Finland, Helsingfors.
- BRINK, N., GUSTAFSON, A., PERSSON, G. 1978. Förluster av växtnäring från åker. Ekohydrologi I. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala. 60 s.
- CEDERCREUTZ, C. 1934. Die Algenflora und Algenvegetation auf Åland. Acta Bot. Fennica 15: 1-20.
- CEDERCREUTZ, C. 1947. Die Gefässpflazenvegetation der Seen auf Åland. Acta Bot. Fennica 38.
- ELONEN, P. 1978. Väkilannoituksen merkitys ja kehitys pohjoismaissa. Käytännön maamies 4: 89-93.
- HELMINEN, O. 1978. Tillrinningen till Markusbölefjärden och Långsjön 1976. Husö biol.stat.Medd. 20: 5-30.
- HELMINEN, O. 1980. Närsalter i utlopp från odlingar och bosättningscentra på fasta Åland 1974-1975. Forskn. rapport till Ålands Landskapsstyrelse No 9.
- KAIJALAINEN, E. 1972. Aineiden huuhtoutumisesta jokivesiin Etelä-Pohjanmaalla. Diplomarbete. Uleåborgs Universitet. 95 s.
- KAUPPI, L. 1979. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. Vattenforskningsinstitutets Publ. 30: 21-41.
- KOROLEFF, F. 1979. Meriveden yleisimmät kemialliset analyysimenetelmät. Meri 7: 1-60.

- LAAKSONEN, R. 1970. Vesistöjen veden laatu. Vesiensuojelun valvontaviranomaisten vuosina 1962-1968 suorittamaan tarkkailuun perustuva tutkimus. Jord- och vattentekn. forskn. 17. Helsingfors 132 s.
- LARSEN, V. 1977. Oversikt over diffus stoftilførsel til vandløb fra landbruget. Nordforsk Miljøvårdssekr. Publ. 1977 (2): 165-181.
- LAITURI, R. 1977. Typpi-, fosfori- ja kaliumlannoituksen kehitys Suomessa. Jordbrukets forskningscentral. Kehittyvä Maatalous 36: 3-11.
- LINDHOLM, T. 1975. Meromiktiska sjöar på Åland. En undersökning av sjöar med bräckt vatten. Husö biol.stat.Medd. 17: 17-41.
- MUSSAARI, I. 1974. Maatilatalous ja sen vaikutus vesistöjen kuormittajana. Vattenstyrelsens Medd. 79: 1-232.
- MUSTONEN, S. 1965. Meteorologisten ja aluetekijöiden vaikutuksesta valuntaan. Jord- och vattentekn.forskn. 12: 1-109.
- MUSTONEN, S. 1968. Kesäsaateiden aiheuttaman valunnan määrittämisestä. Vesitalous 2/1968: 12-16.
- NORDFORSK. 1977. Diffuse vannforurensninger. Trettende nordiska symposiet om vattenforskning. Nordforsk Miljøvårdssekr. Publ. 1977 (2).
- PEKKARINEN, M. 1979. Ravinteiden huuhtoutuminen Siuntionjoen vesistöalueella. Diplomarbete, 216 s. Tekniska högskolan. Vattenresurslaboratoriet.
- RANTA-PERE, V. 1974. Vesistöjen hajakuormituksen arvioiminen. Ympäristö ja Terveys 5: 309-321.
- SILLANPÄÄ, M. 1978. Lannoitus ja maan ravinnevarojen kehitys. Käytännön maamies. 1978 (3): 17-21.
- SIRÉN, A. 1955. Suomen vesistöalueet ja keskimääräiset valuma-

arvot. Hydrologian toimiston tiedonantoja XV.
Helsingfors.

SÄRKKÄ, M. 1971. Kasviravinteiden huuhtoutuminen maaperästä
Suomessa. Kemiaan teollisuus 28: 367-377.

SÄRKKÄ, M. 1975. Översikt över olika källor till näringsutsläpp.
Nordforsk. Miljövårdssekr. Publ. 1975 (1): 161-174.

VESIANALYYSITOIMIKUNNAN MIETINTÖ. Komiteamietintö 1968: B 19.
Helsingfors 1968.

Tabell 2.

Station 1	T ^o C	pH	Ledningsf. mS/m	KMnO ₄ mg/l	Färg mgPt/l	TotP µg/l	NO ₃ N µg/l
13.4	1.9	6.64	13.5	45.5	-	160	102
21.4	3.7	6.83	22.5	37.2	30	56	131
29.4	5.8	6.87	21.0	34.5	35	11	71
13.5	→	torrlagt					
Station 2							
13.4	1.5	6.56	23.0	49.3	-	91	1348
21.4	3.9	6.85	28.0	49.4	75	60	694
29.4	5.0	6.94	38.5	38.4	55	33	449
13.5	7.3	7.44	38.0	33.2	45	33	356
26.5	9.8	7.52	41.5	36.7	40	25	285
9.6	15.0	8.57	40.0	40.4	30	15	6.3
3.9	15.2	7.68	40.0	38.5	40	29	1.9
9.9	13.7	7.26	40.0	33.2	35	20	50
27.9	12.1	6.88	43.8	31.9	30	21	25
4.10	12.0	7.21	41.5	34.5	35	31	26
12.10	9.4	7.18	43.2	32.0	30	30	25
19.10	6.3	7.04	43.6	32.4	30	28	23
Station 3							
13.4	1.5	6.48	17.0	55.6	-	249	1248
21.4	4.8	6.66	19.5	57.7	100	71	834
29.4	6.9	6.82	21.0	49.5	95	57	766
13.5	8.9	6.87	22.0	51.1	80	55	440
26.5	12.2	6.78	24.5	45.9	65	37	322
9.6	10.4	6.78	23.0	41.1	50	34	147
3.9	11.3	6.98	31.7	66.4	70	37	8.4
9.9	10.5	6.83	31.5	55.1	80	44	5.2
27.9	9.1	6.71	40.8	53.1	100	85	4.9
4.10	10.4	6.86	39.6	50.8	85	55	6.4
12.10	7.0	6.89	40.5	49.8	70	41	7.1
19.10	0.6	6.87	43.1	48.2	60	36	11
Station 4							
13.4	1.8	6.41	16.0	55.0	-	56	1174
21.4	4.1	6.60	18.5	42.3	70	66	786
29.4	7.0	7.01	19.0	44.3	70	36	716
13.5	10.3	7.32	18.5	43.2	60	40	684
26.5	12.8	7.46	19.5	40.6	40	12	511
9.6	15.2	7.39	19.5	36.7	40	22	182

Station 4	T ^o C	pH	Ledningsf. mS/m	KMnO ₄ mg/l	Färg mgPt/l	TotP µg/l	NO ₃ N µg/l
3.9	14.6	7.36	20.0	44.5	40	32	3.2
9.9	13.4	7.31	19.9	36.5	50	25	1.5
27.9	12.8	6.87	21.8	34.5	70	40	4.8
4.10	11.5	6.94	20.4	33.2	50	33	4.9
12.10	8.8	7.00	21.0	34.8	35	28	4.7
19.10	3.9	7.03	21.0	37.9	30	22	4.3

Station 5

13.4	0.8	6.84	12.5	45.5	-	107	1028
21.4	3.2	7.01	12.0	37.8	60	41	844
29.4	5.3	7.15	14.5	32.6	60	40	778
13.5	6.4	7.28	16.0	32.5	65	64	554
26.5	10.5	7.41	19.0	31.4	45	24	322
9.6	7.9	7.26	31.5	28.4	30	25	309
3.9	11.3	6.97	17.9	36.5	40	34	19
9.9	10.5	6.85	17.5	33.2	40	29	1.8
27.9	10.2	6.77	19.3	31.2	45	37	4.1
4.10	9.8	6.96	27.5	26.7	40	23	4.8
12.10	7.1	6.99	26.5	21.2	30	21	3.0
19.10	1.3	7.02	25.0	17.9	25	18	0

Station 6

13.4	1.9	6.54	7.5	39.2	-	62	311
21.4	6.3	6.59	8.5	47.5	45	28	382
29.4	8.6	6.51	14.0	35.2	95	53	427
13.5	7.0	6.54	14.5	29.2	100	63	305
26.5	-	-	-	-	-	-	-
9.6	-	-	-	-	-	-	-
3.9	11.4	6.50	24.5	32.5	40	24	4.7
9.9	10.7	6.71	25.5	30.5	40	23	0.6
27.9	10.0	6.70	28.2	24.6	50	36	3.8
4.10	11.0	6.81	32.5	26.7	55	37	5.2
12.10	9.0	6.83	29.5	24.5	35	32	22
19.10	0.9	6.81	27.0	15.2	25	21	37

Station 7

13.4	1.9	6.46	9.0	31.6	-	17	117
21.4	3.8	6.45	9.0	33.4	30	14	187
29.4	5.3	6.42	14.5	46.9	90	27	100
13.5	6.8	6.87	10.0	31.9	45	21	51
26.5	12.1	6.68	15.0	45.9	95	24	18
9.6	→	torrlagt					

Station 8	T ^o C	pH	Ledningsf. mS/m	KMnO ₄ mg/l	Färg mgPt/l	TotP µg/l	NO ₃ N µg/l
13.4	2.5	6.41	11.0	45.5	-	39	272
21.4	6.4	6.75	13.0	42.3	55	35	115
29.4	8.0	6.94	15.5	39.7	85	37	30
13.5	10.5	6.97	15.0	45.2	60	35	9.0
26.5	13.2	6.79	17.5	45.2	55	18	4.1
9.6	9.4	6.92	17.5	50.6	40	15	16
3.9	12.2	6.70	17.6	59.7	50	26	4.1
9.9	11.2	6.76	18.0	59.8	55	22	3.9
27.9	10.6	6.73	21.0	54.4	65	16	5.1
4.10	10.0	6.76	23.3	59.9	85	38	4.0
12.10	7.5	6.80	22.8	53.5	60	27	2.9
19.10	0.8	6.85	22.8	46.9	45	17	1.3

Station 9

13.4	2.0	6.47	6.0	70.2	-	63	323
21.4	4.8	6.72	7.0	75.1	140	87	346
29.4	7.5	6.87	8.0	85.9	170	128	366
13.5	8.4	6.92	8.0	63.0	180	103	142
26.5	13.5	7.35	10.5	83.8	180	135	93
9.6	11.5	7.30	25.5	73.9	130	289	263
3.9	11.0	6.16	7.6	79.6	100	92	23
9.9	10.6	6.27	7.0	83.0	120	109	16
27.9	10.9	6.40	9.1	83.0	155	179	94
4.10	10.6	6.43	9.3	86.6	185	213	51
12.10	7.2	6.37	8.0	81.4	150	136	33
19.10	1.0	6.34	6.4	79.9	135	46	18

Station 10

13.4	1.5	6.59	11.0	56.9	-	38	980
21.4	4.5	6.85	12.5	53.9	90	28	790
29.4	6.0	7.12	14.0	52.1	110	67	707
13.5	7.1	7.20	16.0	53.1	110	38	716
26.5	11.8	7.43	19.5	52.4	90	46	407
9.6	7.8	7.54	28.5	37.9	35	13	167
3.9	11.0	7.42	19.5	56.4	90	24	69
9.9	10.2	7.38	15.4	57.1	90	44	7.2
27.9	9.5	7.33	23.5	49.8	100	23	47
4.10	9.1	7.48	22.7	44.3	100	33	73
12.10	6.9	7.46	22.9	43.5	90	30	92
19.10	0.8	7.41	23.0	42.0	85	19	150

Station 11	T ^o C	pH	Ledningsf. mS/m	KMnO ₄ mg/l	Färg mgPt/l	TotP µg/l	NO ₃ N µg/l
13.4	-	-	-	-	-	-	-
21.4	4.1	6.85	35.5	43.0	80	68	753
29.4	5.1	6.89	37.5	39.1	70	65	823
13.5	7.6	7.54	38.5	45.2	85	42	638
26.5	10.0	7.47	38.5	37.3	65	36	551
9.6	15.0	9.44	38.0	36.0	50	29	8.1
3.9	14.8	7.45	45.2	41.8	40	34	2.4
9.9	13.5	7.53	44.8	41.8	45	35	0.1
27.9	12.4	7.42	51.0	33.9	55	41	1.7
4.10	11.7	7.21	44.5	31.9	40	41	2.5
12.10	10.1	7.35	43.5	29.8	30	38	12
19.10	7.2	7.38	42.3	27.6	20	31	33