

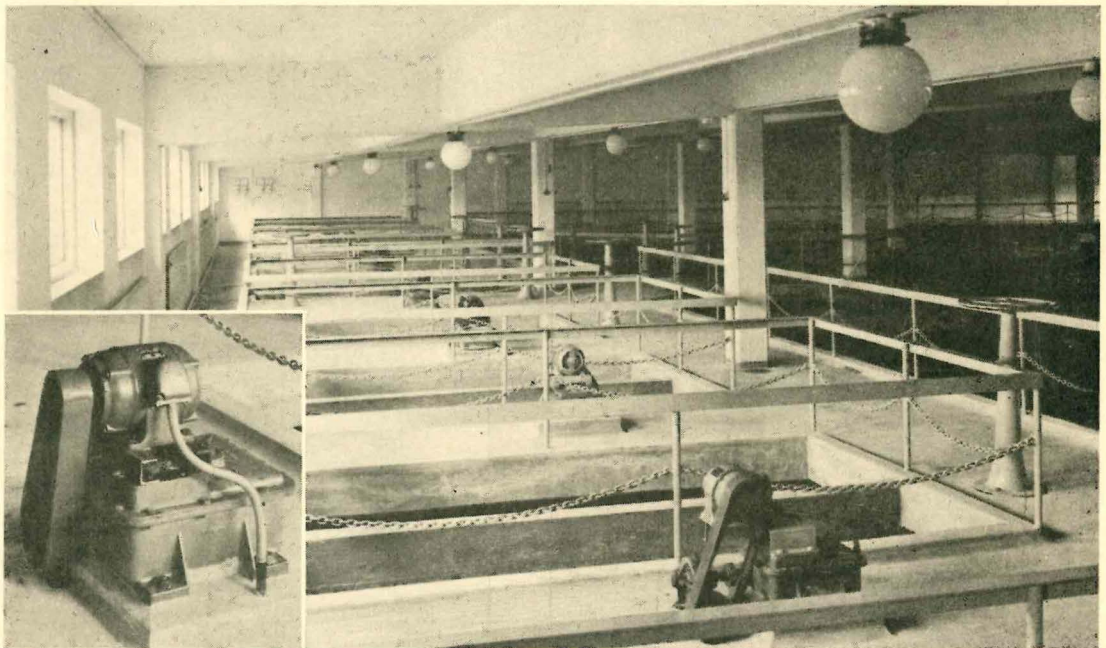
VATTENHYGIEN

NORRVIKEN. s. 38

SOLLENTUNA
FÄLS VÄRDEBENÄMND
18 SEP 1967
Dnr.....



MEKANISKA OMRÖRARE FÖR KOAGULERINGSBASSÄNGER



Installation vid Karlskrona Stads Vattenverk.

AKTIEBOLAGET
ZANDER & INGSTRÖM
AVD. VATTENRENING
STOCKHOLM

Nr 2

Sid.
25-64

UTGIVEN AV
FÖRENINGEN FÖR VATTENHYGIEN

Årg. 4

1948

FLYTANDE KLOR, NATRONLUT och NATRIUMKLORIT

(för klordioxidframställning)

för vattenrening

Försäljes av

STORA KOPPARBERGS BERGSLAGS AKTIEBOLAG
FALUN



ALLMÄNNA INGENIÖRSBYRÅN A/B

— STOCKHOLM —
BLASIEHOLMSTORG 11 • TELEFON 23 24 30
GÖTEBORG • MALMÖ • KALMAR • KARLSTAD
SUNDSVALL • ÖSTERSUND • UMEÅ

Konsulterande för väg- och vatten-
byggnader.

Undersökningar, Förslag, Kontroll
och Arbetsledning.

Vattenförsörjnings- och avlopps-
anläggningar för kommuner och
industrier.

Undersökningar av förorenade
vattendrag.

Industribyggnader — Kraftverk.

Mätningar. Generalplaner, stads-
och byggnadsplaner.

*Anbud och råd lämnas utan kostnad
och förbindelse.*

*Fysikalisk-Kemiska
och bakteriologiska*

vattenanalyser

av vattenlednings-, brunn-, industri-,
bad- och avloppsvatten.

Kontroll av vattenverk enl. Kungl.
Maj:ts förordning nr 654/1941.

Kemiska Kontrollbyrån AB

Holländarg. 3, tel. 234910, Stockholm.
Dr Bernh. Fischer.

*Landets största och bäst inredda offentliga
laboratorium i enskild ägo-grundat år 1883.*

LABORATORIE - CENTRIFUGER



Wifug typ R 10000 R. P. M.

Precisionsvägar
Laboratorieglass

PYREX
och
HYSIL

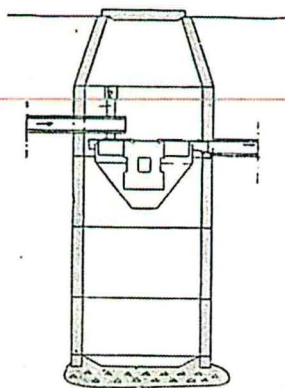


Halvmikro Wifug typ W
4000 R. P. M.

A.B. WINKLERCENTRIFUG

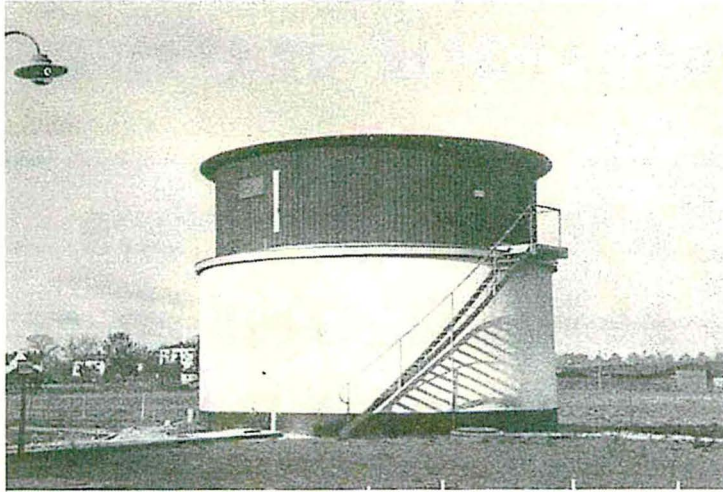
Norrtullsgatan 23 . Stockholm 6 . Tel. 31 38 33, 31 93 07

MYRSJÖBRUNNEN



för rening av
avloppsvatten

Tillverkare: **A.-B. Rosberg & Co** Kristianstad



Avloppsreningsverk i Enköping. Vy av 2 stegs slamrötkammare.

VATTENBYGGNADSBYRÅN

Konsulterande ingenjörer

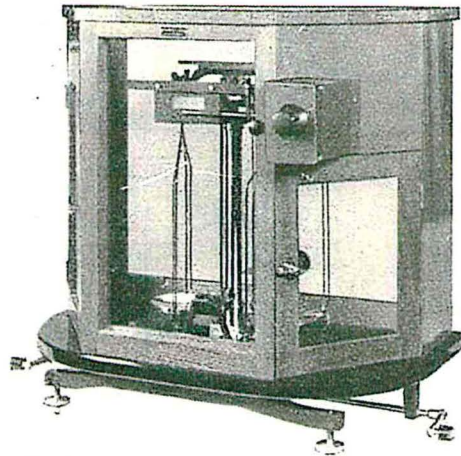
Telefon
Namnanrop

HUMLEGÅRDSGATAN 29 . STOCKHOLM
Avd.-kontor i Göteborg, Malmö och Umeå

Telegr.
Vatten

LABORATORIE-APPARATER

Analysvåg med luftdämning, projektionsavläsning och bråkgramtransportör
SVENSKT FABRIKAT



A.- B. P. A. NORSTEDT & SÖNER

Avd. Laboratorieutensilier . Utställning: TRYCKERIGATAN 2 . Telefon NORSTEDTS SÖNER

Kallt och förstklassigt **VATTEN**



*erhålles säkrast genom
brunnsborrning*

utförd med våra moderna maskiner. 60-årig erfarenhet och specialmetoder garanterar ett väl utfört arbete. Borrbrunnar utföras av oss i såväl jordlager som berg och med håldiameter från 100 till 300 mm. Vi ha bormaskiner i arbete över hela landet.



Vi tillverkar olika typer av

DJUPBRUNNSPUMPAR

av hög kvalitet för handkraft och maskinkraft, de senare för uppfordring av 120–150.000 lit. per timme.

SVENSKA

DIAMANTBERGBORRNINGS AB

Kungsgatan 44 STOCKHOLM Tel. 23 33 80

Amerikansk jonutbytare på konstharthusbas för vattenrening m.m.

Användningsområden:

Partiell avsättning med bikarbonatkontroll. Total avsättning. Härvid erhålles ett vatten jämförbart med destillerat.

Effektivt borttagande av metalljoner i lösningar för kemisk, farmaceutisk, livsmedels- och annan industri.

Analysrena kvaliteter för forskningsändamål och kemisk analys finnas även.



Konsultera våra specialister på vattenfrågor

NORDARMATUR

AB NORDISKA ARMATURFABRIKERNÄ LINKÖPING

Vattenreningsavdelningen – LINKÖPING

Kontor: LUND, tel. 173 10 · SUNDSVALL, tel. 54 40

Representant i Skandinavien för

THE RESINOUS PRODUCTS AND CHEMICAL CO., Phil.

VATTENHYGIEN

UTGIVEN AV FÖRENINGEN FÖR VATTENHYGIEN

Nr 2

Årg. 4

1948

Red. och ansv. utg.: Fil. dr A. Lindroth, Drottningholm (tel. 99 04 74), postgiro 284686

Föreningen för Vattenhygien (FVH) har till syfte att främja utvecklingen inom vattenhygien samt närliggande teknisk-vetenskapliga områden.

Föreningens styrelse består av civilingenjör Nils Westberg, Stockholms Vattenledningsverk (ordf.), fil. dr H. Huss, Stockholm (v. ordf.), civilingenjör S. Hesser, Vattenbyggnadsbyrån, Stockholm (sekr.), överinspektör S. Vallin, Fisketillsynsmyndigheten, Drottningholm (kassaförv., postgiro 280378), fil. dr A. Lindroth, Fisketillsynsmyndigheten, Drottningholm (red.), civilingenjör E. Ljungholm, Statens Institut för Folkhälsan, Tomtebodan, samt dr E. Larre, S:t Görans Sjukhus, Stockholm.

Föreningens medlemmar äro aktiva, stödjande eller passiva. Avgift för aktiv medlem är för närvarande 10 kronor för år; medlem erhåller tidskriften Vattenhygien utan kostnad. Förfrågningar rörande föreningen samt ansökning om medlemskap riktas till sekreteraren, adress Biblioteksgatan 29^{II}, Stockholm.

Prenumeration och beställning av äldre årgångar hos red. Pris: löpande år och fjolåret 10 kronor för år, äldre årgångar 6 kronor (årgång 1 1945 3 kronor).

Innehåll: B. GUSTAFSSON: Skövde stads nya reningsverk för avloppsvatten (s. 25). — H. BRAHMER: Rening av avloppsvatten från jästfabriker (s. 34). — W. RODHE: Sjön Norrvikens vattenbeskaffenhet år 1946—1947 och vattenblomningens bekämpande med kopparsulfat sommaren 1947 (s. 38). — Litteratur (s. 61). — Insänt (s. 62). — Föreningsnytt (s. 63).

Skövde stads nya reningsverk för avloppsvatten¹

Av Civilingenjör SVR Bengt Gustafsson, Stockholm

Skövde stad har på grund av frånvaron av närliggande större vattendrag ett i avloppstekniskt avseende otillfredsställande läge, emedan mindre bäckar delvis måste tjänstgöra som recipienter för avloppsvatten. Detta förhållande tvingade redan tidigt fram reningsanläggningar. Sålunda påbjöds år 1910, att avloppsvatten från WC skulle renas medelst septic tanks, och år 1912 anlades för avloppsvattnet från Kungl. Skaraborgs regemente ett reningsverk, bestående av: emscherbrunn, biologisk bädd, klarbassäng och slamtorkplats. Det sålunda delvis renade avloppsvattnet från staden och regementet avleddes genom Mörkebäcken resp. Källegårdsbäcken till den ca 2,5 km öster om staden framrinnande ån Ösan. Det visade sig emellertid, att Mörkebäcken ej utan olägenhet kunde mottaga stadens avloppsvatten, och allteftersom staden växte försämrades bäckvattnet kraftigt. Därför anlades år 1924 vid Stads-kvarn, ca 1 km öster om staden, ett reningsverk för lågradig rening medelst slam-

¹ Föredrag hållet vid sammanträde med FVH den 9 juni 1947.

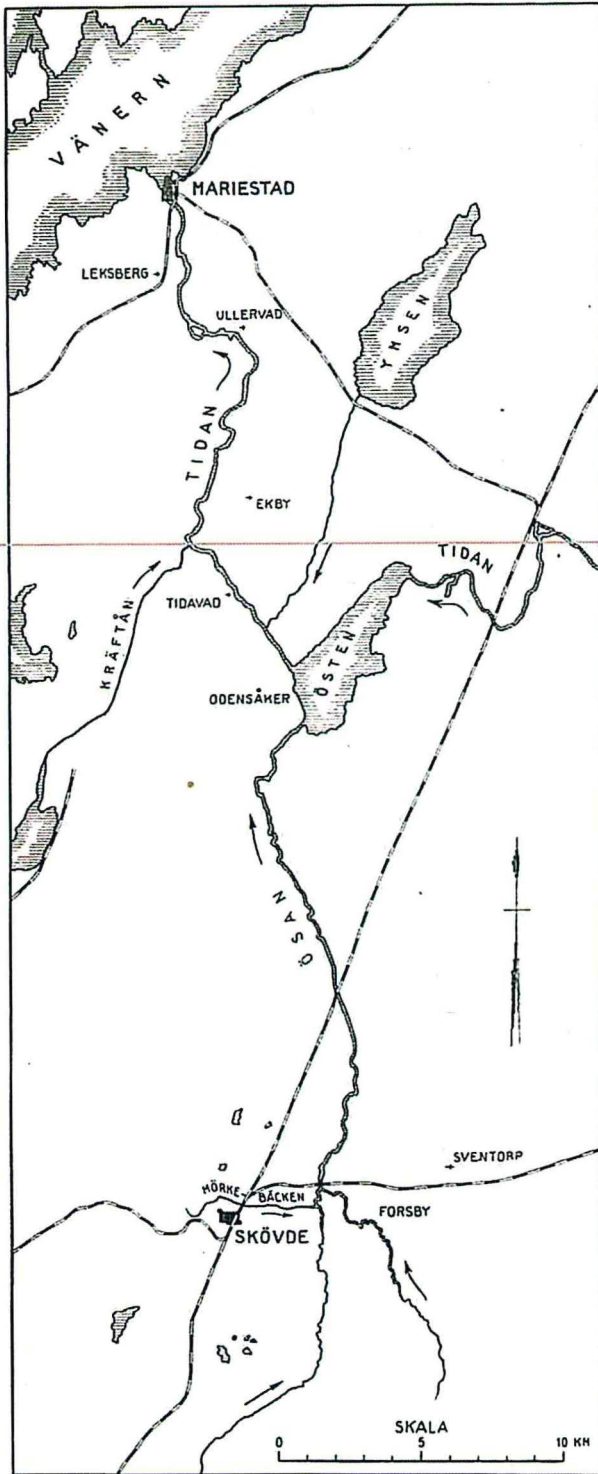


Fig. 1. Översiktskarta över recipienten.

avskiljning, omfattande grovgaller, sandfångare, emscherbrunn och slamtorkgårdar. År 1934 kompletterades verket med biologisk rening i biologisk bädd och klarbassäng. Småningom blevo emellertid såväl stadens som regementets reningsverk starkt överbelastade och kunde ej tillnärmelsevis ge erforderlig rening. Efter överenskommelse mellan staden och regementet utbyggdes därför under tiden 1944—1946 ett för staden och regementena gemensamt reningsverk vid Stadskvarn för en kostnad av i runt tal 1 milj. kronor. Reningsverket är utfört för höggradig rening i högbelastad biologisk bädd, varvid en reningsgrad av minst 80 % påräknats. Det har projekterats av Vattenbyggnadsbyrån i samråd med byggnadschefen ALVAR DANNEBERG, Skövde.

Avloppsvattnet utsläppes liksom tidigare i Mörkebäcken, som efter ca 1 800 m utmynnar i Ösan. Mörkebäcken för sommartid alltid vatten och mottager utom den naturliga vattentäkten ca 15 l/s från ett bad i staden. Lutningen är god och vattenhastigheten säkerligen minst 1 m/s. Transporttiden från reningsverket till Ösan blir således endast ca 30 min. Någon risk för syrebrist och därav förorsakade olägenheter finnes således icke i bäcken efter reningen. Ösan har vid bäckutflödet ett nederbördsområde av ca 390 km². Mätning av vattenföringen har ej utförts. Med stöd av avrinningsvärden för Tidån beräknas emellertid följande karakteristiska värden på avrinningen gälla för Ösan vid nyssnämnda punkt:

Medelvattenföring, normal	3 500 l/s
Lågvattenföring, normal	900 »
» » lågsta (1 dygn/år)	150 »

Vidare beräknas 9-månadersvattenföringen uppgå till i medeltal ca 1 700 l/s och den vattenföring, som överstiges under 95 % av året, till i medeltal ca 800 l/s. Medelavrinningen från reningsverket beräknas komma att uppgå till ca 100 l/s. Om Ösans vatten förutsättes vara rent före sammanflödet med avloppsvattnet från reningsverket, kommer således föroreningen av åvattnet efter sammanflödet vid en renings-effekt av 80 % att bli följande uttryckt som biokemiskt syrebehov:

Vid medelvattenföring	1 mg l
» lågvattenföring, normal	4 »
» » lågsta (1 dygn/år)	16 »

Någon risk för Ösan förefinnes knappast enligt denna beräkning annat än vid lägsta lågvattenföring, vilken ju uppträder med många års mellanrum. Då Ösans vattenföring understiger normala lågvattenföringen, kommer det dock att bli nödvändigt att klorera avloppsvattnet. På så sätt bör man kunna fördröja sönderdelningen. Ösan har nedströms om bäckutflödet till utloppet i sjön Östen, där den upptages i Tidån, en längd av ca 18 km. Om man antager att vattenhastigheten vid lägsta lågvattenföring är 0,3 m/s, blir alltså strömningstiden på samma sträcka endast ca 17 tim. På vägen till sjön tillkommer därjämte tillrinningen från ett nederbördsområde av ca 130 km², varför totala nederbördsområdet vid Ösans utlopp utgör ca 520 km². En genomförd syrebalansberäkning visar, att syrehalten i åvattnet vid utloppet i

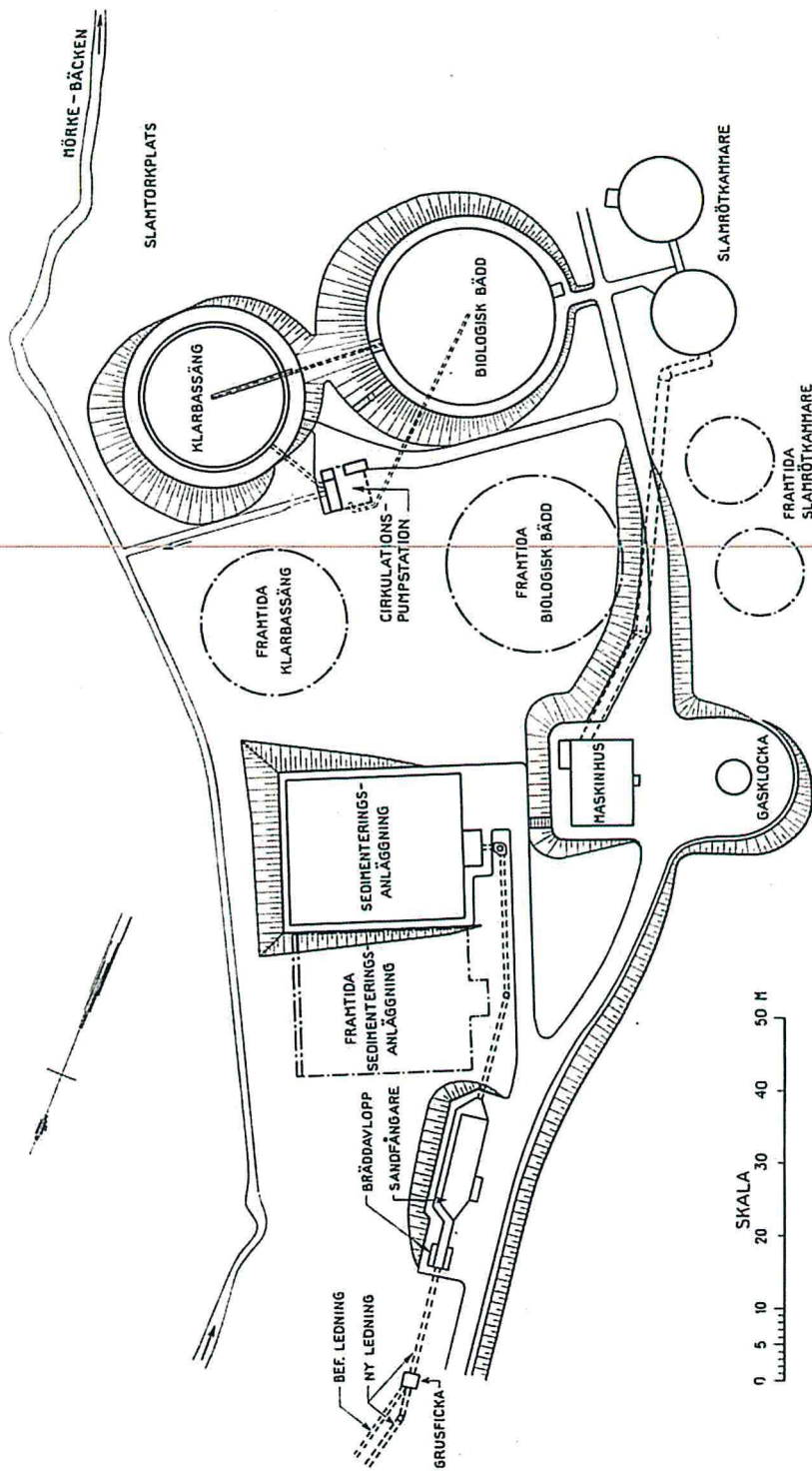


Fig. 2. Översiktsplan av reningsverket.

Östen kan nedgå till ca 6 mg/l. Någon risk för skadlig syrebrist förefinnes således ej ens vid lägsta lågvattenföring, under förutsättning att avloppsvattnet underkastas höggradig rening med en reningseffekt ifråga om BS av 80 %.

Reningsverket är dimensionerat för en ansluten ekvivalent folkmängd av 27 000 personer, varvid hänsyn tagits till såväl stadens folkmängd som industrier och regementen. Det är emellertid planlagt så, att det utan svårighet skall kunna utbyggas till dubbla kapaciteten.

Staden är dränerad enligt det kombinerade systemet, dvs. såväl spillvatten som regnvatten avledas i gemensamma ledningar. Detta medför, att en del avloppsvatten vid kraftigare regn måste avbräddas direkt till bäcken. För att drägliga förhållanden ändå skola ernås i denna, har den erforderliga utspädningen valts 6-faldig. Av den till reningsverket avrinnande avloppsvattenmängden renas sålunda intill 2 ggr medelspillvatten höggradigt, under det att den överskjutande vattenmängden intill 6 ggr medelspillvattenmängden endast underkastas låggradig rening genom slamavskiljning i sedimenteringsbassängerna. Den låggradiga anläggningen är därför dimensionerad för en maximitillrinning av 450 l/s och den höggradiga anläggningen för en största tillrinning av 150 l/s.

Nyanläggningen är som nämnt utförd för höggradig rening i högbelastad biologisk bädd.

Reningsverkets allmänna anordning framgår av fig. 2. Avloppsvattnet ledes först genom en grusficka och därefter genom en bräddavloppsränna, en venturimätränna och en sandfångare. Från bräddavloppsrännan ledes den överskjutande vattenmängden vid regn genom ett dike till bäcken. Detta dike tjänstgör även som förbiledning för reningsverket. Vid sandfångaren finnes även en förbiledning.

Från sandfångaren ledes avloppsvattnet genom en kulvert till sedimenteringsanläggningen, som består av rensskärarekammare, 2 luftningsbassänger och 2 sedimenteringsbassänger. Det låggradigt renade vattnet avledes till en cirkulationspumpstation, varifrån en konstant vattenmängd kontinuerligt uppfordras till en högbelastad biologisk bädd. Efter att ha passerat genom bädden ledes vattnet till en klarbassäng och återledes därifrån till cirkulationspumpstationen. Det renade vattnet avledes från denna station till bäcken.

I sedimenteringsbassänger och klarbassäng utfällt slam skrapas med en maskin-driven skrapa till trattformiga fickor i resp. bassäng. Slammet i sedimenteringsbassängerna uppfordras till en slamkontrollkammare i maskinhuset och därifrån till slamrötkammare, där slammet utrötas. Det utrötade slammet användes till uppfyllning av de låglänta partierna nedströms om reningsverket. Gasen tillvaratages i en separat sfärisk gasbehållare och användes för uppvärmning. Slammet i klarbassängen uppfordras till sedimenteringsbassängens inlopp.

Slamkontrollkammare, huvudslampumpar, värmeanläggning, klorrum, laboratorium m.m. inrymmas i ett särskilt maskinhus.

Venturimätrännan (fig. 3) är förlagd på samma djup som den inkommande avloppsledningen. Den genomströmmande vattenmängden påverkar en givare, från vilken

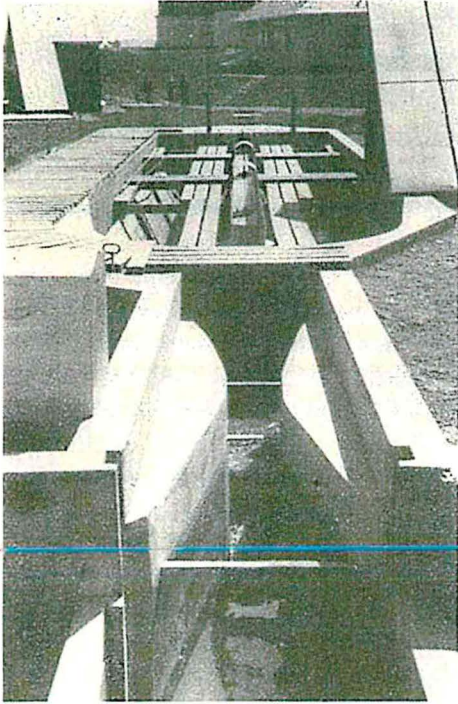


Fig. 3. Venturimättrännen med sandfångaren i bakgrunden.

impulserna överförs till ett registrerande och summerande visarinstrument. Mätaren och det därmed sammanbyggda bräddavloppet äro dimensionerade så, att vattenmängden till reningsverket begränsas till 500 l/s.

Sandfångaren är utförd enligt emscherbrunnstypen med överliggande avsättningsrum och underliggande sandmagasin. Avsättningsrummet är försett med 2 rännor, vilkas bottenar i mitten erhållit var sin längsgående öppning, genom vilken sanden faller ned i sandmagasinet.

Sandfångaren är dimensionerad för avskiljande av sand med större kornstorlek än 0,3 mm.

Den avskilda sanden uppfordras medelst vattenstrålejektor till en sandtvätt, i vilken det i sanden befintliga kloakslammet avskiljes genom vattenspolning från ett spolrörssystem. Det slamhaltiga spolvattnet återföres till sandfångarens inloppsledning. Efter verkställd spolning uppfordras den rentvättade sanden medelst ejektor till ett upplag.

Vid sandfångarens utlopp ha insatts luckor för reglering av vattenhastigheten.

Rensskärarekammaren är utförd för insättning av 2 st. 25" renskärare. Till en början ersättes den ena renskäraren med handrensat galler, som användes i reserv. Rensskäraren utgöres av en vertikal, roterande gallertrumma, försedd med tänder av hårdmetall. Vid trummans rotation föres rensset mot en kam, där det sönderhugges av tänderna till sådan storlek, att det utan olägenhet kan passera genom pumpar o.d.

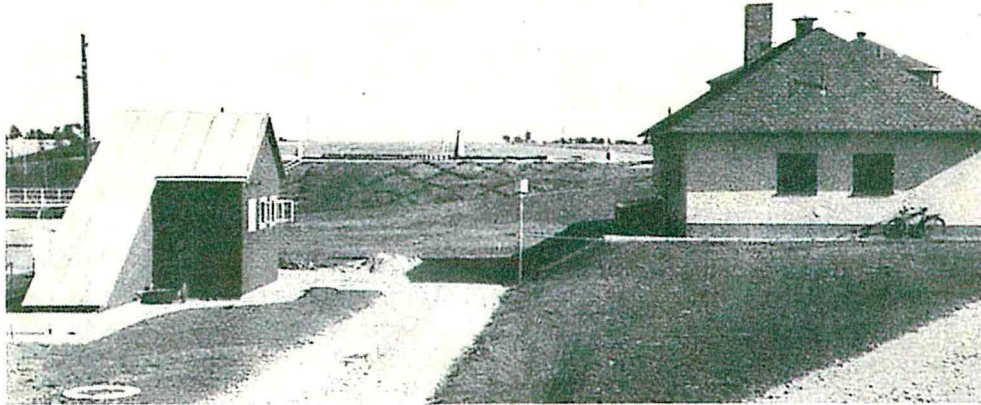


Fig. 4. Maskinhuset till höger och renskärarkammaren till vänster. I bakgrunden i mitten biologiska bädden.

Luftningsbassängerna äro sammanbyggda med sedimenteringsbassängerna. Bottnarna äro anordnade i lutning mot ena långväggen. Vid bottnen av den sålunda erhållna rännan inblåses tryckluft genom rörsystem, varvid vattenmassan bringas att rotera kring en i bassängens mitt nedsänkt skärm.

Sedimenteringsbassängerna omfatta 2 bassänger, vilka medelst längsgående mellanväggar uppdelas i 2 kommunicerande delar.

Vid bassängernas inloppsända finnes anordnad en skärm med munstycken för åstadkommande av jämn fördelning av kloakvattnet över bassängens sektionensarea. Bassängbotten har här utformats till en djup pyramidformig slamficka, från vars

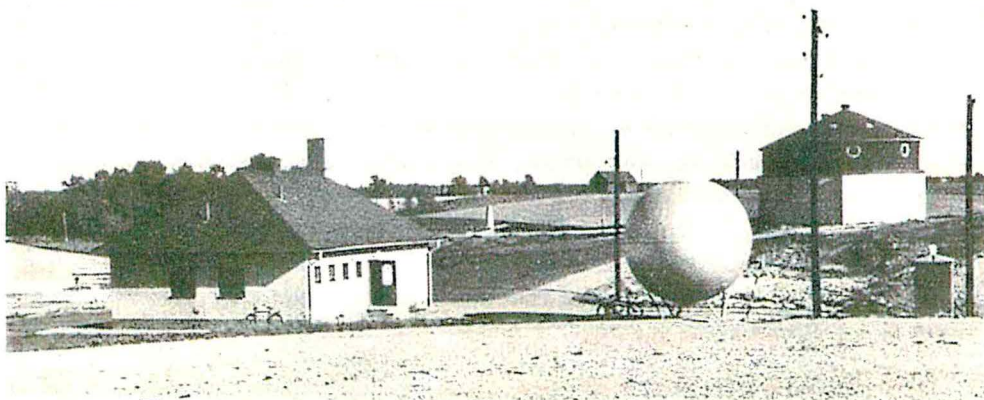


Fig. 5. Maskinhus, gasbehållare och röt-kammare.

botten slammet uppfordras. Vid bassängens yta äro anordnade längsgående utlopps-rännor, som ansluta till en på utloppssidan anordnad utloppskanal.

I sedimenteringsbassängerna äro inbyggda mekaniska motordrivna slamskrapor, vilka skjuta det på bassängens botten avsatta slammet ner i slamfickorna.

Med sedimenteringsbassängerna ha sammanbyggt 2 underjordiska kammare. I var och en av dessa finnes en elmotordriven slampump, som uppfordrar slammet från slamfickorna till slamkontrollkammaren.

Cirkulationspumpstationen är förlagd helt under mark. Den inrymmer 1 pumpkammare, 1 pumpgrav för avloppsvatten och 1 pumpgrav för slam. Det läggradigt renade avloppsvattnet från sedimenteringsbassängerna inledes i pumpgraven och uppfordras därifrån medelst en i pumpkammaren uppställd cirkulationspump till den biologiska bädden. I slampumpgraven samlas det i klarbassängen avskilda slammet och uppfordras därifrån till sedimenteringsanläggningens inlopp medelst en i pumpkammaren inrymd slampump.

Den högbelastade biologiska bädden är utförd som en cirkulär cylindrisk, öppen behållare med 24 m diameter och 3 m bäddhöjd. I bäddens centrum har anbringats en pelare, som innesluter tilloppsroret och uppbär en roterande spridare, vilken fördelar avloppsvattnet över ytan. Bäddbotten är utbildad med kanaler, som täckts med tegel och anslutits till en central uppsamlingskanal. Kanalerna äro försedda med öppningar i väggen till en luftkanal, genom vilka lufttillförsel äger rum.

Vattnet pumpas genom tilloppsroret till spridaren, som fördelar det över bäddens yta. Vid vattnets passage genom bädden bildas på kontaktytorna under inverkan av aeroba bakterier en biologisk hud, vilken är bärare av de mikroorganismer, som åstadkomma reningen. För att processen skall kunna försiggå med önskad effekt fordras att bädden ständigt genomströmmas av luft, vilket åstadkommes medelst fläktar, samt att ytbelastningen hålles så konstant som möjligt. Detta åstadkommes genom återpumpning av renat vatten.

Klarbassängen är utformad som en cirkulär cylindrisk behållare med 19 m diameter, med mot centrum svagt lutande trattformig botten, centralt tillopp och periferiskt utloppsskibord. I bassängen är inbyggd en roterande slamskrapa, som samlar slammet till en central ficka. Från denna ledes slammet till cirkulationspumpstationen.

Maskinhuset har utförts som en fristående byggnad i 2 våningar, av vilka den nedre är förlagd under markplanet. I undre våningen inrymmas pumprum för slampumpar, slamkontrollkammare, kompressorum, pannrum och verkstad. I pumprummet ha installerats 2 elmotordrivna slampumpar för uppfordring av slam från slamkontrollkammaren till röt-kamrarna samt en slamvattenpump för uppfordring av slamvatten från slamkontrollkammaren till sedimenteringsanläggningen.

I kompressorummet finnas installerade luftkompressorer för luftinblåsning i avloppsvattnet vid luftningsbassängerna samt en gaskompressor för inpumpning av rötgas i gasbehållaren.

I pannrummet finnas 2 värme pannor för uppvärmning av maskinhus och röt-kammare. Den ena pannan är anordnad för eldning med gas från röt-kamrarna och den andra för eldning med koks.

I övre våningen inrymmas kontrollrum, laboratorium, klorrym, personalrum samt rum för hög- och lågspänningsutrustning.

I kontrollrummet finnes en manövertavla med kontrollinstrument.

I klorrymet har installerats en kloreringsapparat.

I laboratoriet är inrett med laboratoriebord, dragskåp och apparater för utförande av erforderliga undersökningar av kloakvatten och kloakslam.

Rötkamrarna äro anordnade för utrötning i 2 steg och utgöras av 2 seriekopplade kamrar. Kamrarna äro cylindriska med en invändig diameter av 10,5 m och ett största slamdjup av 8,5 m.

För uppvärmning av den första rötkammaren till minst 30° C ha inbyggts vertikala doppvärmare. Gasen uppsamlas i gasdomar och impressas i en sfärisk gasbehållare. Slammet uppfordras från den första rötkammaren till den andra medelst en elmotor-driven slampump, som är installerad i en med den första rötkammaren sammanbyggd underjordisk pumpkammare.

Gasbehållaren utgöres av en fristående sfärisk behållare med 5 m diameter, i vilken gasen uppsamlas med ett tryck av ca 3 atö.

För underlättande av driften finnes som nämnt i kontrollrummet en kontrolltavla, vilken visar ett schema över anläggningen. I schemat äro manöverdon för pumpar och ventiler infällda. Tavlan är utförd i intarsia.

Anläggningen igångkördes i sin helhet under hösten 1946. Vid igångkörning av rötkamrarna tillsattes 10 säckar kalk för justering av pH-värdet. Efter någon månads körning inträdde rötningen i normalt alkaliskt skede, och sedan dess har kalkning icke erfordrats. pH-värdet i rötkamrarna har hållit sig mellan 7 och 8. Gasmängden uppgick i början till ca 340 m³/d och uppgår för närvarande till mellan 600 och 700 m³/d. Den anslutna ekvivalenta folkmängden uppgår till ca 20 000 personer. Gasutbytet uppgår sålunda för närvarande till mellan 30 och 35 l/p. Avtal har i dagarna slutits om leverans av överskottsgas upp till 300 m³/d till ett närbeläget slakteri.

Det ur andra kammaren uttappade slammet har varit luktfritt och av jordartad beskaffenhet. Den tekniska sönderdelningsgraden enligt JOHANSSON och WESTBERG har i regel uppgått till ca 70 %.

Under inkörning av rötkamrarna ha kraftiga flytslamjäsningar inträffat, varvid slammet jäst upp genom gasdomen i första kammaren. Jäsningen sammanhänger med insläppande av olja från Penta, vilket nu upphört.

Reningseffekten mätt i BS har varierat mellan 80 och 93 % och torde när verket blivit fullt inkört komma att hålla sig vid i medeltal omkring 85 %. Renvattnet har visat sig ha god klarhet och vara fritt från svävande ämnen. Vid normal drift ombesörjes skötseln av 2 man under dagskift.

För drift och skötsel svarar nu maskinmästare ARNE JONSSON, som nedlagt ett intresserat och förtjänstfullt arbete och utfört en hel del praktiska anordningar, som i hög grad underlättat skötseln av verket.

Rening av avloppsvatten från jästfabriker¹

Av Överingenjör H. Brahmer

Jästtillverkning är i princip odling i aerob miljö av den encelliga mikroorganismen *Saccharomyces cerevisiae* i en näringslösning, vars huvudbeståndsdelar äro socker, kväve och fosfor. Ytterligare ett antal element äro liksom vid all växtodling i mindre mängder nödvändiga för jästcellernas tillväxt. Näringssubstratet beredes industriellt numera nästan alltid av melass av olika ursprung, ammoniumsalter och fosfat samt vatten. Melass innehåller omkring 50 % socker, 25 % icke-socker och resten vatten. Från icke-sockret samt det tillförda fabrikationsvattnet härstamma övriga element. Av melassens icke-socker förmår jäst tillgodogöra sig endast en ringa del och återstoden är därför i detta sammanhang av särskilt intresse för bedömandet och behandlingen av den efter jästodlingens avslutande kvarblivna substansen. En lösning av denna är nämligen vad som utgör jästfabrikernas avloppsvatten.

Denna lösta substans består av såväl organiska som oorganiska föreningar. Från avloppsvattens synpunkt äga endast de förra direkt betydelse som föroreningar. Avloppsvattnets organiska komponenter bestå i huvudsak av kvävehaltiga och kvävefria föreningar, och då dessa kompletteras med de oorganiska ämnena, framförallt fosfor-, kalium-, magnesium- och kalciumrester, kommer avloppsvattnet att utgöra ett förträffligt näringssubstrat för utvecklingen av andra mikroorganismer än jäst, särskilt bakterier, både aeroba och anaeroba. Samtidigt tillkommer den allvarliga omständigheten, att i jämförelse med avloppsvatten från hushåll jästavloppsvattnets koncentration är mycket hög. Följande uppgifter hämtade från jästfabriken i Rotebro belysa detta.

Avloppsvattenmängd		450 m ³ per dygn
Torrsubstans	15 g/l	6,8 ton » »
Oorganisk substans	6 »	2,7 » » »
Organisk substans	9 »	4,1 » » »
Kväve	0,77 »	0,35 » » »
Fosforsyra	0,34 »	0,15 » » »
Svavel	0,40 »	0,18 » » »
pH	4,5	
BS	5 000—5 500 mg O ₂ per l	

Särskilt den sistnämnda uppgiften är talande. Jästavloppsvatten av detta slag bör i en recipient vara en omkring 80 gånger så intensiv syrekonsument som kommunalt avloppsvatten. Det är därför icke förvånande, att jästavloppsvatten mången gång vållat allvarliga olägenheter i otillräckligt stora vattendrag.

Naturligtvis är utspädning av jästavloppsvatten i princip en fullt verksam åtgärd för dess oskadliggörande, om blott utspädningen blir tillräcklig. Detta villkor kan

¹ Föredrag hållet vid sammanträde med FVH den 31 mars 1948.

emellertid endast ibland fyllas. Kan så ej ske, måste jästavloppsvattnet givetvis underkastas något slag av förbehandling, som minskar dess syreaptit. En radikal, i princip enkel och definitivt verksam åtgärd består i avloppsvattnets indunstning till torrhet. Kostnaderna härför bli dock orimligt stora på grund av den, sett i detta sammanhang, mycket låga koncentrationen av löst substans, 1,5 %. Något bättre bliva förhållandena vid avloppsvatten från spritfabriker, där koncentrationen kan stiga till 8 à 9 %. I vårt land förekommer indunstning icke. Fällningsförfaranden eller elektrolys äro icke användbara.

Verksamma äro emellertid biokemiska behandlingsmetoder. Såväl aeroba som anaeroba metoder eller båda tillsammans äro kända och tillämpade. I och för sig skilja de sig icke från dem, som kommit till användning vid biologisk rening av kommunala avloppsvatten.

Såvitt är känt, voro de först använda reningsmetoderna enbart aeroba, och bland dem kommo vid tillämpningen biologiska filterbäddar först i bruk. Så var fallet vid jästfabriken i Rotebro, den första i vårt land, som underkastade avloppsvattnet rening, vilken påbörjades 1922. Även användning av aktivt slam har kommit i fråga, såvitt känt vid en finsk jästfabrik. Försök utförda här visa, att 7 dygns luftning med aktivt slam förmår nedbringa BS-värdet till hälften av det ursprungliga värdet.

Införandet av anaeroba metoder torde först ha skett vid polska anläggningar. Behandlingen av vattnet sker härvid givetvis i slutna kammare utan lufttillträde. Det synes emellertid ha varit mycket svårt att få dylika kammare gastäta, och anläggningarna spredo därför en förfärlig stank på grund av bildningen av organiska lättflyktiga svavelföreningar. Man fann ett principiellt användbart botemedel ligga däri, att sulfatjoner uteslötos vid fabrikationen och ersattes med klorjoner. Denna metod utvecklades vidare av A/S Dansk Gaeringsindustri, Köpenhamn, i slutet av 1920-talet.

Vid val av reningsmetod måste reningseffekten ställas mot en ekonomisk bakgrund. Programmet i varje särskilt fall måste bli att med minsta kostnad rena vattnet så långt som behövs men icke längre för att recipienten icke skall taga skada, då det renade vattnet utsläppes. Reningsverket är i och för sig en improduktiv avdelning av fabriksanläggningen och vållar utgifter utan motsvarande inkomster. Ekonomiska överväganden ha lett till att jästavloppsvatten billigast torde kunna renas genom ett förfarande, som består av anaerob förbehandling och aerob efterbehandling av avloppsvattnet. Det är denna lösning, som utmärker den reningsmetod, som funnit användning i Sverige.

I det följande väljes såsom utföringsexempel den anläggning, som sedan 1932 är i drift vid jästfabriken i Rotebro. Den består av en sluten utjämningstank av betong, en sluten röt-kammare, likaledes av betong, en luftningsscrubber för det utruttnade vattnet, biologiska filterbäddar, sedimenteringstankar för slam från filterbäddarna, torkplaner för slammet samt anordning för det renade vattnets utspädning med från fabriken kommande icke nämnvärt förorenat vatten. Ett principalschema visar dessa beståndsdelar i anläggningen (fig. 1).

Anläggningen arbetar på följande sätt. Från jästfabriken (1) ankommer avlopps-

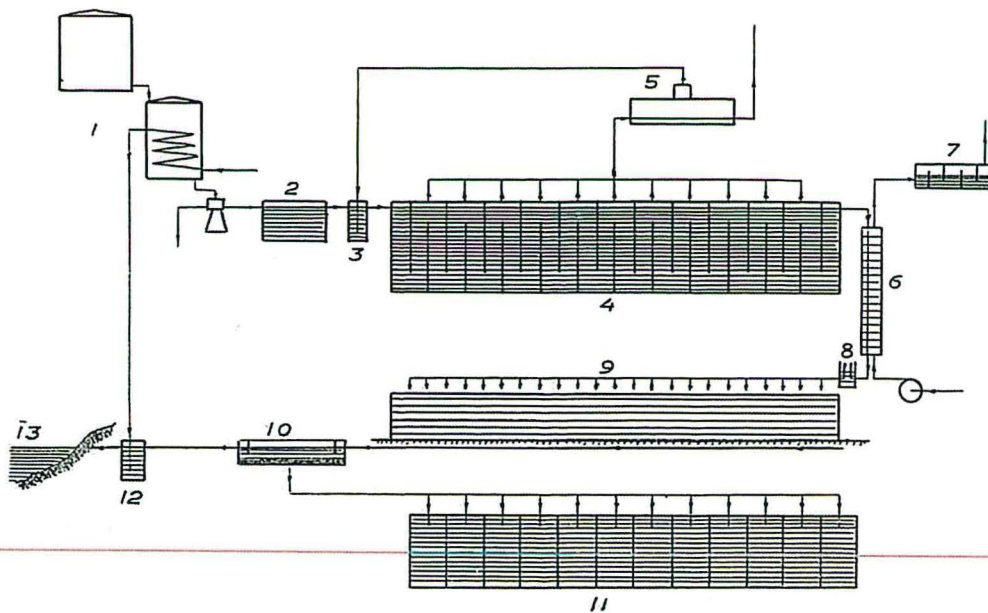


Fig. 1.

vattnet chargevis med en temperatur av ca 30° till utjämningstankarna, 200 m^3 (2). Från dessa pumpas vattnet kontinuerligt förbi en värmare (3), som bibringar vattnet en temperatur av 40° , till röt-kammaren (4). Denna består av en betongtank med lock och uppdelad i tolv var för sig i två rum avdelade sektioner, vilka genomströmmas av vattnet. I detta bildas spontant en flora av anaeroba mikroorganismer av metabakteriekaraktär, vilka spalta framför allt vattnets organiska kväveföreningar till enklare ammoniakaliska sådana och även angripa de kvävefria föreningarna. Kväveomvandlingen berör ca $80-84\%$ av totalkvävet. BS nedgår till ca 1700 mg O_2 per liter eller med två tredjedelar. Vattnets uppehållstid i kamrarna är omkring 7 dygn, och den erforderliga tankvolymen blir därför 3200 m^3 för 450 m^3 per dygn infört vatten. Under nedbrytningen av den organiska substansen sker utvecklingen av ca 900 m^3 gas per dygn. Gasen består av 64% metan, 2% svavelföreningar och 34% kolsyra. I det här föreliggande fallet ha nämligen sulfatjoner av ekonomiska skäl icke uteslutits vid jästfabrikationen. Röt-kamrarnas volym har därför från början tilltagits större än som vid klorid-drift ansågs nödvändigt, ty man önskade om möjligt driva den anaeroba nedbrytningen särskilt långt för att minska olägenheterna av dålig lukt hos det från kamrarna utströmmande vattnet. Gasen har ett värmevärde av ca 5200 kcal per m^3 och tjänar såsom ångpannebränsle (5), vilket bidrager till att täcka behovet av tillskottsvärme för avloppsvattnets förvärmning. Temperaturen sjunker i kammaren endast ett par grader, vilket dels beror på den värmeutveckling, som åtföljer nedbrytningen, dels på att kamrarna äro isolerade och inbyggda under tak. Under hela driftstiden, 15 år, har slam icke behövt bli avlägsnat från kamrarna utan torde suspenderat successivt avledas med vattnet. Vid utträdet luktar vattnet mycket illa. För att minska olägenheten härav får vattnet passera ett luftningstorn, scrubber

(6), vari vattnet rinner ned i motström mot luft, som inblåses nedtill och utströmmar upptill. Härifrån avledes den nu på luktämnen anrikade luften till reningskistor (7), innehållande myrmalm, i vilka svavelföreningarna stanna. Ombyte av myrmalm sker ett par gånger om året. Från scrubbern pumpas vattnet till sifonkammare (8), varifrån det utsprutas chargevis på känt sätt över de aeroba filterbäddarna. Dessa ha en volym av 2 000 m³, en yta av 1 000 m² och bestå av granitmakadam. Ursprungligen användes ångpanneslagg, som dock hade olägenheten att vittra och sätta igen filterytan. Detta har helt kunnat undvikas med granitskärven, som endast fordrar genomspolning med tryckvatten ett par gånger om året. Igenfrysning förekommer icke på grund av vattnets relativt höga temperatur, omkring 30°. I filterbäddarna oxideras 20—40 % av de ammoniakaliska föreningarna till nitrit och nitrat, vilket ger det utströmmande vattnet ett syreförråd, som minskar anspråken på recipientens eget syreinhåll. Ett slam av döda mikroorganismer förekommer i det från filterbäddarna avrinnande vattnet, som för att befrias därifrån ledes ut i grunda sedimenteringstankar (10) med en volym av 120 m³. På botten och på ytan av vattnet i dessa avsätter sig ett gasfritt och ett gashaltigt slam, som ett par gånger om året pumpas ut på slambäddar (11) om 700 m² för att torka. Slammets till en början gelatinösa konsistens övergår under några månaders lagring till mullartad. I denna form är slammet användbart såsom jordförbättringsmedel. Det från sedimenteringstankarna kommande, tämligen slamfria men av humussyreliknande ämnen starkt brunfärgade vattnet utspädes slutligen med omkring femfaldiga volymen annat från jästfabriken kommande, lindrigt förorenat vatten (12) och får därefter utströmma i recipienten (13).

Reningens effekt är den, att BS nedgår från ca 5 200 mg O₂ till ca 150 mg O₂ per liter och efter utspädning till ca 30 mg O₂. Av den organiska substansen har 97 % sålunda blivit mikrobiellt oxiderad. Det i recipienten utströmmande vattnet är alldeles stabilt mot förruttelse. Recipienten utgöres av sjön Norrviken med ett vatteninnehåll av omkring 14 miljoner m³. Det renade vattnet är oskyldigt med hänsyn till anspråken på sjöns syreförråd, men icke så i alla avseenden. Vad man genom reningen ernått är naturligtvis blott en omvandling av organisk substans till oorganisk. Kvävet, fosfor och andra växtnäringsämnen finnas givetvis kvar. Följden är, att sjöns näringsförråd får ett tillskott, som kan utnyttjas av klorofyllbärande, kolsyreassimilerande, syrealstrande växter, särskilt algplankton. Sjövattnet får en stark tendens att blomma av blågröna alger. Hur denna olägenhet begränsas blir föremål för det föredrag, som kommer att följa på detta, nämligen av lic. Rodhe om bekämpning av alger med koppar.

Reningsförfarandet, sådant det här skildrats, har utom de nämnda den fördelen att vara helt automatiskt. Det kräver mycket litet passning, även om åtskilligt kontrollarbete på laboratoriet erfordras, och det torde därför kunna anses vara en så billig reningsmetod som omständigheterna medgiva.

Sjön Norrvikens vattenbeskaffenhet år 1946—47 och vattenblomningens bekämpande med kopparsulfat sommaren 1947¹

Av Docent Wilhelm Rodhe, Uppsala

Inledning

Området strax norr och nordväst om Stockholm är tämligen rikt på sjöar. På grund av traktens geokemiska och topografiska karaktär tillhöra de den eutrofa (närringsrika) sjötypen. I produktionshänseende äro dessa sjöar således främ begynnelsen mycket gynnade. Men i många fall har naturen här fått ytterligare hjälp av kulturen, vars bordssmutor av varjehandla slag så gärna hamna i de sjöar och vattendrag, som råka ligga i närheten. Dessa bidrag kunna rubba den naturliga balansen i sjöarnas hushållning i en sådan utsträckning, att även människan själv kännbart drabbas av följderna. Detta är vad som har skett och fortfarande sker i sjön Norrviken vid Rotebro.

Under sommarmånaderna, särskilt i augusti, har i Norrviken regelbundet en så intensiv högproduktion av ytblommade planktonalger utvecklats, att sjöns vatten då blev en motbjudande suspension av blågröna partiklar eller klumpar. I USA har man sedan lång tid tillbaka framgångsrikt bekämpat dylika och andra algbloomningar genom lämpliga tillsatser av kopparsulfat (jfr MOORE & KELLERMAN 1904, 1905, samt DOMOGALLA 1941). I Sverige har denna metod däremot icke tidigare prövats i stor skala.

I början av juli 1946 startades på initiativ av Svenska Jästfabriks Aktiebolaget en limnologisk undersökning av Norrvikens vattenbeskaffenhet och växtplankton. Avsikten härmed var i första hand att inhämta de upplysningar rörande vattenblomningens orsaker, art och omfattning som erfordrades för att en aktion mot denna skulle kunna tänkas bli effektiv. Efter nära ett års kontinuerliga observationer sattes den planerade behandlingen av hela sjön med kopparsulfat i verket den 4—5 juni 1947. Under sommarens lopp upprepades besprutningarna ytterligare tre gånger, och tack vare dessa åtgärder uteblev den besvärande vattenblomningen under denna sommar, för första gången i mannaminne.

De vattenkemiska undersökningarna ha, vid sidan av sitt huvudsyfte, givit en skrämmande bild av det tillstånd, i vilket Norrviken nu befinner sig. Jag skall nedan ge belägg för att omedelbara och genomgripande åtgärder äro nödvändiga, om den katastrof som hotar sjön skall kunna avvärijas.

Tack vare undersökningsprogrammets allsidiga uppläggning kunde dessutom åtskilliga resultat av vetenskapligt nyhetsvärde erhållas. Särskilt den taxonomiska (systematiska) bearbetningen av Norrvikens planktonalger har ur denna synpunkt varit mycket givande;

¹ Föredrag hållet vid sammanträde med FVH den 31 mars 1948.

den har utförts av den framstående algkännaren H. SKUJA, numera laborator i botanik vid Uppsala universitet, som kommer att publicera sina resultat i annat sammanhang. Hans alglistor omfatta sammanlagt 301 olika arter, varieteter och former, av vilka ett 30-tal äro helt nya för vetenskapen.

Det är icke möjligt att på det utrymme, som här står till förfogande, ge en uttömmande redogörelse för Norrvikenundersökningarna 1946—47. Primärmaterialet har i sin helhet redovisats och tämligen utförligt diskuterats i två utlåtanden, som jag tidigare (december 1946 och november 1947) avgivit till Svenska Jästfabriks Aktiebolaget. Jag begränsar därför den följande framställningen till de frågor, som äro av vattenhygieniskt intresse.

De här framlagda resultaten skulle aldrig ha kommit till stånd utan ett intimt samarbete mellan ett flertal personer. Jag tackar först undersökningarnas och kopparsulfatbehandlings initiativtagare, överingenjör HENRY BRAHMER, för hans värdefulla medverkan vid arbetenas utformande och hans stora positiva intresse vid deras genomförande. Den tyngsta arbetsbördan har vilat på Jästfabrikens centrallaboratorium i Rotebro. Laboratoriets chef, fil. lic. GEORG MENZINSKY, och laboratorieassistenten, fru EVA SUNDBLAD, ha utfört såväl det stora flertalet provtagningar på sjön som analysarbetet på laboratoriet. Civilingenjör TORGIL STÄHLE har gjort kvantitativa bestämningar av de viktigaste planktonalgerna under sommaren och hösten 1947. Civilingenjör HANS ANDRÉN har svarat för konstruktionen av anordningarna för kopparsulfatbesprutningarna och har sedan varit ledare för dessa. Kommandörkapten CURT ÅRFELT har på uppdrag av Svenska Jästfabriks Aktiebolaget utfört en synnerligen omsorgsfull upplodning av Norrviken och upprättat en djupkarta, på vilken de morfometriska och volumetriska beräkningarna äro baserade. Professor HEINRICH SKUJA har uppställt utförliga frekvenstabeller över de i sjön förekommande planktonalgerna. Till samtliga här nämnda personer, vilka på ett eller annat sätt ha del i de erhållna resultaten, ber jag att få framföra mitt tack för ett mycket givande samarbete.

Förutom Svenska Jästfabriks Aktiebolaget har Sollentuna kommun genom ekonomiskt stöd möjliggjort undersökningarnas och kopparsulfatbehandlings genomförande.

Metodik

För provtagningarna begagnades en vattenhämtare enligt RUTTNER, rymmande ca 1,3 liter. Vattentemperaturen bestämdes med en i hämtaren inmonterad termometer. För bestämning av siktdjupet användes en rund skiva (25 cm diameter), vars ena sida var helt vitlackerad, medan på den andra sidan två motsatta kvadranter svartlackerats. De parallella avläsningarna gävo i regel något högre transparensvärden för vitskivan än för sektorskivan; här komma endast vitskivevärdena att anföras. Vattenfärgen bestämdes genom kolorimetrering med K_2PtCl_6 -standard, permanganatförbrukningen erhöles efter 10 minuters kokning av ofiltrerade vattenprov med tillsats av svavelsyra (se närmare ÅBERG & RODHE 1942 s. 88, 90). Vattnets pH bestämdes potentiometriskt med glaselektrod. För bestämning av den specifika ledningsförmågan tempererades proverna i vattentermostat à 20,0° C; den använda cellens konstant var 0,224. Syrgashalten bestämdes enligt WINKLERS metod, varvid $MnCl_2$ och NaOH-KJ tillsattes omedelbart och fosforsyra någon timme senare. Halten av fri koldioxid erhöles genom titrering med NaOH mot fenolftalein, varefter bikarbonathalten bestämdes med HCl med bromkresolgrönt som indikator. Vid närvaro av karbonat titrerades direkt med HCl mot fenolftalein. Ca-analyserna utfördes genom titrering med $KMnO_4$ av det vid pH 5 utfällda kalciumoxalatet, som upplösts i salpetersyra (jfr WIDMARK & VAHLQUIST 1931, KOLTHOFF & SANDELL 1936 s. 325, 576). Halten av totaljärn bestämdes på fotometrisk väg med o-fenantrolin efter vattenprovets indunstning och glödning (RODHE 1948 s. 25). Beträffande totalkväve och totalfosfor följdes de av LOHAMMAR (1938) givna anvisningarna, men färgreaktionens styrka fastställdes fotometriskt. Det senare gäller även kopparanalysen, där den med Na-dietylditiokarbamat erhållna gula reaktionsprodukten koncentrerades genom extraktion med koltetraklorid (jfr RILEY 1939 s. 67). Det visade sig härvid nödvändigt att före karbamattillsatsen utskaka sjövattnet med kolte-

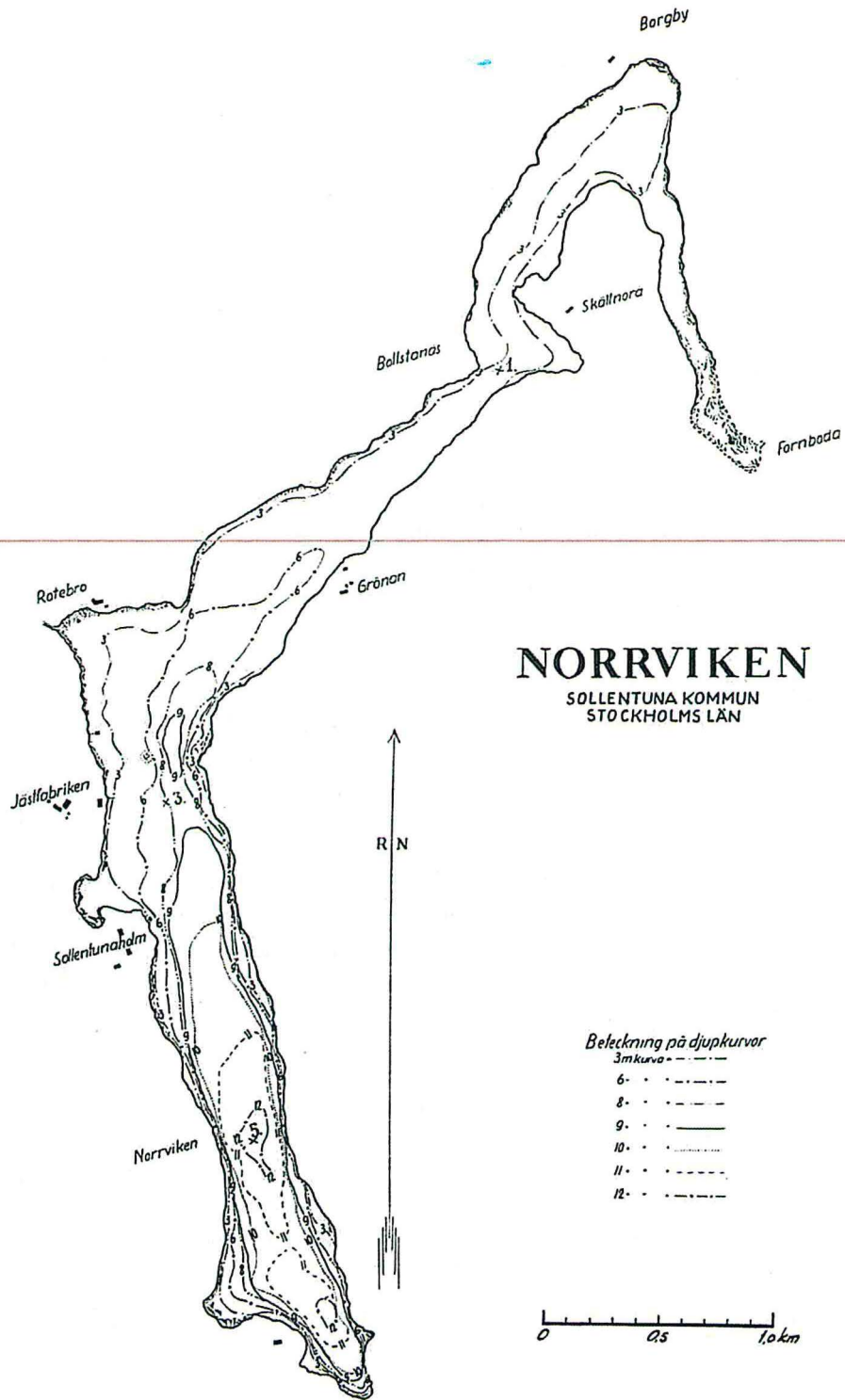


Fig. 1. Djupkarta över Norrviken — Morphometric map of Norrviken.

traklorid för att avlägsna de fettartade ämnen, som annars vid själva analysen förhindrade en glatt separation av extraktionsmedlet från vattnet. Indunstningsåterstoderna torkades vid 105° C och glödgades därefter i elektrisk ugn vid ca 550°. För att i möjligaste mån regenerera karbonatet behandlades glödningsåterstoderna med 20 %-ig ammoniumbikarbonatlösning, varefter de åter torkades vid 105°.

Planktonproven togos med håv av sidensiktduk nr 20 (Müllergas). För konservering försattes parallella prov med formalin resp. JJK. Den väsentliga bearbetningen utfördes emellertid alltid på levande material, såväl håvprov som direkta vattenprov, av vilka de senare vid behov centrifugerades. Räkningarna gjordes med blodkroppsräknare enligt BÜRGER och planktonkammare (å 1 ml) enligt KOLKWITZ. För bestämning av de yt blommande cyanofyceernas volym östes 10 liter ytvatten genom planktonhåven, varefter koncentratet upphålles på graderade rör, vilka tillslötos utan luftblåsor och fingo stå i vertikalläge och mörker under ett dygn. Därefter kunde volymen (av plankton + övrigt seston) i ml avläsas för såväl den fraktion som stigit till rörets övre del som för den sedimentterande fraktionen. Den förstnämnda bestod praktiskt taget helt av *Microcystis*-arter, vilka i endast obetydlig utsträckning sjönko till botten.

Morfometriska och hydrografiska data

Vid Norrvikens upplodning i februari 1947 gjordes omkring 600 lodskott från isen. Dennas yta låg 3,65 m över havets medelnivå. På grundval av dessa lodningar ha djupkartan i fig. 1 samt isobat- och volymvärdena i tab. 1 utarbetats.

Norrviken är drygt 7,5 km lång men når på sitt bredaste ställe en bredd av endast omkring 700 m. Enligt sjöbäckens form och djupförhållanden kan man urskilja två huvudpartier: den smala och grunda (<7 m) norra delen med huvudaxeln i nordostlig-sydvästlig riktning, samt den något bredare och betydligt djupare (≤ 12,5 m) södra delen som går ungefär parallellt med meridianen. Tillloppet (med vatten från bl.a. Vallentunasjön) mynnar i den norra delens yttersta spets, medan utloppet (som rinner till Edssjön) ligger vid "knäet" på gränsen mellan den norra och den södra delen av sjön. Genomrinningen berör således icke direkt det parti av sjön, vid vilket Jästfabriken och den tätaste bebyggelsen äro belägna.

Sjöns volym har beräknats till 14,3 miljoner m³ och dess vattenyta till 266,5 hektar. Medeldjupet, dvs. kvoten volym/yta, är således 5,4 m. Det största djupet, 12,5 m, ligger i sjöns sydspets. 800 m nordväst därom befinner sig ett annat djup på 12,2 m; denna lokal har betecknats som station nr 5 och den är en av de tre platser, där provtagningarna utfördes. Station 3 låg utanför Jästfabriken på 7 m djup, medan station 1 var belägen i sjöns norra del på 4 m djup (se fig. 1).

Omkring hälften av Norrvikens vattenmassa ryms i skiktet 0—3 m, och endast 15,6 % ligger under 7 meters djup, nedanför vilket man kan räkna med förekomsten av ett stabilt hypolimnion under sommarskiktningen. Sjöns södra parti, räknat från sydspetsen upp till utloppet, innehåller ungefär 10 miljoner m³ eller 70 % av totalvolymen. Även om man bortser från den grunda norra delen, utgöra de djupare skikten således endast en mindre del av vattenmassan. En dylik morfometri är som bekant kännetecknande för flertalet eutrofa sjöar.

Norrvikens nederbördsområde är omkring 10 500 hektar (enligt meddelande av överingenjör H. BRAHMER).

Depth Meters	Area		Stratum Meters	Volume	
	Hectares	Per Cent of total		Cubic meters	Per Cent of total
0	266.50	100.0	0 - 1	2,574,000	10.0
1	219.30	82.3	1 - 2	2,375,000	9.2
2	226.90	85.1	2 - 3	2,079,750	8.1
3	189.05	70.9	3 - 4	1,679,750	6.5
4	147.10	55.2	4 - 5	1,349,250	5.2
5	122.75	46.1	5 - 6	1,114,750	4.3
6	100.20	37.6	6 - 7	914,750	3.5
7	82.75	31.1	7 - 8	755,000	2.9
8	68.25	25.6	8 - 9	627,750	2.4
9	57.30	21.5	9 - 10	465,250	1.8
10	35.75	13.4	10 - 11	267,250	1.0
11	17.70	6.6	11 - 12	97,500	0.4
12	1.80	0.7	12 - 12.5	4,500	0.02
				14,104,500	100.0

Tab. 1. Isobat-tytor och skiktvolymner i Norrviken. — *Morphometric data of Norrviken.*

Tab. 2. Miljöfaktorernas amplitudgränser i yt-skiktet enligt observationer och analyser under den isfria perioden 1946 och 1947. — *Observed minimum and maximum values of environmental factors in the surface layer during the ice-free periods of 1946 and 1947.*

	Station	Minimum		Maximum	
		1946	1947	1946	1947
Temperature °C	1	-	-	20.6	26.6
	3	-	-	20.4	25.0
	5	-	-	20.9	26.2
Transparency cm	1	19	47	106	180
	3	43	70	140	175
	5	40	60	154	175
Colour mg Pt/l	1	42	40	72	44
	3	42	40	48	44
	5	40	40	56	40
Percarbonate consumed mg KMnO ₄ /l	1	54	49	115	66
	3	59	50	88	61
	5	56	51	95	75
pH	1	7.2	(7.7)	9.7	9.0
	3	6.9	6.9	9.5	9.7
	5	6.9	(7.5)	9.5	9.7
Spec. conductivity x 10 ⁶	5	294	316	352	354
Oxygen mg O ₂ /l	1	7.0	9.1	8.2	32.6
	3	4.8	6.5	9.9	21.7
	5	4.5	6.9	12.6	22.1
Oxygen in percent of actual saturation	1	52	76	86	107
	3	44	57	101	254
	5	42	52	132	260
Free carbon dioxide mg CO ₂ /l	1	0.0	0.0	5.9	3.6
	3	0.0	0.0	11.6	10.3
	5	0.0	0.0	13.2	10.8
Bicarbonate mg HCO ₃ /l	1	56	51	139	124
	3	108	100	131	165
	5	116	107	129	186
Carbonate mg CO ₃ /l	1	0.0	0.0	12.9	16.2
	3	0.0	0.0	8.9	17.0
	5	0.0	0.0	9.6	15.8
Calcium mg Ca/l	1	36.6	37.1	45.2	41.1
	3	33.3	34.6	40.8	41.5
	5	36.2	39.5	41.5	40.8
Total iron mg Fe/l	1	0.10	0.05	0.39	0.18
	3	0.10	0.05	0.24	0.09
	5	0.05	0.05	0.20	0.09
Total nitrogen mg N/l	1	0.87	0.76	2.49	1.10
	3	0.84	0.90	1.96	2.39
	5	0.57	0.92	2.25	2.34
Total phosphorus mg P/l	1	0.07	0.09	0.14	0.20
	3	0.10	0.08	0.15	0.23
	5	0.11	0.08	0.15	0.24
Residue on evaporation, mg/l	1	251	215	333	264
	3	255	254	268	266
	5	249	258	260	301
Residue on ignition mg/l	1	141	178	175	148
	3	140	141	168	180
	5	155	149	163	167
Residue on ignition, treated with NH ₄ -bicarbonate and dried	1	187	168	211	198
	3	191	195	207	224
	5	172	196	199	215

Fig. 2. Ytvattnets temperatur under den isfria perioden 1946 och 1947. — *Surface temperatures during the ice-free periods of 1946 and 1947.*

Fig. 3. Sikt djupet under den isfria perioden 1946 och 1947 samt ytvattnets kopparhalt sommaren 1947. (Jfr texten s. 43.) — *Variations of transparency during the ice-free periods of 1946 and 1947; copper concentrations of the surface water in summer 1947.*

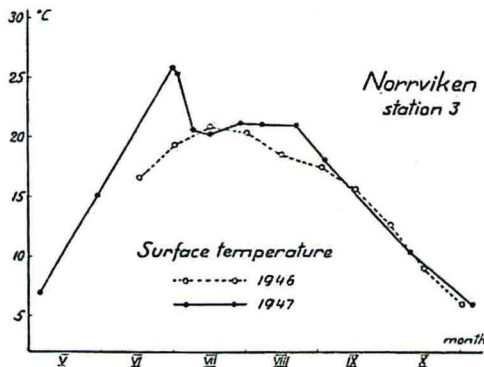


Fig. 2.

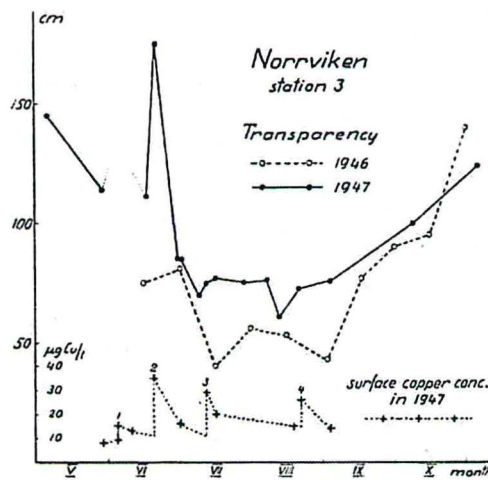


Fig. 3.

Miljöförhållandena i ytskiktet under den isfria perioden

Under höst- och vårcirkulationerna är vattnet homotermt och därmed även ur kemisk synpunkt praktiskt taget homogent från ytan till botten. Under sommar- och vinterstagnationerna erhålla däremot de djupare vattenskikten på grund av den termiska skiktningen en i många hänseenden mycket avvikande karaktär. Det homogena övre skiktets tjocklek betingas då av stagnationens omfattning och — särskilt under sommaren — av de rådande meteorologiska förhållandena. Endast under vår och höst äro ytskiktets egenskaper således representativa för hela vattenmassan. Men eftersom hälften av denna i Norrviken ligger ovanför 3 m djup, kan man utgå från att ytskiktets värden i denna sjö även under sommaren gälla för huvudparten av den totala vattenvolymen. Förhållandena i de kvantitativt underlägsna djupare skikten under stagnationsperioderna behandlas i det nästföljande avsnittet.

För att på minsta möjliga utrymme ge en uppfattning om de temporala och lokala variationernas amplitud i ytskiktet under den isfria perioden ha det tillgängliga materialets extremvärden sammanställts i tab. 2. Denna omfattar tiden 1 juli—2 december 1946 och 5 maj—5 november 1947 och är baserad på data från sammanlagt 20 provtagningsdagar.

Sommaren 1947 kommer säkert att länge framstå som en ”ovanligt vacker” sommar i det allmänna medvetandet. I Norrviken uppmättes då en högsta yttemperatur av 26,6°, mot 20,9° föregående år. Fig. 2 återger temperaturförloppet i ytskiktet och visar, att särskilt försommarens yttemperaturer voro ovanligt höga år 1947. Även i augusti var ytvattnet varmare detta år än år 1946, men i juli voro skillnaderna mellan de båda somrarna obetydliga. På det hela taget bör sommaren 1947 i temperaturhänseende ha varit särskilt gynnsam för utbildningen av en mycket intensiv vattenblomning i Norrviken.

Transparensen är i allmänhet lägre i Norrvikens norra del (station 1) än i dess södra partier (stationerna 3 och 5). För alla tre lokalerna ligga 1946 års extremvärden betydligt lägre än extremerna för år 1947, och det framgår av diagrammet för lokal 3 (fig. 3) att detta även gäller flertalet av de enskilda värdena. I Norrviken genomlöper transparensens årskurva ett minimum under juli och augusti, då de dominerande planktonalgernas utveckling når sitt maximum. Siktdjupet betingas således i första hand av fytoplanktonproduktionen och kommer därför att diskuteras mera i detalj i samband med denna (s. 51).

Värdena för vattenfärg och permanganatförbrukning visa inga nämnvärda regionala eller temporala variationer med undantag för sensommaren 1946, då kraftiga stegringar inregistrerades samtidigt med kulminationen av de yt blommande planktonalgerna.

Vätejonkoncentrationen är i högproduktiva sjöars ytvatten i allmänhet underkastad mycket stora förändringar beroende på främst planktonalgernas växlande assimilationsintensitet. I Norrviken ligga de observerade pH-värdena inom intervallet 6,9—9,8. Under vegetationsperioden följer ytskiktets pH en tämligen regelbunden kurva med maximum på högsommaren (fig. 4).

De föreliggande ledningsförmågevärdena variera för ytskiktet mellan 294 och

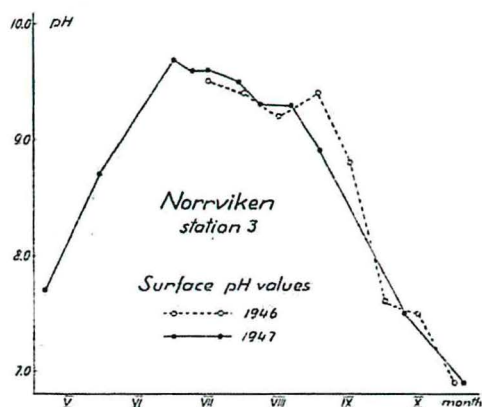


Fig. 4. Ytvattnets pH under den isfria perioden 1946 och 1947. — Surface pH values during the ice-free periods of 1946 and 1947.

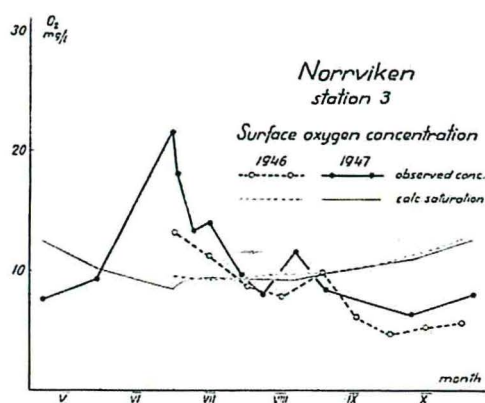


Fig. 5. Den lösta syrgasens koncentration och (beräknade) mättnadsvärde i ytvattnet under den isfria perioden 1946 och 1947. — Observed concentrations and calculated saturations of the dissolved oxygen in the surface water during the ice-free periods of 1946 and 1947.

354 ($\times 10^6$). De lägsta värdena erhöles under högsommaren, de högsta under höst-cirkulationen.

Ytskiktets syrgashalt är mycket olika vid olika årstider. I viss utsträckning sammanhänger detta med att vattnets mättnadsvärde är en funktion av temperaturen. I Norrviken äro emellertid andra faktorer av ojämförligt större betydelse för syrgashaltens nivå och variationer. Under sommarmånaderna ligger ytvattnets syrgaskoncentration tack vare planktonalgernas livliga assimilation i allmänhet ovanför mättnadsvärdet. Särskilt höga värden uppnåddes i slutet av juni 1947, då 387 % av den aktuella mättnaden uppmättes vid station 1 och 254—260 % vid de båda andra lokalerna (tab. 2). Men redan i augusti pressas syrgasnivån ned till eller rentav under mättnadsvärdet, och sedan sker under september en kontinuerlig minskning, så att syrgaskoncentrationen i början av oktober utgör endast omkring hälften av det värde som svarar mot den aktuella mättnaden (fig. 5). De syrgaskonsumerande processerna ha tydligen en mycket stor omfattning i Norrvikens vatten.

När pH överstiger 8,2, saknas givetvis fri kolsyra helt. Då föreligga i stället karbonatjoner, som bildas genom att en del av bikarbonatkolsyran tages i anspråk för kolsyreassimilationen. De lägsta bikarbonatvärdena ha därför erhållits under sommarmånaderna, medan de högsta värdena för såväl bikarbonat som fri koldioxid noterades under cirkulationsperioderna. Som genomsnittsvärde för bikarbonat kan anges 120 mg/l.

Kalciumhalten varierar tämligen obetydligt omkring 40 mg Ca/l. Detta värde motsvarar i ekvivalenshänseende precis den nyssnämnda genomsnittliga bikarbonathalten.

Den totala järnhalten varierade år 1946 mellan 0,05 och 0,39 mg Fe/l, följande år däremot endast inom intervallet 0,05—0,18 mg/l. Ytskiktets kvävehalt var däremot

ungefär lika båda åren, varierande inom området 0,57—2,49 mg totalkväve per liter (den lösta kvävegasen ej medräknad). En stor del av totalkvävet föreligger med säkerhet i icke-assimilerbar form, t.ex. bunden i själva planktonorganismerna. Det samma gäller i viss utsträckning totalfosfor, vars halt varierade mellan 0,07 och 0,15 mg P/l år 1946 och mellan 0,08 och 0,24 mg P/l år 1947.

Torrsubstanshalten (indunstningsåterstoden) låg i allmänhet tämligen konstant vid 250—270 mg/l. Högre värden erhöles, när vattnet innehöll särskilt stora mängder planktonalger eller seston. För glödgningsåterstoden erhöles i regel värden mellan 140 och 160 mg/l. Efter behandling med ammoniumbikarbonat, varigenom en del av den bortglödgade karbonatkolsyran regenererades, vägde glödgningsåterstoden vanligtvis mellan 180 och 200 mg/l.

Miljöförhållandena under stagnationsperioderna

Redan ovan har konstaterats, att endast en mindre del av vattenmassan i Norrvikens södra parti ligger på så stort djup (>7 m), att den genom utbildningen av en stabil temperaturskiktning kan undandragas de utjämnande cirkulations- och konvektionsströmmarna i ytskiktet. De kemiska förhållandena i de hypolimniska skikten äro alltid av ett speciellt intresse, emedan de ge värdefulla upplysningar angående näringshushållningen i sjön. Därtill kommer för Norrvikens vidkommande, att de djupaste bottenskiktens kemiska stratifikation når en sådan omfattning, att hela vattenmassan indirekt påverkas därav vid totalcirkulationens början. I tab. 3 anföras därför tämligen fullständiga uppgifter från sex olika profilserier vid lokal 5.

Vi granska först de fyra serier som tagits under sommarstagnationen 1946 resp. 1947. Tack vare det varma och lugna försommarvädret kunde skiktningen under det sistnämnda året börja redan i mitten av maj, dvs. antagligen ett par veckor tidigare än året förut. I enlighet härmed var hypolimniontemperaturen under hela sommaren lägre år 1947 än 1946. På grund av den längre stagnationstiden kunde den kemiska skiktningen uppnå en högre utveckling sommaren 1947; detta återspeglas i nära nog samtliga faktorerens värden.

I början av stagnationen ligger språngskiktet i Norrviken vid omkring 6 m djup. Sedan "avhyvlas" hypolimnion under sommarens lopp, och i början av september låg dess övre nivå båda åren mellan 8 och 9 m. Någon vecka därefter vidtog sedan totalcirkulationen.

Vattenfärgen är avsevärt högre i hypolimnion än i ytskiktet. Mot slutet av stagnationen voro exakta bestämmingar ogenomförbara på grund av rikedomerna på kolloidala ämnen, som då gav proven från bottenskikten ett mjölkaktigt utseende. Även oxiderbarheten (permanganatförbrukningen) och elektrolythalten (ledningsförmågan) äro givetvis högre i dessa prov än i ytvattnet. pH sjunker däremot kraftigt mot botten, vilket främst beror på de stora mängder fri-kolsyra som där anhopas under stagnationen. Kolsyreproduktionen överstiger avsevärt den koncentration som kan beräknas bildad vid syrgasens förbrukning. Detta visar, att anaeroba sönderdelningsprocesser äga rum i Norrvikens djupare vattenskikt och sediment.

α	β	γ	δ	ϵ	ζ	η	θ	ι	κ	λ	μ	ν	ξ	\omicron	π	ρ	σ	τ	υ	ϕ	χ	ψ	ω	
1. VIII. 1946.																								
0	20.3	46	75	9.5	356	9.0	0.0	120	8.6	36.9	0.15	0.57	0.13	249	135									
6	19.8	38	60	8.5	312	3.2	2.3	134	0.0	37.4	0.16	0.35	0.12	239	140									
7	17.7	40	64	7.6	374	0.0	14.6	192	0.0	37.8	0.09	1.24	0.16	248	148									
10.5	11.4	70	79	6.9	363	0.0	48.7	203	0.0	39.1	0.11	4.43	0.11	249	149									
7. IX. 1946.																								
0	17.9	46	60	9.4	356	9.7	0.0	120	6.8	39.3	0.13	1.04	-	255	140									
8	16.6	48	66	8.7	312	3.1	0.0	235	1.2	39.5	0.13	0.94	0.13	246	138									
9	15.5	70	69	7.4	393	0.0	16.7	169	0.0	35.7	0.08	1.76	0.14	265	169									
10.5	12.0	7	91	7.2	399	0.0	69.3	227	0.0	41.6	0.09	3.27	0.11	259	189									
3. II. 1947.																								
0.5	0.2	45	73	7.1	359	0.3	14.5	146	0.0	44.0	0.11	2.56	0.13	271	170									
10.5	1.4	74	93	7.0	458	0.0	23.8	191	0.0	45.9	0.16	4.69	0.12	300	195									
27. III. 1947.																								
0.5	0.6	44	46	7.2	309	1.6	17.5	115	0.0	36.5	0.13	2.23	0.13	214	126									
1.5	1.2	44	40	7.2	350	1.1	13.7	125	0.0	42.4	0.06	2.65	0.09	209	165									
2.0	1.5	44	46	7.2	368	0.3	13.5	135	0.0	45.2	0.06	2.50	0.10	203	158									
7.0	2.9	7	49	7.2	383	0.0	13.9	151	0.0	44.3	0.15	1.93	0.10	200	175									
10.5	3.7	7	99	7.2	430	0.0	48.2	211	0.0	47.5	0.15	0.51	0.10	310	190									
15. VII. 1947.																								
0	20.0	48	73	9.7	-	15.9	0.0	107	12.7	40.3	0.08	0.92	0.19	301	187									
6	16.1	48	58	7.9	-	0.6	7.7	138	0.0	40.4	0.08	1.94	0.25	265	155									
7	15.0	48	56	7.6	-	0.0	16.3	148	0.0	40.1	0.06	2.46	0.26	266	146									
10.5	9.3	40	75	7.0	-	0.0	45.6	210	0.0	40.7	0.07	3.60	0.29	271	147									
3. IX. 1947.																								
0	18.1	42	51	8.9	331	8.9	0.0	-	8.1	40.8	0.06	1.24	0.24	292	149									
8	17.5	42	45	8.5	337	5.1	0.0	104	1.9	42.4	0.07	1.04	0.25	284	143									
9	14.3	70	65	7.1	370	0.0	25.7	229	0.0	42.6	0.12	3.48	0.45	295	153									
10	11.0	90	65	6.9	418	0.0	76.0	258	0.0	44.2	0.26	9.79	0.37	295	148									

Tab. 3. Miljöfaktorerna under sommarstagnationen 1946 och 1947 samt under vinterstagnationen 1947 enligt vertikalkurvor vid lokal 5. Beträffande enheter se tab. 2. — *Stratification of environmental factors in the summers of 1946 and 1947, and under the ice 1947. Concerning units see Table 2.*

I hypolimnion uppstår, som väntat, fullständig syrgasbrist. För 10,5 m djup konstaterades detta vara fallet redan den 28 maj 1947, dvs. högst två veckor efter stagnationens början. Både 1946 och 1947 sträckte sig syrgasbristen ända upp till 6 meters djup, därmed omfattande omkring 22 % av hela sjöns eller 31 % av södra delens vattenmassa. När syrgasen förbrukats, börjar en intensiv produktion av svavelväte. Häröver föreliggande inga analysresultat, men de hypolimniska provens lukt var otvetydig.

Bottenskiktens bikarbonathalt ökar under stagnationen och detta är den främsta anledningen till ledningsförmågens nyssnämnda stegring i dessa skikt. Kalciumhalt, indunstningsåterstod och glödningsåterstod visa däremot en rätt obetydlig skiktning. Under 1946 års stagnation gällde detta även järn och fosfor, vilka däremot följande sommar voro tydligt skiktade. Kvävehalten ökade båda åren högst avsevärt i hypolimnion, där nära tio gånger högre värden än för ytskiktet registrerades för septemberprofilernas djupaste prov.

Vinterstagnationen började i mitten av december 1946, då Norrviken definitivt islades. Den inversa temperaturskiktningen visade sig vara tämligen stabil, med 3,4° på 10,5 m djup den 3 februari 1947 och 3,7° på samma djup den 27 mars. Härigenom kunde även en intensiv kemisk stratifikation utbildas. Denna överensstämmer i många avseenden med sommarstagnationen. Det kan därför vara tillräckligt att här dröja vid det mest frapperande resultatet av de båda profilserierna, nämligen syrgasens utomordentligt snabba förbrukning i praktiskt taget hela vattenmassan.

Att syrgas helt saknades på 10,5 m djup den 3 februari, alltså efter 6—7 veckors stagnation, är icke ägnat att förvåna. Däremot var det mycket överraskande att

Depth	S t a t i o n a					
	5	a	b	c	3	1
Meters	O ₂ =g/l					
0.5	1.6	0.5	0.8	0.4	0.4	2.6
1.5	1.1	0.2	0.2	0.3	-	-
2.0	0.2	-	-	0.2	-	0.4
2.5	-	-	-	0.2	0.3	-
	C O ₂ =g/l					
0.5	12.5	13.8	14.4	14.5	16.6	14.6
1.5	13.2	13.7	17.5	7.8	-	-
2.0	13.5	-	-	11.8	-	14.5
2.5	-	-	-	12.7	14.1	-

Tab. 4. Syrgasens och den fria kolsyrans koncentrationer under isen den 27 mars 1947. Beträffande lokalerna se texten (sid. 47). — *Contents of dissolved oxygen and free carbon dioxide under the ice, March 27th, 1947. Stations «a», «b», and «c» are situated between the stations 5 and 3.*

omedelbart under isen påträffa endast 0,3 mg O₂/l. Tyvärr togos inga prov från mellanliggande djup, varför det icke kan avgöras, huruvida redan i början av februari 1947 hela vattenmassan vid lokal 5 var helt eller nästan helt syrgasfri eller om ett begränsat syrgasfattigt skikt då låg närmast under isen.

Profilserien den 27 mars visade emellertid med all önskvärd tydlighet, att den fullständiga syrgasbristen vid detta datum omfattade den största delen av vattenmassan vid station 5. För att fastställa, i vad mån detta gällde hela södra delen av sjön togos samtidigt med de ordinarie profilerna (vid stationerna 5, 3 och 1) några stickprov från det övre vattenskiktet vid tre ställen (a, b och c) mellan stationerna 5 och 3. Avståndet från station 5 var för "a" ungefär 200 m, för "b" ca 500 m och för "c" ungefär 800 m (station 3 ligger omkring 1 400 m från station 5, dvs. ca 600 m från lokal "c"). Resultaten av syrgas- och kolsyrebestämningarna återges i tab. 4. Härav framgår, att syrgasbrist förelåg i *hela* södra delen av Norrviken, där endast ett metertjockt vattenskikt närmast isen vid lokal 5 hade något mer än 1 mg O₂/l. I den norra delen av sjön, vid lokal 1, var syrgastillgången något bättre, nämligen 2,6 mg O₂/l på 0,5-meters djup.

Man kan utgå från att syrgashalten var omkring 9 mg/l och kolsyrehalten ca 8 mg/l vid isläggnngen i mitten av december 1946. Vid fullständig omsättning av 9 mg O₂/l för oxidation av mättade organiska föreningar bör 12,3 mg CO₂/l frigöras; man skulle i så fall efter syrgasens förbrukning finna ca 8 + 12 = 20 mg CO₂/l i vattnet under isen. Bortsett från de djupaste skikten var kolsyrehalten emellertid endast 12—17 mg/l (se tabellerna 3 och 4). Detta visar att syrgasen delvis förbrukas genom oxidation av omättade organiska föreningar (samt ev. även svavelväte) utan motsvarande produktion av fri CO₂.

Vattenblomningen

Ett naturligt vatten säges vara vegetationsfärgat, om dess egenfärg täckes på grund av massförekomst av alger. Den av fytoplankton betingade vattenblomningen är en speciell form av vegetationsfärgningen, kännetecknad därigenom, att algerna bilda en mattformig beläggning i vattenytan. Dylika vattenblomningar förorsakas främst av blågröna alger, cyanofyceer (NAUMANN 1912, 1924). Flertalet av planktoncyanofyceerna äro nämligen något lättare än vatten, varför de gärna flyta upp till ytan. Genom vågsvallet kastas vattenblommade alger upp på stränderna, där de kunna bilda veritabla vallar som hastigt råka i förruttnelse. En excessiv vattenblomning är således en olägenhet icke endast ur estetisk utan även ur vattenhygienisk och allmänt sanitär synpunkt. Därtill kommer att den genom sina följdverkningar kan skada andra organismer, t.ex. fiskar.

Undersökningarna sommaren och hösten 1946 visade, att Norrvikens vegetationsfärgning var en utpräglad vattenblomning, bestående av i första hand fyra *Microcystis*-arter, *M. aeruginosa* > *M. viridis* > *M. flos-aquae* > *M. botrys* (artbestämningar in sensu TEILING 1941, 1942). Ingen av de övriga cyanofyceerna kunde kvantitativt mäta sig med *Microcystis*. Som andrarangsarter bära dock *Aphanizomenon flos-aquae* och *Oscillatoria Agardhii* nämnas. Sammanlagt observerades 20 olika arter cyanofyceer vid 11 provtagningar under tiden 15 juni—2 december 1946.

Med hänsyn till artantalet voro de blågröna algerna däremot ingalunda i majoritet.

Sålunda antecknades under den nyssnämnda tiden 60 arter grönalger + desmidiaceer, 54 arter flagellater + peridineer, 16 arter kiselalger samt 15 i mikroskopet definierbara bakterier (huvudsakligen svavelbakterier) och två epiplanktiska svampar. Alla dessa förekommo dock i regel endast sporadiskt i vattenprov och hävprov.

I de prov som togs i början av år 1947 (från isen den 3 februari och 27 mars, samt under resp. strax efter vårcirkulationen den 5 och 28 maj) påträffades sammanlagt 73 arter eller varieteter, som icke iakttagits tidigare. Flertalet av dessa voro typiska vinter- eller vårformer, vilket förklarar varför de icke observerades under sommaren och hösten föregående år. Under vinterstagnationen och vårcirkulationen spelade *Microcystis* liksom övriga cyanofyceer en mycket underordnad roll. Denna årstid kan man på sin höjd tala om en svag vegetationsgrumling, som främst betingas av kiselalger och flagellater. Skillnaden i förhållande till sommarens och höstens vattenblomning framträder tydligt i transparensen, vilken mot slutet av vinterstagnationen uppgick till 2,2—2,5 m och under maj månad låg vid 1,5—1 m (jfr fig. 3).

I slutet av maj började emellertid *Microcystis* och en del andra cyanofyceer att snabbt öka i antal. Det kunde icke råda något tvivel om att den sedvanliga vattenblomningen stod inför sin start. Men den här gången voro förberedelser vidtagna för att om möjligt förhindra dess utveckling.

Vattenblomningens bekämpande

Den ursprungliga metoden för bekämpning av alger med koppar utfördes på så sätt, att säckar innehållande kopparsulfat släpades genom vattnet tills saltet gått i lösning (MOORE & KELLERMAN 1904 s. 25). Sedermera förbättrades detta primitiva tillvägagångssätt genom användning av puderspridare för att fördela det finmalda kopparsulfatet över vattenytan (DOMOGALLA 1941). För Norrvikens vidkommande beslöts däremot, efter ingående överväganden, att utsprida kopparsulfatet efter upplösning i vatten (till en 10 %-ig lösning av $\text{CuSO}_4 + 5 \text{H}_2\text{O}$).

För detta ändamål konstruerades en flotte, vilande på nio tomfat à 600 liter, och på denna fastsurrades en motorbrandspruta ("Api" nr 110) med en kapacitet av 1 500 minutliter vid 9 kg tryck. Till flottens ena kortsida kopplades med en vertikalt rörlig led en mindre flotte, på vilken en 8 hästars utombordsmotor placerades.

Kopparsulfatlösningen bereddes i träkar, varvid saltets upplösning kunde avsevärt påskyndas genom inledande av vattenånga. Vid de första besprutningarna fylldes lösningen på några av de tomfat som höllo flottan flytande, men sedan visade det sig lämpligare att medföra den i särskilda fat, placerade på flottens däck. Genom en grov slang, som hölls nedsänkt strax under vattenytan, sög brandsprutan upp sjövattnet, vilket genom två sidoställda munstycken sprutades ut med en räckvidd av omkring 2×30 m. Kopparlösningen tillfördes det uppsugna sjövattnet genom ett $\frac{1}{2}$ -tums rör, kopplat till pumpens evakueringsintag, och fördelades sedan med detta vatten över sjöytan (fig. 6). På detta sätt kunde upp till 8 minutliter kopparsulfatlösning, dvs. 50 kg kopparsulfat per timme, utspridas på sjön. Ca 20 timmars effektiv

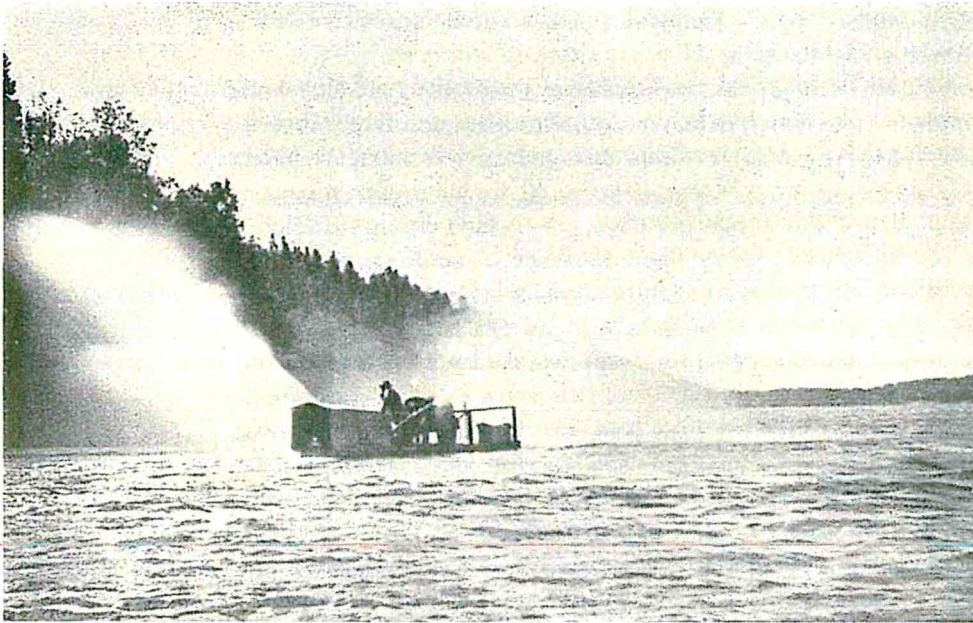


Fig. 6. Utspridning av kopparsulfatlösning på Norrviken (4 juni 1947). — *Treatment of Norrviken with copper sulphate (in solution), June 4th 1947.*

gångtid erfordrades för att fördela 10 000 liter lösning (1 000 kg kopparsalt) över hela sjön.

Koppardosens storlek per ytenhet bör såvitt möjligt avpassas efter den vattenvolym, för vilken den är avsedd. Djupare partier kräva större tillsats än grunda. Å andra sidan ansågs det lämpligt, att i Norrviken ge den grundare norra delen förhållandevis hög kopparkoncentration, emedan vattenblomningen ofta visat sig vara rikligare där än i de södra partierna. En reglering av koppartillsatsen kan givetvis uppnås genom att med en kran öka eller minska brandsprutans intag från kopparsulfatlösningen. Det visade sig emellertid i praktiken enklare att erhålla samma resultat genom att (med konstant koppartillförsel) bestryka de partier, som skulle ha högre tillsatser, flera gånger än de övriga.

Enligt DOMOGALLAS (1941) redogörelse för 15 års bekämpning av vattenblomningen i Monona Lake (Wisconsin) medförde en koppartillsats motsvarande $19,6 \mu\text{g Cu}$ per liter sjövattnet i juni 1940 en minskning och hämning av bl.a. *Microcystis*-produktionen under drygt tre veckor. Denna uppgift togs till utgångspunkt för fastställandet av koppardosens storlek i Norrviken. Fisketillsynsmyndigheten hade visserligen i särskilt tillstånd medgivit tillsatser upp till högst $50 \mu\text{g Cu/l}$, men det ansågs ur flera synpunkter lämpligt att försöksvis använda betydligt lägre koncentrationer. Den främsta anledningen härtill var en önskan att icke hämma andra planktonalger än de yt blommande cyanofyceerna. Norrvikens hårt pressade syrgashushållning syntes nämligen oundgängligen kräva en rik utveckling av syrgasproducerande

planktonalger för att åtminstone under sommarmånaderna kunna upprätthållas på en tillfredsställande nivå.

Vid beräkningen av koppardosen förutsattes, att den vattenvolym som under sommarstagnationen befinner sig under 8 meters djup (alltså 1,46 miljoner m³ enligt tab. 1) är förhindrad att direkt delta i de övre skiktens cirkulation och omsättning. För att ge dessa övre vattenskiikt (12,84 miljoner m³) en genomsnittlig koppartillsats av 19,6 µg Cu/l = 78,6 mg CuSO₄ + 5 H₂O per m³, skulle således erfordras 12,84 × 10⁶ × 78,6 × 10⁻⁶ = 1 009 kg CuSO₄ + 5 H₂O.

På grundval av denna kalkyl utspreds 1 ton kopparsalt, löst i 10 000 liter vatten, den 4 och 5 juni 1947. Samma dos gavs den 17—18 juni. Tredje och fjärde gångerna, 9—10 juli och 18—20 augusti, tillsattes endast halva kvantiteten, alltså 500 kg kopparsalt per gång.

Norrvikens ytvatten hade före den första koppartillsatsen en "egen" kopparhalt på omkring 8—10 µg Cu/l. Det föreföll därför troligt, att vattnet efter den första besprutningen skulle visa sig ha en genomsnittlig kopparkoncentration på ca 10 + 20 = 30 µg Cu/l, eller rentav något mer på grund av att språngskiktet vid denna tid låg så högt som vid 6—7 meter. Denna prognos kom emellertid på skam. Den direkt analyserbara kopparhalten ökade nämligen med endast en fjärdedel eller femtedel av det beräknade värdet (se fig. 3, kopparkurvan för ytvattnet vid lokal 3). Fem dagar efter besprutningen, den 10 juni, var ytvattnets kopparhalt 15 µg/l vid lokal 1, 13 µg/l vid lokal 3 och endast 12 µg/l vid lokal 5. Efter den andra koppartillsatsen steg vattnets kopparhalt däremot enligt beräkning, likaså efter den tredje och den fjärde gången. Stegringen förblev dock aldrig av lång varaktighet utan följdes varje gång av en snabb minskning, så att kopparkoncentrationen inom en eller ett par veckor åter kom nästan i nivå med den för sjön normala halten.

Med tanke på ytvattnets höga pH kan det ligga närmast tillhands att söka förklara kopparhaltens snabba minskning som en utfällning av svårlösliga basiska kopparföreningar, t.ex. kopparhydroxid och kopparkarbonat. För att undvika en dylik inaktivering av koppartillsatsen har GELFAND (1946) föreslagit att dosera kopparsulfatet tillsammans med citronsyra, varigenom kopparn i komplex-form skulle kunna hållas i lösning även vid mycket starkt alkalisk reaktion. Denna metod utarbetades för industriella ändamål, där en mycket kraftig algpåväxt i vattenreservoarer behandlades med 2,5—5,0 mg Cu/l, dvs. 100—200 gånger högre tillsatser än de i Norrviden användas. För doseringar upp till åtminstone 50 µg Cu/l kunde däremot vid modellförsök med Norrvikens vatten ingen utfällning av koppar iakttagas eller analytiskt fastställas.

Kopparhaltens minskning i sjövattnet måste därför bero på i första hand en adsorption av kopparjonerna vid i vattnet förekommande partiklar eller kolloider samt vid bottensedimentet. RILEY (1939) har experimentellt påvisat, att kopparjonernas koncentration mycket snabbt kan nedsättas genom en dylik adsorption, om sjövattnet är rikt på organiska ämnen, och att denna reaktion är reversibel enligt massverkans lag. Mot denna bakgrund är det fullt förståeligt, varför den första kopparbesprutningen icke i samma utsträckning som de följande ökade Norrvikenvattnets reaktiva

kopparhalt: de organiska ämnena i löst, kolloidal och fast form voro då omättade med hänsyn till Cu och lade därför beslag på större delen av tillsatsen.

Det förefaller sannolikt, att de blågröna planktonalgerna med sitt geléhölje skulle kunna vara särskilt verksamma kopparabsorbenter. Dagarna efter den första koppartillsatsen gjordes tyvärr inga transparensbestämningar, men det framgår av fig. 3, att de övriga besprutningarna hade en omedelbar ökning av siktdjupet till följd. Detta gäller särskilt efter den andra koppartillsatsen, då transparensen vid lokal 3 på två dagar steg från 110 till 175 cm; förmodligen skulle en liknande topp i kurvan ha erhållits efter första tillsatsen, om observationer utförts omkring 6—8 juni. Transparensökningarna efter koppartillsatserna måste bero på att partiklar avlägsnades ur yttskiktet efter ad- eller absorption av koppar. Eftersom det icke kan tänkas att partiklarna skulle ha sjunkit mot botten på grund av ökad belastning (med någon miljon-dels milligram Cu!), är det troligt att det framförallt var levande organismer, måhända främst *Microcystis*-kolonier, som absorberade kopparjonerna, vilka då omedelbart hämmade eller skadade livsprocesserna och på detta indirekta sätt påverkade svävningförmågan (spec. vikten).

Sammanlagt tillsattes 3 ton kopparsulfat under tiden 4 juni—20 augusti. Om inga förluster ägt rum, borde denna kvantitet ha ökat vattnets kopparhalt med i genomsnitt 60 $\mu\text{g/l}$. I verkligheten var ytvattnets kopparhalt den 21 augusti endast 24—28 $\mu\text{g/l}$ mot 9 $\mu\text{g/l}$ den 4 juni (före tillsatsen), och den 3 september var koncentrationen i ytan åter nere vid 11—14 $\mu\text{g/l}$. På 9 meters djup var kopparhalten sistnämnda datum 30 $\mu\text{g/l}$. Norrvikens avrinning, som särskilt sommaren 1947 var mycket obetydlig, kan icke göras ansvarig för dessa stora förluster, som därför måste tillskrivas kopparjonernas inaktivering inom själva sjön.

Ovan (s. 43) har redan konstaterats, att siktdjupet under sommaren och början av hösten 1947 genomgående var större än vid motsvarande tider föregående år. Det kan icke råda något tvivel om att denna skillnad var en effekt av kopparbehandlingen. Den omedelbara transparensökning som följde efter varje besprutning var dock icke långvarig. Redan 10 dagar efter den andra tillsatsen var siktdjupet mindre än omedelbart före, och transparensen skulle sannolikt ha gått ned till föregående års nivå, om icke den tredje besprutningen gjorts i lagom tid för att förhindra detta (se fig. 3). På samma sätt ändrades transparenskurvans förlopp i slutet av augusti tack vare den fjärde doseringen. Det är redan härav uppenbart, att det är mest ändamålsenligt att använda upprepade tillsatser av koppar. Av den nyss förda diskussionen angående koppelens inaktivering följer vidare, att de första doserna böra vara större än de följande.

Vi kunna nu övergå till en kort redogörelse för koppartillsatsernas inverkan på Norrvikens vattenblomning och fytoplanktonproduktion i övrigt. För att få en uppfattning om främst *Microcystis*-kvantitetens växlingar utfördes bestämningar av de i 10 liter ytvatten befintliga planktoncyanofyceernas volym (jfr s. 41). De väsentligaste resultaten framgå av fig. 7. Kurvan för 1946 har en mycket skarp topp vid månadsskiftet augusti—september. Detta maximum är visserligen med säkerhet överdimensionerat, ty den 2 september, då det maximala värdet erhöles, rådde — till

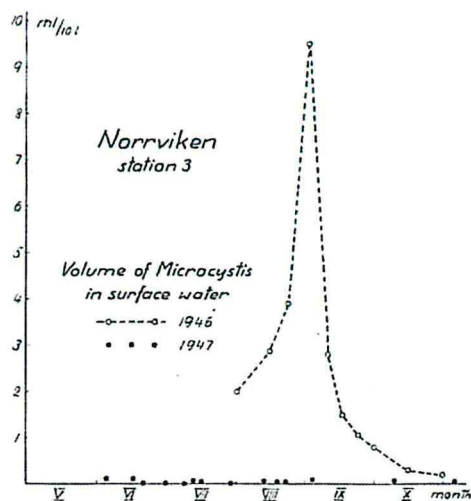
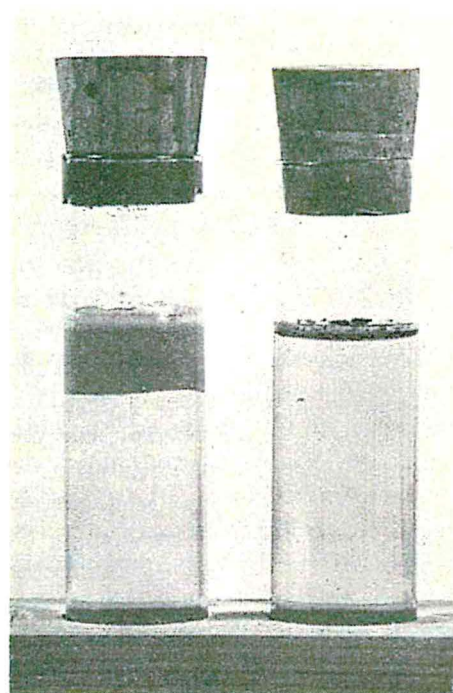


Fig. 7. De yt blommande planktonalgernas (huvudsakligen = *Microcystis*) volym i 10 liter yt-vatten under vegetationsperioden 1946 och 1947. — Volume of *Microcystis* in 10 litres surface water during 1946 and 1947.



2. IX. 1946. 3. IX. 1947.

Fig. 8. Formalinkonserverade planktonprov, tagna i början av september 1946 och 1947. — Plankton samples (preserved in formalin), taken at the beginning of September 1946 and 1947.

skillnad från övriga provtagningar — vindstilla med åtföljande kraftig ytblomning. Men kurvans förlopp i övrigt visar, att detta års vattenblomning verkligen kulminerade vid denna tid.

Värdena för år 1947 ligga, i skarp kontrast till föregående års kurva, samtliga så nära abscissan (= 0) att det här icke är möjligt att tala om något utpräglat maximum. Diagrammet ger således ett övertygande bevis för att kopparbehandlingen hade den åsyftade effekten på *Microcystis*-produktionen och vattenblomningen överhuvud. Samma intryck får man vid en jämförelse av formalinkonserverade planktonprov från 1946 och 1947. De äro visserligen icke tagna för kvantitativa ändamål och kunna därför icke heller användas för siffermässiga komparationer, men skillnaden i växtplanktons sammansättning är så stor, att den sätter sin prägel på provens hela utseende (fig. 8).

I och med att de vattenblommande planktonalgernas produktion förhindrades, fick Norrvikens vatten en helt annan karaktär under sommaren 1947 än tidigare. Den täta suspensionen av blågröna algkolonier, som förr brukade bilda den karakteristiska ytblomningen vid lugnt väder, var helt försvunnen. Därmed uteblevo också de ruttande beläggningarna eller vallarna i strandzonen. I mitten av augusti och veckorna därefter kunde man visserligen även år 1947 upptäcka *Microcystis*-klumpar

Tab. 5. De dominerande plantonalgernas approximativa antal kolonier per ml ytvatten sommaren och hösten 1947. — *Approximate numbers of colonies of dominating plankton algae per ml surface water in summer and autumn of 1947.*

1947	Station 1			Station 3			Station 5		
	Microcystis	Pediastrum + Coelastrum	Scenedesmus + Ankistrodesmus	Microcystis	Pediastrum + Coelastrum	Scenedesmus + Ankistrodesmus	Microcystis	Pediastrum + Coelastrum	Scenedesmus + Ankistrodesmus
May 5				2					
27					<1				
June 17				1	50				
19				<1	100				
30				<1	2,700				
July 8	7	7,300	6,700	<1	7,500	5,600	<1	4,400	4,000
11	2	3,200	3,800	<1	4,000	2,100	<1	4,900	2,800
15	<1	4,700	4,300	<1	9,200	5,100	<1	6,450	7,800
29	<1	4,200	3,500	<1	4,000	3,200	1	4,200	2,500
Sept. 3	31	1,700	7,400	2	1,500	4,700	1	2,200	6,400
Oct. 9	3	600	2,500	1	800	2,500	11	550	2,500
Nov. 5				3	280	3,400			

i vattnet, men de voro så få, att någon egentlig vattenblomning aldrig bildades.

I stället fick vattnet redan 2—3 veckor efter den första koppartillsatsen ett klargrönt, homogent utseende som det icke haft förut. Denna typiska vegetationsfärgning förorsakades av olika grönalger, vilka tidigare förekommit endast sporadiskt men nu genom en intensiv förökning snabbt uppnådde mycket höga populationer. För några av de dominerande släktena framgår detta siffermässigt av de i tab. 5 återgivna räkningsresultaten.

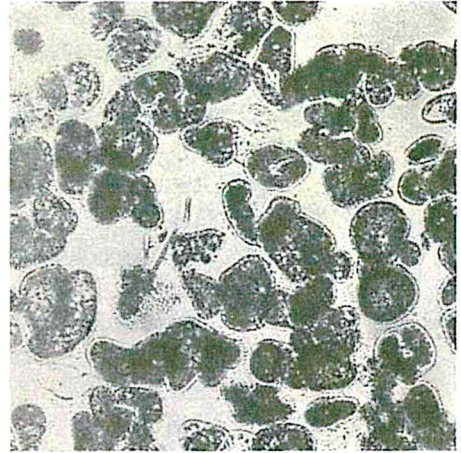
Vi betrakta först värdena för *Microcystis*. Detta släkte förekom hela sommaren i en så låg koncentration, att räkningarna av antalet kolonier i 1 ml ytvatten icke kunde ge statistiskt säkra resultat; i regel innehöll vattnet nämligen mindre än 1 000 kolonier per liter. För jämförelse härmed kan nämnas, att ytvattenprov från Eds-sjön (till vilken Norrviken avrinner) den 31 juli 1947 innehöll omkring 2 200 *Microcystis*-kolonier per ml, dvs. 2,2 miljoner kolonier per liter. Detta är säkerligen den storleksordning som föregående somrar kännetecknade även Norrvikens ytskikt.

Grönalger tillhörande släktena *Pediastrum*, *Coelastrum*, *Scenedesmus* och *Ankistrodesmus* påträffades i 1946 års planktonprov, såsom redan antytts (s. 48), endast i enstaka exemplar. Värdena i tab. 5 visa, att dessa algers utveckling redan kort efter den första koppartillsatsen gick i diametralt motsatt riktning mot *Microcystis*-produktionen. För ytvattnet vid lokal 3 registrerades således mindre än 1 *Pediastrum*- eller *Coelastrum*-koloni per ml den 22 maj, men 50 kolonier/ml den 17 juni, 100 kolonier den 19 juni, 2 700 den 30 juni och 7 800 den 8 juli (*Coelastrum* alltid i minoritet). Som ett exempel på dessa algers explosionslika massutveckling bör vidare nämnas, att ytvattnet den 19 juni innehöll ca 45 000 *Pediastrum*-svärmare per ml. Detta är anmärkningsvärt även av den anledningen, att det torde vara sällsynt att *Pediastrum* i en sjö förökar sig med zoosporer.

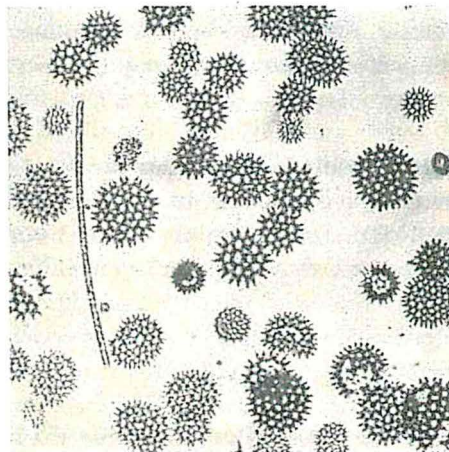
Under juli var de nyssnämnda grönalgernas sammanlagda antal kolonier av storleksordningen 10 miljoner per liter. I början av september hade antalet *Pediastrum* och *Coelastrum* sjunkit till 1 500 kolonier/ml, och i början av november var deras antal endast 280/ml. Denna minskning beror på att dessa alger äro typiska sommarformer. *Scenedesmus* och *Ankistrodesmus* kunde däremot upprätthålla sin höga nivå långt in på hösten.



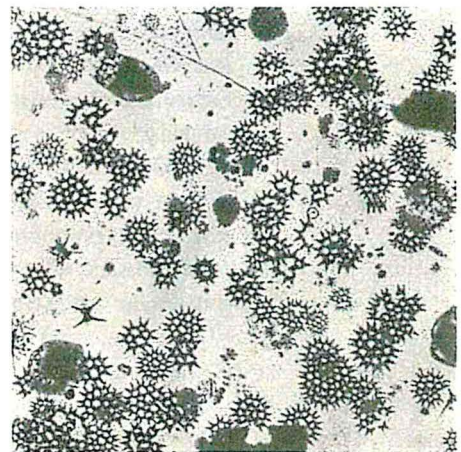
15. VII. 1946.



2. IX. 1946.



15. VII. 1947.



3. IX. 1947.

Fig. 9. Mikrofotografier av (formalinkonserverade) planktonprov, tagna i juli och september 1946 och 1947. — *Microphotographs of plankton samples, taken in July and September 1946 and 1947.*

Det är tydligt, att koppartillsatserna framkallade icke endast kvantitativa utan även betydande kvalitativa förändringar i Norrvikens fytoplankton. Siffrorna i tab. 5 tala sitt tydliga språk, men det påtagligaste intrycket av kopparbehandlingens inverkan på växtplanktons sammansättning får man i mikroskopet. Mikrofotografierna i fig. 9 äro avsedda att i någon mån förmedla ett dylikt intryck.

Efter den 4 juni 1947 dominerades fytoplanktonbilden, såsom tydligt framgår av mikrofotografierna, av släktet *Pediastrum*. Detta var representerat av 10 arter eller varieteter (mot 7 föregående sommar), av vilka *P. duplex* och *P. Boryanum* voro de förhärskande. *Coelastrum* förekom i tre arter (varav 2 nya), *Scenedesmus* i 17 arter eller

former (varav 8 nya) och *Ankistrodesmus* i 8 (varav 2 nya för sommaren). Det är av intresse att sammanlagt 49 olika planktonalger för första gången observerades efter kopparbehandlings början. Hälften av dessa nykomlingar, nämligen 25 stycken, voro grönalger av samma slag som de nyssnämnda släktena (chlorococcales). Några av dem påträffades endast i sporadiska exemplar i enstaka prov, varför det är möjligt att de på grund av sin sällsynthet förbisetts vid tidigare tillfällen. Många av de nya arterna, främst de som tillhöra släktena *Scenedesmus* och *Ankistrodesmus*, förekommo emellertid under sommaren och hösten 1947 så ofta eller rentav regelbundet i proverna, att det måste föreligga ett samband mellan deras uppträdande och sjöns kopparbehandling.

Å andra sidan ha 58 av de arter och former, som 1946 påträffades i Norrvikens vatten, icke alls återfunnits i de tolv proven från 1947. Nästan alla av dessa uteblivna alger hade dock påträffats endast sporadiskt och vid något enstaka tillfälle, varför det kan vara en slump att de icke iakttogos år 1947. Men beträffande fyra arter, vilka voro mycket vanliga i 1946 års prov, är frånvaron under 1947 säkert ingen tillfällighet. Dessa fyra alger, som tillhöra olika systematiska grupper, ha samtliga ett s.k. epiplanktiskt levnadssätt, dvs. de leva fastsittande på andra planktonorganismer. Som värdväxter föredraga dessa arter de geléförsedda cyanofyceerna, kanske helst just *Microcystis*. Deras uteblivande under 1947 kan förklaras på två sätt: antingen äro de lika känsliga för koppar som värdväxterna, eller också ha de indirekt drabbats av koppartillsatserna på så sätt, att de icke lika lätt som tidigare kunde finna några lämpliga alger att slå sig ned på. Frågan är i detta sammanhang utan betydelse, men dessa fyra oansenliga alger ha här nämnts även av den anledningen, att de utgöra det enda kända exemplet på att koppartillsatserna i Norrviken skulle ha skadat några organismer utöver de åsyftade planktoncyanofyceerna.

Vi ha nu sett, att Norrvikens kopparbehandling hade en utpräglad selektiv effekt på fytoplanktonproduktionen. Det råder intet tvivel om att vattenblomningens uppkomst förhindrades genom kopparens omedelbara hämmande inverkan på planktoncyanofyceernas tillväxt. Anledningen till grönalgernas snabba uppblomstring är icke lika klar. Teoretiskt kan den antagas vara av två helt skilda slag: antingen hade koppartillsatsen en direkt positiv effekt på dessa algers förökning eller också möjliggjordes deras väldiga expansion genom de gynnsamma betingelser som uppstodo vid huvudkonkurrenternas, de blågröna algernas, bortfall. Genom koppardoseringar till renkulturer av några *Pediastrum*-arter, *P. Boryanum*, *P. duplex*, *P. biradiatum*, och *Scenedesmus quadricauda* (beträffande kulturmetodik se RODHE 1948) har jag konstaterat, att de lägsta kopparkoncentrationerna, upp till minst 20 μg Cu/l, icke hade någon som helst inverkan på tillväxten. Det är därför knappast troligt, att ökningen av sjövattnets kopparhalt var den direkta anledningen till att grönalger intogo cyanofyceernas plats som fytoplanktons dominanter. Sedan är det en öppen fråga, som endast torde kunna besvaras på experimentell väg, huruvida grönalgernas storstilade uppmarsch efter cyanofyceernas undertryckande berodde på den förbättrade tillgången till näringsämnen och ljus eller på att de vattenblommade algerna tidigare med aktiva medel (genom avgivande av "antibiotika") hade hindrat

grönalgerna att göra sig gällande och att denna hämning sedan upphörde samtidigt med att cyanofyceerna nedkämpades. Kanske voro båda dessa faktorskomplex verk-samma.

Vid de nämnda kulturförsöken visade det sig, att *Pediastrum*-arterna hämmades av lägre kopparkoncentrationer (20—100 $\mu\text{g/l}$) än *Scenedesmus quadricauda* (100—1 000 $\mu\text{g/l}$). Det befanns emellertid vara omöjligt att ens för ett och samma försöks-objekt ange kopparhämningens tröskelvärde med en viss fixerad kopparkoncentra-tion. Unga kulturer visade sig nämligen vara mera kopparkänsliga än äldre. Om tillväxten var i full gång erfordrades betydligt högre koppardoser för en hämning, än när förökningen stod inför sin start. Vid sidan av kopparens koncentration syntes dessutom mängden koppar per cell vara av betydelse för effekten, ty vid hög popu-lationstäthet hade en viss hämmande koppardos mindre verkan än om cellantalet var lägre.

Av dessa orienterande försöksresultat framgår, att planktonalgernas hämning genom koppar är beroende av många och ännu ofullständigt kända omständigheter. Med vår nuvarande kännedom om dessa frågor synes det därför vara vanskligt att med säkerhet förutsäga utgången av en sjös kopparbehandling. Till samma slutsats kommo PEARSALL, GARDINER & GREENSHIELDS (1946 s. 74) på grundval av praktiska erfarenheter. DOMOGALLA nämner (1941 s. 306), att koppartillsatsen i ett fall hade en våldsam utveckling av tidigare underordnade alger till följd; vid den kopparbe-handling av Monona Lake, som tagits till utgångspunkt för beräkningen av Norr-vikens koppardos (se ovan s. 49), hämmades däremot icke endast cyanofyceerna utan även grönalger och kiselalger. Det är uppenbart, att ytterligare grundforskning erfordras för att vi rationellt skola kunna utnyttja kopparsulfatmetoden för bekäm-pandet av vattenblomningar.

Diskussion

Syrgashushållningen i en sjö har ett indikatoriskt värde vid bedömningen av dess produktionsstandard och ämnesomsättning. I näringsfattiga sjöar med låg produktion och obetydlig halt av organiska ämnen äro bottenskikten även efter långvarig stagnation i regel syrgasrika. Högproduktiva sjöar liksom sjöar som äro rika på hu-mösa och andra organiska ämnen kännetecknas däremot av att deras hypolimnion (om ett sådant utbildas) blir syrgasfattigt. I epilimnion (ytskiktet) är förhållandet i viss mån motsatt: de oligotrofa och humösa sjöarnas syrgashalt ligger där i allmän-het under den aktuella mättnaden även under sommaren, medan de eutrofa sjöarna under denna tid producera ett överskott av syre, som avges till atmosfären.

För Norrvikens vidkommande framträder läget i blixtbelysning, om man beaktar den utomordentligt snabba och omfattande syrgasförbrukning, som ovan (s. 46) visades äga rum under isen. Från isläggningsen i mitten av december 1946 till senast den 27 mars 1947 hade praktiskt taget all syrgas konsumerats åtminstone i sjöns södra del, dvs. i ca 10 miljoner m^3 . Om man räknar med att syrgashalten vid islägg-ningen var omkring 9 gram per m^3 , så hade alltså ett syrgasförråd på 90 miljoner gram eller 90 ton förbrukats på denna tid eller ännu snabbare. Det kunde vara fres-

tande att beräkna, hur stora kvantiteter organisk substans som erfordras för att binda denna väldiga syrgasmängd. I brist på närmare kännedom om dessa substansers kemiska karaktär avstår jag från ett dylikt försök, men jag erinrar om att omättade organiska föreningar, såsom ovan (s. 47) visats, måste spela en stor roll vid syrgasförbrukningen.

Dylika organiska föreningar förekomma särskilt rikligt i exkrementhaltiga avloppsvatten. Det kan icke heller råda något tvivel om att skulden till Norrvikens överanskrängda syrgashushållning i första hand måste tillskrivas de ofullständigt renade avloppsvatten av icke-industriell karaktär, som tillföras sjön främst i dess södra parti. Den 3 februari 1947 var syrgashalten på 0,5 meters djup 0,3 mg/l vid lokal 5, 5,2 mg/l vid lokal 3 (utanför Jästfabriken) och 9,2 mg/l vid lokal 1. Att Jästfabrikens avloppsvatten icke kan ha någon del i den exceptionella syrgasbristen i sjöns sydligaste del, det framgår redan därav att man under isen tydligt kunde iakttaga, hur det bruna vattnet från fabriken reningsverk i en båge (norr om lokal 3) sökte sin väg till utloppet vid sjöns mitt. Denna väg markeras f.ö. vid isläggning och islossning ofta av en ränna med svag is eller öppet vatten. Dessutom kan här nämnas, att de organiska substanser, som från Jästfabriken tillföras sjön, numera äro mycket resistent. Av de organiska ämnen, som utgå vid jästfabrikationen, nedbrytas nämligen 97 % genom en mycket effektiv såväl anaerob som aerob rening. Denna kombinerade reningsmetod infördes år 1933. Dessförinnan (från och med Jästfabrikens grundande år 1893) hade det industriella avloppsvattnet samma ödesdigra inverkan på sjöns syrgashushållning (resulterande i allmän fiskdöd i slutet av 20-talet) som kloakvattnen ha nu.

Det är emellertid icke endast i stagnationsperiodernas hypolimnion som Norrvikens ytterst allvarliga läge kommer till uttryck genom en rubbad syrgasbalans. Vid diskussionen av syrgaskurvorna i fig. 5 ha vi redan funnit (s. 44), att vattnets syrgashalt under höstcirkulationen minskade till omkring hälften av det aktuella mättnadsvärdet. Härvid var syrgashalten lägst i sjöns södra del, där 42—45 % noterades under hela oktober månad och början av november 1946; vid lokal 1 var koncentrationen mellan 52 och 65 % av mättnadsvärdet. Ett liknande förhållande förelåg under vårcirkulationen 1947. Däremot uppvisade hösten 1947 något bättre syrgasstandard, nämligen 52—63 % för lokalerna 3 och 5 samt 78 % för station 1.

Denna förbättring kan möjligen sättas i samband med förändringen av fytoplanktons sammansättning genom kopparbehandlingen. En högproduktion av mikroskopiska grönalger är nämligen icke minst tack vare dessas ofantligt mycket större sammanlagda yta en betydligt effektivare syrgasproducent än en motsvarande kvantitet *Microcystis*. Denna skillnad kommer till synes bl.a. i den olika höjden av det maximala registrerade syrgasöverskottet under de båda somrarna: 287 % över den aktuella mättnaden den 30 juni 1947 mot 32 % den 1 juli 1946 (tab. 2). Därtill kommer att de geléförsedda planktoncyanofyceerna under ogynnsamma betingelser gärna attackeras av bakterier och därvid övergå till att bli syrgaskonsumenter. Detta är troligen anledningen till att syrgashalten knappast kunde hållas i nivå med mättnaden ens under augusti 1946, trots att vattenblomningen då var på väg mot sin kulmen (jfr fig. 5 och 7). Det var således även med hänsyn till vattnets syrgasförsörjning fördel-

aktigt att byta ut vattenblomningen mot en vegetationsfärgning av grönalger. Betydelsen och omfattningen av dessa mikroskopiska algers syrgasproduktion får sin rätta belysning mot bakgrunden av vinterstagnationens enorma syrgasförbrukning. I Norrviken kunna de syrgaskonsumerande processerna tydligen icke på långt när tillgodoses enbart genom upptagning av syrgas från atmosfären.

Under isläggnngen är fytoplanktonproduktionen så obetydlig att den saknar betydelse som syrgasleverantör; under denna tid är vattnet dessutom helt avstängt från syrgastillförsel från luften. Vattnets syrgashalt dikteras då helt av de syrgastärande ämnernas mängd och art. Norrviken har redan nu anlitats som avloppsrecipient långt utöver sin förmåga, och en katastrof är oundviklig, om det nuvarande tillståndet får fortsätta ens en kortare tid. Innevarande vinter (1948) ha stora mängder fisk duktat under för syrgasbristen. Genom olika direktåtgärder för ökande av vattnets syrgashalt (t.ex. genom att pumpa in luft) kunna på sin höjd mycket begränsade framgångar förväntas.

Men fiskdöden är icke den enda och kanske icke ens den allvarligaste följden av Norrvikens förorening. När syrgasen förbrukats, får svavelväteproduktionen fritt spelrum och de tillförda organiska ämnernas självrening går då ned till ett minimum. I stället för att vara en värdefull oas för rekreation blir sjön härigenom en hälsovadlig och motbjudande bakteriehard mitt i den allt tätare bebyggelsen. Vattenblomningens bekämpande förlorar mycket av sin mening, om badning måste förbjudas på grund av vattnets höga colititer, vilket var fallet under senare delen av sommaren 1947.

Det är nu mycket hög tid, att de omgivande kommunerna med all kraft vidtaga de åtgärder som oundgängligen erfordras för att rädda Norrviken, och detta icke enbart eller främst av naturskyddsskäl utan i första hand med tanke på den kringboende befolkningens välbefinnande och hälsa. Det finns härvid endast ett enda botemedel: att fullständigt strypa all tillförsel av sådana avloppsvatten, som icke underkastats en högeffektiv rening. Anläggandet av ett eller flera centrala reningsverk är givetvis framförallt en fråga om kostnader (och byggnadstillstånd!), men här gäller, att varje uppskov innebär en avsevärd ekonomisk förlust. Sjöns fortsatta försämring kommer nämligen till slut att tvinga fram dessa åtgärder, men deras omedelbara verkan blir allt mindre, ju längre man dröjer. Ty Norrviken är nu så övergödd med obearbetade organiska ämnen, att den icke kan återfå sin naturliga balans enbart i och med att tillförseln av förorenade vatten upphör. Det kommer att fordras en konvalescenstid, som blir långvarigare, ju mera tillståndet förvärras.

Norrvikens behandling med kopparsulfat är visserligen i första hand ett palliativ, men i den allmänna saneringen av sjön bör denna metod dock vara av positivt värde. Om doseringarna avvägas på rätt sätt, kan man tydligen erhålla en högproduktion av grönalger, som betydligt effektivare än den i annat fall dominerande vattenblomningen bidrager till de organiska ämnernas oxidation. Härigenom påskyndas självreningen, och de partiklar som sjunka till botten äro tack vare detta antagligen mindre syrgaskrävande än vad annars skulle vara fallet. Om kopparbehandlingen fortsättes samtidigt med att all ytterligare tillförsel av förorenade vatten förhindras, överlagras och isoleras de nuvarande syrgasslukande sedimenten efterhand av ett skikt med

mindre syrgasbehov. På detta sätt kan man troligtvis i icke ringa mån påskynda Norrvikens återförande till en bättre balanserad ämnesomsättning.

Härmed menas icke att man skulle kunna pressa ned sjöns produktion till den nivå, som den skulle ha haft utan människans inverkan. Detta torde nämligen vara utslutet, såvida man icke mot förmodan lyckades effektivt förhindra tillförseln av även oorganiska näringsämnen, främst fosfat och nitrat. Det är i första hand på grund av sin rikedom på dessa båda ämnen som Jästfabrikens avloppsvatten har höjt Norrvikens produktionsnivå upp till det nuvarande läget. Men det är icke tillgången på oorganiska näringsämnen utan den överdimensionerade tillförseln av syrgaskrävande organiska substanser som är felbalanserad i sjöns nuvarande hushållning. Det är denna tillförsel som med det snaraste måste stävjas.

Summary

The title of the preceding account is "Water Conditions in the Lake Norrviken in the Years 1946—47, and the Prevention of the Water-bloom by Copper Sulphate in Summer 1947".

The lake Norrviken is situated about 15 km north of Stockholm. It has an elongated shape, being 7,5 km long with a widest breadth of 0,7 km (fig. 1). Its surface area is 266,5 hectares. The maximal depth, located in the southern part, amounts to 12,5 m. The water volume is 14,3 millions m³, half of which lies above 3 m (Table 1).

On the ground of the geological and geochemical character of the region, Norrviken, as well as the neighbouring lakes, belongs to the eutrophic type. Owing to cultural drainage, however, its nutritional level has been raised to a position far higher than is possible under purely natural conditions.

The qualities recorded for the surface water of the sampling stations Nos 1, 3, and 5 (cf. fig. 1), are summarized in Table 2. The courses of temperature, transparency, pH values, and dissolved oxygen in the surface water are shown in figs 2—5. The thermal and chemical stratifications in summer, and under the ice, are exemplified in Table 3. From Table 4 it is evident that an almost complete depletion of oxygen occurred in the whole water mass of the southern part during the ice period. It was accompanied by production of hydrogen sulfide. (In Feb.-March 1947, however, no mentionable fish death was observed, while large masses of fish perished under the ice in 1948.)

With regard to its metabolism, the water of Norrviken is characterized by an unfavourable oxygen balance, due to the preponderance of oxygen consuming processes. This serious evil was first (since 1893) caused mainly by the outlet waters from the Bakers' Yeast Factory situated at the lake (see fig. 1, "Jästfabriken"). Nowadays (since 1933) the waste organic substances from the yeast manufacture are 97 % destroyed by means of anaerobic as well as aerobic treatments. Now, the increasing supplies of polluted waters from the surrounding habitation form a more extensive and troublesome problem. To prevent the catastrophe now impending in the lake, it is necessary to stop, as soon as possible, all the supplies of sewage containing unoxidized organic matter.

Due to the nutritive enrichment, an excessive and annoying growth of water-bloom has developed in Norrviken each summer of the last decades. According to the algal determinations made in summer 1946, it consisted mainly of colonies of the blue-green alga *Microcystis* (*M. aeruginosa* > *M. viridis* > *M. flos-aquae* > *M. botrys*). Other algae proved to be quantitatively quite unimportant, despite their number of species (130) being considerably higher than the number of blue-green algae (20 species).

In summer 1947 Norrviken was treated with copper sulphate in order to prevent the

development of water-blooming algae. The algicide was dissolved in water (10 % of $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$), and the solution was sprayed out together with surface water which was pumped up by means of a fire-engine, placed on a motor-driven float (fig. 6). In this manner the whole lake could be treated with copper sulphate (in variable concentrations, if required) in about 20 hours' effective driving.

The first treatment, spraying out 1 000 kg $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ (dissolved in 10 000 litres water), was performed on June 4—5th 1947, i. e. at the time when *Microcystis* usually started its development of higher densities. The same quantity was added on June 17—18th, while half of this amount was given on July 9—10th, as well as on August 18—20th. Consequently, the total amount of copper sulphate added in summer 1947 was 3 000 kg. This would, arithmetically, give each litre of the water in Norrviken an increase of about 60 μg Cu.

The concentrations of (reactive) copper in the surface water at station 3 in summer 1947 may be seen from fig. 3. It is obvious that the first copper dose was immediately inactivated to a very great extent (about 75 %), while the following additions were used up in about a week. The corresponding increases of transparency indicate that the absorption was partly made by living particles, which after that sank to the bottom. As a result of the copper sulphate treatment, the summer transparency was higher in 1947 than in 1946. It is clear that this was possible only by the repetition of the sprayings, the first ones giving more algicide to the lake than the later ones.

The effect of the copper treatment on the algae forming waterbloom was very evident (figs 7 and 8). In their place arose, within a few weeks, an enormous development of green algae, particularly *Pediastrum duplex* and *P. Boryanum* (forming up to 45 000 zoospores per ml, besides the colonies!), and species belonging to the genera *Coelastrum*, *Scenedesmus*, and *Ankistrodesmus* (Table 5). By this, the phytoplankton of Norrviken obtained a composition quite different from that of the former year (fig. 9). 49 species (half of which were green algae) previous lacking were \pm regularly observed after the beginning of the copper sulphate treatment. This had, consequently, a qualitative as well as a quantitative effect on the phytoplankton. Other than the blue-green algae and their epiplanktic algae, no organisms seemed to be harmed by this treatment.

The selective effect (which was consciously aimed at) had quite favourable consequences on the oxygen supply of the water. In summer 1946 the highest oxygen concentration observed was 32 % above the actual saturation-value; in 1947 it was 287 % above that value (Table 2; fig. 5). This improvement, which is very desirable from a sanitary point of view, can be attributed mainly to the green algae being more effective oxygen producers than the blue-green algae.

Citerad litteratur

- ÅBERG, B. & RODHE, W. 1942. Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen. — Symb. Bot. Ups. 5 (3): 1—256.
- DOMOGALLA, B. 1941. Scientific studies and chemical treatment of the Madison lakes. — Symposium on Hydrobiology, 303—310. Madison.
- GELFAND, M. 1946. Algae control in water supplies. — Power Plant Engineering 50: 63—65.
- KOLTHOFF, I. M. & SANDELL, E. B. 1936. Textbook of quantitative inorganic analysis. 749 pp. — New York.
- LOHAMMAR, G. 1938. Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. — Symb. Bot. Ups. 3 (1): 1—253.
- MOORE, G. T. & KELLERMAN, K. F. 1904. A method of destroying or preventing the growth of algae and certain pathogenic bacteria in water supplies — U. S. Department of Agriculture, Bureau of plant industry, Bull. 64: 1—44.
- MOORE, G. T. & KELLERMAN, K. F. 1905. Copper as an algicide and disinfectant in water supplies. — Ibid., Bull. 76: 1—55.

- NAUMANN, E. 1912. Bidrag till kännedomen om vegetationsfärgningar i sötvatten. I. Några anmärkningar till begreppet vegetationsfärgning. — Bot. Not. för år 1912, 209—214.
- NAUMANN, E. 1924. Sötvattnets plankton. 267 pp. — Bonniers. Stockholm.
- PEARSALL, W. H., GARDINER, A. C. & GREENSHIELDS, F. 1946. Freshwater biology and water supply in Britain. — Freshwater Biol. Assoc. Brit. Empire, Scient. Publ. 11: 1—90.
- RILEY, G. A. 1939. Limnological studies in Connecticut. — Ecol. Monographs 9: 53—94.
- RODHE, W. 1948. Environmental requirements of fresh-water plankton algae. — Symb. Bot. Ups. 10 (1): 1—149.
- TEILING, E. 1941. *Aeruginosa* oder *flos-aquae*. Eine kleine *Microcystis*-Studie. — Sv. Bot. Tidskr. 35: 337—349.
- TEILING, E. 1942. Schwedische Planktonalgen 3. Neue oder wenig bekannte Formen. — Bot. Not. 1942: 63—68.



Litteratur

«Standard Methods for the Examination of Water and Sewage». 9:e uppl., American Public Health Association, 1946.

En ny upplaga av de välkända «Standard Methods» hälsas givetvis med största intresse av alla vattenanalytiker. I den senaste upplagan ha vissa partier undergått en tämligen ingående omarbetning, och en rad andra förbättringar ha införts. Dispositionen har något ändrats; den tidigare uppdelningen av den fysikalisk-kemiska vattenundersökningen i en «hygienisk undersökning» och en «undersökning av mineraliska beståndsdelar» har bortfallit. Anvisningarna för provtagning vid den fysikalisk-kemiska vattenundersökningen ha överarbetats och samlats i det första kapitlet.

Några av de viktigaste kompletteringarna avse bestämmningarna av syre och kloröverskott. Utom den vanliga WINKLERmetoden för syrebestämning ha medtagits ALSTERBERGS och RIDEAL-STEWARTS modifikationer samt oxidation av störande föreningar med alkalisk hypokloritlösning. En särskild metod har angivits för bestämning av syre i vatten innehållande aktiverat slam. För anvisningarna för kloröverskottsbestämning ha de förslag legat till grund, som framlagts av en speciell kommitté (jfr Journal of American Water Works Association 1943, s. 1315 etc.). Bl.a. lämnas detaljerade anvisningar för de bestämmingar av «fritt kloröverskott» och «bundet kloröverskott», som äro särskilt viktiga vid tillämpning av «brytpunktsklorering». Smärre omarbetningar ha skett exempelvis vid metoderna för bestämning av luktintensitet och fluoridhalt. Vid fenolbestämningen har den förut alternativt förordade indofenolmetoden utgått.

Även vid anvisningarna för de bakteriologiska undersökningsmetoderna ha smärre förändringar vidtagits. Bl.a. ha föreskrifterna för odlingstid och temperatur vid de fasta substraten närmare preciserats. Gelatinplattor skola sålunda ansättas under 48 ± 3 timmar vid en temperatur mellan 19° och 21° . Vid agarplattor äro motsvarande föreskrifter 24 ± 2 timmar och 35° — 37° .

Fordringarna på dricksvattnets bakteriologiska och fysikalisk-kemiska beskaffenhet ha i vissa delar omarbetats. De viktigaste av de i den nya upplagan angivna fordringarna ha förut refererats i denna tidskrift («New Drinking Water Standards», Vattenhygien nr 2, 1946, s. 47).

De avsnitt, som behandla icke standardiserade metoder ha delvis ganska starkt beskrivits. Detsamma gäller även undersökningar av badvatten.

Ett utförligt referat av innehållet i den nytgivna upplagan skulle kräva alltför stort utrymme. Publikationen måste anses vara det förnämsta av samtliga förekommande arbeten på det vattenanalytiska området och bör icke saknas på något undersökningslaboratorium med anspråk på att vara någorlunda välutrustat.

N. W.

Om beräkning av syrehushållning i recipienter.



I en insändare i denna tidskrift, 1947, nr 3, har civilingenjör H. JOHANSSON utvecklat en del kritiska synpunkter, föranledda av mitt föredrag inför föreningen den 20 maj 1946, sedermera publicerat såsom uppsats i Vattenhygien 1946, nr 3, med ovan angivna titel.

Min uppsats var, såsom namnet avsåg att angiva, närmast begränsad till en redogörelse för metoden att matematiskt beräkna syrehushållningen i en recipient, ehuru väl det må framhållas att ett avsnitt även ägnades åt utrönandet av syrehushållningen genom direkt uppmätning (undersökning). Uppsatsen avsåg icke att innebära något egentligt ställningstagande till värdet av varken detta matematiska eller andra tillvägagångssätt för bestämning av syrehushållningen i en recipient. Överhuvudtaget uteslöts, väsentligen av utrymmesskäl, såväl i föredraget som i uppsatsen ett närmare ingående på beräkningsmetodens användningsområde. JOHANSSONS kritik drabbar därför, synes det mig, framförallt den matematiska beräkningsmetodens upphovsmän, PHELPS och STREETER. Då emellertid frågan är väckt och jag, fränsett uppsatsen, möjligen kan anses vara i viss mån engagerad i detta beräkningsförfarande genom den utvidgning därav, som civilingenjör V. JANSA och jag framlagt (Sew. W. J. 1946, nr 3, och Tekn. t. 1942, häfte 39), ävensom till mina på Motala ström utförda beräkningar, skola här i korthet framläggas några ytterligare synpunkter, huvudsakligen rörande användningsområdet.

Det synes mig angeläget betona, att den matematiska beräkningsmetoden för utrönande av syrehalten i en recipient på intet sätt utesluter direkta undersökningar utan fastmer, såsom också i min uppsats framhålls, förutsätter att direkta uppmätningar verkställts, speciellt för bestämning av syreupptagningskoefficienten. I själva verket innebär detta att man, på grundval av recipientundersökningar utförda vid viss förorening, vattenomsättning och temperatur, omräknar det därvid erhållna resultatet till att gälla även vid andra värden på dessa storheter. Just detta synes mig också vara förfarandets viktigaste användningsområde, och härvid bör vid omsorgsfull tillvägagång ett tillräckligt tillförlitligt resultat kunna påräknas. Det är ju att märka att, såsom även framhålls i min uppsats, resultatet av direkta undersökningar oundvikligen endast gäller för den förorening, vattenomsättning och temperatur, som råda vid provtagningstillfället (eller i genomsnitt under viss provtagningstid). I allmänhet är det emellertid angeläget att få upplysning om de förhållanden, som kunna förväntas bli rådande under vissa givna, såsom karakteristiska betraktade förutsättningar: vissa reningsåtgärder, viss vattenföring och viss årstid. Men detta kan endast undantagsvis ernås med hjälp av direkta uppmätningar. Fördenskull måste det vara av stort värde att äga ett hjälpmedel i sin hand, som kompletterar den direkta undersökningen och varigenom man med nöjaktig säkerhet kan erhålla dessa önskade upplysningar.

Ett annat — och kanske alltför ofta såsom det viktigaste betraktat — användningsområde för den matematiska beräkningsmetoden föreligger i samband med sådana prognoser, där man ej har möjlighet till undersökningar i förväg. Jag vill gärna understryka, att man ingalunda kan utgå från att beräkningsmetoden härvid äger hög grad av tillförlitlighet. Men det är dock i huvudsak den enda metod, som för närvarande står till buds för att man, där omständigheterna överhuvudtaget medgiva detta, skall kunna i förväg bilda sig en uppfattning om de förhållanden, som kunna komma att bli rådande i recipienten. Jag vill härmed ej ha sagt, att de av JOHANSSON nämnda utspädningsreglerna sakna betydelse. Icke minst äro de av värde som stöd för och komplettering av den matematiska beräkningsmetoden. Om denna kan vidare framhållas att den ingick i undervisningen vid samtliga tekniska högskolor i Förenta staterna som jag var i tillfälle att besöka år 1939. Icke minst omhulad var beräkningsmetoden vid Harvard University, där bl.a. professor GORDON M. FAIR underkastat den ingående bearbetning. Även IMHOFF förordar beräkningsförfarandet. Icke minst betydelsefullt är att en dylik utredning ofta nog kan åtminstone ge upplysning om eller åskådliggöra den ungefärliga relativa skillnaden mellan förhållandena i recipienten under olika förutsättningar (vattenföring, reningsåtgärder osv.). Detta kom för övrigt att bli just det väsentliga ändamålet med de för Norrköping (Motala ström) utförda beräkningarna, när undersökningar ej blevo verkställda där i samband med utredningen om erforderlig rening. Anmärkningsvärt är dock hur pass väl resultatet av den del av beräkningarna som gällde då

radande förhållanden kom att stämma överens med kända erfarenheter, exempelvis att förhållandena normalt under försommartid voro avsevärt sämre än förhållandena vid även mindre vanlig lågvattenföring samt att — med avseende på syrehalten — verkligt kritiska förhållanden inträdde först under förutsättning av så utomordentligt exceptionell lågvattenföring som den år 1933.

Utöver det anförda önskar jag även framhålla att docent THURE SUNDBERG i ett personligt brev till mig påpekat att inledningen till min uppsats kan ge intrycket, att det skulle varit Royal Commission on Sewage Disposal som infört bestämmningen av biokemiskt syrebehov såsom mått på avloppsvattens förorenande inverkan på en recipient. Idén om »syreförtäringen» såsom mått på föroreningsgraden hade tidigare framförts av SPITTA (Archiv für Hygiene, 1900). Det synes dock, i överensstämmelse med vad jag önskade ha framfört i uppsatsen, som om nämnda Royal Commission varit föregångare ifråga om att på grundval härav bygga upp ett system av normer för fastställande av erforderlig reningsgrad.

Gunmar Åkerlindh



FVH sammanträdde onsdagen den 10 december 1947 på Gillet i Stockholm. Ca 50 medlemmar övervoro förhandlingarna. Till aktiva medlemmar invaldes: civilingenjör H. ANDERSSON, Stockholm, stadsingenjör L. ANNERSTEDT, Falköping, civilingenjör S. ANSPACH, Oslo, civilingenjör B. BERGSCHÖLD, Stockholm, byggnadschef K. BOOBERG, Östersund, stadsingenjör E. CLAESSON, Hudiksvall, byggnadschef N. DAHLGREN, Nyköping, chefsveterinär C. EKELUND, Örebro, ingenjör ANNA-LISA ENG, Tomtebodas, stadsläkare C. HAHN, Linköping, ingenjör A. HANSSON, Tomtebodas, ingenjör P. T. HANSSON, Stockholm, byggnadschef A. NYLÉN, Vänersborg, Fil. kand. BRITT-MARIE SANDELL, Tomtebodas, ingenjör G. SVENSSON, Stockholm, civilingenjör INGEGÄRD SVÄRD, Tomtebodas, apotekare S. SÖDERLUNDH, Malmö, dr E. WALLGREN, Södertälje, civilingenjör H. ÅHLÉN, Sala samt såsom stödjande medlemmar: Stockholms folkskoleledningen, skolöverläkaren, Stockholm och Strängnäs vattenverk, Strängnäs.

Anföranden över ämnet »Synpunkter på vattenhygienens organisatoriska ställning i Sverige» hölls av byråchefen B. PETRELIUS och fil. dr A. LINDROTH. Diskussion följde, synnerligen livlig särskilt efter supén, med inlägg av herrar ABRAMSSON, BRUNDIN, DANNBERG, FISCHERSTRÖM, GULLSTRÖM, KRISTOFFERSSON, KRUSE, LJUNGGREN, LJUNGHOLM, LUNDGREN, ORRJE, PETRELIUS, VALLIN och WESTBERG. Ett av diskussionens resultat blev ett uppdrag åt styrelsen att utreda frågan om ett initiativ från föreningens sida beträffande kurser för utbildning av driftpersonal för skötsel av vatten- och avloppsvverk.

FVH sammanträdde till årsmöte den 31 mars på Hotell Gillet i Stockholm. Efter föredragande av styrelsens och revisorernas berättelser beviljades styrelsen ansvarsfrihet för det gångna året. Årsavgiften för år 1948 fastställdes till 10 kronor. Till styrelseledamöter omvaldes civilingenjör N. WESTBERG (ordf.), fil. dr H. HUSS (v. ordf.), civilingenjör S. HESSER (sekr.), överinspektör S. VALLIN (kassaförvaltare), fil. dr A. LINDROTH (red.) samt dr E. LARRE och nyvaldes civilingenjör E. LJUNGHOLM. Till revisorer omvaldes civilingenjör A. EMNEUS med ingenjör H. SCHEIN som suppleant; den andra revisorn skall vara en auktoriserad revisor.

Följande personer invaldes såsom aktiva medlemmar: Civilingenjör OVE ANDERSSON, Sölvesborg, överingenjör H. BRAHMER, Stockholm, ingenjör L. CARLÉN, Stockholm, ingenjör B. EKHOLM, Karlstad, civilingenjör S. GEDDA, Hälsingborg, civilingenjör L. HENRIKSSON, Stockholm, civilingenjör H. G. HILBORN, Saltsjöbaden, vattenverkschef A. JERDÉN, Malmö, civilingenjör N. KRISTOFFERSSON, Sundsvall, ingenjör N. LINDHOLM, Stockholm, fil. lic. C. PUKE, Lidingö, ingenjör STIG SVENSSON, Stock-

holm, civilingenjör B. WÄRD, Saltsjöbaden, samt såsom stödjande medlemmar: Drättselkammaren, Jönköping, KB Betong, Hednoret, Institutionen för agronomisk hydroteknik, Uppsala, Kobenhavns Universitets Ferskvandsbiologiske Laboratorium, Hillerød.

Överingenjör H. BRAHMER höll föredrag över »Rening av avloppsvatten från jästfabriker» och fil. lic. W. RODHE över »Sjön Norrvikens vattenbeskaffenhet år 1946—1947 och vattenblomningens bekämpande med kopparsulfat sommaren 1947». I den följande diskussionen yttrade sig utom föredragshållaren herrar GULLSTRÖM, HUSS, ORRJE, PUKE, UNANDER, VALLIN och WIDELL.

FVH sammanträdde måndagen den 14 juni 1948 på Stallmästaregården i Stockholm. Ca 70 medlemmar voro närvarande. Till aktiva medlemmar invaldes: advokat J.-O. ALRUTZ, Stockholm, advokat N. BERGGREN, Stockholm, civilingenjör S. ECKERBOM, Stockholm, med. lic. S. FORSSLING, Tomtebodas, civilingenjör K.-F. GUSTAFSSON, Stockholm, v. häradshövding O. HÅKANSSON, Stockholm, ingenjör H. HÄGGBORG, Stockholm, civilingenjör B. KÄLLBERG, Stockholm, civilingenjör E. LILJEQUIST, Stockholm, professor H. OSVALD, Uppsala. Föredrag hölls av civilingenjör BENGT BERGSCHÖLD över ämnet: »Egnahemsstyrelsens vattenbortningsverksamhet» samt av civilingenjör VICTOR JANSA om »Besök vid amerikanska vatten- och avloppsreningsverk». I den följande diskussionen yttrade sig herrar LJUNGHOLM och SCHEIN samt föredragshållarna.



Efter 40 års arbete i vattenreningens
tjänst är vi i dag bättre än någonsin
rustade att utföra reningsanläggningar
med hjälp av den in- och utländska
teknikens senaste rön

landets äldsta specialfirma för vattenrening



Vattenrenings- anläggningar

för industri- och hushållsförbrukning.
Avhårdning med kalkfällning i katalysator
enl. patenterat system.

Avloppsvattenrening, särskilt behandling
av vatten med stora mängder organisk
substans, i anläggningar enl. patentsökt
system.

Simbadsanläggningar.

Doseringsapparater för klorgas.

AKTIEBOLAGET

RYLANDER & ÅSPLUND

STOCKHOLM

Ingenjörfirman
KJESSLER & MANNERSTRÅLE AB

Konsulterande Ingenjörer SKIF

Kaptängsgatan 6 - Stockholm

Telefon växel 67 02 80

**Avdelning för vattenförsörjning
och avlopp**

Civilingenjör E. Kruse, SKIF

Utredningar, förslag
och kontroll

**Vattenförsörjning
och avlopp**

inom landsbygd och städer

Utredningar, förslag och
teknisk rådgivning

Ingenjörfirman

ORRJE & CO

CIVILING. SVR A. ORRJE, B. ROMSON
B. WÅRD, H. G. HILBORN, ING. L. BERLIN

Brovägen 10, Saltsjöbaden
Tel. Stockholm 17 14 28, 17 14 29

INGENJÖRSFIRMAN

VIAK

OSKAR JONSSON

Drottninggatan 49 IV • Stockholm • Tel. 10 46 72, 20 49 14, 11 69 00

Civilingenjör Oskar Jonsson

Civilingenjör Torsten Öijerfeldt

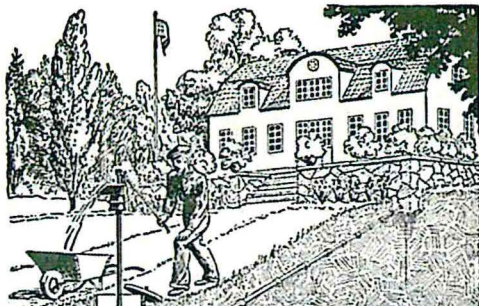
**KONSULTERANDE INGENJÖRSFIRMA
FÖR VATTEN OCH AVLOPP**

Undersökningar och förslag till

Vattenledningar • Avloppsledningar

Reningsverk för vatten och avlopp

Grundvattenundersökningar



Avloppsvattenrening **HOFFMANN BRUNNEN**

renar avloppsvatten
från enstaka bygg-
nader och mindre
bostadsområden etc.

Enda system med separator
som kombinerats med van-
lig Emscherbrunnskonstruk-
tion och som tjänar som för-
rening.

1. Avskiljer effektivt fasta, flytande och avsät-
bara föroreningar — ingen flytslambildning.
2. Renar avloppsvattnet luktfritt.
3. Praktiskt taget outslitlig — inga metalldelar.

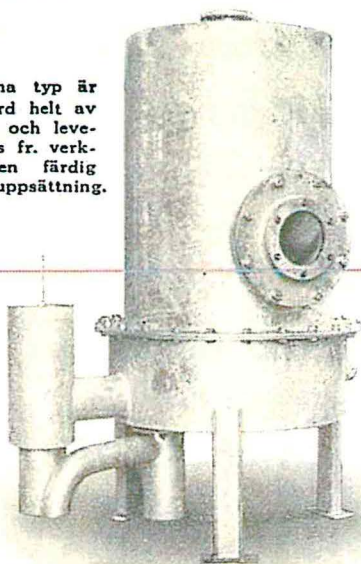
Leveranser ut-
förda bl. a. till
Kungl. Armeöverstyrelsen
„ Byggnadsstyrelsen
„ Marinförvaltningen
„ Vattenfallsstyrelsen
ett flertal kommuner
industrier, enskilda
etc.

Förmånligt behandlad i Statens offentliga utredningars
Betänkande 1941 angående vattenföroreningar.

OLOF NILSSON Sturegatan 18 Stockholm 5

Tel 62 57 12 — 62 57 50

Denna typ är
utförd helt av
plåt och leve-
reras fr. verk-
staden färdig
för uppsättning.



vatten- luftare

Vattnet luftas på silplåtar. Det strömmar tvärs
över dessa, rinner ej genom hålen. Ett bubbel-
skikt alstras med stor beröringsyta och tunna
vattenfilmer.

INKA-luftaren är effektiv, har ringa kraft- och
utrymmesbehov. Den lämpar sig för en mängd
uppgifter såsom *luftning av grundvatten* för
nedsättning av dess aggressivitet eller
för utfällning av järn.

luftning av ytvatten för eliminering av humus-
och algglukt ur dricksvatten, syrsättning
av vattendrag etc.

INKA-luftare utföras för stora och små vatten-
behov.

INDUSTRI KEMISKA AKTIEBOLAGET
STOCKHOLM.

Tel. 11 24 82

Tillverkare: A.-B. HEDEMORA VERKSTÄDER, HEDEMORA

För
KLORRENING
av
VATTEN

För mindre anläggningar

NATRIUMHYPOKLORITLÖSNING

150 gr. blek. klor/lit. i damej. om c:a 75 kg.

För större anläggningar

FLYTANDE KLOR

i bomber om 50 kg. och fat om 500 kg.



ELEKTROKEMISKA A.-B.

BOHUS

Firman grundad 1895

Tornborg Lundberg

TELEFON: NAMNANROP

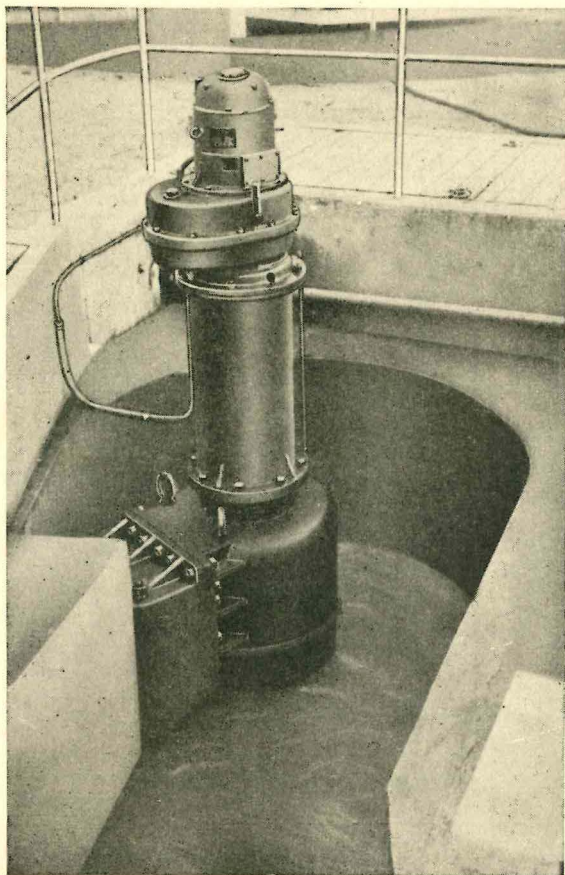
ÅRSTADALSHAMNEN. STOCKHOLM 9

HELAUTOMATISKA RENSSKÄRARE

Patenterad konstruktion

Storlekar 10", 15", 25" och 36"

SVENSK TILLVERKNING



Vidstående bild visar en 25" renskärare vid Åkeshovs rensverk.

Skärorganen äro standardiserade och därför lättare utbytbara.

Skärtänderna äro av högsta kvalitet och utrustas med skäregegg av hårdmetallen Seco.

Låga driftskostnader.