

INFORMATION

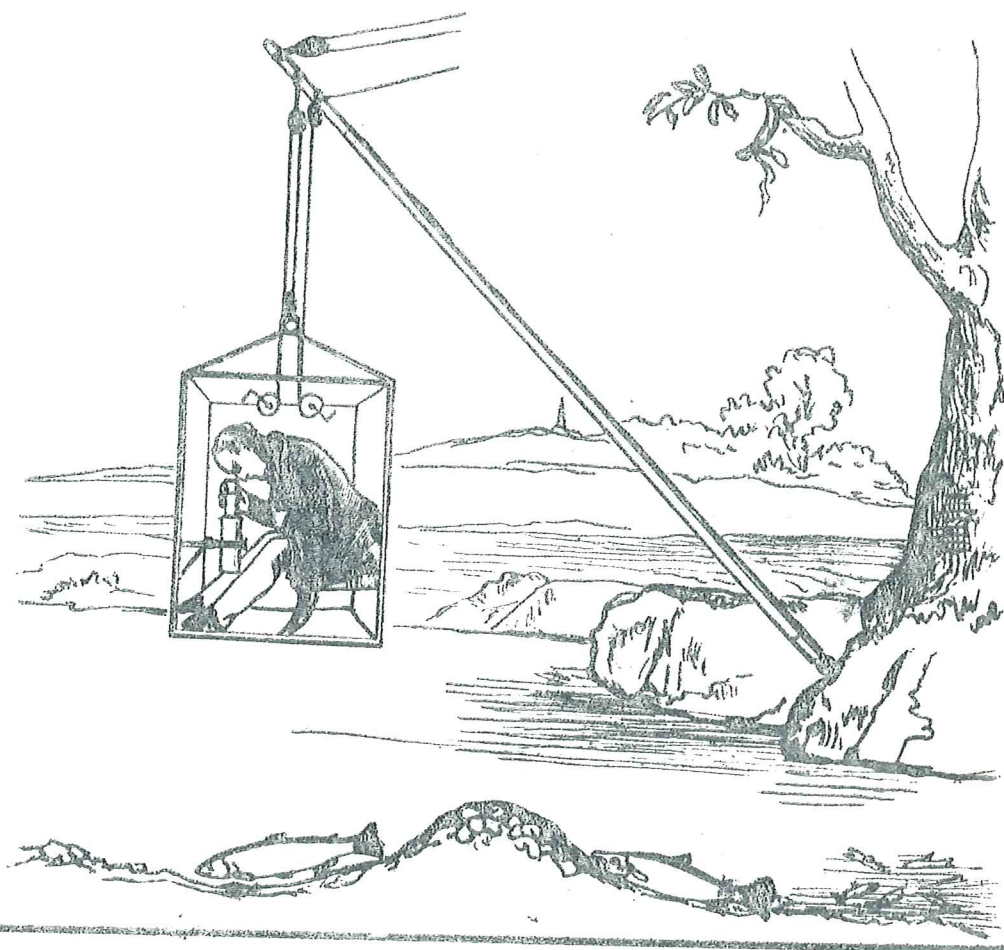
från SÖTVATTENSLABORATORIET, DROTNINGHOLM

Nr 4 1970

Fiskens vertikalfördelning och miljöförhållanden
i en djup förorenad sjö

av

Sten Andreasson och Erland Stake



Fiskens vertikalfördelning och miljöförhållanden i en
djup förorenad sjö

Sten Andreasson och Erland Stake

Inledning

Beskrivning av Tullingesjön

Fysikalisk-kemiska förhållanden

Fisksamhället

Fiskens vertikalfördelning

1. Nätläggning vertikalt

2. Testburar

3. Ekolodning

Diskussion

Sammanfattning

Summary in English

Referenser

Inledning

Föreliggande är en rapport från pågående undersökningar i Tullingesjön, Stockholms län. För fiskdelen svarar Sten Andreasson och för den fysikalisk-kemiska delen Erland Stake. Fiskstudierna påbörjades den 1 juli 1969 medan sjöns fysikalisk-kemiska förhållanden har följts sedan mars 1969. Undersökningarna bedrivs vid Limnologiska institutionen i Lund.

Avsikten med denna rapport är att belysa fisksamhällets rumsliga villkor i sjön under olika årstider.

Beskrivning av Tullingesjön

Tullingesjön är belägen 25 km SV Stockholms centrum inom Botkyrka kommun. Dess morfometriska data är:

Längd	Största bredd	Yta	Största djup	Volym	Medeldjup
3.4 Km	0.8 km	1.8 km ²	32 m	21.0 Mm ³	11.7 m

Höjden över havet är 0.3 m, vilket är samma som Mälarens dit sjön avrinner via Albysjön.

Nederbördsområdet är 75 km² och utgöres till största delen av urberg, i mindre utsträckning av lerområden. Medelvattenföringen vid sjöns utlopp har av SMHI beräknats till 39 000 m³/dygn vid naturlig framrinning. Detta ger en teoretisk omloppstid av 538 dygn d v s ca ett och ett halvt år.

Genom ett grundparti i söder delas sjön i ett litet, sydligt bäcken - vars volym är 2.2 Mm³ - och ett nordligt huvudbäcken. Det senare består av en rad djuphålur mellan 20 och 30 m djupa åtskilda av trösklar på ungefär 15 m djup (Se fig 1 a och 2).

Sjöns stränder är till övervägande del höga, vilket ger ett vindskyddat läge. Vindpåverkan minskas ytterligare av att längdaxelns riktning går vinkelrät mot den sommartid förhärskande vindriktningen.

Fysikalisk-kemiska förhållanden

Det skyddade läget medför att sommarstagnationen inträder tidigt, blir kraftigt markerad och långvarig. 1969 fanns redan den 22 maj en temperaturskillnad på 2.2° mellan 5 och 7.5 m. Den största skillnaden i temperatur mellan epilimnion och hypolimnion uppmättes den 23 juli: 15° mellan 4 och 8 m (fig 3). Språngskiktet låg under sommaren mellan 4 och 9 m. I samband med stormarna omkring den 20 september (orkanen Ada) pressades det ned till ca 11 m djup och av ytterligare stormar till ca 17 m djup (10 oktober), där det fanns kvar som en liten rest den 20 oktober. Temperaturskillnaden hade då minskat till 2° mellan yt- och bottenskiktet. De sista spåren av skiktning försvann i samband med de kraftiga stormarna 1-3 november. Fig. 4 visar temperaturfördelningen under året.

Närsaltinnehållet i sjön är kraftigt förhöjt på grund av utsläpp av avloppsvatten från Botkyrka kommuns behandlingsverk. Verket togs i drift 1958 och den utgående mängden avloppsvatten är för närvarande ca $7\ 000\ m^3/dygn$. Redan innan behandlingsverket togs i drift var sjön belastad med spillvatten från Tumba pappersbruk och från den närmaste bebyggelsen runt sjön. Saltinnehåll och jonbalans i sjön överensstämmer i stort med östra Svealands näringsrika slättsjöars med en jonsumma av ca 2.6 mekv/l och med kalcium resp bikarbonat som dominerande kat- resp anjon. Den elektrolytiska ledningsförmågan har sedan 1945 stigit från ca 150 (Puke 1946) till ca $260\ \mu S$.

Den stora närsalttillförseln medför en mycket hög algproduktion i ytvattnet. Denna förorsakar i sin tur såväl högt pH (10.2) som hög syrgashalt ($>19.3\ mg/l\ O_2 = 220\ %$ av mättnadsvärdet) i övre skiktet sommartid. Den ökade produktionen av organisk substans tillsammans med ökad tillförsel av organiskt material från avloppsvattnet har däremot medfört en radikal försämring av syrgashushållningen för sjön som helhet. Stockholms stads gatukontor gjorde 1955 en undersökning (Johansson och Cronholm 1957) varvid $1.6\ mg/l\ O_2$ uppmättes på 15 m djup i slutet av juli och det fortfarande i början av september fanns spår av syrgas i hela hypolimnion. Nio år senare (Cronholm 1965) noterades däremot redan i början av juni lägre syrgashalt i hypo-

limnion (1.4 mg/l O_2) och all syrgas här var försvunnen åtta veckor senare. 1969 tog den av vårcirkulationen tillförda syrgasmängden i hypolimnion slut redan i maj (se årsöversikten i fig 5).

Vintervärden för syrgas redovisas av Puke (1946) från den 21 mars 1946: på 15 m djup 4.8 mg/l O_2 och på 17.5 m djup 0.7 mg/l O_2 . Pukes värden kan jämföras med situationen den 7 mars 1969, då syrgashalten var ca 0.2 mg/l mellan 5 och 22.5 m och därunder noll. Under de sista sex veckorna av vinterstagnationen 1969 förekom även svavelväte i botten nära skikt. Vårcirkulationen 1969 var av kort varaktighet och förmådde inte tillföra de djupa vattenlagren några väsentliga mängder syrgas. Det lilla överskott, som kan ha funnits kvar sedan svavelvätet oxiderats, tärdes snabbt av andra reducerande substanser i vattnet och av det mycket syrgaskrävande sedimentet. Följden blev ett praktiskt taget syrgasfritt hypolimnion redan från sommarstagnationens början.

Under hela perioden från islossningen i slutet av april till början av oktober noterades syrgas på 10 m djup endast vid två tillfällen: den 26 april och den 22 maj med 0.8 mg/l . Vid ett tillfälle konstaterades total syrebrist även på 7.5 m nivå, nämligen den 14 augusti, samtidigt som syrgashalten på 5 m nivå gick ned till 2.6 mg/l . I samband med höstcirkulationen nådde hela vattenmassan en syrgashalt av 7.5 mg/l vilken motsvarar 60 % mättnad. Inte under någon del av året nådde vattenskiktet under 6 m djup upp över 10 mg/l O_2 och utgångsläget inför vinterstagnationen var med tanke på syrgastäringen i vatten och sediment utomordentligt dåligt. I början av februari 1970 befanns 75 dygn efter isläggnings skiktet under 20 m nivå vara helt syrgasfritt.

Den totala syrgasbristen i hypolimnion under sommarstagnationen accentuerades av svavelvätebildning. Svavelvätet nådde tiden juli - september från botten ända upp till 10 m nivå (Se fig 5). Halterna låg i hypolimnions övre del under $1 \text{ mg/l H}_2\text{S}$, medan i den undre delen upp till 2.3 mg/l uppmättes. Den 3 februari 1970

fanns åter svavelväte i de djupaste vattenskikten. I Gaturkontorets undersökning 1955 kunde inte några spår av svavelväte påvisas medan det 1964 gick upp till 10 m nivån i slutet av juli. 1969 observerades svavelväte redan i mitten av juni.

De fysikalisk-kemiska förhållandena, som redovisats ovan, hänför sig till lokal 2, som är belägen vid sjöns djupaste punkt (se fig 1 b) och är representativa för Tullingesjöns huvudbäcken.

Fisksamhället

För att få en bild av artsammansättningen har fiskats med standardlänk på lokal 1 (se fig 1 b) vid tre tillfällen: I = början av juli, II = slutet av september och III = slutet av november. Standardlänken har bestått av 7 st 5-fotsnät med maskstorlek 12, 16, 18, 20, 24, 28 och 36 v/a. Näten har lagts sammankopplade parallellt med en vasstrand på 3 m djup. Resultaten av dessa fisken har sammanfattats i tabell 1 a. Fångsterna domineras av mört, som till mer än 75 % erhöles på maskstorlekarna 28 och 36 v/a (fisklängd 12-20 cm).

Vid fisketillfälle II fiskades dessutom med översiktslänk - ett 75 m långt nät med 10 olika maskstorlekar (13, 16, 18, 20, 24, 32, 36, 42, 50 och 64 v/a) d v s 7,5 m av varje nätslag. Översiktslänken kompletterar standardlänken genom att de tre finmaskiga nätslagen fångar även mycket liten fisk. Tabell 1 b visar summafångsten med detta nät. Mört dominerar fångsten och erhöles till mer än 50 % på maskstorleken 50 v/a (fisklängd 10-13 cm).

Fisksamhället karakteriseras således av mört. Förutom de fiskarter, som är representerade i fångsterna med standardlänk och översiktslänk, har med andra redskap erhållits ytterligare några. En lista över påträffade arter får följande utseende:

Nors	(<i>Osmerus eperlanus</i>)
Gädda	(<i>Esox lucius</i>)
Mört	(<i>Rutilus rutilus</i>)
Sarv	(<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
Sutare	(<i>Tinca tinca</i>)
Löja	(<i>Alburnus alburnus</i>)
Björkna	(<i>Blicca bjoerkna</i>)
Braxen	(<i>Abramis brama</i>)

Faren	(Abramis ballerus)
Ål	(Anguilla anguilla)
Lake	(Lota lota)
Abborre	(Perca fluviatilis)
Gös	(Lucioperca lucioperca)
Gärs	(Acerina cernua)

Fiskens vertikalfördelning

Fiskens utbredning i djupled har fastställts genom nätläggning och ekolodning. Genom nedsättning av levande fisk i testburar på olika nivåer har visats var miljöförhållandena varit letala för fisken.

1. Nätläggning vertikalt

För ändamålet har använts ett 20-fots flytnät i heldragen nylon med maskstorlek 32 v/a. Nätet har arrangerats som en ridå från yta till botten d v s ställts på högkant (fig 6). För detta avlägsnades flötena på övertelnen och försågs "bottengavein" med sänken. Ett jämförande fiske med nätet i ursprungligt skick i horisontellt läge företogs vid första fisketillfället. Vid detta framkom ingen skillnad i fisklighet mellan horisontellt och vertikalt läge (tabell 2).

Fångsterna med vertikalnätet för de olika fisketillfällena redovisas i tabell 3. Fiskena gjordes på lokal 2 d v s pelagialt vid sjöns djupaste del. Det redovisade fiske III hänför sig dock till en punkt ca 200 m SE lokal 2 med endast 20 m djup. Avvikelsen kommenteras under "3. Ekolodning".

Vid fiske I och II var sjön skiktad (fig 3) och undre gräns för fisken bestämdes av syrgasförhållandena (jfr fig 5). Vid fiske III hade sjön totalcirkulerat och tillförts syrgas ned till största djup varför fisken borde ha möjlighet att sprida sig i hela vattenpelaren. Eftersom detta ej avspeglades i vertikalnätets fångst lades standardlänk med 7 st nät på 20 resp 30 m djup. På 20 m erhöles 3 st mört, 1 st björkna, 1 st abborre och 5 st gärs; på 30 m fångades 1 st lake. Fisk förekom alltså ända ned till djupaste partiet av sjön vid detta tillfälle.

2. Testburar

Letalgränsen i vertikalled har bestämts genom att mjärdfångad fisk från sjön satts i burar, vilka hängts ned på olika djup från en förankrad boj vid lokal 2. Till försöken har använts burar av nylonnät med stödringar av rostfritt stål 45 cm i diameter beskrivna av Hasselrot (1964). Mört, björkna, braxen och abborre prövades som testfisk och av dessa visade sig abborre lämpligast; övriga tog skada av mjärdfångst och hantering och hade hög dödlighet även vid förvaring i syrgasrikt vatten. Storleken på fiskarna i försöken var 10-15 cm.

Resultaten av burförsöken har sammanställts i tabell 4. I början av juli låg letalgränsen för abborre mellan 4 och 5 m, i slutet av juli hade denna gräns förskjutits nedåt till mellan 5 och 6 m och i slutet av september låg den mellan 10 och 12 m.

3. Ekolodning

Ekolodningarna har gjorts med Sötvattenslaboratoriets ekolod Furuno FM 22 50 kc från motorbåt i låg fart i regel på sträcka A. Ekogrammen, figur 7-12, har beskurits så, att dubbelekon från botten o d ej distraherar. Den övre tunna svarta linjen markerar ytan varpå följer ett område på ca 2,5 m, där ingen registrering är möjlig av konstruktionsskäl. Bottnen tecknas som en grov svart linje nederst på ekogrammen.

Ekogrammet från fisketillfälle II (fig 7) visar en koncentrerings av fisk på 5-8 m djup. En kraftig svärtning på 11-13 m anger språngskiktets läge. Ekot framkallas här säkerligen av seston d v s levande och död plankton och detritus från behandlingsverkets utsläpp i sjön. Under språngskiktet ligger en öde bas-säng - markeringarna vid pilarna i figuren är testburar på 12 och 14 m djup (jfr tabell 4). Ekogrammet ger dagsituationen av fiskens fördelning och kan jämföras med vertikalnätets fångst, som återspeglar nattsituationen (tabell 3:II). Nätfångsten visar en ungefär jämn spridning från ytan ner till språngskiktet och förklaras av fiskstimmens upplösning under den mörka delen av dygnet (Lindström 1967, Andersson 1968).

Situationen 14 dagar senare ses i fig 8. Språngskiktet - även

här markerat av ett sestonlager - har förskjutits nedåt till 17-19 m djup varunder bassängen är helt tom. Fisken är ungefär jämnt fördelad i ett brett skikt från ytan till 12 m djup. Från 12 m till språngskiktet är det påfallande glest. Ekogrammet återger dagsituationen.

Vid fisketillfälle III var sjöns vattenmassa omrörd efter den kraftiga stormen 1-3 november och temperaturen jämn från yta till botten. Syrgasförhållandena möjliggjorde för fisken att sprida sig över hela volymen och enstaka fiskspår finns på ekogrammen i fig 9-11 ner till största djup (jämför fångster med standardlänk på 20 resp 30 m djup vid detta tillfälle). Fiskspåren är bäst urskiljbara i fig 10 och 11, där ekolodningen gjorts i roddfart. Dessa båda ekogram visar också skillnaden i fördelning dag och natt: koncentrerings mellan 10 och 16 m under dagen och spridning under natten.

Fisktätheten var vid tillfälle III lägre på ekogrammen än vid tidigare ekolodningar. Detsamma visade sig vid läggning av vertikalnät på lokal 2, som prövades 25-26 november. Här blev fångsten endast 46 st mört och 6 st löja. Såväl resultaten av ekolodningen som fångsten med vertikalnät tydde på en ojämn fördelning horisontellt mot vad som varit fallet under sommaren - hösten. Ett större område ekolodades därför den 26 november, varvid påträffades täta fiskstim på 3-10 m djup i ett område ca 200 m SE lokal 2 (fig 12). Vertikalnät lades här efter lokalisering av ett sådant stim. Förutom mört innehöll detta löja och största fiskmängden erhöles i skiktet 5-10 m (tabell 3:III). Nedersta fisk togs på 15 m. Fördelningen dagtid och natttid (enligt ekolodning resp vertikalnät) skiljde sig alltså inte vid detta tillfälle. Sträng kyla rådde och sjön frös igen natten 26-27 november. Sådana stora stim konstaterades samtidigt i en närbelägen likartad sjö genom ekolodning, där dag- och nattlodning båda gav samma bild av stora, täta stim.

Diskussion

Fiskens vertikala fördelning från högsommar till isläggning har följts med tre olika metoder: nätläggning vertikalt, ekolodning och överlevnadstester på olika djup. De tre metoderna har givit

helt samstämmiga resultat och förklaras entydigt av de fysikalisk-kemiska förhållandena i den starkt förorenade Tullingesjön - syrgasen är den begränsande faktorn en stor del av året.

Fiskundersökningen ger en bild av situationen för fisksamhället som helhet. Nätläggning innebär selektivt fiske och ger osäkerhet i tolkningen av ekogrammen beträffande de enskilda arterna. Önskvärt vore att använda standardlänkens eller t o m översiktslänkens alla olika maskstorlekar vid läggning av vertikalnät - något som dock kräver betydligt större resurser. Emellertid står det klart, att mört är dominerande fiskart i sjön och flertalet ekon bör hänföra sig till mört. Kontroll av 50 st mörtmagar från vertikalnätet 2-3 juli visade en ren planktondiet av i första hand *Daphnia* sp. och *Bosmina* sp., vilken understryker det pelagiska levnadssättet för mörtpopulationen.

Bildandet av stora täta stim av mört (och löja) påvisades omedelbart före isläggningen. Dessa stim upplöstes inte under dygnets mörka del, som normalt är fallet. Andersson (1968) beskriver samma fenomen för småmört och nors under senhösten i sjön Erken och Entz (1949) har motsvarande observationer för löja. Beteendet tycks vara sammankopplat med låg temperatur. Eftersom stimmen dessutom ej upplöses under natten ligger det nära till hands, att tolka denna stimbildning såsom en inaktiv fas hos fisken. En fråga av intresse är huruvida dessa stora stim håller samman längre perioder under vintern eller om de upplöses och nybildas kortvarigt upprepade gånger. Vidare om bildandet av dessa stim utlöses av låg temperatur enbart eller om andra faktorer t ex reduktion av dagslängden spelar in. Näringsaktiviteten vid låga temperaturer har studerats i fält av Ziemiankowski & Cristea (1961). Enligt dem fortgår näringsupptagning hos mört m fl även vid temperaturer ner till 0.5° . Snabba temperatursänkningar gör emellertid fisken inaktiv en kort tid tills den adapterats till den lägre temperaturen.

En annan fråga av intresse i samband med dessa "vinterstim" är huruvida vissa bestämda uppehållsplatser eller vattenskikt väljes. Lindquist (1964) har för skarpsillen belagt att fördelningen vertikalt och horisontellt regleras av temperaturförhållandena. Ekolodning från is bör kunna belysa dynamiken hos "vinterstim" i insjöar, speciellt sedan ekolodapparaturen nu

utvecklats dithän, att det finns teknisk möjlighet att beräkna fisktätheten i stim (Lindquist 1969).

Syrgasskiktningen i Tullingesjön var under sommaren markant med en brant gradient i språngskiktet från ytlagrets på syrgas övermättade vatten ner till syrgasfritt och svavelvätehaltigt vatten. Utslagen av burtesterna blev därför endera 100 % dödlighet eller 100 % överlevnad (bortsett från viss dödlighet p g a skador hos fisken). Jones (1964) anger 7 mg/l såsom den kritiska syrgashalten ^{x/} för abborre vid 20°. De två serierna med testburar i juli, då temperaturen översteg 20°, gav en letalgräns i djupled, som ungefär sammanfaller med 7 mg/l O₂ (fig 5). Samma nedre gräns gällde för vertikalnätets fångster.

I slutet av september försköts språngskiktet nedåt genom vindverkan. Temperaturen hade då sjunkit till 12,5° i ytlagret. Undre gräns för fiskförkomst och konstaterad letalgräns vertikalt låg nu på ca 10 m. Av fig 5 framgår, att denna gräns ligger nära en syrgashalt av 0 mg/l. Letalhalten vid 16° anges av Jones (op.cit.) för abborre till 1,1-1,3 mg/l och för mört till 0,7 mg/l.

Vid ekolodning 10 oktober var fisken jämnt fördelad i övre 12-meterskiktet, medan mellan 12 och 17 m endast enstaka fiskar registrerades. Endast dagsituationen är belagd från detta tillfälle. Undre gräns för fiskförekomst låg vid 0 mg/l, syrgas. Temperaturen var 10°.

Fisktätheten i Tullingesjön ter sig sommartid mycket hög. Fiskesamhället blir på grund av syrgasskiktningen sammanpressat till ett tunnt övre vattenlager om 4,5-5 m. Detta innebär att ca 60 % av sjöns totala volym är otillgänglig för fisken (jfr fig 2). Av fysikalisk-kemiska data framgår, att en liknande situation uppkommer under senvinterperioden. Jämförelser med tidigare fysikalisk-kemiska undersökningar i Tullingesjön visar, att en kraftig försämring ägt rum de senaste 15 åren. Om denna fortsätter kan fiskdöd väntas i slutet av isperioden under

x/ Den kritiska syrgashalten ligger högre än letalhalten. Den innebär att halter under denna nivå verkar begränsande på fiskens fysiologiska aktivitet.

stränga vintrar. Våren 1969 var syrgashalten på 2 m djup endast ca 1 mg/l. Vid 0.6 mg/l O₂ inträder omfattande fiskdödar (Scidmore 1957, Cooper & Washburn 1946).

Sammanfattning

I den starkt förorenade 32 m djupa Tullingesjön har de fysikalisk-kemiska förhållandena följts under ett år. Från högsommar till isläggning har samtidigt fiskens utbredning vertikalt undersökts genom nätläggning och ekolodning. Med burförsök har visats på vilket djup förhållandena varit dödliga för fisken vid olika tillfällen. Fisksamhället domineras av mört.

Som väntat bestämdes undre gränsen för fiskförekomst en stor del av året av syrgasförhållandena. Sommaren 1969 var fisken sammanträngd i ett övre skikt om 5 m på grund av syrgasbrist under detta djup - d v s 60 % av sjöns volym var otillgänglig för fisken. Genom vindverkan samtidigt med avkylning tillföres syrgas successivt djupare lager under hösten tills hela vattenmassan rörts om. Fiskens spridning i djupled tilltager genom detta, tills hela sjövolymen blir tillgänglig. Vintern medför återigen en inskränkning i utbredningen vertikalt genom syrgasbrist, som först gör sig märkbar i det bottennära skiktet men successivt tilltager uppåt.

En kraftig försämring av syrgasförhållandena har ägt rum de senaste 15 åren och om denna fortsätter blir risken för omfattande fiskdödar under vårvintern stor.

Summary: Fish distribution in a deep polluted lake

Preliminary results are given of studies on environmental conditions (Erland Stake) and fish distribution (Sten Andreasson) in Lake Tullingesjön at Stockholm. The 32 m deep lake (Fig. 1-2) has a strong thermal stratification (Fig. 3-4) and is heavily polluted by sewage effluence causing a marked stratification in oxygen content (Fig. 5). Roach (*Rutilus rutilus*) predominates the fish community (Table 1).

Vertical distribution of the fish was studied from the height of the summer to the freezing of the lake by fishing with gill nets vertically arranged (Fig. 6, Table 3), echo sounding (Fig. 7-12) and survival tests of caged fish (Table 4). Not surprising it was found that oxygen deficit delimit the vertical distribution of the fish for long periods of the year (cf Fig. 5). In summer 1969 60 % of the total volume of Lake Tullingesjön was inaccessible to the fish due to oxygen deficit below 5 m. Autumn turn-over brings the fish possibility to spread down to the deepest part (Fig. 9-11). In winter, however, a long lasting ice-cover causes a decreasing oxygen content from the bottom layer upwards resulting in a very low oxygen content also in the surface layer in the late winter period. A slight deterioration in oxygen conditions from the prevailing situation probably will lead to fish kills in winter.

In summer and early autumn the fish showed an even distribution in the water body accessible (Fig. 7-8) disregarded diel changes i.e. dispersing of the shoals in the night (Fig. 10-11). The day of freezing (26.11.1969) big shoals were localized (Fig. 12), the appearance of which seems to be correlated with a fall in temperature (cf Andersson 1968, Entz 1949). These shoals seems to indicate inactivity of the fishes as they remain unchanged during darkness. The dynamic of these winter shoals as to durability and positions in the water body in relation to environmental factors is not yet known.

Authors adress: Institute of Limnology
S-220 03 LUND
Sweden

Referenser

- Andersson, T 1968: Undersökningar av fiskbeståndet i Erken med hjälp av ekolod och trål. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1968(10).
- Cooper, G P & Washburn G N 1946: Relation of dissolved oxygen to winter mortality of fish in Michigan lakes. - Trans Am Fish Soc 76:23-33.
- Cronholm, M 1965: Undersökningar av vattenbeskaffenheten i Tullingesjön, Albysjön och Vårbyfjärden sommaren 1964. - Stencil Stockholms stads gatukontor.
- Entz, B 1949: Autumn and winter shoals of fish in the shore zones of Lake Balaton in 1947-1949. - Annales Instituti Per-vestigandae Hungarici 19:83-93.
- Hasselrot, T 1964: Investigations with caged fish as an indication of pollution from kraft pulp mills. - Vattenhygien 20: 74-83.
- Johansson, H & Cronholm, M 1957: Vattenundersökningar i Tullinge-åns vattensystem samt i Vårbyfjärden 1955. - Stencil Stockholms stads gatukontor.
- Jones, J R E 1964: Fish and river pollution. - London 1964, 203 pp.
- Lindquist, A 1964: Zur Fischereihydrographie der Sprotte (*Clupea sprattus*) an der Schwedischen Westküste. - Institute of Marine Research Lysekil, Series Biology. Report No 15.
- Lindquist, A 1969: Fiskräkning med ekolod. - Forskning och framsteg 1969(8):12-13.
- Lindström, T 1967: Pelagiska sikbestånd i regleringsmagasin. Några jämförelser mellan ekolodningar och försöksfisken. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1967(14).
- Puke, C 1946: Limnologiska undersökningar i Stockholmstrakten. - Stencil Stockholm.
- Scidmore, W J 1957: An investigation of carbon dioxide, ammonia and hydrogen sulfide as factors contributing to fish kills in icecovered lakes. - The Progressive Fish-Culturist 19:124-127.
- Ziemiankowski, W B & Cristea, E 1961: Beobachtungen zur Ernährungsdynamik der Fische während des Winters. - Zeitschrift für Fischerei 10:276-298.

Tabell 1 a

Fångster med standardlänk litoralt på 3 m djup (lok. 1).
Procentuella andelen mört inom parentes.

(Catches with gill nets of 7 different mesh sizes according
to Swedish standard at loc. 1. Percentage of roach in
brackets.)

<u>Fiskart (species)</u>	I	II	III
	<u>30.6-1.7</u>	<u>24-25.9</u>	<u>25-26.11</u>
Gädda (pike)	1	2	1
Mört (roach)	127 (46%)	253 (80%)	150 (88%)
Björkna (white bream)	17	3	2
Braxen (bream)	49	19	0
Abramis ballerus	0	2	0
Abborre (perch)	75	18	3
Gös (pike-perch)	2	3	0
Gärs (ruff)	6	15	15
<u>Temperatur</u> (Temperature)	22.5°	12.5°	3.5°
<u>Nattens längd tim</u> (Hours darkness)	5.5	12	17
<u>Fisketid tim</u> (Hours fishing)	12	17	22

Tabell 1 b

Fångst med översiktslänk litoralt på 3 m djup (lok. 1) vid
fisketillfälle II. Procentuella andelen mört i fångsten inom
parentes.

(Catches with gill nets of 10 different mesh sizes - survey
link - at loc. 1. Percentage of roach in brackets.)

<u>Fiskart (species)</u>	II
	<u>24-25.9</u>
Nors (smelt)	7
Gädda (pike)	1
Mört (roach)	371 (84%)
Abborre (perch)	42
Gärs (ruff)	17

Tabell 2

Fångster med 20-fots nät 32 v/a heldragen nylon vid horisontellt respektive vertikalt läge (lok. 2).
Undre gräns för fiskförekomst var vid fisketillfället 4.5 m.

(Catches with gill net - 20 feet; mesh size 19 mm - at level and vertical position at loc. 2. Lower limit of fish occurrence was 4.5 m.)

Horisontellt läge (Level position) 1-2.7.1969 kl 20-08

Yta med fångst (catch area): 4.5 x 27.5 m = ca 125 m²

Mört (roach): 1030 st = 8 st/m²

Abborre (perch): 90 st = 0.7 st/m²

Vertikalt läge (Vertical position) 2-3.7.1969 kl 21-09

Yta med fångst (catch area): 4.5 x 5.5 m = ca 25 m²

Mört (roach): 208 st = 8 st/m²

Abborre (perch): 20 st = 0.8 st/m²

Tabell 3

Fångster med vertikalnät enligt fig 6 (lok. 2).

(Catches with vertical gill net according to Fig. 6 at loc. 2.)

I. 2-3.7.1969 kl 21-09

<u>Djup m</u> (Depth m)	<u>Mört</u> (roach)	<u>Abborre</u> (perch)	<u>Braxen</u> (bream)
0-4.5	208	20	2
4.5-30	0	0	0

Anm. 2 st mört på 7.5 resp 10.5 m har ej medtagits, då de måste ha fastnat i nätet under läggningen. En mycket skarp gräns gick vid 4.5 m.

II. 24-25.9.1969 kl 12.30-08.30

<u>Djup m</u> (Depth m)	<u>Mört</u> (roach)
0-1	19
1-2	40
2-3	44
3-4	82
4-5	74
5-6	66
6-7	90
7-8	76
8-9	60
9-10	84
10-30	0

Anm. Förutom mört erhöles endast 1 st nors på 5-6 m.
1 st mört på 12-13 m har ej medtagits, då den måste ha fastnat i nätet under upptagningen (levande).

III. 26-27.11.1969 kl 13.30-09.00

<u>Djup m</u> (Depth m)	<u>Mört</u> (roach)	<u>Löja</u> (bleak)	<u>Braxen</u> (bream)
0-5	24	17	0
5-10	84	13	1
10-15	9	2	0
15-20	0	0	0

Anm. Denna nätläggning gjordes 200 m SE lok. 2 på 20 m djup efter lokalisering av fiskstim med ekolod. Se vidare texten under "3. Ekolodning".

Tabell 4

Överlevnadstester på fisk nedsänkta i burar vid lok. 2. Siffrorna till vänster anger antalet insatta försöksfiskar och siffrorna till höger anger antal överlevande. Gränsen för överlevnad markerad med streckad linje för abborre.

(Survival tests with caged fish on different depths at loc.2. Figures to the left are number of fishes in test, figures to the right are number of fishes surviving. Hatched lines are vertical letal limit of perch.)

3-4.7.1969 kl 17-08

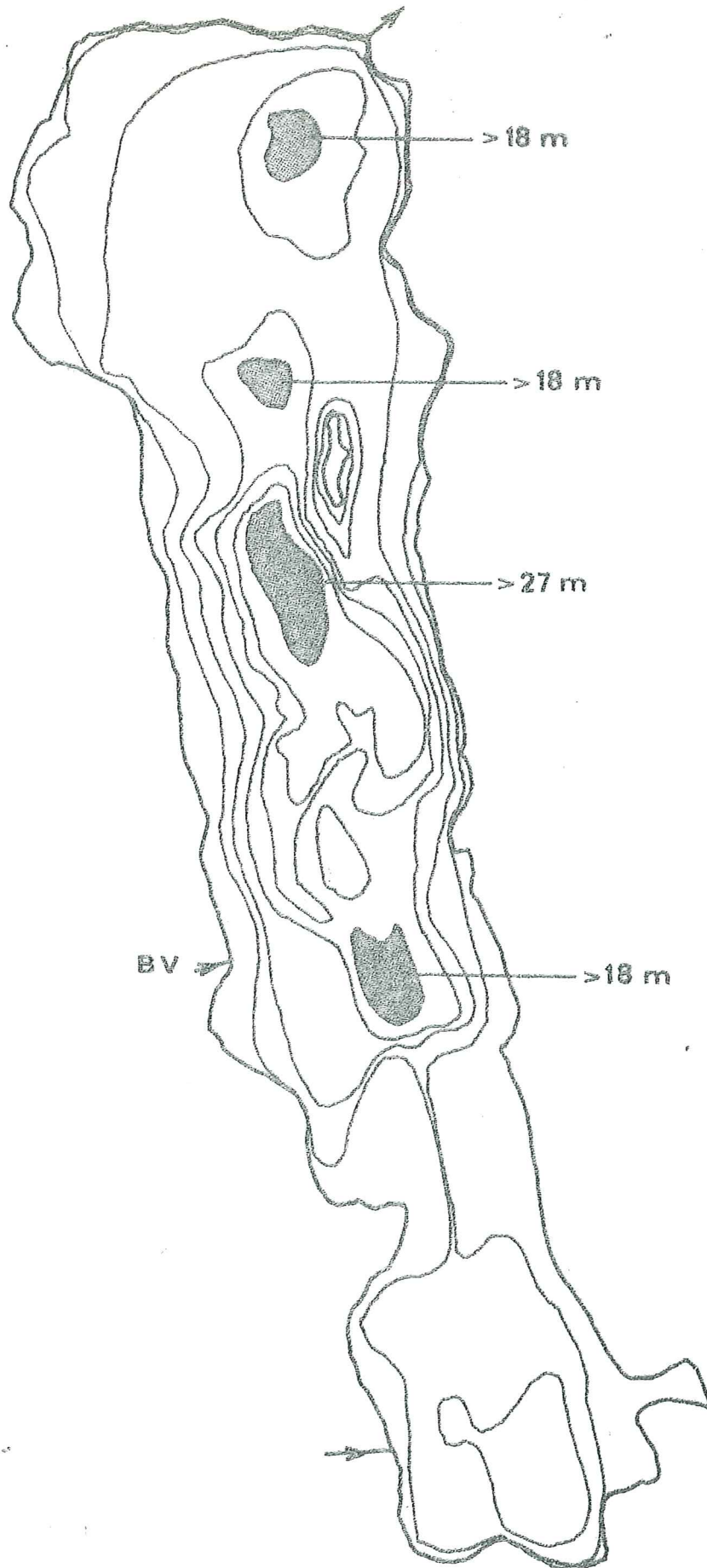
<u>Djup m</u> (Depth m)	<u>Abborre</u> (perch)	<u>Mört</u> (roach)
2	2 2	4 3
3	2 1	3 3
4	2 2	3 0
5	2 0	3 0
6	2 0	3 0

23.7.1969 kl 11-19.30

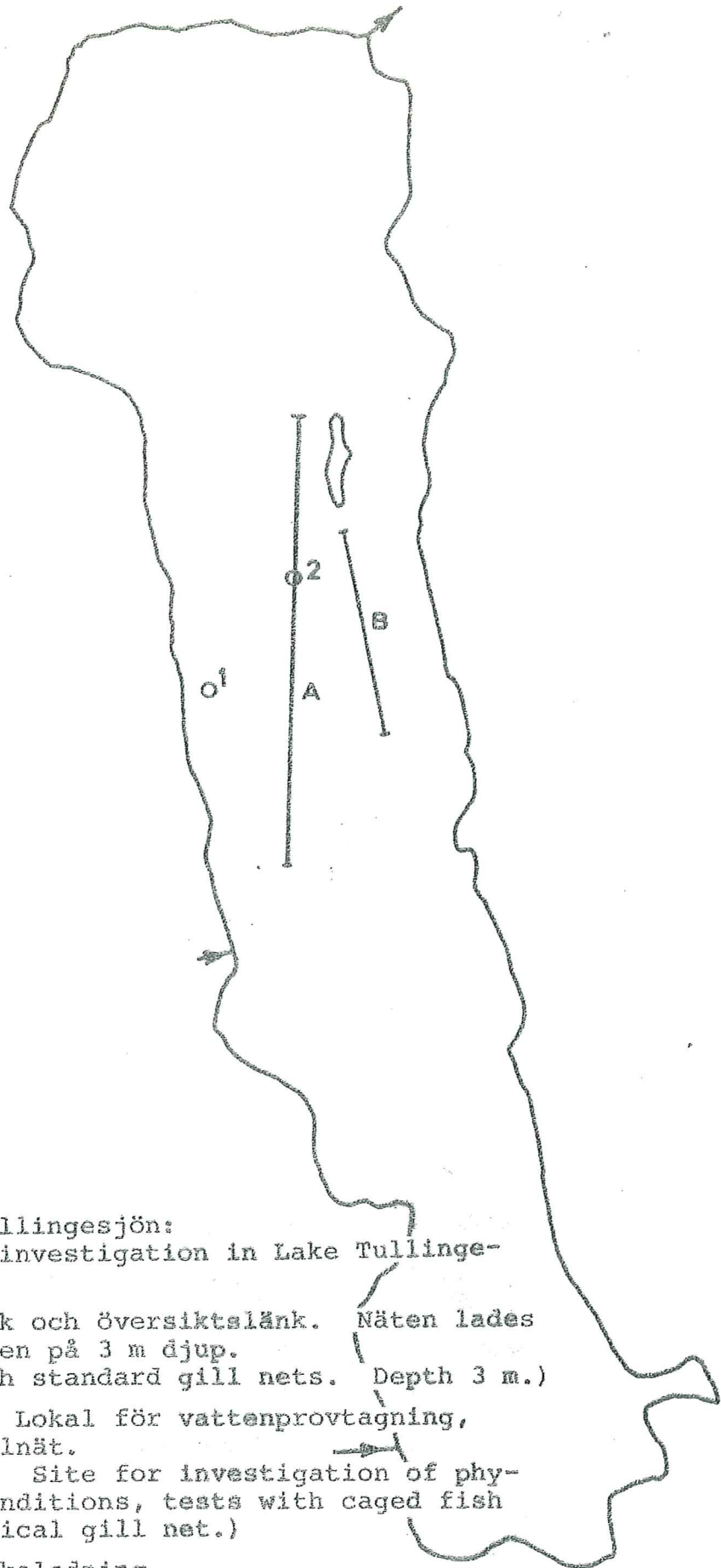
<u>Djup m</u> (Depth m)	<u>Abborre</u> (perch)	<u>Mört</u> (roach)
1	10 8	
2	10 9	
3	10 10	
4	10 8	
5	10 9	
6	10 0	
7	5 0	

25.9.1969 kl 11-16

<u>Djup m</u> (Depth m)	<u>Abborre</u> (perch)
8	7 7
10	7 7
12	7 0
14	7 0

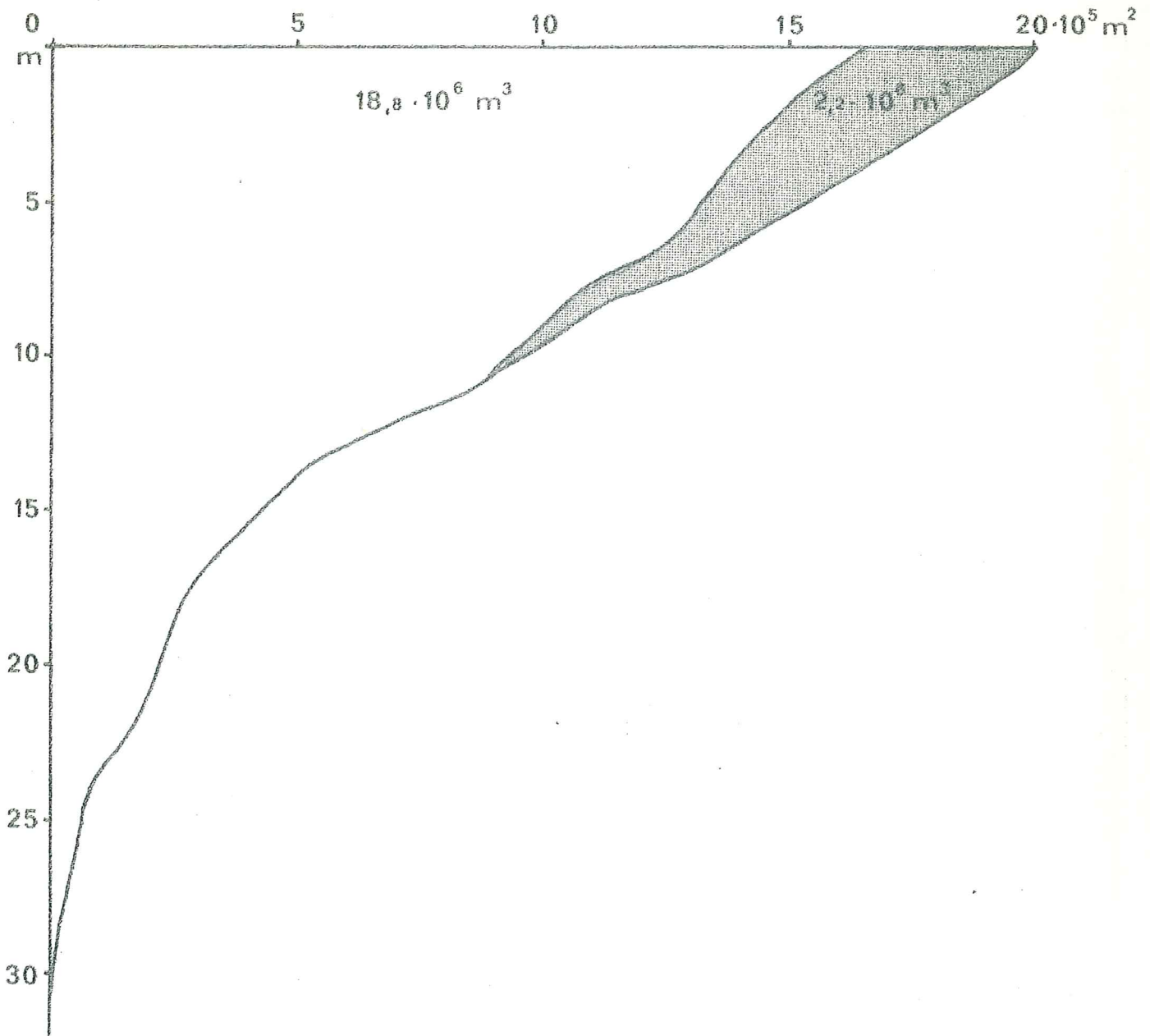


Djupkarta över Tullingesjön. 4.5 m ekvidistans. Djuphålor markerade med gråton. BV = behandlingsverk. (Depth conditions in Lake Tullingesjön. Deep difference between the curves is 4.5 m. BV = sewage effluent.)

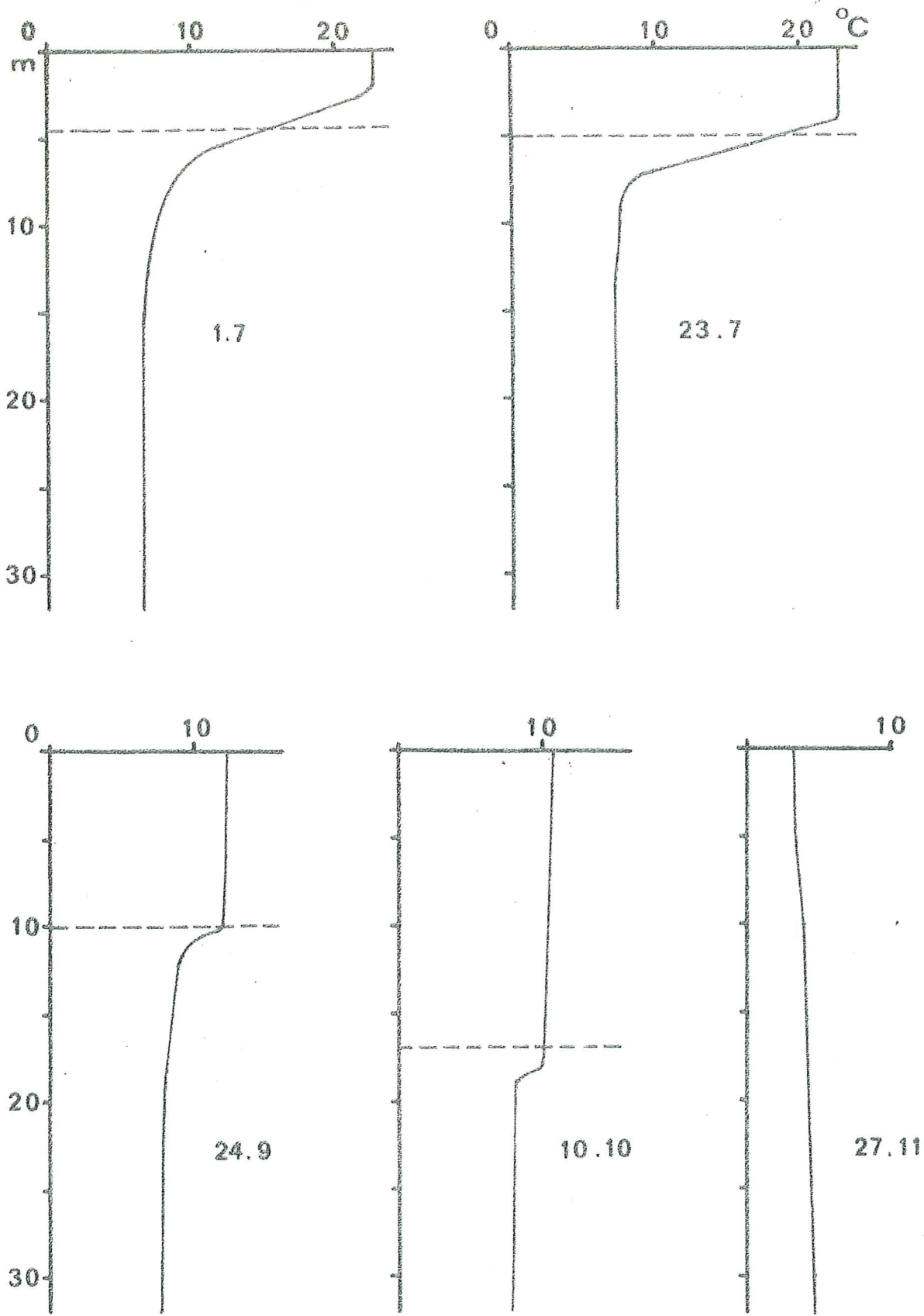


Undersökningslokaler i Tullingesjön:
(Localities used for the investigation in Lake Tullingesjön.)

- 1 = lokal för standardlänk och översiktslänk. Näten lades parallellt med stranden på 3 m djup.
(site for fishing with standard gill nets. Depth 3 m.)
- 2 = största djup - 32 m. Lokal för vattenprovtagning, testburar och vertikalnät.
(largest depth: 32 m. Site for investigation of physical and chemical conditions, tests with caged fish and fishing with vertical gill net.)
- A = standardsträcka för ekolodning.
(standard stretch for echo sounding.)
- B = ekolodsträcka 26.11.1969.
(stretch for echo sounding 26.11.1969.)

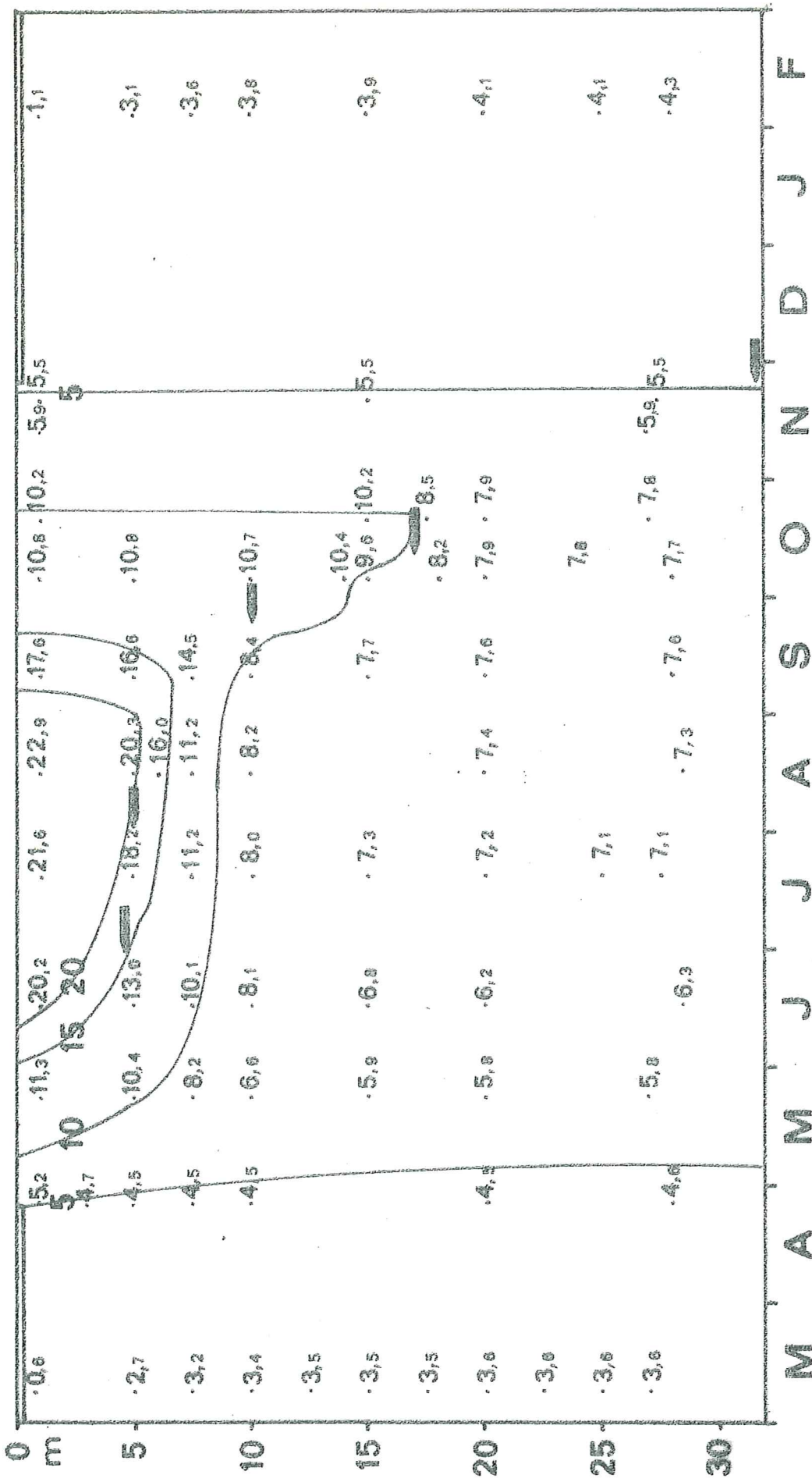


Bathymetrisk kurva över Tullingesjön. Södra bassängens volymsandel med gråton.
 (Bathymetric curve of Lake Tullingesjön. Shaded area represents the southern basin.)

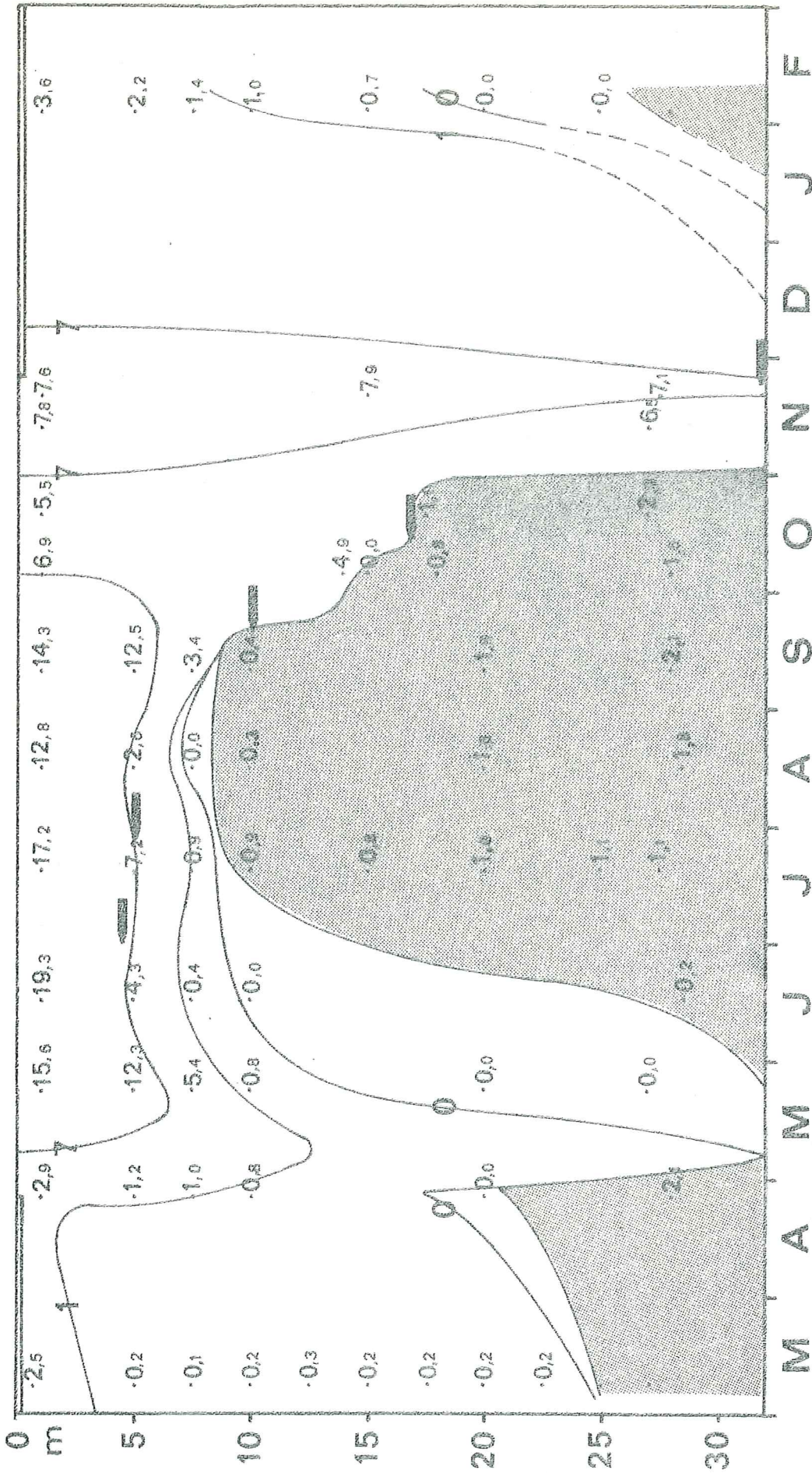


Temperaturkurvor för Tullingesjön vid de olika fisketillfällena från högsommar till isläggning. Undre gräns för fiskförekomst markerad med streckad linje.
 (Thermal conditions of Lake Tullingesjön from the height of the summer to the day of freezing in 1969. Hatched line is lower limit of fish occurrence as indicated by gill net catches, echo sounding and survival tests with caged fish.)

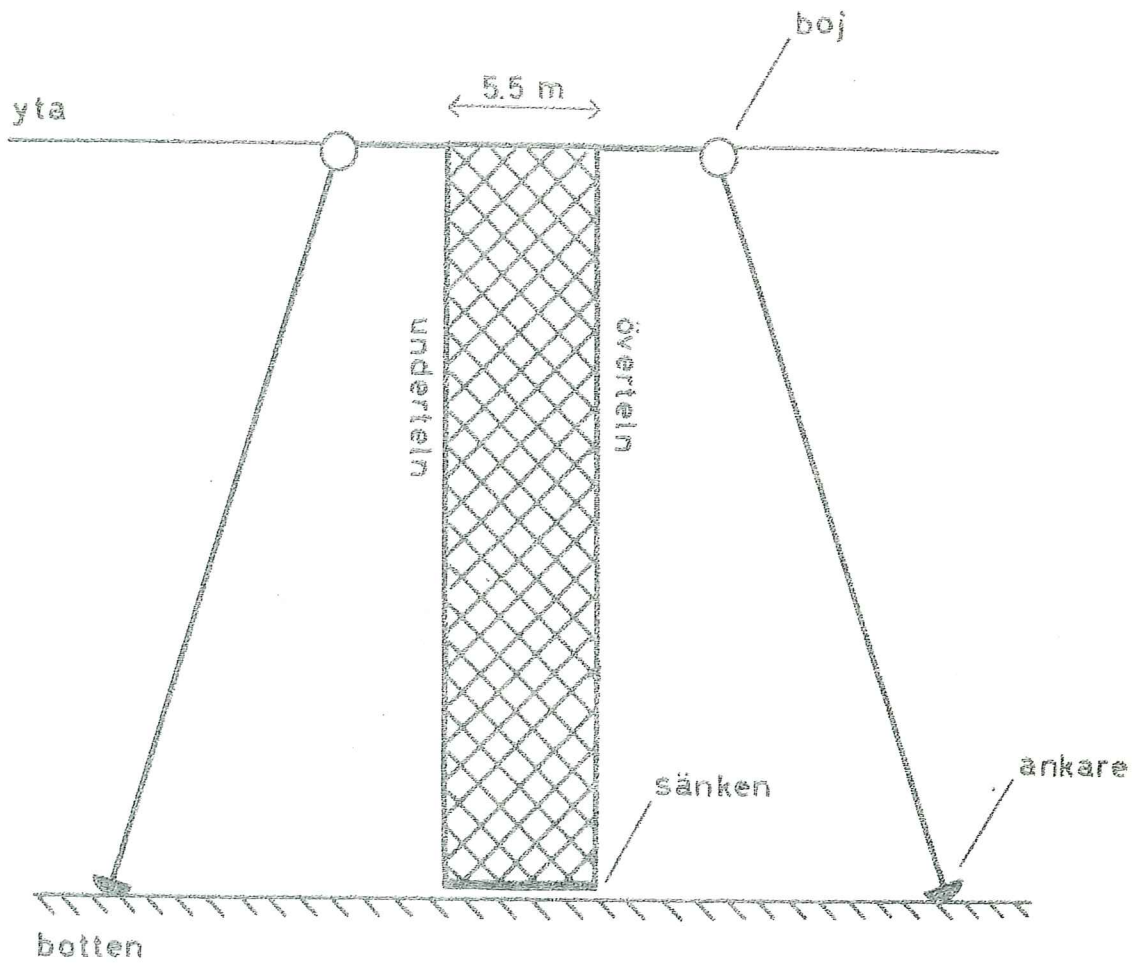
FIG. 4.



Djup-tid-diagram över temperaturförhållandena i Tullingsjön mars 1969 - februari 1970. Undre gräns för fiskförekost markerad med pilar.
 (Time-depth graph of temperature conditions in Lake Tullingsjön 1969-1970. Arrows show lower limit of fish occurrence as indicated by gill net catches, echo sounding and survival tests with caged fish.)



Djup-tid-diagram över syrgas- och svavelväteförhållandena i Tullingsjön mars 1969 - februari 1970. Svavelväteförekomst angiven med gråton. Undre gräns för fiskförekomst markerad med pilar. (Time-depth graph of oxygen and hydrogen sulfide conditions in Lake Tullingsjön 1969-1970. Shaded area is presence of hydrogen sulfide. Arrows show lower limit of fish occurrence as indicated by gill net catches, echo sounding and survival tests with caged fish.)



Principskiss för läggning av vertikalnätet (20 fot, 32 v/a).
 (Sketch of the arrangement of vertical gill net.)

Fig. 7

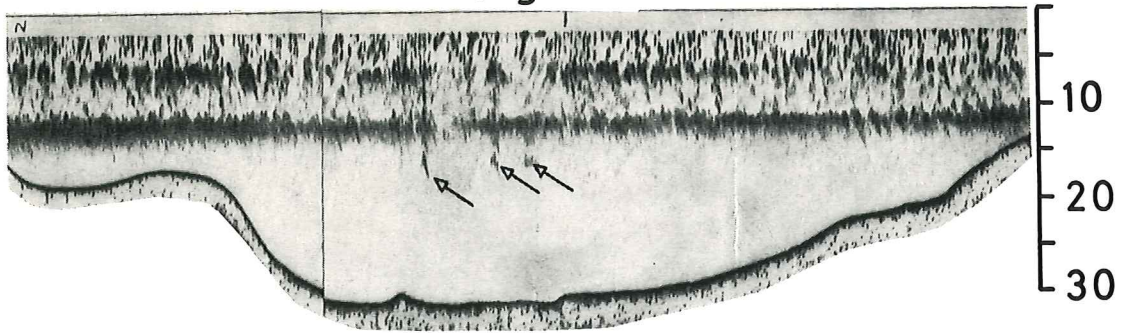


Fig. 8

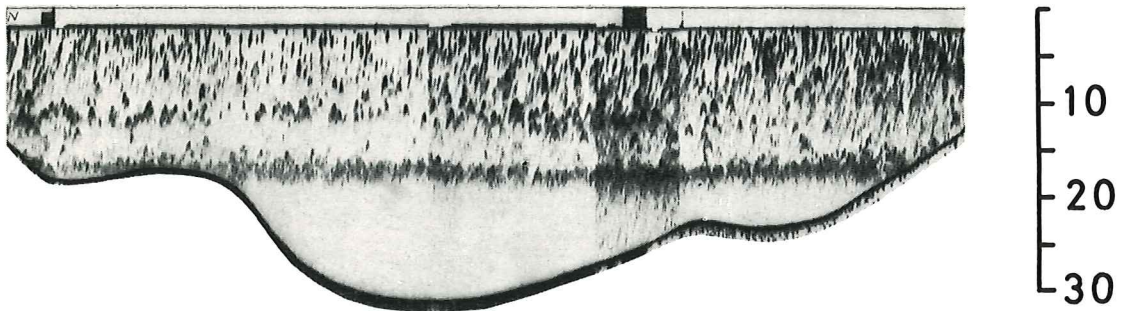


Fig. 9

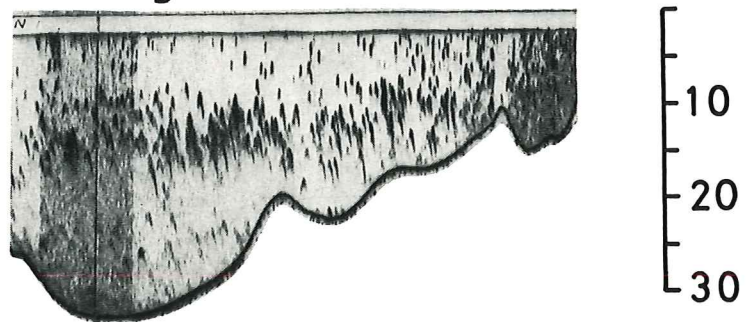


Fig. 7. Profil A 26/9 1969 kl. 13.30. Sträckan ca 1000 m. Markeringarna vid pilarna är testburar på 12 och 14 m djup.

Fig. 8. Profil A 10/10 1969 kl. 15.30. Sträckan ca 1000 m.

Fig. 9. Profil A 25/11 1969 kl. 14.30. Sträckan ca 800 m.

Fig. 10

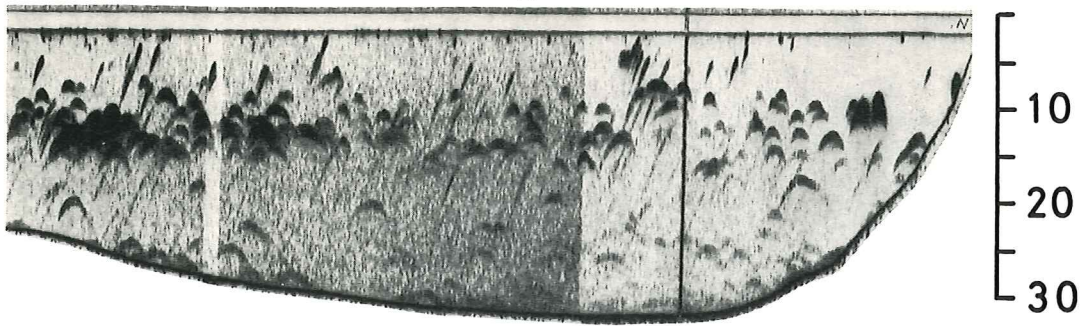


Fig. 11

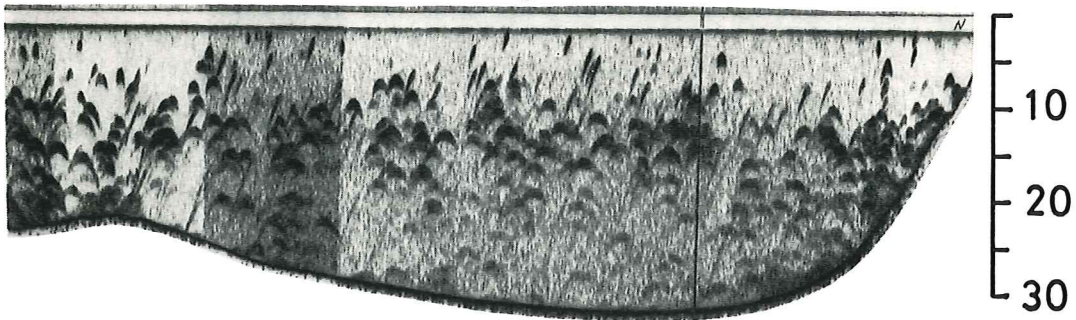


Fig. 12



Fig. 10. Profil A 25/11 1969 kl. 14.00. Sträckan ca 400 m.

Fig. 11. Profil A 24/11 1969 kl. 22.30. Sträckan ca 400 m.

Fig. 12. Profil B 26/11 1969 kl. 08.30. Sträckan ca 500 m.