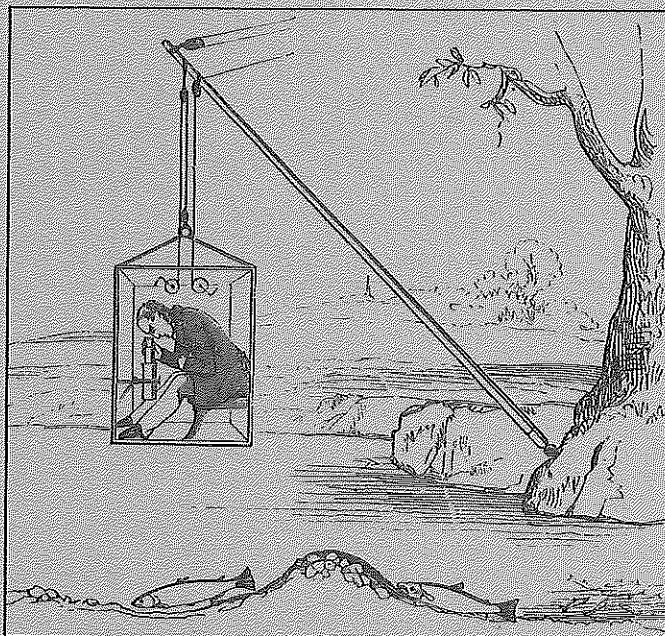


Nr 8 1986

FISKENÄMNDEN
I VÄSTMANLANDS LÄN
1986 -08- 11

Dnr

Information från
**SÖTVATTENS-
LABORATORIET**
Drottningholm

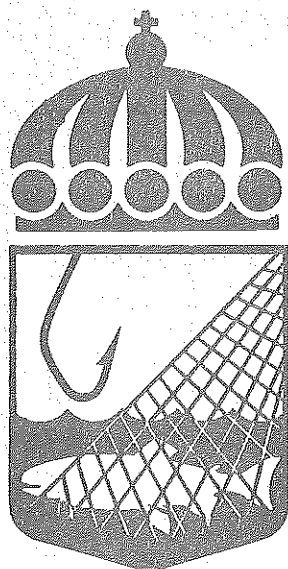


GUNNAR FORSBERG

Nypigmenterade ålyngels överlev-
nad och födoval i en försurad sjö

Författare:

Gunnar Forsberg
Gotlandsgatan 68
116 65 STOCKHOLM



FISKERIVERKET

ISSN 0346-7007

NYPIGMENTERADE ALYNGELS ÖVERLEVNAD OCH FÖDOVAL I EN FÖRSURAD SJÖ

Gunnar Forsberg

1.	INLEDNING	1
2.	METODIK	2
2.1	Fysikalisk-kemiska undersökningar	2
2.2	Zooplankton	2
2.3	Bottenfauna	3
2.4	Utsättning och återfångstförsök av nypigmenterade ålyngel	4
2.5	Överlevnadsförsök	4
2.5.1	Burförsök i Svartsjön	4
2.5.2	Laboratorieförsök	5
2.6	Födovalsförsök	6
3.	SJÖBESKRIVNING	7
4.	RESULTAT	8
4.1	Fysikalisk-kemiska undersökningar	8
4.2	Zooplankton	9
4.3	Bottenfauna	11
4.4	Utsättning och återfångstförsök av nypigmenterade ålyngel	11
4.5	Överlevnadsförsök	11
4.5.1	Bursörsök i Svartsjön	11
4.5.2	Laboratorieförsök	13
4.6	Födovalsförsök	15
5.	DISKUSSION	19
6.	SAMMANFATTNING	24
7.	ERKÄNNANDEN	26
8.	LITTERATUR	26
9.	ENGLISH SUMMARY: THE SURVIVAL AND DIET OF ELVERS IN AN ACIDIFIED LAKE	28

1. INLEDNING

Det sura nedfallet över Skandinavien har fått till följd att ett stort antal sjöar och rinnande vattendrag försurats i så hög grad att hela ekosystem märkbart rubbats, vilket bl a har yttrat sig i helt eller delvis utslagna fiskbestånd (Johansson & Nyberg 1981). Rom och yngelstadier är normalt de känsligaste perioderna i en fisks liv, vilket medför att i första hand reproduktionen drabbas vid en begynnande försurning. Detta resulterar i en ojämn åldersfördelning där endast äldre individer finns representerade, vilka blir tämligen storvuxna pga den minskade konkurrensen om födan. Om pH-värdet sjunker ytterligare kan även de fullvuxna fiskarna dö. Orsaken till detta anses numera i huvudsak bero på att fiskens reglering av saltkoncentrationen i kroppsvätskorna fungerar dåligt (Leivestad et al. 1976). Denna saltreglering sker via gälarna. Olika fiskarter är olika känsliga för sänkningar av pH-värdet. Mört (Rutilus rutilus) och elritsa (Phoxinus phoxinus) verkar t ex vara extremt känsliga för låga pH-värden till skillnad från abborre (Perca fluviatilis) och särskilt ål (Anguilla anguilla), vilka förefaller mer toleranta (Almer et al. 1978).

Ett flertal observationer och försök har visat att aluminium har en toxisk effekt på fisk i sura sjöar (Baker & Schofield 1980, Leivestad et al. 1980, Muniz & Leivestad 1980). Schofield & Trojnar (1980) visade dessutom att aluminiumtoxiciteten var pH-beroende med ett maximum inom pH-intervallet 4.4-5.2. Aluminium kan förekomma i en mängd olika föreningar i en sjö och de olika föreningarna har olika toxisk verkan. Den analytiskt separerbara fraktion vilken benämns labil oorganisk monomer aluminium har visat sig vara den mest toxiska (Driscoll et al. 1980). Hög halt av organiska föreningar som t ex humusämnen komplexbinder aluminium, som i organiskt bunden form har lägre toxicitet. Insjööring (Salmo trutta) som utsätts för höga aluminiumhalter i sur miljö uppvisar förutom rubbningar i saltbalansen även en igensättning av gälarna pga kraftig slembildning samt sänkt syrgashalt i blodet (Muniz & Leivestad 1980).

Ål (Anguilla anguilla) anses vara en av de mest försurnings-toleranta fiskarterna (Almer et al. 1978, Fjellheim et al. 1985). Detta påstående grundar sig i huvudsak på iakttagelser av större ålar och innefattar m a o ej tidiga utvecklingsstadier.

Ålens födoval är tämligen väl studerat med avseende på äldre ålar (Tesch 1977). Nypigmenterade ålyngels födoval är däremot mindre undersökt.

I detta arbete redovisas försök med utsättningar av nypigmenterade ålyngel i den kraftigt försurade och fisktomma Svartsjön. Arbetet avsåg i första hand en studie av nypigmenterade ålyngels överlevnad i försurad miljö samt deras födoval i relation till de i sjön förekommande födoorganismerna. I ett längre tidsperspektiv kan uppföljningar av utsättningarna i Svartsjön ge indikationer på försurade sjöars lämplighet för ålproduktion.

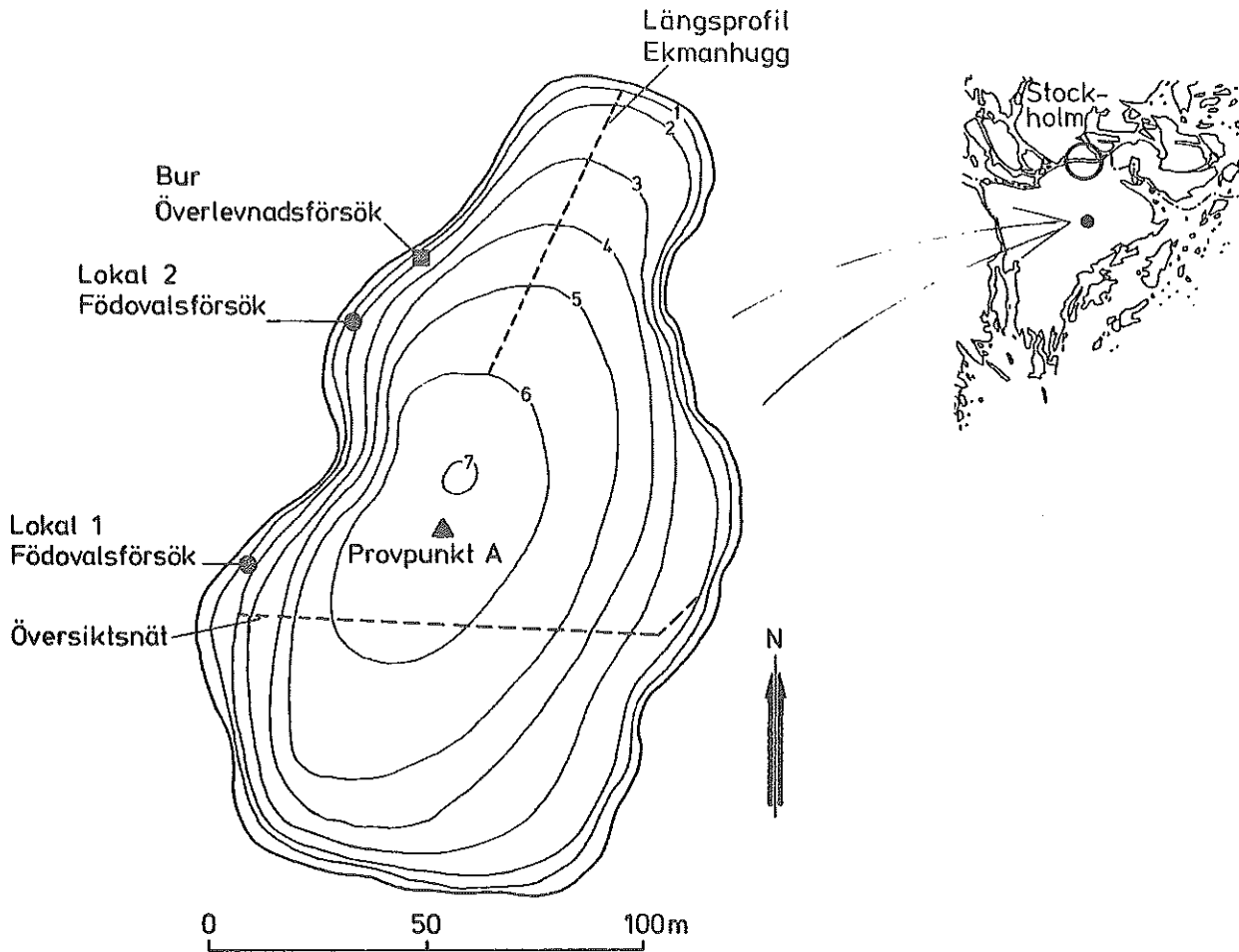
2. METODIK

2.1 Fysikalisk-kemiska undersökningar

Vid två tillfällen under försöksperioden utfördes fysikalisk-kemiska undersökningar varvid prover togs med hjälp av en Ruttnerhämtare vid provpunkt A (Figur 1). Undersökningarna sammanföll med tidpunkten för ålyngelutsättningen (1983-05-10) respektive med burförsök III (1983-07-21). Vid sex olika tillfällen togs dessutom prover för analys av pH-värdet. Temperatur- och syrgasprofiler registrerades vid fem olika tillfällen (vid provpunkt A) med hjälp av termistor och syrgaselektrod (YSI Model 54A).

2.2 Zooplankton

Under perioden maj-augusti 1983 utfördes sex kvantitativa zooplanktonundersökningar. Vid provpunkt A (Figur 1) upptogs varje provtagningsomgång 6 l vatten med en Ruttnerhämtare från vardera djupen 0.5, 2.0, 4.0 och 6.0 m. Efter filtrering genom en 75 µm zooplanktonhåv konserverades proverna med Lugols lösning.



Figur 1. Svartsjön. Provtagningspunkter och försöksområden.

I samband med zooplanktonundersökningarna utfördes sex semikvantitativa bestämningar av mängden Chaoboruslarver. Vertikala håvningar (från botten till ytan) utfördes vid djupen 2, 4 och 6 m med frekvenserna 8, 5 respektive 2 st håvningar per provtagningsomgång (håvdiameter 33 cm). Antalet håvningar stod i proportion till den totala vattenvolymen inom detta tvåmetersintervall. Denna metodik har använts vid tidigare bestämningar av Chaoborusbeståndet i Svartsjön (Nyberg opubl.).

2.3 Bottenfauna

I början av juni 1983 utfördes en kvantitativ undersökning av bottenfaunan i Svartsjön. Längs en profil i sjöns norra del (Figur 1) togs fyra hugg med Ekmanhuggare (yta 225 cm^2) inom vardera djupintervallen 0-2, 2-4 och 4-6 m. Motsvarande områden av Svartsjön har dessutom under april 1977 undersökts med

avseende på bottenfaunasammansättningen (Mossberg & Nyberg 1979). Proverna sållades genom ett såll med maskstorleken 0.6 mm. Larver av den dominerande underfamiljen, Chironominae, bestämdes till släkte, grupp eller i vissa fall till art. Larver av underfamiljerna Tanypodinae och Orthocladiinae bestämdes ej längre än till underfamilj.

2.4 Utsättning och återfångstförsök av nypigmenterade ålyngel

1983-05-10 inplanterades i Svartsjön 800 st nypigmenterade ålyngel, vilka en månad tidigare hade en medellängd av 73 mm och pigmenteringsstadium V_B (Tesch 1977). Dessa hade tidigare fångats i kylvattenintaget till Ringhals kärnkraftverk (mars 1983) och hade sedan dess förvarats vid $<5^{\circ}\text{C}$ vattentemperatur utan fodertillsats. Under transporten till Svartsjön förvarades ålynglen vid låg temperatur. Efter relativ snabb temperering till sjötemperatur (13.8°C) utsattes ålynglen längs Svartsjöns västra strand. I samband med detta utsattes kontrollburar med ålyngel på olika djup i sjön (se avsnitt 2.5.1).

Sex veckor efter inplanteringen utsattes 18 st rörfällor längs Svartsjöns västra strand. Hälften av dessa agnades med dagmask respektive torskrom. I samband med rörfällsförsöken utfördes dessutom provfiske efter ålyngel med en bottengående minitrål vilken ursprungligen var konstruerad för fångst av Mysis relicta (Fürst 1965). Trålen drogs in mot stranden (västra strandkanten) längs botten från ett avstånd av ca 10-15 m från land. Därefter sållades fångststrutens sediment.

Då resultaten av burförsök I (se avsnitt 2.5.1) antydde att utsättningen av ålynglen till stor del misslyckats avbröts återfångstförsöken.

2.5 Överlevnadsförsök

2.5.1 Burförsök i Svartsjön

Försök I: I samband med ålyngelutsättningen i Svartsjön (maj 1983) utsattes kontrollburar med ålyngel från samma material.

Vid provpunkt A (Figur 1) fastsattes dubbla nätburar (volym 5 l) längs en vertikal lina på djupen 1, 3 och 6 m (botten). Varje bur innehöll 10 st slumpvis utvalda ålyngel. Vid västra strandkanten ställdes dessutom på botten (djup ca 2 m) en större bur (volym ca 70 l) vilken innehöll 37 st ålyngel (Figur 1).

Försök II: I början av juli upprepades försöket med burar vid provpunkt A. Denna gång fastsattes dubbla nätburar på 0.5 respektive 2.5 m djup. Burarna innehöll var och en 10 st slumpvis utvalda ålyngel (motsvarande utsättningsmaterialet dvs kylförvarat Ringhalsyngel). Då det vid mätningar av syrgashalten i sjön påvisades syrgasbrist i sjöns djupare områden, $<0.1 \text{ mg O}_2/\text{l}$, uteslöts burarna vid botten.

Försök III: I slutet av juli startades ett försök där överlevnaden hos ålyngel motsvarande utsättningsmaterialet jämfördes med överlevnaden hos ålyngel, vilka försöksodlats i tempererat vatten ($23-25^\circ\text{C}$) med torrffoder. Den senare gruppen härstammade även den från det tidigare nämnda Ringhalsmaterialet. Vid försöket testades även om det förelåg några skillnader i överlevnad om botten på burarna innehöll 5 cm sediment eller ej. Fyra nätburar (volym 5 l) med vardera 10 st slumpvis utvalda ålyngel fastsattes vid provpunkt A på djupen 0.5 respektive 2 m. Sedimentet till burarna hämtades från ca 2 m djup.

2.5.2 Laboratorieförsök

I slutet av maj 1983 startades ett försök vilket avsåg att studera eventuella skillnader i mortalitet mellan ålyngel vilka vistades i Svartsjövatten (pH <5) respektive Mälärvatten (pH >7). Sex identiska akvarier ställdes nedsänkta i vatten i ett tråg. Tre av dessa fylldes med Svartsjövatten och resterande tre med Mälärvatten. Samtliga akvarier genomluftades kontinuerligt. Till varje akvarium sattes 25 st slumpvis utvalda ålyngel motsvarande utsättningsmaterialet i Svartsjön. Temperaturen i tråget samt antal döda och pH i de enskilda akvarierna registrerades med jämna intervall. Vid tre olika tillfällen under försökets gång utfodrades ålynglen med lika stora portioner av Tubifex respektive zooplankton. Försöket avbröts efter 46 dygn varefter de överlevande ålynglen mättes och vägdes.

2.6 Födovalsförsök

I slutet av augusti 1983 startades ett burförsök vilket avsåg att studera ålyngels födoval. Burarna, vilka specialkonstruerades för ändamålet, bestod av nätcylindrar (maskstorlek 1.6 mm) med 25 cm höga plaströr (innerdiameter 34.7 cm, area 0.095 m^2) fastsvetsade nedtill. Två lokaler med ett vattendjup av ca 2 m utvaldes. Dessa var belägna ca 60 m ifrån varandra utmed den västra strandkanten (Figur 1). Vid varje lokal fastsattes en bur genom att trycka ned plaströret helt i sedimentet. Nätcylindern löpte därvid från sedimentytan upp till vattenytan och hölls på plats med hjälp av en flytring. Den "inneslutna" vattenvolymen beräknades till ca 0.19 m^3 . Till varje nätcylinder sattes 10 st ålyngel. Dessa ålyngel, vilka var överlevande yngel från burförsök III (se avsnitt 2.5.1), hade vistats i Svartsjön i burar sedan slutet av juli 1983. I gryningen ett och ett halvt dygn efter utsättningen upptogs burarna. De återfångade ålynglen, 7 respektive 9 st, konserverades omedelbart i etanol.

I samband med upptagningen av försöksburarna utfördes en bottenfauna- och zooplanktoninventering av området i burarnas närhet. Vid varje bur togs fem sedimentproppar med en Willnerhämtare (diameter 64 mm). Innehållet i hämtaren sållades genom ett finmaskigt såll (0.3 mm) varvid även större bottenlevande zooplankton kvarstannade. Vid varje bur upptogs på tre olika platser 6 l vatten med en Ruttnerhämtare från djupen 0.5 respektive 1.5 m. Vattnet filtrerades genom en $75 \mu\text{m}$ zooplanktonhåv varefter proverna konserverades med Lugols lösning.

De återfångade ålynglen undersöktes med avseende på längd (etanolkonserverade, vilket medför en viss krympning), pigmenteringsstadium samt magarnas fyllnadsgrad och födosammansättning. Födodjuren inuti magarna var tämligen intakta och bestämdes så långt det var möjligt. I de fall då hela chironomider påträffades mättes längden av dessa. Innehållet i tarmarna, vilket särskiljdes från maginnehållet, var till stor del fragmenterat och bestämdes därför endast till dominerande djurgrupp.

För de enskilda födoobjekten beräknades Ivlev's Electivity index (E) enligt formeln $E = s-b/s+b$, där s anger födoobjektets procentuella andel i magen och b anger dess procentuella andel i omgivningen (Ivlev 1961, Windell 1971). I detta fall beräknades s med utgångspunkt från det numeriska antalet av påträffade födoobjekt i magarna (medelantalet av respektive födoslag i magarna vid respektive lokal) samt b från det numeriska antalet av påträffade djur i Willnerhämtaren från respektive lokal. Då storleken av de olika födoobjekten varierade tämligen mycket skulle E-värden beräknade av födoobjektens vikter troligtvis givit mer relevanta värden än dessa. Svårigheten att mäta vikten av enstaka mindre och fragmenterade födoobjekt gjorde dock att denna metod uteslöts. Ett positivt respektive negativt E-värde anger positiv respektive negativ selektion av födoobjektet.

Ivlev's Electivity index (E) innefattar endast de djur vilka påträffades i bottenfaunaproverna vid respektive lokal. I vissa fall påträffades i magarna, enstaka djur vilka ej fanns representerade i bottenfaunaproverna för motsvarande lokal. Detta skulle enligt formeln för E ge värdet +1 vilket ej kan anses vara relevant.

3. SJÖBESKRIVNING

Svartsjön är en skogssjö belägen ca 20 km söder om Stockholm (Figur 1). Den har en sjöyta och ett avrinningsområde av 1.6 respektive 11 ha och maximala djupet är 7.0 m. Sjövolymen uppgår till $0.06 \times 10^6 \text{ m}^3$, vilket ger en omsättningstid av ca 2.9 år. Området runt sjön domineras av barrskog. Vegetationen i sjön är tämligen sparsam och domineras av gul näckros (Nuphar luteum), vass (Phragmites australis) och vitmossor (Sphagnum spp.). Svartsjön, vilken är den högst belägna sjön (79 m ö h), inom ett sjösystem, saknar både egentliga tillopp och utlopp. Sjön avvattnas vid högvatten via ett kärr till den närbelägna Långsjön. Vid undersökningar i sjön under 1976-77 (Mossberg & Nyberg 1979) framkom att pH-värdet varierade mellan 3.6-4.7 med ett medel-pH av 4.5. Vid provfisken med översiktsnät i Svartsjön under augusti 1976 och augusti 1980 fångades 71 (3 översiktsnät)

respektive 3 (2 översiktsnät) st abborrar (Nyberg opubl.). Samtliga abborrar vid det senare provfisket vägde över 300 gram. Under maj 1983 lades 3 st översiktsnät i linje tvärs över sjön (Figur 1). Vid vittjningen av näten ett dygn senare påträffades ej någon abborre. Detta resultat samt resultatet av provfisket under 1980 indikerar med stor sannolikhet att abborrbeståndet i Svartsjön helt har slagits ut.

4. RESULTAT

4.1 Fysikalisk-kemiska undersökningar

Svartsjön var ringa humös och hade låg ledningsförmåga (Tabell 1). pH uppmättes under år 1983 till 4.65-5.0 på 0.5 m vattendjup (Tabell 1, 2), och i stort sett har pH under perioden 1976-83 varit i detta intervall (Tabell 3). Vid tidigare undersökningar (Länsstyrelsen i Stockholms län) framgick att pH-värdet i Svartsjön redan under slutet av 1940-talet var mycket lågt (pH 5.5).

Tabell 1. Fysikalisk-kemiska provtagningsdata

Parameter	Enhet			
Datum		830510	830721	830721
Djup	m	0.5	0.5	2.0
Färg	mg/l Pt	45	20	40
pH		4.65	5.0	4.8
Konduktivitet	mS/m	3.5	3.0	3.3
Natrium	mg/l	1.1	1.5	1.0
Kalium	mg/l	0.39	0.31	0.32
Kalcium	mg/l	1.6	1.0	< 1.0
Magnesium	mg/l	0.61	0.20	< 0.10
Mangan	mg/l	0.022	0.03	0.03
Aluminium-total	mg/l	0.17	0.13	0.15
Järn-total	mg/l	0.31	0.23	0.43
Zink	mg/l	0.018	-	-
Klorid	mg/l	1.8	-	-
Sulfat	mg/l	7.2	7.0	6.0
Fosfor-total	mg/l	0.01	0.01	0.01
Kväve-total	mg/l	0.26	0.31	0.20

Tabell 2. pH-registreringar

Datum	830510	830510	830510	830601	830714	830812	830901	831007
pH	4.7	4.7	5.1	4.6	4.72	4.85	4.83	4.83
Djup (m)	0.5	3.0	5.5	0.5	0.5	0.5	2.0	0.5
Provpunkt	A	A	A	A	A	A	v.stran- den	A

Tabell 3. Totalaluminiumhalter

Datum	761021	761021	770503	770503	801105	801105	801105	830510	830721	830721
Al (µg/l)	147	144	250	256	244	236	239	170	130	150
pH	4.75	4.72	4.80	4.44	4.61	4.62	4.65	4.65	5.0	4.8
Djup (m)	0.5	5	0.5	4	0.5	2	4	0.5	0.5	2

Vid två olika tillfällen under försöksperioden analyserades totalaluminiumhalten. Dessa resultat samt koncentrationerna vid tidigare undersökningar (Statens Naturvårdsverk) har varierat mellan 0.13-0.256 mg/l (Tabell 3).

Vid mätningen 1983-05-10 registrerades mycket låga syrgashalter i sjöns djupare områden (0.1 mg O₂/l) (Tabell 4), vilket under juli månad yttrade sig i svavelvätebildning vid botten. Ett språngskikt etablerades på 3 m djup under sommaren, och bottenvattnets syrebrist kvarstod.

4.2 Zooplankton

Zooplanktonsammansättningen dominerades (antal individer/l) av cyclopoida copepoder av släktet Cyclops samt av Keratella cochlearis (Rotatoria) (Tabell 5). Individer av familjen Chydoridae (Cladocera) samt Chaoborus flavicans (Diptera) påträffades i enstaka fall. Keratella cochlearis, vilken pga sin ringa storlek ej kan betraktas som ett födoobjekt för ålyngel, medtogs ej i resultatredovisningen. I samband med födovals försöket utfördes ytterligare en zooplanktonundersökning, vilken redovisas under avsnitt 4.6.

Tabell 4. Registreringar av temperatur- och syrgasprofiler

Djup m	830510			830601			830714			830723			830812		
	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ %	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ %	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ %	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ %	Temp °C	O ₂ mg/l	O ₂ %
0	14.3	10.8	106	17.7	9.2	97	22.7	8.5	99	19.3	8.6	93	21.5	8.85	100
0.5	14.1						22.3	8.5	98	19.1	8.5	92	21.5	8.85	100
1.0	12.6	11.2	105	15.7	9.4	95	22.1	8.55	98	19.2	8.6	93	21.4	8.8	100
1.5	9.8	12.6	111	14.5	8.5	83	21.9	8.5	97	18.9	8.4	90	21.3	9.05	102
2.0	7.5	8.3	69	12.0	7.6	71	19.7	9.75	107	18.5	8.5	91	20.6	9.35	104
2.5	6.2	5.4	44	9.5	4.8	42	16.1	4.6	47	18.1	8.1	86	18.5	4.9	52
2.75							14.2	2.05	20	16.1	2.5	25			
3.0	5.7	4.3	34	7.3	2.4	20	12.7	0.7	7	13.7	0.4	4	15.0	0.4	4
3.5				5.6	0.4	3									
4.0	5.0	0.6	5	5.3	0.4	3	7.3	0.1	< 1	8.0	0.2	2	8.7	0.1	< 1
5.0	4.9	0.1	< 1	5.0	0.15	1	5.8	0.1	< 1	6.0	0.1	< 1	6.3	0.1	< 1
5.5	5.3			4.9	0.1	< 1									
6.0	4.9	0.05	< 1	4.9	0.1	< 1	5.3	0.1	< 1	5.8	0.1	< 1	6.0	0.1	< 1
7.0										5.5	0.1	< 1			

O₂ % är beräknat för normalt lufttryck (760 mm Hg) och ej för aktuellt lufttryck. 6.0 m respektive 7.0 m anger det maximalt funna djupet vid provpunkt A under varje registreringstillfälle.

Tabell 5. Zooplankton. Antal individer/liter

	830520	830601	830620	830707	830721	830812
	Ind/l	Ind/l	Ind/l	Ind/l	Ind/l	Ind/l
0.5 m						
CYCLOPOIDA COPEPODER						
Adulta + copepoditer	1.5	2.0	15.9	3.1	-	5.5
Nauplier	0.7	1.0	4.8	0.8	1.2	3.3
CLADOCERA						
Chydoridae	-	-	-	0.2	-	-
DIPTERA						
Chaoborus flavicans	-	-	-	-	-	-
2.0 m						
CYCLOPOIDA COPEPODER						
Adulta + copepoditer	8.6	6.6	4.8	5.9	0.3	6.8
Nauplier	3.1	1.7	4.1	1.7	2.0	15.0
CLADOCERA						
Chydoridae	0.2	0.2	-	-	-	-
DIPTERA						
Chaoborus flavicans	-	-	-	-	-	-
4.0 m						
CYCLOPOIDA COPEPODER						
Adulta + copepoditer	1.8	1.2	2.8	0.2	-	2.8
Nauplier	0.8	0.3	3.6	1.2	0.7	6.8
CLADOCERA						
Chydoridae	0.2	-	-	-	-	-
DIPTERA						
Chaoborus flavicans	-	-	-	0.2	-	-
6.0 m						
CYCLOPOIDA COPEPODER						
Adulta + copepoditer	0.3	0.5	3.1	0.7	-	0.7
Nauplier	-	0.2	1.8	1.3	1.2	2.3
CLADOCERA						
Chydoridae	0.2	-	-	-	-	-
DIPTERA						
Chaoborus flavicans	0.2	0.2	0.2	-	-	-

Av de vid håvningarna funna Chaoborusarterna, C. flavicans, C. crystallinus och C. obscuripes, dominerade C. flavicans i antal (individer/m³). Denna påträffades i störst täthet i sjöns djupare områden till skillnad från de två övriga arterna vilka var mer jämnt fördelade inom de olika djupintervallen. (Tabell 6).

Tabell 6. Chaoborus och Corixidae. Antal individer/m³

	830520 Ind/m ³	830601 Ind/m ³	830620 Ind/m ³	830707 Ind/m ³	830721 Ind/m ³	830812 Ind/m ³
Chaoborus flavicans	0.8	3.9	16.3	20.5	20.8	6.8
Chaoborus obscuripes	0.3	-	0.3	0.3	-	-
Chaoborus crystallinus	-	-	1.1	1.6	0.5	0.5
Chaoborus puppor	-	0.5	0.3	-	-	-
Corixidae (Heteroptera)	0.3	0.3	3.2	1.6	1.1	0.3

4.3 Bottenfauna

Den klart dominerande djurgruppen utgjordes av chironomidlarver med representanter från underfamiljerna Chironominae, Tanypodiinae och Orthocladiinae (Tabell 7).

I samband med födovalsförsöket utfördes ytterligare en bottenfaunaundersökning vilken redovisas under avsnitt 4.6.

4.4 Utsättning och återfångstförsök av nypigmenterade ålyngel

Vid vittjningen av de agnade rörfällorna dagen efter utsättningen återfångades ej några ålyngel. Minitråldragningen avbröts efter ca 30 tråldrag vilka samtliga var resultatlösa.

4.5 Överlevnadsförsök

4.5.1 Burförsök i Svartsjön

Försök I: Buren vid strandkanten kontrollerades efter en och en halv vecka varvid endast 2 st ålyngel levde. Vid kontroll av burarna vid provpunkt A tre veckor efter utsättningen visade det sig att samtliga 60 ålyngel var döda.

Tabell 7. Bottenfauna. Antal individer/m²

	0-2 m Ind/m ²	2-4 m Ind/m ²	4-6 m Ind/m ²
Oligochaeta	33	-	-
CRUSTACEA			
Asellus aquaticus	11	-	-
Hydracarina	11	-	-
ODONATA			
Leucorrhinia sp	11	-	-
MEGALOPTERA			
Sialis lutaria	56	-	-
HETEROPTERA			
Corixidae	33	-	-
TRICHOPTERA			
Holocentropus dubius	11	11	-
COLEOPTERA			
Hyphyrus ovatus (imago)	11	-	-
DIPTERA			
Chaoborus flavicans	-	22	33
Chironomus spp	3.500	930	89
Endochironomus dispar-gr	78	11	-
Limnochironomus sp	100	-	-
Pagastiella orophila	130	-	-
Orthoclaadiinae	120	-	-
Tanypodinae	520	11	-
Chironomidpuppor	690	270	11
Lamelibranchiata, Sphaeridae	56	-	-
Summa:	5. 380	1.260	130

Försök II: Vid kontroll av burarna en vecka efter utsättningen var samtliga ålyngel i burarna på 0.5 m djup döda liksom i den ena av burarna på 2.5 m djup. I den andra buren levde 5 st ålyngel. Vid kontroll av denna bur ytterligare en vecka senare påträffades endast 1 st levande yngel.

Försök III: Efter tre veckors exponering levde 38 st yngel (Tabell 8). Av Tabell 8 framgår att tre olika parametrar kan särskiljas, nämligen ålmaterial, djup och burtyp. Vid statistikbearbetningarna, vars syfte var att påvisa eventuella skillnader i överlevnad mellan ålmaterialen, mellan djupen eller mellan

Tabell 8. Antal överlevande ålyngel i försök III

	0.5 m			2 m		
	Utan sedi- ment	Med sedi- ment	S:a	Utan sedi- ment	Med sedi- ment	S:a
Ålyngel motsvarande utsättningsmaterialet	8	6	14	7	9	16
Ålyngel från försöks- odlingen	2	5	7	1	0	1
Summa	10	11		8	9	

burtyperna, "låstes" övriga två parametrar vid studie av en specifik parameter. Detta innebar att vid jämförelse av de båda ålmaterialen med varandra jämfördes följande sifferpar: 8 med 2, 6 med 5, 7 med 1 och 9 med 0.

Vid dessa beräkningar (Fishers exact test) påvisades signifikant högre överlevnad hos ålyngel motsvarande utsättningsmaterialet i tre av fyra möjliga kombinationer ($p < 0.012$). I den fjärde kombinationen, burar på 0.5 m djup med sedimenttillsats, påvisades ej signifikanta skillnader i överlevnad. Motsvarande beräkningar med avseende på en jämförelse mellan burar med och utan sedimenttillsats visade ej på signifikanta skillnader i överlevnad i någon av de fyra kombinationerna. Vid jämförelse mellan de båda djupen påvisades ej signifikanta skillnader i överlevnad i tre av fyra möjliga kombinationer. I den fjärde kombinationen, ålyngel från försöksodlingen med sedimenttillsats, påvisades däremot signifikant högre överlevnad på 0.5 m djup ($p = 0.016$).

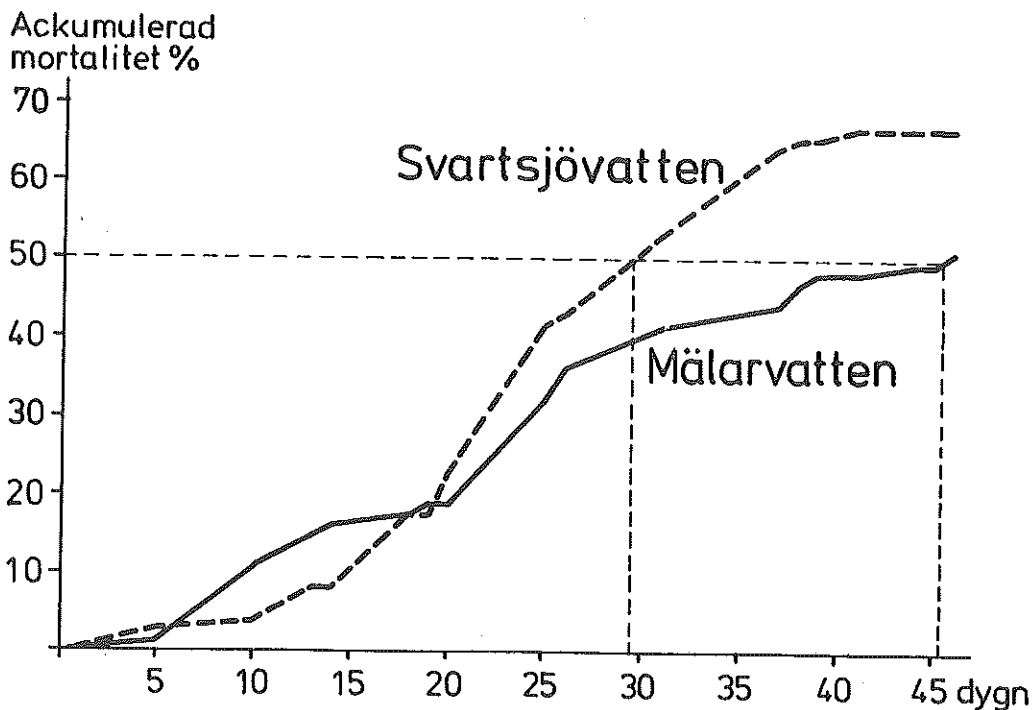
4.5.2 Laboratorieförsök

Den något högre mortaliteten efter 46 dygn i Svartsjövatten (67%) i jämförelse (χ^2 -test) med Mälarvatten (51%) (Tabell 9, Figur 2) var ej statistiskt signifikant ($0.10 > p > 0.05$).

Medelkonditionsfaktorn $[100 \times W(g)/l^3 \text{ (mm)}]$, för de överlevande ålynglen i Svartsjövatten var något lägre än för ålynglen i Mälarvatten (Tabell 10). Vid jämförelse mellan de två medelkonditionsfaktorerna (t-test) påvisades ej någon signifikant skillnad ($0.10 > p > 0.05$).

Tabell 9. Laboratorieförsök. Mortalitet och pH i de enskilda akvarierna samt temperaturen i träget.

Dag	Temp °C	pH (inom parentes) och mortalitet (antal individer)					
		Svartsjövatten			Mälarvatten		
0	12.0	(4.98) -	(4.87) -	(4.99) -	(7.86) -	(7.90) -	(7.91) -
5	13.0	(5.54) 1	(5.48) 0	(5.71) 1	(7.69) 1	(7.71) 0	(7.69) 0
10	14.9	0	1	0	7	0	0
13	14.8	(6.10) 0	(6.07) 2	(6.20) 1	(7.63) 2	(7.66) 1	(7.65) 0
14	14.7	0	0	0	1	0	0
18	-	2	3	2	1	0	0
19	16.7	0	0	0	1	0	0
20	16.2	(6.12) 4	(5.94) 0	(6.01) 0	(7.07) 0	(7.27) 0	(7.23) 0
25	16.8	(6.16) 4	(6.07) 5	(6.13) 5	(6.99) 0	(7.16) 0	(7.01) 10
26	17.2	0	0	1	0	0	3
30	17.1	1	3	2	0	0	3
31	17.7	(7.24) 0	(7.12) 1	(7.16) 1	(7.72) 0	(7.61) 1	(7.55) 0
37	17.3	3	2	3	0	2	0
38	17.0	1	0	0	0	2	0
39	17.7	(7.50) 0	(7.54) 0	(7.50) 0	(7.49) 0	(7.41) 1	(7.43) 0
41	19.9	0	1	0	0	0	0
44	23.1	0	0	0	0	1	0
45	24.1	0	0	0	0	0	0
46	-	(7.53) 0	(7.23) 0	(7.33) 0	(7.25) 0	(7.15) 1	(7.38) 0
Mortalitet s:a		16	18	16	13	9	16



Figur 2. Laboratorieförsök. Ackumulerad mortalitet för ålyngel i Svartsjövatten respektive i Mälarvatten.

Tabell 10. Kondition, längd och vikt hos ålynglen i akvarieförsöket

	Svartsjövatten	Mälervatten
Medelkonditionsfaktor	$5.63 \cdot 10^{-5}$	$6.17 \cdot 10^{-5}$
Medellängd (mm)	69.4	69.5
Medelvikt (g)	0.19	0.21
n	25	37

4.6 Födovalsförsök

Av resultaten från födovalsförsöket framkom vissa skillnader i födoval mellan de båda lokalerna vid jämförelse av vilka födoobjekt som till volymen dominerade i ålmagarna. Vid lokal 1 utgjorde zooplankton det dominerande födoslaget hos 6 av de 7 återfångade ålynglen (Tabell 11). Den dominerande arten utgjordes av Acantholeberis curvirostris. Hos det resterande ynglet dominerade ej något enskilt födoslag utan födan bestod av både zooplankton, chironomidlarver, ephemeridlarver och Asellus aquaticus. Vid lokal 2 utgjorde chironomidlarver av framför allt släktet Chironomus det dominerande födoslaget hos 7 av de 9 återfångade ålynglen. Av övriga 2 ålyngel bestod födan hos den ena av både zooplankton (främst Chydoridae) och chironomidlarver samt hos den andra av i huvudsak enbart zooplankton. Ovan nämnda förhållanden avser innehållet i ålynglens magsäckar. Vid jämförelse av magsäcksinnehållet med tarminnehållet för respektive ålyngel stämmer dessa helt överens med avseende på dominerande födoslag för ålynglen vid lokal 1 samt till övervägande del överens för ålynglen vid lokal 2.

Av electivitetsindexen (beräknade av antalet födoobjekt i magarna respektive i omgivningen) framgick att Acantholeberis curvirostris och Chydoridae (Cladocera) positivt selekterades samt att larver av Chironomus spp. (Chironomidae) negativt selekterades vid båda lokalerna (Tabell 12). Den höga abundansen av Chironomus spp. vid båda lokalerna (8 270 respektive 6 590 individer/m²) gör att man med stor sannolikhet kan anta att detta födoslag fanns i "överskott" i sedimentet inuti båda

Tabell 11. Födovals försök. Allängd, magarnas fyllnadsgrad, antal och artsammansättning av födo-
djuren i magsäckarna samt dominerande djurgrupper i tarmarna.

	Lokal 1							Lokal 2								
	70	64	69	65	66	66	70	67	68	66	66	71	67	68	71	66
Längd mm	26	2	9	9	5	-	18	-	3	1	3	1	1	9	9	1
Magens fyllnadsgrad %	16	15	12	22	9	15	14	9.4	-	3	1	1	1	9	1	3.1
<u>Antal födoobjekt i magsäcken</u>	5	8	8	7	2	2	-	14.7	-	2	4	1	3	9	1	2.6
	-	-	-	2	2	-	-	4.3	-	-	30	1	1	5	1	4.6
	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-	-	0
<u>CRUSTACEA</u>								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclops sp								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acantholeberis curvirostris								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chydoridae								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asellus aquaticus								-	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>EPHEMEROPTERA</u>								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptophlebia sp								-	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>TRICHOPTERA</u>								-	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>DIPTERA</u>								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironominae:								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomus spp								-	-	-	-	-	-	-	-	-
Endochironomus dispar-gr								0	3	5	7	2	5	1	6	3
Limnochironomus sp								0.3	-	-	-	-	-	-	1	-
Tanytarsus sp								0.3	-	1	-	-	-	-	-	-
Orthocladinae								0	-	-	-	1	-	-	-	-
Tanypodinae								0.1	-	-	1	1	-	-	-	-
Dominerande djurgrupper i tarmen	A	A	A	A	C	A	A	1.0	3	2	1	2	-	1	-	1
	A	A	A	A	C	A	A		B	B	B	A	B	C	B	B

A = Zooplankton, Cyclops sp., A. curvirostris och Chydoridae dominerar.

B = Chironomidlarver dominerar.

C = Zooplankton och chironimidlarver i likstora proportioner.

Tabell 12. Födovals försök. Electivity index, E.

	Electivity index, E.	
	Lokal 1	Lokal 2
CRUSTACEA		
Cyclops sp	+ 0.26	- 0.15
Acantholeberis curvirostris	+ 0.98	+ 0.72
Chydoridae	+ 0.43	+ 0.34
Asellus aquaticus	-	- 1.00
HYDRACARINA	- 1.00	- 1.00
EPHEMEROPTERA	-	- 0.31
MEGALOPTERA		
Sialis lutaria	- 1.00	- 1.00
TRICHOPTERA	+ 0.29	+ 0.23
DIPTERA		
Chironominae:		
Chironomus spp	- 1.00	- 0.29
Endochironomus dispar-gr	-	+ 0.23
Limnochironomus sp	- 0.25	- 0.12
Pagastiella orophila	- 1.00	-
Orthoclaadiinae	-	+ 0.23
Tanypodinae	- 0.17	+ 0.18
Chironomidpuppor	- 1.00	-
Lamellibranchiata, Sphaeridae	-	- 1.00

burarna. Vid jämförelse av electivitetsindexen med vilka födoobjekt som till volymen dominerade i ålmagarna finner man att dessa överensstämmer vid lokal 1 men ej vid lokal 2 där larver av Chironomus spp. utgjorde det till volymen dominerande födoslaget.

Tabell 13 och 14 redovisar resultaten från bottenfauna- och zooplanktoninventeringarna vilka utfördes i samband med födovals försöket. Vid dessa inventeringar framgick att bottenfaunan vid båda lokalerna dominerades av larver av Chironomus spp. (Chironomidae). Cyclopoida copepoder av släktet Cyclops dominerade i antal av de tre påträffade zooplanktongrupperna vid båda lokalerna. Chydoridae och Acantholeberis curvirostris (Cladocera) påträffades endast i ett fåtal av de uttagna proverna och då främst i nära anslutning till sedimentytan.

Tabell 13. Födovals försök. Bottenfauna och bottenlevande zooplankton. Antal individer/m² med standardavvikelse

	Lokal 1		Lokal 2	
	Ind/m ²	sd	Ind/m ²	sd
CRUSTACEA				
Cyclops sp	2 180	2 990	3 730	4 650
Acantholeberis curvirostris	62	140	370	830
Chydoridae	680	1 040	1 990	4 450
Asellus aquaticus	-	-	120	280
HYDRACARINA	62	140	250	560
EPHEMEROPTERA				
Leptophlebia vespertina	-	-	190	420
ODONATA				
Leucorrhinia sp	-	-	62	140
MEGALOPTERA				
Sialis lutaria	120	170	62	140
TRICHOPTERA				
Phryganea sp	62	140	-	-
Holocentropus dubius	-	-	62	140
DIPTERA				
Chironominae:				
Chironomus spp	8 270	5 540	6 590	7 410
Endochironomus dispar-gr	-	-	62	140
Limnochironomus sp	190	280	120	280
Pagastiella orophila	120	170	-	-
Orthocladinae	-	-	120	280
Tanypodinae	560	400	750	900
Chironomidpuppor	62	140	-	-
Lamellibranchiata, Sphaeridae	-	-	62	140
Summa	12 370		14 550	

Av övriga potentiella födoobjekt kan nämnas att de flesta av de vid zooplankton- och bottenfaunaprovtagningen funna organismerna fanns representerade bland ålynglens föda. Undantagen utgjordes av Sialis lutaria, Leucorrhinia sp., Hydracarina, Lamellibranchiata och Argyroneta aquatica. Leucorrhinia sp. samt troligtvis även Sialis lutaria och Argyroneta aquatica var pga sin kroppsstorlek ej tillgängliga som födoobjekt.

Tabell i4 Födovals försök. Zooplanktonprovtagningar. Antal individer/l med standardavvikelse

	Lokal 1		Lokal 2	
	Ind/l	sd	Ind/l	sd
<u>0.5 m</u>				
CYCLOPOIDA COPEPODER				
Adulta+ copepoditer	0.33	0.17	0.77	0.34
Nauplier	0.22	0.38	0.44	0.10
CLADOCERA				
Acantholeberis curvirostris	-	-	0.06	0.10
Chydoridae	0.06	0.10	-	-
<u>1.5 m</u>				
CYCLOPOIDA COPEPODER				
Adulta + copepoditer	1.82	1.47	0.77	0.10
Nauplier	0.50	0.72	0.39	0.10
CLADOCERA				
Acantholeberis curvirostris	1.16	2.00	-	-
Chydoridae	1.43	2.19	-	-

Vid en jämförelse av storleken på de i magsäckarna påträffade hela chironomidlarverna framgick att de vid lokal 1 varierade mellan 2.5-6.0 mm (\bar{x} = 3.9 mm; n=5) och de vid lokal 2 mellan 1.5-10.0 mm (\bar{x} = 6.5 mm; n=21). I detta sammanhang bör det noteras att det vid lokal 1 ej påträffades några chironomidlarver av släktet Chironomus (de mest storvuxna av de påträffade chironomidlarverna) i någon av ålmagarna vilket skall jämföras med lokal 2 där dessa påträffades i samtliga magar.

5. DISKUSSION

Av resultaten från fysikalisk-kemiska-, zooplankton- och bottenfaunaundersökningarna framgick att Svartsjöns status kunde beskrivas som en typisk försurad skogssjö. Zooplanktonsammanställningen utgjordes av cyclopoida copepoder samt sparsam förekomst av vanligen icke planktiskt levande arter (Acantholeberis curvirostris och Chydoridae). Anmärkningsvärt var den totala avsaknaden av planktiska cladocerer. Detta kunde eventuellt bero på ett högt predationstryck i pelagialen från de i sjön förekommande larverna av Chaoborus (C. flavicans, C. obscuripes och

C. crystallinus). De två sistnämnda Chaoborusarterna påträffas i huvudsak endast i fisktomma sjöar (Stenson 1978). Fynd av Chaoborus crystallinus har tidigare i Sverige endast rapporterats från betydligt längre söderut förekommande lokaler än Stockholm (Stenson muntl.medd.). Bottenfaunan dominerades av chironomidlarver med en klar dominans för larver av släktet Chironomus.

Burförsök I och II resulterade båda i nästan 100% mortalitet hos de nypigmenterade ålynglen. Dessa försök samt de resultatlösa återfångstförsöken med fällor och trål ger starka indikationer på att utsättningen av de 800 nypigmenterade ålynglen sannolikt helt misslyckades. Orsaken till den höga mortaliteten kan ej med säkerhet fastställas. pH och totalhalten av aluminium registrerades (ytvärden) vid fyra respektive två tillfällen under perioden för burförsök I och II. Dessa varierade mellan pH 4.6-5.0 och 130-170 µg Al/l. Aluminiumhalterna i en icke försurad skogssjö överstiger normalt ej 50 µg Al/l (Dickson 1975). Den förhöjda aluminiumhalten i Svartsjön i kombination med att aluminiums toxicitet är högst vid pH 4.4-5.2 (Schofield & Trojnar 1980) skulle kunna förklara den höga mortaliteten hos ålynglen. Detta motsäges dock av ett laborieförsök där Fjellheim et al. (1985) studerade mortaliteten hos glasålar vid olika aluminiumhalter i sur miljö. Försöken utfördes vid tre olika försöksbetingelser. Dessa var (1) pH 6.6 och 110 µg Al/l, (2) pH 5.1 och 170 µg Al/l samt (3) pH 5.1 och 230 µg Al/l. I grupp (1) och (2) var mortaliteten låg till skillnad från grupp (3) där mortaliteten ökade signifikant i jämförelse med de två andra grupperna. I detta sammanhang bör det påpekas att det för de uppmätta totalhalterna av aluminium i Svartsjön ej framgår i vilken eller i vilka föreningar som aluminium föreligger. Detta har på senare år visat sig ha en avgörande betydelse med avseende på aluminiums toxicitet (Driscoll et al. 1980).

Metodiken att under en relativt kort tidsrymd anpassa ålyngel till en högre vattentemperatur används oftast vid större ålyngelutsättningar. Då resultatet av dessa utsättningar i huvudsak givit god överlevnad hos ålynglen (Wickström muntl.medd.) kan ej den höga mortaliteten hos ålynglen i Svartsjön anses bero på temperaturstress.

Syrgashalten registrerades vid tre tillfällen under perioden för burförsök I och II (Tabell 4). Endast vid den djupast placerade buren i burförsök I (6 m) var syrgashalten så låg att kvävning kan ha orsakat ålynglens död (0.05 mg O₂/l). Itazawa (1960) anger 0.7 mg O₂/l som den undre gräns där äldre ål genomgående uppvisar tecken på syrebrist. Matsui (1979) anger 2.8 mg O₂/l som den undre gräns för att ål skall överleva i en odling.

Vid jämförelse av överlevnaden mellan de två olika ålmaterialen i burförsök III påvisades genomgående en högre överlevnad hos ålyngel motsvarande utsättningsmaterialet (= ålynglen i burförsök I och II). I 75% av de olika försöksbetingelserna var denna skillnad statistiskt signifikant. Signifikanta skillnader i överlevnad mellan burar med och utan sediment påvisades ej. Vid jämförelse av överlevnaden mellan de två olika djupintervallen påvisades signifikanta skillnader endast i 25% av de olika försöksbetingelserna. Detta försök visade sammanfattningsvis att överlevnaden av ålynglen vid utsättningen i hög grad påverkades av i vilken utvecklingsfas dessa befann sig i. Skillnader i kondition mellan individer från försöksodlingen kan eventuellt ha påverkat överlevnaden i negativ riktning. Denna skillnad skulle bero på att vissa ålyngel i försöksodlingen vägrade äta torrfooder vilket kan antas leda till försämrad kondition.

Vid jämförelse av resultaten från burförsök I och II med burförsök III finner man att dessa skiljer sig i mycket hög grad. De inledande två burförsöken uppvisade nästan 100% mortalitet till skillnad från burförsök III med endast 20-30% (hos motsvarande ålmaterial). Denna skillnad är utifrån detta material mycket svår att förklara. De två större fysikalisk-kemiska undersökningar vilka utfördes vid initieringen av burförsök I och III visade ej på några större skillnader beträffande vattenkvaliteten. Något lägre totalaluminiumhalter samt något högre pH-värden registrerades vid den senare provtagningen vilket eventuellt kan ha påverkat resultatet. För att med säkerhet kunna säga att aluminiumförgiftning var orsaken till skillnaderna i mortalitet skulle speciering av de olika aluminiumföreningarna behövs och/eller bestämning av halten av aluminium i gälarna hos ålyng-

len som dog. Resultaten av dessa tre försök tyder sålunda på att utsättningar av nypigmenterade ålyngel i försurade sjöar bör ske under senare delen av sommaren hellre än under försommaren.

Laboratorieförsöket avsåg att påvisa eventuella skillnader i mortalitet mellan ålyngel (motsvarande utsättningsmaterialet) vilka vistades i Svartsjövatten (pH <5) respektive Mälervatten (pH >7) samt att påvisa eventuella skillnader i medelkonditionsfaktor hos de överlevande ålynglen. Resultaten visade på en något högre mortalitet i Svartsjövatten i jämförelse med Mälervatten. Resultatet av försöket kan vara något svårtolkat då ålynglens metabolism påverkade pH-värdet kraftigt vilket fick till följd att pH-värdet var ungefär lika högt (pH >7) i samtliga akvarier vid försökets slut.

Nypigmenterade ålyngels födoval avsågs att studeras med hjälp av utsatta och återfångade ålyngel vilket emellertid omöjliggjordes pga att utsättningen sannolikt helt misslyckades. Detta resulterade i att de fortsatta försöken inriktades på burförsök.

Då bottenfaunan i så hög grad dominerades av Chironomus spp. innebar detta att ett positivt E-värde för detta födoobjekt skulle ha "krävt" att ålynglen i huvudsak enbart hade livnärt sig på Chironomus spp. vilket ej var fallet vid lokal 2. Øygarden (1982) och Sagen (1983) visade på negativ selektion för chironomidlarver hos större ålar trots att abundansen av larverna var hög. Förklaringen till detta anser de bero på ålens opportunistiska födovalsstrategi dvs att ålen föredrar födoobjekt vilka förekommer i stort antal och som dessutom är lättillgängliga. Då chironomidlarver i huvudsak är nedgrävda minskar sålunda ålens intresse för denna födoresurs. I detta sammanhang bör det påpekas att E-värden baserade på födoobjektens vikter i stället för antal uppskattningsvis skulle ha givit motsvarande trender.

Vid jämförelse av kvoten mellan antalet Tanypodinaelarver/Chironominaelarver i ålmagarna finner man att denna var avsevärt högre än vad motsvarande kvot grundad på abundansen i sjön utvisar. Detta skulle kunna förklaras av att Tanypodinaelarver i

huvudsak är carnivorer och därmed förhållandevis rörliga vid sökandet efter byten till skillnad från Chironominaelarver vilka i huvudsak är herbivorer eller detritusätare samt mer eller mindre nedgrävda i sedimentet. Dessa skillnader i rörlighet och synlighet skulle kunna innebära att Tanypodinaelarver lättare upptäcks av en fiskpredator.

Resultaten från födovalsförsöket tyder sålunda på att de nypigmenterade ålynglen i första hand prefererade bottenlevande cladocerer men att de ändå uppvisade ett tämligen varierat födoval. Vid jämförelse av dessa resultat med vad som anges i litteraturen framgår att Opuszynski (1963) och Charlon & Blanc (1983) fann att larver och puppor av fjädermyggor (Chironomidae) utgjorde mellan 80-90% av initialfödan hos nypigmenterade ålyngel. Resterande del utgjordes av små individer av Asellus aquaticus, Ostracoda, Harpacticoidea, Oligochaeta, Cladocera och Lamellibranchiata (Opuszynski 1963). Ehrenbaum (1929) rapporterade som exempel på nypigmenterade ålyngels födoobjekt Cyclops (Copepoda), Alona (Cladocera) och Chironomus (Chironomidae). Eichelbaum (1924) rapporterade att nypigmenterade ålyngels föda i sötvatten bestod av Cyclops (Copepoda), Chironomidae, Isopoda, Bosmina (Cladocera), Oligochaeta, Lamellibranchiata samt Ostracoda. Cyclops (Copepoda) dominerade i 75% av de lokaler där näringsupptag kunde konstateras och Chironomidae i resterande 25%. Tesch (1977) ansåg att ålyngels initialföda ej bestod av enstaka selekterade födoobjekt utan bestod av så gott som alla djur som var tillräckligt små för att sväljas, medan Øygarden (1982) och Sagen (1983) vid studier av något större ålars födoval (10-30 cm) fann att detta var säsongsberoende och intimt förknippad med vilka födoobjekt som det för tillfället fanns gott om och som dessutom var tillgängliga. Opuszynski & Leszczynski (1967) fann vid en studie av ålar i storleksintervallet 100-400 mm att födan till övervägande del utgjordes av larver och puppor av Chironomidae. Av ovanstående litteraturuppgifter framgår det ej att bottenlevande cladocerer skulle utgöra ett vanligt födoobjekt hos nypigmenterade ålyngel. Tesch (1977) ansåg däremot att nypigmenterade ålyngels födoval var omnivort samt Øygarden (1982) och Sagen (1983) ansåg att födovalet beror på vilka födoobjekt som var lättillgängliga. Detta stämmer

väl överens med resultaten från födovalsförsöket där så gott som samtliga tänkbara födoobjekt fanns representerade bland ålynglens föda och där bottenlevande cladocerer troligtvis utgjorde de födoobjekt i Svartsjön som var mest lättillgängliga för ålynglen.

Avsaknaden av andra fiskarter, den höga mortaliteten i burförsöken samt det faktum att lämpliga födoobjekt fanns för ålynglen indikerar starkt att ålyngelutsättningen i detta försurade vatten misslyckades pga för lågt pH och höga aluminiumhalter. Burförsöken indikerar att utplanteringar av ålyngel under senare delen av sommaren troligen skulle ge högre överlevnad än utplanteringar gjorda under våren-försommaren. Detta skulle dock innebära att ålynglen måste förvaras några månader innan utsättning. Vidare studier behövs och tills vidare kan inte ålyngel rekommenderas för utsättning i starkt sura vatten.

6. SAMMANFATTNING

Under maj 1983 utsattes 800 st nypigmenterade ålyngel i den kraftigt försurade och fisktomma Svartsjön (pH 4.6-4.8, yta 1.6 ha). I samband med detta utsattes kontrollburar med ålyngel på varierande djup i sjön. Avsikten med utsättningen var att studera nypigmenterade ålyngels överlevnad och födoval i en försurad miljö. Vid kontroll av burarna tre veckor efter utsättningen påvisades nästan 100% mortalitet. Återfångstförsök med hjälp av minitråldragning och agnade rörfällor gav ej några återfångade ålyngel vilket tillsammans med resultaten av kontrollburarna antyder att utsättningen sannolikt helt misslyckades.

I slutet av juli 1983 startades ytterligare ett burförsök i Svartsjön där överlevnaden hos två olika ålgrupper jämfördes. Hos den grupp vilken motsvarade utsättningsmaterialet var överlevnaden signifikant högre i jämförelse med en grupp vilken försöksodlats i tempererat vatten. Vid detta tredje försök konstaterades dessutom att överlevnaden ej påverkades av sedimenttillsats till burarna. Den avsevärt lägre mortaliteten vid detta försök (20-30%) i jämförelse med de två tidigare försöken med

nästan 100% mortalitet indikerar att vattenkvaliten i Svartsjön var bättre under senare delen av sommaren i jämförelse med försommaren. Burförsöken tyder sålunda på att utsättningar av nypigmenterade ålyngel i försurade sjöar bör ske under senare delen av sommaren.

Vid ett laboratorieförsök jämfördes mortaliteten hos nypigmenterade ålyngel vilka vistades i Svartsjövatten (pH <5) respektive i Mälärvatten (pH >7). Den något högre mortaliteten i Svartsjövatten var ej statistiskt signifikant.

Då återfångstförsöken och troligtvis även utsättningen misslyckades konstruerades nätburar i syfte att studera ålynglens födoval. Vid två olika lokaler monterades en bur vardera (från ytan till botten) varefter ålyngel utsattes. Dessa var överlevande ålyngel från tidigare burförsök i Svartsjön. Vid maganalysen konstaterades vissa skillnader mellan de båda lokalerna med avseende på vilka födoobjekt som dominerade till volymen. Zooplankton och då främst Acantholeberis curvirostris (Cladocera) dominerade vid lokal 1 till skillnad från lokal 2 där chironomidlarver av släktet Chironomus dominerade. Ivlev's Electivity index, vilket anger huruvida ett födoobjekt positivt eller negativt selekteras, beräknades utifrån de enskilda födoobjektens antal i magsäckarna respektive i omgivningen. Med denna metod konstaterades positiv selektion vid båda lokalerna för Acantholeberis curvirostris och Chydoridae (Cladocera) samt negativ selektion vid båda lokalerna för larver av Chironomus spp..

Av detta framgår sammanfattningsvis att ålynglen i första hand prefererade de sparsamt förekommande bottenlevande cladocererna framför de rikligt förekommande chironomidlarverna. De flesta av de i sjön påträffade djurgrupperna fanns representerade bland ålynglens föda i åtminstone något enstaka exemplar. Detta visar, trots preferensen för bottenlevande cladocerer, på ett brett spektrum vad gäller nypigmenterade ålyngels födoval.

7. ERKÄNNANDEN

Jag vill tacka Håkan Wickström och Per Nyberg för all hjälp i samband med uppläggnings- och utvärderingen av försöken i Svartsjön. Dessutom vill jag tacka Håkan och Per samt Erik Degerman för konstruktiv kritik av föreliggande rapport. Jag vill även tacka Cathy Hill för hjälp vid den statistiska bearbetningen av materialet samt för granskningen av den engelska sammanfattningen. Slutligen vill jag tacka Jan Stensson, Zoologiska institutionen i Göteborg, för arbetet med att särskilja de tre arterna av Chaoborus.

8. LITTERATUR

- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hörnström. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. p. 271-311. In Sulfur in the environment: Part II. Ecological impact. Ed.: J.O. Nriago. John Wiley & Sons, New York.
- Baker, J.P. & C.L. Schofield. 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. P. 292-293. In Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF-project, Oslo-As.
- Charlon, N. & J.M. Blanc. 1983. Etude des civelles d'Anguilla anguilla L. dans la region du bassin de l'Adour. 2. Regime alimentaire et variations de quelques caracteristiques biochimiques en cours de migration. Arch.Hydrobiol. 98:240-249.
- Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 54:8-20.
- Driscoll Jr., C.T., J.P. Baker, J.J. Bisogni Jr & C.L. Schofield. 1980. Effects of aluminium speciation on fish in dilute acidified water. Nature 284:161-164.
- Ehrenbaum, E. 1929. Der Flusssaal Anguilla vulgaris Turt. Handb.Binnenfisch.Mitteleurop. 3:159-217.
- Eichelbaum, E. 1924. Das Auftreten der Aalbrut an der deutschen Kuste und ihre erste Nahrungsaufnahme. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen Kommission zur Untersuchung der deutschen Meere in Kiel und der Biologischen Anstalt auf Helgoland. Neue Folge, Abt. Helgoland XV. Festschrift für Fr. Heincke, Abhandlung Nr 15. 28 p.
- Fjellheim, A., G.G. Raddum & T. Sagen. 1985. Effects of aluminium at low pH on the mortality of elvers (Anguilla anguilla L.). A laboratory experiment. Verh.Internat.Verein.Limnol. 22:2544-2547.

- Fürst, M. 1965. Experiments on the transplantation of Mysis relicta Loven into Swedish lakes. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 46:79-89.
- Itazawa, Y. 1960. Oxygen content of water in which the eel suffers from surfacing of dyspnoea. Bull.Jap.Soc.Sci.Fish. 26:960-965.
- Ivlev, V.S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Translation from Russian. Yale Univ.Press, New Haven. 302 p.
- Johansson, K. & P. Nyberg. 1981. Förurning av svenska ytvatten - effekter och omfattning 1980. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 118 p.
- Leivestad, H., G. Hendrey, I.P. Muniz & E. Snekvik. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. p. 87-111. In Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystem in Norway. Ed.: F.H. Braekke. SNSF-project FR 6/76, Oslo-Ås.
- Leivestad, H., I.P. Muniz & B.O. Rosseland. 1980. Acid stress in trout from a dilute mountain stream. p. 318-319. In Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF-project, Oslo-Ås.
- Matsui, I. 1979. Theory and practice of eel culture. Publ. for the Nat.Mar.Fish.Serv., Nat.Ocean.Atmosph.Admin.U.S.Dept.-Comm. and the Nat.Sci.Found.Wash., D.C. Amerind Publishing Co. Pvt.Ltd., New Delhi. 132 p.
- Mossberg, P. & P. Nyberg. 1979. Bottom fauna of small acid forest lakes. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 58:77-87.
- Muniz, I.P. & H. Leivestad. 1980. Toxic effects of aluminium on the brown trout, Salmo trutta L. p. 320-321. In Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSFproject, Oslo-Ås.
- Opuszynski, K. 1963. Attempts at investigating elvers (Anguilla anguilla L.) in Polish inland waters. Ekol.Pol.A 11:59-85.
- Opuszynski, K. & L. Leszczynski. 1967. The food of young eels (Anguilla anguilla L.) from several lakes and a river in northern Poland. Ekol.Pol.A 15:409-424.
- Sagen, T. 1983 Ernaering, aktivitet, alder og vekst hos ål (Anguilla anguilla L.) i Kvernvatn. Cand.Scient. oppgave i zoologisk økologi. Zool.Mus., Univ.Bergen. 77 p.
- Schofield, C.L. & J.R. Trojnar. 1980. Aluminium toxicity to brook trout (Salvelinus fontinalis) in acidified waters. p. 341-366. In Polluted rain. Eds.: T. Toribara, M. Miller & P. Morrow. Plenum Press, New York, N.Y., USA.

Stenson, J.A.E. 1978. Differential predation by fish on two species of Chaoborus (Diptera, Chaoboridae). *Oikos* 31:98-101.

Tesch, F.W. 1977. The eel. Biology and management of anguillid eels. Chapman and Hall, London. 434 p.

Windell, J.T. 1971. Food analysis and rate of digestion. p. 215-226. In IBP Handbook no. 3. Methods for assessment of fish production in fresh waters. Second edition. Ed.: W.E. Ricker. Blackwell Scientific Publications, Oxford & Edinburgh.

Øygarden, A.H. 1982. Ernaering hos ål (Anguilla anguilla L.) i Årvikselva, Kårstø med vekt på vårfluer (Trichoptera). Hovedfagsoppgave i zoologisk økologi. Zool.Mus., Univ.Bergen. 75 p.

9. ENGLISH SUMMARY: THE SURVIVAL AND DIET OF ELVERS IN AN ACIDIFIED LAKE

Lake Svartsjön, located 20 km south of Stockholm, is a small and acidified seepage lake (pH 4.6-4.8, surface area 1.6 ha) totally devoid of fish. In May, 1983, 800 elvers (previously kept in cold water without food) were stocked in the lake. Cages with elvers were distributed at various depths at the same time. The purpose of the investigation was to study food selection and mortality of elvers in an acidified lake. Three weeks after the introduction almost 100 per cent of the elvers in the cages were dead. Attempts to recapture some of the stocked elvers with a beam trawl and with baited traps were all unsuccessful. The results of these efforts indicate that stocking was unsuccessful.

At the end of July 1983 new experiments were carried out with elvers in cages in Lake Svartsjön. This time a comparison was made between elvers similar to those previously stocked, and elvers raised on artificial pellets. The mortality was significantly higher in the latter group.

In a laboratory experiment elvers were kept in water from Lake Svartsjön (pH <5) and Lake Mälaren (pH >7) for 46 days. The slightly higher mortality among the elvers kept in water from Lake Svartsjön was not significant.

In order to study food selection among elvers in Lake Svartsjön, net cages (0.19 m³, 2 m deep) without bottoms were constructed. Cages stocked with elvers were placed out at two different sites in the lake. A quantitative study was made of the bottom fauna and the zooplankton community in the surroundings of the cages. One and a half days after stocking, the elvers were recaptured and the stomach contents were examined. At one site, an analysis of percentage composition by volume showed that zooplankton and especially the sparsely occurring cladocerans Acantholeberis curvirostris and Chydoridae dominated the stomach contents. At the other site the amply occurring chironomid larvae of the genus Chironomus dominated.

Food selection, according to Ivlev's Electivity index (Ivlev 1961, Windell 1971), was calculated for each food item using the percentage composition by number of each food item in the stomach contents and the surroundings of the cages respectively. At both sites there was positive selection for the cladocerans Acantholeberis curvirostris and Chydoridae as well as negative selection for chironomid larvae of the genus Chironomus. At least one or a few specimens of every possible food item found in the surroundings of the cages were generally found in the stomachs of the elvers. This indicates that, though preferring cladocerans, elvers choose a wide range of food items.