



HANÖBUKTEN SOM NATURRESURS

DEL 1 MILJÖ

Länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län samt Lunds Universitet

HANÖBUKTEN SOM NATURRESURS

DEL I. MILJÖ

AV

LARS-ERIC PERSSON

&

PETER GÖRANSSON

mars 1989

Tryck: Länsstyrelsen i Kristianstads län

Tryckort: Kristianstad

Upplaga: 500 ex

År: 1989

HANÖBUKTEN SOM NATURRESURS

Del I Miljö

Rättelser

sid 16: rad 2, står 2.9. skall vara $2.9_{\pm}$

sid 16: rad 6, står $3.0_{\pm} 7.0$. skall vara 3.0-7.0

sid 18: rad 18, står (8m..) skall vara (12 m ..)

sid 20: i tabellhuvud, två sista kolumnerna står g/m^2 .
skall vara g/m^3

sid 20: i andra stycket står per m. skall vara per m^2

sid 28: i figur 11B. station TÖ stapel är 60 mm. skall vara 45 mm

sid 33: rad 8, står se ovanstående figur, skall vara, se figur 14,

sid 48: rad 8, står blåmusslor från, skall vara, östersjömusslor
från

sid 63: rad 12, står 2.5 miljoner /m, skall vara, 2.5 miljoner/ m^2

sid 73: i figurtext står, Fig. 29, skall vara Figur 20

sid 74, rad 2, står tabell 13, skall vara, tabell 14

sid 77, rad 46, står det huvudsakliga, skall vara en stor del av
Tab B4, Under rubriken EOCL-prov

	står		skall vara
3	7.4		2.0
4	1.9		12.6
8	24.3	21.3	20.8
10	20.7		20.7
11	0.3		5.7
13	1.4		12.2
15	3.6		3.6
16	28.4		28.5
17	46.9		30.6

F Ö R O R D

Ett uttryck för det ökade intresset för miljöfrågor är att länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län i samverkan med Lunds universitet hösten 1986 fattade beslut om projektet "Hanöbukten som naturresurs". Syftet med projektet är att beskriva miljösituationen i Hanöbukten samt föreslå åtgärder för en förbättrad miljö. Projektet består av två delar, en huvuddel som utgörs av en marinbiologisk studie samt en ekonomisk del. I denna del görs även ett försök att beskriva skilda alternativ vad gäller miljöns utveckling.

För att stimulera intresset för dessa frågor och för att sprida information till en vidare krets har en sammanfattning av de båda delutredningarna gjorts.

Ansvarig för projektet har varit fil dr Lars-Eric Persson. Arbetet har följts av en referensgrupp. I denna har funnits representanter för förutom de båda länsstyrelserna och Lunds universitet, länens fiskerinämnader, fiskeristyrelsen, Skånes fiskareförbund samt sydkustfiskarnas fackliga organisation.

Författare till den marinbiologiska delen har varit förutom Lars-Eric Persson doktorand Peter Göransson. Den ekonomiska studien har författats av avdelningsdirektörerna Sven Hult och Lars-Erik Liljeström vid länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län.

Utredningarna kan beställas från de båda länsstyrelsernas regionalekonomiska enheter tel 0455/87108, resp 044 /137131.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

0. SAMMANFATTNING	3
1. INLEDNING	6
2. OMRÅDESBESKRIVNING	7
3. RECIPIENTKONTROLL	9
3.1. Kemisk/fysikaliska mätningar	10
3.1.1. Inledning	10
3.1.2. Resultat	10
3.1.2.1. Syrgashalt	10
3.1.2.2. Närsalter	12
3.1.2.3. Siktdjup	15
3.2. Växt- och djurplankton	17
3.2.1. Inledning	17
3.2.2. Resultat	18
3.2.2.1. Klorofyllhalter	18
3.2.2.2. Berikningsexperiment	19
3.2.2.3. Djurplankton	19
3.3. Algzonering	22
3.3.1. Inledning	22
3.3.2. Resultat	22
3.4. Sediment och bottenfauna	27
3.4.1. Inledning	27
3.4.2. Resultat	28
3.4.2.1. Sediment	28
3.4.2.2. Bottenfauna	29
3.5. Grundområdesfauna	38
3.5.1. Inledning	38
3.5.2. Resultat	38
3.6. Giftanrikning	42
3.6.1. Inledning	42
3.6.2. Resultat	43
3.6.2.1. Tungmetaller	43
3.6.2.2. Organiska klorföreningar	44
3.6.2.3. Ftalater i sediment	48
3.7. Fjärrövervakning	50
3.7.1. Inledning	50
3.7.2. Resultat	50
4. DISKUSSION, RECIPIENTKONTROLL	51
5. FISKERIUTREDNINGAR	55
5.1. Enkätundersökning	55
5.1.1. Inledning	55
5.1.2. Resultat	55

5.2. Fiskpopulationer och fiskföda	61
5.2.1. Inledning	61
5.2.2. Resultat	62
5.2.2.1. Ungtorsk	62
5.2.2.2. Torskens födoval	63
5.3. Lekområden för sill	67
5.3.1. Inledning	67
5.3.2. Resultat	68
5.4. Fisksjukdomar	71
5.4.1. Inledning	71
5.4.2. Resultat	72
5.4.2.1. Yttre skador	72
5.4.2.2. Aborre	75
5.4.2.3. Skrubbskädda	78
6. DISKUSSION, FISKERIUTREDNINGAR	80
7. SAMMANFATTANDE SYNPUNKTER OCH ÅTGÄRDSFÖRSLAG	83
8. EPILOG	90
9. REFERENSER	92
10. BILAGA I. FIGURER	101
11. BILAGA II. TABELLER	121
12. BILAGA III. ENKÄTFORMULÄR	149
13. BILAGA IV. FISKSKADEFORMULÄR	151
14. BILAGA V. LITTERATUR OM HANÖBUKTEN	155

0. SAMMANFATTNING

I mitten av 1980-talet kom många rapporter bl a i lokalpressen om försämringar av miljön i Hanöbukten. Det kunde gälla fisk som dog i redskapen, skadad och sjuk fisk, ökning av mängden drivande alger mm. För att få ett underlag för en bedömning av miljöförsämringens omfattning samt eventuellt något om dess orsaker startades projektet "Hanöbukten som naturresurs" av länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län tillsammans med Lunds Universitet. Projektet har pågått under 1987 och 1988, och omfattat dels en miljöundersökning, (som redovisas här), dels en ekonomisk beskrivning av fiskets betydelse för regionen.

Den miljömässiga delen av projektet har omfattat provtagningar av varierande omfattning av såväl fysikalisk/kemiska- som biologiska faktorer. Speciell vikt har lagts vid att ha anknytning till yrkesfisket i de olika miljöundersökningarna, och direkta fiskeundersökningar har också utgjort en betydande del av arbetet.

Vid beskrivningen av den nuvarande miljösituationen har även resultat från andra undersökningar i området använts. Ett huvudsyfte har varit att inte bara beskriva nuläget, utan att påvisa ev förändringar genom jämförelser med tidigare arbeten.

Resultaten från de fysikalisk/kemiska mätningarna visade att låga syrgashalter förekom under salthaltssprångskiktet ute i Hanöbukten 1987/88. På 60 meters djup hade syrgashalten minskat med 32 % mellan perioderna 1973-78 och 1980-85.

Halterna av växtnäringsämnen, kväve och fosfor, var förhöjda nära kusten, såväl under vintern som under sommaren. Detta kan sättas i samband dels med tillförseln från landsidan dels med uppvällning av näringsrikt djupvatten, något som är vanligt i västra delen av Hanöbukten.

Tillväxtexperiment med växtplankton, där vatten från Helgeån och Mörrumsån samt avloppsvatten från Mörrums bruk och Nymölla AB användes visade att vatten från Helgeån generellt gav mest tillväxtökning. Vatten från Mörrums Bruk verkade i allmänhet hämmande på tillväxten hos kiselalger, medan det kraftigt stimulerade tillväxten hos blågröna alger vid ett försök sommaren 1988. Vatten från Nymölla AB stimulerade i allmänhet tillväxten hos växtplankton, men reaktionen var vid vissa försök försenad.

Stora skillnader i mängden djurplankton förekom mellan de två åren. Under 1987 saknades öronmaneter helt i proven, medan de 1988 var mycket vanliga.

Blåstång och sågtång har mellan 1975 och 1988 minskat sin djuputbredning med mellan en och två meter på tre stationer i västra delen av Hanöbukten. En jämförelse av situationen 1975 med data från slutet av 1910-talet tyder på att ännu större minskningar i djuputbredningen kan ha skett under

denna tid. I västra delen av Pukaviksbukten var blåstången 1987/88 liksom i början av 1980-talet i dålig kondition, vilket visades av att den hade smal bål och var mörk till färgen. Förekomsten av fintrådiga alger, framförallt rödalger hade ökat under samma period, liksom förekomsten av fintrådiga alger i fiskredskapen. Under 1988 var den blåstång som växer i vattenbrynet i allmänhet i bättre kondition än tidigare år.

Bottenfaunan på djup överstigande 60 m var under 1987 art- och individfattigare än någon gång under 1970-talet. På djup mindre än 60 m kunde någon generell trend inte upptäckas i de förändringar av total mängd bottenfauna som skett på olika stationer sedan 1970-talet. Bland enskilda arter hade det stora kräftdjuret skorv (Saduria entomon) ökat och det lilla kräftdjuret Diastylis minskat.

En jämförelse av mängden bottenfauna i början av 1970-talet och 1987/88 på tre stationer vid respektive Mörrums Bruk och Nymölla AB's utsläpp tyder inte på att några stora förändringar skett under perioden. I Pukaviksbukten förekommer emellertid höga biomassor hos bottenfaunan, vilket tyder på en gödnings effekt.

Karlskronaskärgården hade en betydligt artfattigare bottenfauna än övriga delar av skärgården. Detta beror troligen på det stora innehållet av organiskt material i botten, som tidvis ger dåliga syrgasförhållande i sedimentet. De algmattor av framförallt fintrådiga rödalger som under vår och sommar ligger på grunda bottenar (0 - 6 m) orsakar utslagning av den bottenfauna som lever på dessa områden.

Halterna av tungmetaller i sediment från Karlskronaskärgården var i allmänhet relativt låga 1987/88, och hade sjunkit vid en jämförelse med värden från 1975. Ett undantag var halterna av kadmium. Som visas i andra undersökningar bör även halterna av arsenik och kvicksilver hållas under uppsikt i fortsättningen.

Mängden organiska klorföreningar (EOCL) var höga i sediment från vissa stationer i Pukaviksbukten och Möllefjorden. Halterna var jämförbara med de som uppmätts vid Norrsundet i södra delen av Bottenhavet, där samma typ av botten sediment finns i en massaindustris utsläppsområde. Ute i centrala delarna av Hanöbukten uppmättes "normala" bakgrundsvärden för Östersjön på EOCL. Mätningar på östersjö musslor visade att dessa från Pukaviksbukten och Möllefjorden hade halter av EOCL som var fem till åtta gånger högre än de från yttre delen av Hanöbukten. Detta har troligen påverkat deras kondition, eftersom de förra endast hade ca hälften så höga fetthalter som de sistnämnda.

Utanför Ronneby uppmättes höga halter av ftalater (mjukgörare för plast) i sedimentet. Detta kan bero på Tarketts utsläpp till luften.

En enkätundersökning ställd till yrkes- och sportfiskare i Hanöbukten angående deras uppfattning om beståndsförändringar

hos viktiga fiskarter och allmänna miljöförändringar under 1980-talet gav entydiga resultat. Man ansåg att bestånden av torsk och ål minskat mycket kraftigt. Samma sak gällde för blåstången medan mängden grönalger och påväxt i fiskredskap ansågs ha ökat kraftigt. Man ansåg också att förekomsten av fisksjukdomar hade ökat mycket kraftigt.

Analysen av maginnehållet hos torsk visade att skorv och pungräkor var de vanligaste bytena, medan sill var det viktsmässigt viktigaste bytet. Den stora förekomsten av pungräkor tyder på att det kan råda ett konkurrensförhållande om födan mellan torsk och sill.

Vårlekande sill förekom i stora mängder speciellt i Möllefjorden men även i Pukaviksbukten. Några stora koncentrationer av sillrom hittades inte utan leken verkade jämt spridd över stora områden. Leken skedde mest i områden med rödalger, vilka också är vanligast i området. Överlevnaden hos rommen var ganska varierande mellan olika stationer. Orsaken till detta kan vara syrgasbrist, gifteffekter från alger eller giftiga utsläpp.

Med hjälp av enskilda fiskare har ett stort material angående sjukdomar hos torsk och skrubbskädda kunnat samlas in. Resultaten visar entydigt på en större frekvens av hudsår i Pukaviksbukten jämfört med resten av Hanöbukten för båda fiskslagen. Under 1988 var frekvensen hudsår hos torsk generellt sett lägre än under 1987 i hela området.

Hos abborre har det konstaterats att leverindex (leverns vikt i förhållande till kroppsvikten) var signifikant större hos fiskar från Pukaviksbukten än från referensområdet vid Gö udde. Även fiskar från Möllefjorden hade något förstorad lever jämfört med de från referensområdet, men skillnaden var ej statistiskt signifikant. Resultaten överensstämmer med undersökningar i andra massafabrikers utsläppsområden.

Undersökningar på skrubbskäddor visade att de hade samma påverkansbild som abborrarna. Flera parametrar påvisar en kraftig störning av skrubbskäddans fysiologi i utsläppsområdena från Nymölla AB och Mörrums Bruk. Samma förändringar har man påvisat för abborre i andra utsläppsområden från massafabriker.

Slutsatsen av de resultat som erhållits blir att det fanns fog för de flesta av de larmrapporter som kom i mitten av 1980-talet om Hanöbuktens miljö. I vissa delar av bukten är algsamhällen och bottenfauna påverkade av utsläpp av närsalter och annan mänsklig verksamhet. Flera fiskarter har högre frekvens av hudsår i Hanöbukten än i resten av Östersjön. I Hanöbukten förekommer de högsta frekvenserna i Pukaviksbukten och Möllefjorden. Det finns starka skäl att man inom en tioårsperiod måste komma tillrätta med de lokala gift- och närsaltutsläppen i Hanöbukten.

1. INLEDNING

Ideen till projektet "Hanöbukten som naturresurs" föddes i mitten av 1980-talet, dvs något innan det nuvarande starka engagemanget för havsmiljön blev så allmänt. Flera faktorer samverkade i detta sammanhang, men det viktigaste var nog de uppgifter om försämrat fiske och förändringar i miljön som kom framförallt från yrkesfiskarna. Fisket har stor betydelse i regionen och det blev därmed naturligt med en sammankoppling av de regionalekonomiska intressena med de miljövårdande när projektet skulle starta.

När det gällde tolkningen av miljöförändringarna i Hanöbukten visade det sig att det fanns för lite data från 1980-talet för att de skulle kunna användas för en direkt utvärdering. De undersökningar som gjorts hade varit lokalt begränsade recipientkontroller med ett fåtal ingående huvudsakligen kemisk/fysikaliska parametrar, och någon samlad bild av miljösituationen, som den avspeglas i växt- och djurvärlden gick inte att få från dessa. Det blev därför nödvändigt att försöka få ett så heltäckande program som möjligt vad gällde de miljöundersökningar som planerades inom ramen för projektet "Hanöbukten som naturresurs" (Fig. 1). Inom programmets ram har ett stort antal fältprovtagningar gjorts, som framgår av totala antalet stationer som besökts, Fig. B 1. Uppdelningen i ett miljökontrollprogram

Fiskeri- utredningar	Recipient- kontroll	Ekonomisk analys	Studie- cirklar
fiskbestånd	vattenkvalite'	fiske/miljö	yrkes- fiskare
fiskföda	växt- och djur- plankton		
lekområden	algzoner		
fisksjukdomar och fiskfysiologi	sediment och bottenfauna		
	grundområdes- fauna		
	giftanrikning		
	fjärrövervakning		

Fig. 1. Ingående delprojekt i "Hanöbukten som naturresurs".

och ett fiskeriprogram är delvis konstlad, men tillkom för att markera den betydelse som fisket har

Målsättningen med projektet var dels att ge en bild av den nuvarande situationen dels att försöka konstatera om förändringar skett i någon del av ekosystemet. Eftersom så många delprojekt skulle genomföras stod det klart att det skulle bli svårt att få några vetenskapligt oantastliga svar på den senare frågan. Förhoppningen var närmast att man skulle kunna få indikationer på var förändringar skett och kanske peka på möjliga orsaker. Vidare fanns en målsättning att man genom en sådan här satsning skulle kunna presentera en bas på vilken man kunde bygga långsiktiga studier finansierade av såväl statliga (SNV) som lokala/regionala intressenter.

2. OMRÅDESBESKRIVNING

Enligt Svensk Ordbok står ordet bukt för "en bred, mjukt rundad inskränkning i en kust, samt området omkring, särskilt till sjöss men även till lands". Den avgränsning av Hanöbukten som vi gjort inom detta projekt är kanske lite mer omfattande (Fig. 2) Anledningen till att vi valt denna definition på begreppet Hanöbukten är framförallt att man i fiskeristatistiska sammanhang har denna indelning.

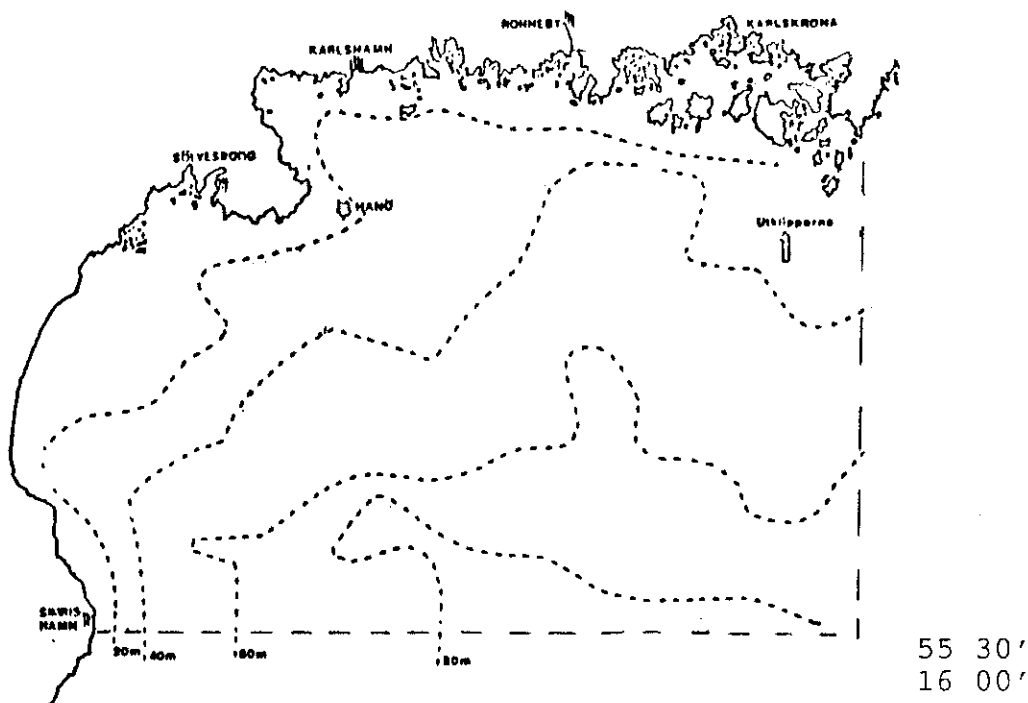


Fig. 2. Hanöbukten, avgränsning och djupförhållande

Den kustnära delen av Hanöbukten utgöres dels av en öppen exponerad kust dels av en skärgårdskust. Den förra typen förekommer främst på skånesidan och den senare i Blekinge, men skärgård finns även i nordöstra delen av Skåne, och exponerade kuststräckor på Listerlandet i Blekinge.

Vattendjupet ökar mot sydost där det som mest uppgår till 85-95 meter. Denna del ligger i nära anslutning till Bornholmsdjupet, som strax söder om Hanöbukten har djup på ca 100 meter.

Vattnet är skiktat på grund av salthaltsskillnader med ett ytvattenlager ner till 50-60 meters djup med en salthalt av 7 - 8.5 ‰. Denna vattenmassa är relativt homogen och välblandad under vintern, medan uppvärmningen av ytvattnet (0 till 20 m) under sommaren kan ge en uppdelning i två vattenmassor. Denna uppdelning är inte speciellt stabil, och särskilt på Skånekusten och i västra Blekinge bryts temperatursiktningen under sommaren upp genom s k uppvällning. Detta fenomen uppträder vid sydliga till nordvästliga vindar, som för bort ytvattnet och därmed drar upp kallare vatten från 20 - 40 meters djup. Ytvattnet skiljs från bottenvattnet genom den primära haloklinen, dvs den vattenmassa kring 50 - 60 meters djup där salthalten stiger till över 10 ‰. I bottenvattnet är vanligen syrgashalten betydligt lägre beroende på att syre förbrukas vid nedbrytning av sedimenterat organiskt material. Tillförsel av syre sker vid inflöden av nytt och saltare vatten via Öresund och Bälten från västerhavet. Beroende på hur stor skillnaden i salthalt mellan det gamla och nya vattnet är, kan det gamla vattnet antingen blandas med det nya eller lyftas upp och blandas med ytvattnet. Vid sådana tillfällen kan låga syrgashalter uppträda även ovanför haloklinen.

Låga syrgashalter kan ibland också uppträda ovanför det djup på 50 - 60 meter där haloklinen normalt finns genom att denna ställer sig snett på så sätt att den finns på större djup i östra delen av södra Östersjön och på mindre i västra. Detta fenomen finns beskrivet av en polsk forskare för hösten 1986. Volymen av bottenvattnet ändras inte och nytillförsel av syrgasrikt vatten sker inte heller till bottenvattnet. Orsaken till snedställningen av haloklinen är skillnaden i lufttryck över olika delar av Östersjön.

Strömförhållandena i Hanöbukten har i större skala endast studerats vid ett tillfälle, nämligen 1975 (Simons 1976). Kustnära strömförhållanden i inre delen av Hanöbukten har studerats mera i detalj i samband med speciella recipientundersökningar (se Bilaga V), varav de mest omfattande berör utsläppen från Nymölla AB och Mörrums Bruk. Förenklat kan man säga att två typer av strömförhållande dominerar, där vindens inverkan spelar en avgörande roll på strömriktning och strömhastighet. Vid vindar från syd till nordväst uppstår en medurs cirkulation med en kustparallell nordgående ström och en ström åt sydväst i yttre delen av Hanöbukten. Vindar från sydost till nord ger däremot en moturs cirkulation med en sydgående ström längs Skånekusten.

3. RECIPIENTKONTROLL

Resultaten redovisas här enligt det schema som programmet består av, se Fig. 1. I denna rapportdel försöker vi ge en så heltäckande och detaljerad bild som möjligt av våra egna undersökningsresultat, men också sätta dem i relation till andra undersökningar i och utanför Hanöbukten. För att som vi tror underlätta läsningen har vi lagt till 5 bilagor där vi redovisar följande, I: kartbilder med de stationer som besökts vid de olika delprojekten, samt en del råmaterial och resultatfigurer, II: grunddata i tabellform om de ej placerats in i den löpande texten, III: formulär för enkätundersökning angående fiskbestånd och miljöförändringar, IV formulär för fiskskaderapporter, V: Lista över litteratur om Hanöbukten.

3.1. Kemisk/fysikaliska mätningar

3.1.1. Inledning

Ett syfte med de mätningar som gjorts inom detta delprojekt har varit att komplettera övriga mätningar som görs för att få en bild av vattnets kvalite bl a med hänsyn till övergödningssproblematiken. Lika viktigt har varit att försöka belägga i vad mån lokala utsläpp påverkar vattenkvaliten. Med vattenkvalite i det här fallet menas syrgashalter, när-salthalter samt förekomst av algbloomningar. De senare kan antingen registreras indirekt genom siktdjupsmätningar eller direkt genom bestämning av mängden klorofyll i vattnet.

Prov har samlats in dels vid egna provtagningar, dels med hjälp av fiskare för kustnära stationer. Vattenprov har tagits från strandnära områden till de djupare delarna (77 m) av Hanöbukten, Fig. B 2. Vattenprov från 0 - 20 meters djup har oftast tagits som integrerade 5-metersprov med slang (diameter 12 mm). Prov från större djup har tagits med Ruttnerhämtare. Under 1987 gjordes de flesta närsalt- och klorofyllanalyserna på fryst provvatten, som tinats i mikrovågsugn. Analyserna gjordes sedan på marinekologiska avdelningen, Ekologiska institutionen, Lunds Universitet. Under 1988 konserverades vattenproven med svavelsyra och analyserades av SMHI med avseende på närsalter inom tre månader.

3.1.2. Resultat

3.1.2.1. Syrgashalt

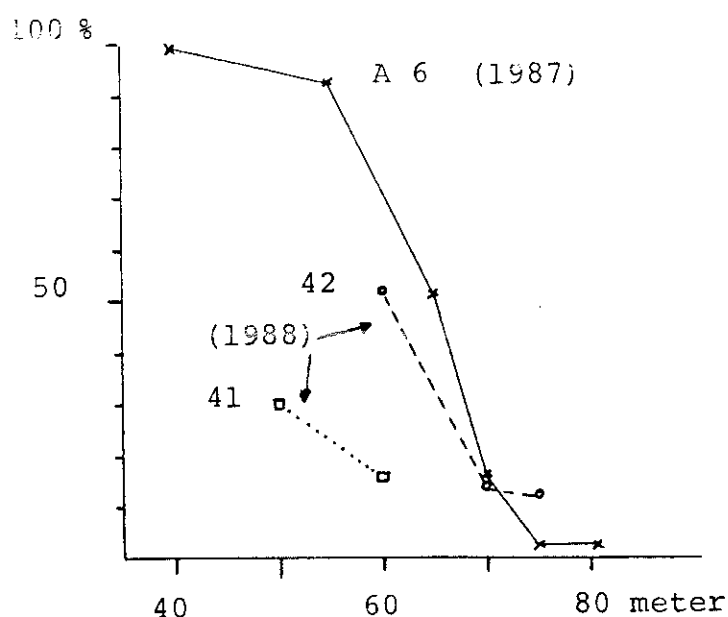


Fig. 3. Syrgasmättnad i vatten kring salthaltssprångskiktet på tre stationer i Hanöbukten (Fig. B 2), juli 1987 och april 1988.

Mätningar av syrgashalten i bottenvattnet i och under språngskiktet har skett dels sommaren 1987 dels våren 1988 på sammanlagt fem stationer, (Fig. B 2), på vattendjup mellan 45 och 81 meter. Resultaten redovisas i Fig. 3.

Av våra få data går endast att säga att låga syrgasvärden är vanliga under språngskiktet. Under 1988 var värdena låga även mellan 50 - 60 m, dvs i eller strax över språngskiktet. Detta kan ha berott på att nytt vatten västerifrån kommit in och lagt sig under språngskiktet och lyft upp det gamla syrefattiga bottenvattnet. Detta påstående stöds av att syrgasvärdena nedanför språngskiktet var något högre 1988 än föregående år (Fig. 3).

Mätningar gjorda av fiskeristyrelsens hydrografiska avdelning 1973 - 1978 och SMHI 1980 - 1985 visar att det finns en sjunkande trend för syrgashalten i språngskiktet mellan perioderna, åtminstone för höstmånaderna september - november, se Fig. 4. Värdena på 50 och 60 meter hade sjunkit med 13 respektive 32 %. Detta tycks inte bero på att språngskiktets läge förändrats, eftersom salthaltsvärdena är identiska på 60- metersdjupet för de två perioderna.

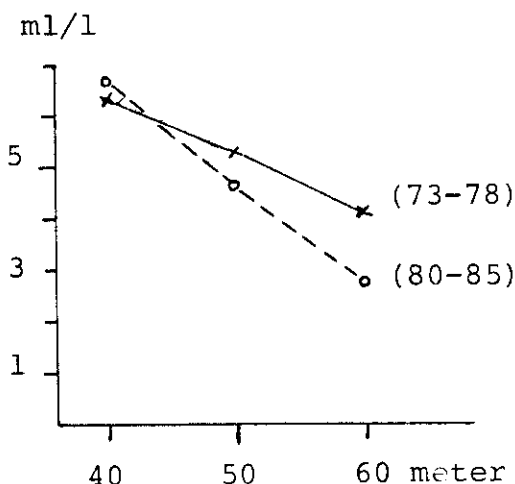


Fig. 4. Jämförelse av syrgasvärden kring språngskiktet i Hanöbukten för perioden 1973-78 och 1980-85.

Med anledning av rapporterna hösten 1986 om död fisk i torskgarn på 30 - 40 meters djup inne i Hanöbukten gjorde SMHI i september 1987 (Sven Engström muntl. medd.) provtagningar längs en profil från deras station Hanöbukten (N 55° 37', E 14° 52') på 78 meters djup in mot nordväst till en station på 32 meters djup sydost om "Taggen" (ost Åhus). Fiskdöden ansågs bero på syrgasbrist. Man fann dock riktigt låga syrgasvärden (9 % mättnad) först på 70 meters djup. Från 60 meter och uppåt var syrgasmättnaden alltid över 50 %. Under hösten 1987 kom heller inga rapporter från Hanöbukten om död fisk i torskgarn.

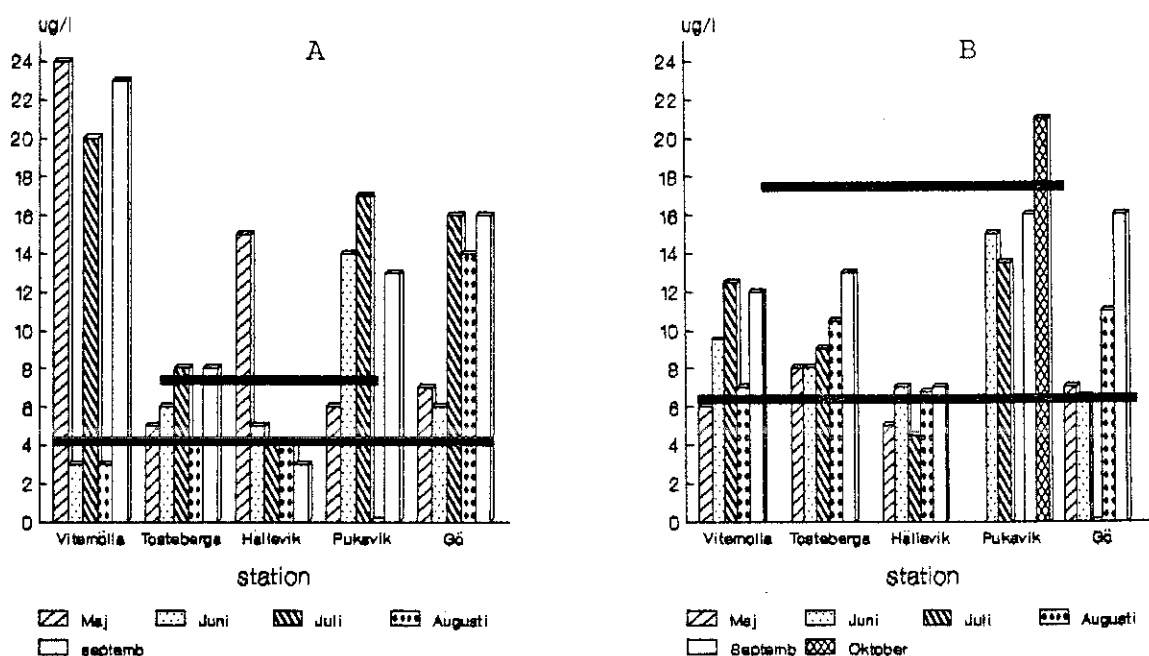
Förklaringen till förekomsten av död fisk 1986 och vid tidigare tillfällen kan vara det fenomen som beskrivits av en polsk forskare (Piechurs 1987), att språngskiktet hösten 1986 ställde sig snett, så att det i Hanöbukten tillfälligt gick upp på 30 m, medan det i Gdanskdjupet sjönk till 90 m. Detta fenomen är enligt uppgift (H. Westerberg muntl. medd.) inte sällsynt i mindre skala. Så stora förändringar som uppmättes 1986 uppträder troligen inte varje år. Snedställningen av språngskiktet är oftast kortvarig (några dagar), och fenomenet förstärks av upvällning, d v s att västliga vindar ger en uppdragning av språngskiktet i Hanöbukten.

Hösten 1988 har enstaka rapporter åter inkommit om död fisk i torskgarnen på grunt vatten.

I april 1988 tog vi prov på bottenvatten från ytterligare 6 stationer i Hanöbukten på djup mellan 10 och 40 m, - där det enligt fiskare förekommit fiskdöd under 1986 för kontroll av syrgasmättnaden. Mättnaden var dock överallt kring 100 %.

3.1.2.2. Närsalter

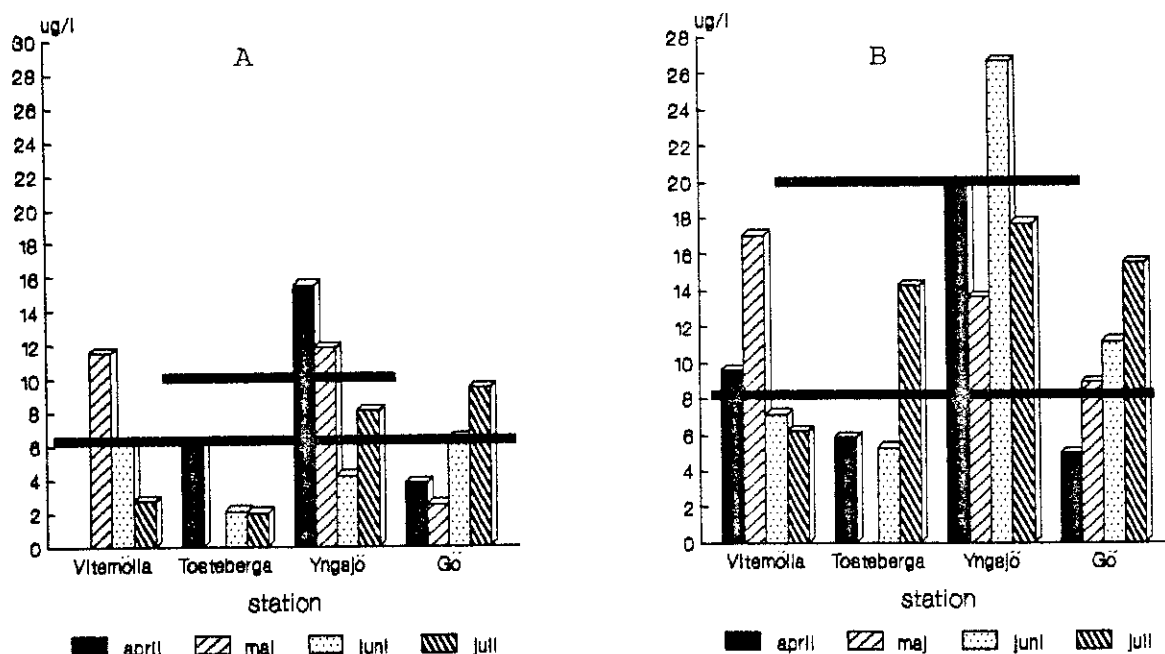
Värdena på nitratkväve och fosfatfosfor från fiskarens vattenprover redovisas i Fig 5 - 6. Stationernas läge redovisas i Fig. B 2. Värdena representerar växtperioden från slutet av april till och med oktober. Även om antalet värden är för lågt för att några mera långtgående slutsatser kan dras kan dock ett par saker noteras.



Figur 5. Värden på nitratkväve (A) och fosfatfosfor (B) från fem kustnära stationer i Hanöbukten under 1987. Linjerna betecknar medelvärde och maximivärde, 1982-86, på SMHI-stationen "Hanöbukten".

Under 1987 varierade nitratkvävevärdena vid Vitemölla mest. Detta kan sättas i samband med att vatten från Helgeå tidvis kan spåras ända hit. Enligt uppgift (Nils Losell muntl. medd.) är siktdjupet minst vid sydgående ström, vilket troligen beror på färgning från det humösa vattnet från Helgeå. Närsalter kan också tillföras kustnära vatten genom uppvällning av djupvatten. Detta är vanligt sommartid i västra delen av Hanöbukten (Johansson 1977). I Vitemölla - Kiviksområdet har fiskarena också den uppfattningen att påväxten på redskapen ökar i samband med att vattentemperaturen sjunker, d v s vid uppvällning. I Pukaviksbukten förekom under 1987 förhållandevis ofta höga halter av fosfatfosfor. Under 1988 var närsaltvärdena höga vid Yngsjö, som ligger närmast Helgeåns utlopp.

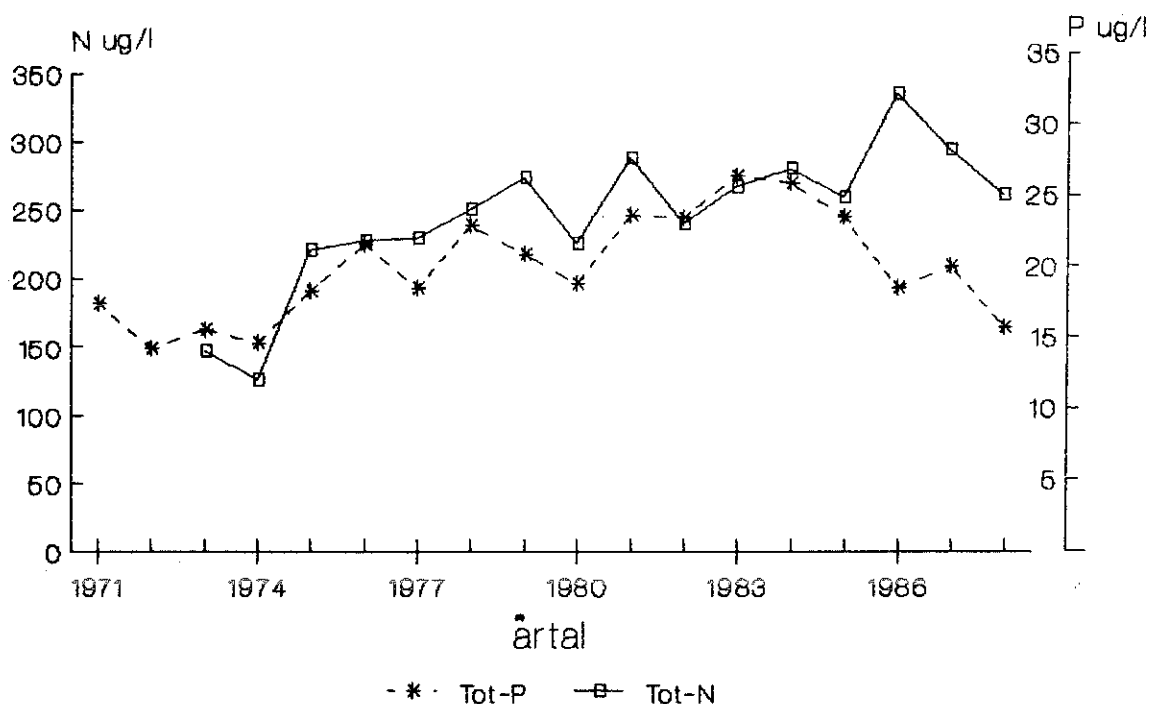
SMHI har med hjälp av kustbevakningen gjort fysikalisk/kemiska mätningar på en station på 50 meters djup ute i Hanöbukten (Juhlin 1987). Medelvärde och maximivärde för nitratkväve och fosfatfosfor från denna station för perioden 1982 - 86 har markerats i Fig. 5 - 6. Det framgår att för båda ämnena endast ett fåtal av de kustnära stationerna har värden under medelvärdet för utsjön. För nitratkväve gäller att de kustnära värdena ofta var högre än maximivärdena i utsjön. Om man bortser från ett par höga värden för fosfatfosfor i utsjön gäller samma sak även för detta ämne. Förhöjningsfaktorn för nitratkväve uppgick till mer än 2 i 9 fall av 23 och för fosfatfosfor i 4 fall av 23 under 1987, medan motsvarande värden för 1988 var 5 av 15 respektive 7 av 15.



Figur 6. Värden på nitratkväve (A) och fosfatfosfor (B) från fem kustnära stationer under 1988.

De förhöjda värden som uppmätts på kustnära stationer i Hanöbukten förekommer också på andra håll, åtminstone i skärgårdsområden, längs vår Östersjökust (se t ex Bergstrand 1987). Vid en provtagning i mars 1988 var nitratvärdena ca tre gånger förhöjda i Pukaviksbukten och ca två gånger förhöjda jämfört med utsjön längs övriga kusten. Det utsjövärde vi uppmätte var ändå ovanligt högt (97 ug/l) förmodligen beroende på den milda vintern som gav stor avrinning. Värdena på fosfatfosfor var däremot snarast lägre än normalt såväl i utsjön som i kustzonen.

För yttre delen av Hanöbukten (PMK-station Hanöbukten) har Bengtsson (1982) sammanställt värden på totalkväve och totalfosfor i ytvattnet. Han fann att halterna av såväl kväve som fosfor ökat med ca 50 % sedan början av 1970-talet. Den stora förändringen skedde i mitten av 1970-talet. I Fig. 7 har värden till och med 1988 satts in (SMHI opubl. data). Det visar sig att ett nytt trendbrott skedde 1985, då totalkvävevärdena steg och totalfosforvärdena sjönk. 1988 var totalkvävevärdena tillbaka på nivån från slutet av 1970- och början av 1980-talet, medan totalfosforvärdena sjunkit till samma nivå som i början av 1970-talet.

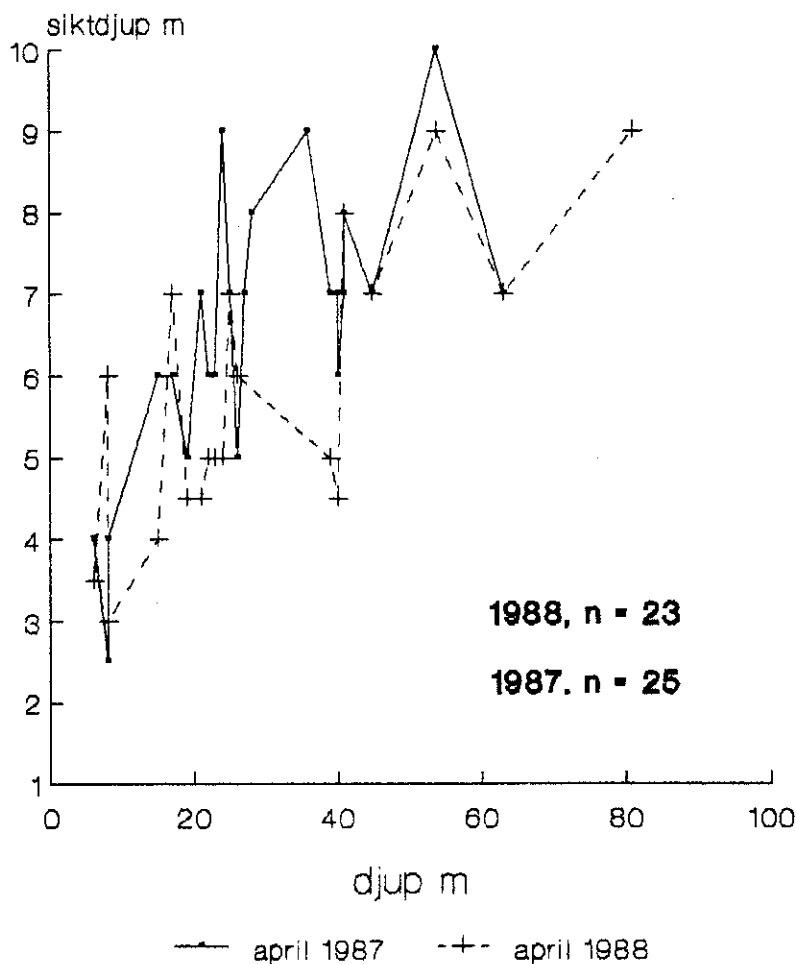


Figur 7. Förändringar i mängden totalkväve och totalfosfor på station Hanöbukten ($55^{\circ}37' N$, $14^{\circ}52' E$) under 1970- och 1980-talet. Varje årsvärde är ett medelvärde av 3-4 mätningar (1988 6 mätningar). Sammanställning efter Bengtsson 1982 och SMHI opublicerat.

Från Kielbukten i sydvästra Östersjön rapporterade emellertid von Bodungen (1986) att mängden löst kväve i vintervatt-
net hållit sig relativt konstant sedan 1969, medan mängden
fosfat nästan fördubblats. Han tolkade detta som att proces-
ser inom systemet (exempelvis nitrifikation, denitrifikation
och kvävefixering) reglerade de varierande tillskotten av
kväve, medan detta inte kunde ske för fosfor.

3.1.2.3. Siktdjup

Vid bottenfaunaprovtagningarna i april 1987 och 1988 gjordes
siktdjupsmätningar på 26 respektive 23 stationer. Värdena
var relativt likartade båda åren med ett medelsiktdjup på
 6.4 ± 1.72 och 5.6 ± 1.73 meter, med en variation mellan 2.5
och 9 meter. Värdena var lägst på grunt vatten närmast
kusten, Fig. 8.



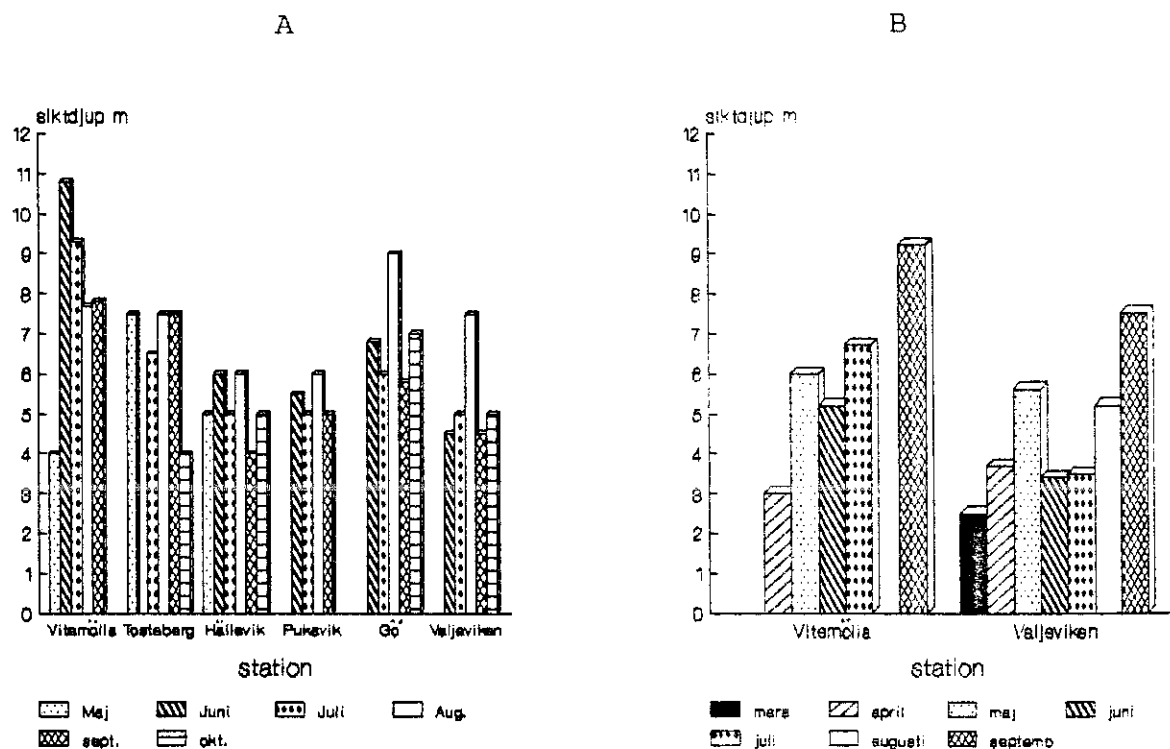
Figur 8. Siktdjupsmätningar i Hanöbukten från april 1987 och 1988.

Under april 1988 gjordes också mätningar i Karlskronaskärgården på 8 stationer. Medelsiktdjupet var här endast 2.9 0.41 meter och alla värdena låg mellan 2.5 och 3.5 meter. Detta var lägre än på 8 stationer i samma djupintervall längs övriga delen av Hanöbukten, där motsvarande medelvärde med dess medelfel var 4.4 ± 1.4 och 3.0 ± 7.0 meter. Detta kan antingen bero på en kraftigare algblooming i denna "instängda" del eller på att blomningen är i olika stadier i olika delar av Hanöbukten vid denna tidpunkt. Mitt ute i Hanöbukten (50 meter) varierade siktdjupet i april enligt SMHI's mätningar 1982 -86 mellan 5 och 11 meter ($n = 6$).

I Blekinge Kustundersökning, som pågått sedan 1977 (augusti-/september), har man konstaterat att siktdjupet minskat med ca två meter på alla djup och såväl inne i skärgården som utanför. Värdena för 1988 innebar emellertid nästan en återgång till 1977 års värden (Anon. 1977-88).

Resultaten från fiskarens mätningar av siktdjupet på kustnära stationer under perioden maj - oktober 1987 och mars oktober 1988 redovisas i Fig. 9.

Siktdjupen varierade under de två åren mellan 3.5 och 11.0 meter. Högst värden uppmättes vid Vitemölla och Gö. Områden med god vattenomsättning och ringa lokal påverkan av utsläpp av närsalter och grumlande ämnen.



Figur 9. Siktdjup från fem kustnära stationer (9 - 15 m) under 1987 (A), samt från två stationer under 1988 (B).

Sammanfattningvis kan sägas följande om de fysikalisk/kemiska mätningarna

1. Våra mätningar visar att låga syrgashalter under 1987 och 1988 uppträdde kring och under salthaltssprångskiktet. Enligt andra mätningar har syrgashalten minskat med 32 % på 60 meters djup i Hanöbukten vid en jämförelse mellan perioderna 1973 - 78 och 1980 - 85.
2. Halterna av nitratkväve och fosfatfosfor kan vara förhöjda under växtperioden på kustnära stationer, även i exponerade lägen, jämfört med utsjön.

3.2. Växt- och djurplankton

3.2.1. Inledning

Växtplankton svarar för den övervägande delen av primärproduktionen i havet och utgör basen för produktionen av alla djur i havet, från små djurplankton till stora fiskar och sälar. Både vad gäller växt- och djurplankton finns studier från 1960- och 1970-talet i Hanöbukten, och avsikten med våra studier har varit att försöka belägga om några förändringar skett vad gäller artsammansättning och/eller individantal.

Prov för klorofyllanalys togs under 1988 på en station (K 17, se Fig. B. 2) var fjortonde dag av kustbevakningen, varefter provet filtrerades av länsstyrelsens miljövårdsenhet i Karlskrona. Filtret frystes sedan och analyserades på lantbrukskemiska stationen i Kristianstad. Klorofyllvärdet ger en uppfattning om mängden planktonalger i vattnet.

Då det på senare år uppstått en debatt om vilket näringsämne, kväve eller fosfor, som är begränsande för växtplanktons tillväxt och produktion har vi gjort laboratorieförsök för att se på detta. Samtidigt har vi testat effekterna av avloppsvattnet från pappersmassafabrikerna, Nymölla AB och Mörrums Bruk på planktonproduktionen. Tidigare resultat har visat att utsläppsvatten från Nymölla AB hämmade produktionen av växtplankton (Landner 1978).

Prov för analys av artsammansättning hos växtplankton har tagits som slangprov, vilket innebär att man använder en slang (diameter 12 mm) med avstängningskranar på var femte meter. Varje prov utgör således ett mått på vad som finns på djupen 0 - 5, 5 - 10 m osv. Proven har konserverats med jodjodkaliumlösning och räknats i omvändningsmikroskop.

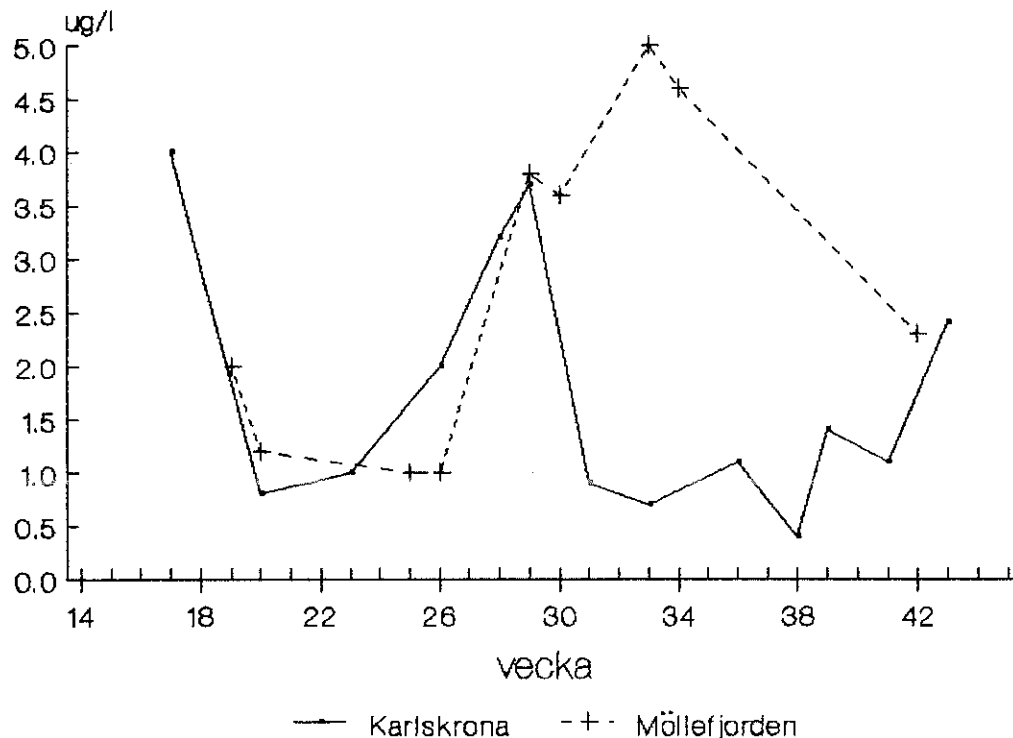
Djurplankton har insamlats med håv med diametern 49 cm och maskvidden 0.090 mm på 14 stationer under 1987 och 4 stationer under 1988 (Fig. B. 3). I håvens undre del fanns ett rör med ett utbytbart såll i botten. Vid vertikala håvdrag efter

mesozooplankton användes 0.090 mm maskvidd i sållet och vid de horisontella dragen efter maneter och fisklarver användes 0.5 mm maskvidd.

3.2.2. Resultat

3.2.2.1. Klorofyllhalter

Resultaten från klorofyllmätningarna vid stationen Karlskrona Angöring (K 17) redovisas i Fig. 10. Maximivärdet på 4.0 ug/l erhöles i april och representerar troligen slutet av vårblomningen. Ökningen under sommaren berodde på en begynnande blomning av blågröna alger, men denna upphörde i slutet av juli när temperaturen sjönk i vattnet. Medelvärde för perioden maj - oktober var 1.6 ug/l. I Fig. 10 har också klorofyllvärden från en station (nr 5) på 12 meters djup i Möllefjorden ingående i Nymölla AB's recipientkontroll markerats. Medelvärde för denna station var något högre eller 2.7 ug/l, främst beroende på att de höga sommarvärdena höll i sig längre. Orsaken till nedgången under sommaren vid Karlskrona var troligen att de blågröna algernas blomning avstannade, som en följd av att temperaturen sjönk på grund av uppvällning av kallare djupvatten. Även vid Nymölla sjönk temperaturen, varför de fortsatt höga klorofyllvärdena måste ha berott på andra grupper av alger, t ex grönalger.



Figur 10. Klorofyllhalter i ytvatten (0.5 m) från SMHI's station Karlskrona Angöring (K 17, 30 m) och station 5 (8 m i Möllefjorden) i Nymölla AB's recipientkontroll.

I Blekinge kustundersökning har man sedan 1978 mätt klorofyllhalten i slutet av augusti eller början av september bl a på stationen Karlskrona Angöring och tre övriga jämförbara stationer. Medelvärdet för klorofyll under denna period har varit 2.4 ug/l. Om man räknar bort år 1981, då en extremt kraftig algblomning uppträdde, ligger medelvärdet på 1.2 ug/l.

Utanför Askölaboratoriet i Stockholms södra skärgård har man sedan 1976 mätt klorofyllhalten i ytvatten (0 - 20 m). Medelvärdet för perioden slutet av maj - oktober ligger kring 1.5 ug/l för åren 1976 - 86 (Larsson & Johansson 1987).

Det tycks alltså som om värdena vid Karlskrona angöring för 1988 ligger i nivå med andra värden från den svenska östersjökusten under den senaste 10-årsperioden.

3.2.2.2. Berikningsexperiment

Resultaten från växtplanktonstudierna och berikningsexperimenten redovisas i en separat rapport (Sundström 1989). Resultaten tas upp i diskussionsdelen (4) i denna rapport. Sammanfattningsvis kan sägas att stimulerande eller starkt stimulerande effekter på växtplanktontillväxten erhöles vid tillsats av kväve (nitrat), vatten från Helge å (10 och 20 % inblandning), avloppsvatten från Nymölla AB (5 % inblandning). För övriga tillsatser, vatten från Mörrumsån, fosfor (fosfat) samt avloppsvatten från Mörrums Bruk varierade den generella effekten.

3.2.2.3. Djurplankton

Resultaten från djurplanktonstudierna redovisas i tabell B 1 a - d.

En jämförelse av biomassavärdena för enstaka arter och grupper mellan åren 1987 och 1988 ges i tabell 1.

Biomassan dominerades helt av de tre hoppkräftorna (Copepoda) Acartia longiremis/bifilosa, Pseudocalanus elongatus och Temora longicornis, men totalbiomassan var mycket olika för de två åren. Under 1987 var den ungefär tre gånger högre än under 1988. Detta berodde helt på skillnader hos de två copepodarterna A. longiremis/bifilosa och P. elongatus, medan övriga arter visade små skillnader.

Bland hinnkräftorna (Cladocera) var Evadne nordmanni vanligast, medan övriga arter förekommer mera sparsamt. Under 1988 var också Bosmina coregoni maritima relativt vanlig. Släktet Podon förekom nästan enbart under 1987. De enda arter av hjuldjur (Rotatoria) som påträffades var representanter för släktet Synchaeta och de erhöles endast under 1987.

Tabell 1. Biomassa (våtvikt) för djurplankton i Hanöbukten 1987 (n = 22) och 1988 (n = 6).

Art	g/m ²		g/m ²	
	1987	1988	1987	1988
Acartia/Pseudocalanus spp	36.0	9.9	1.18	0.34
Temora longicornis	2.9	2.8	0.10	0.10
Copepoda, totalt	38.9	12.7	1.28	0.44
Cladocera	0.3	0.3	0.01	0.01
Mesozooplankton	39.2	13.0	1.29	0.45

Vid jämförelse med de resultat som Ackefors (1969) eller Lindahl (1977) redovisar från Hanöbukten var artsammansättning och dominansförhållande relativt likartade med vår undersökning.

Antalet mesozooplankton per m³ var 1963 (Ackefors 1969) lägre på jämförbara stationer, medan det under perioden 1968 - 72 (Hernroth & Ackefors 1979) i medeltal var högre än i vår undersökning.

Biomassan var under perioden 1968 - 72 något högre än 1987/88, medan den under 1975 (Lindahl 1977) var något lägre än under 1988 och fyra gånger lägre än under 1987.

Orsaken till de stora mellanårsvariationerna kan bero på fysikaliska faktorer, temperatur, eller på predation från framförallt öronmaneter (*Aurelia aurita*). Ackefors (1969) nämner att maneter var mycket vanliga under 1963, och vi fann inga maneter alls under 1987, medan de var vanliga under 1988. Enligt Stoecker et al (1987) kan öronmaneter beta av upp till 40 % av djurplanktonbiomassan.

I Hanöbukten erhöll vi de första maneterna den 20.6.1988. De hade en diameter mellan 2 och 10 mm, medelvärde 4.0 ± 2.1 (n = 13). Antalet motsvarar en täthet av 46 individer per 100 m², vilket är mycket högt. Möller (1980a) angav maximivärden på 33 per 100 m² från Kielbukten. Under juli och augusti varierade våra värden mellan 1.3 och 7.1 per 100 m², vilket var något lägre än det medeltal på 9 som Möller angav för sommarperioden i Kielbukten.

Orsaken till att vi erhöll maneter först i andra halvan av juni tyder på att de kan ha förts till området utifrån. Enligt Möller (1980b) var de minsta stadierna vanligast i april/maj. Eftersom storleken på maneterna när de frigörs

från polyperna är ca 2 mm och tillväxten är snabb kan de dock inte ha kommit så långt bort ifrån.

Storleksfördelningen hos de 13 maneterna vi fick den 20 juni överensstämmer med uppgifter från sydvästra Finland (Palmen 1954), medan medelstorleken vid samma tid i Kielbukten var ca 20 mm (Möller 1980b).

Mängden öronmaneter kan troligen ha stor inverkan på Hanö-buktens ekosystem. Vid massförekomst av maneter minskar antalet djurplankton vilket i sin tur kan öka mängden växtplankton.

Sammanfattningsvis kan sägas följande om situationen för växt- och djurplankton i Hanöbukten

1. Mängden planktonalger, mätt som klorofyllhalt, var normal (ca 1.5 ug/l klorofyll a) under växtperioden 1988
2. Planktontillväxten stimuleras mest av vatten från Helgeå och Nymölla Bruk samt tillsats av kväve
3. Mängden djurplankton var av samma storleksordning som under 1960-talet, men skillnaden mellan olika år kan vara stor.
4. Antalet öronmaneter varierar starkt mellan olika år, något som kan ha effekter på olika delar av ekosystemet

3.3. Algzonering

3.3.1. Inledning

En välutvecklad vegetation i de grunda kustvattnen (0 - 10 m) är viktig för produktionen av fiskföda, lekplats för sill och som skyddsplatser för fiskyngel.

Många rapporter om förändringar i detta vegetationsbälte har kommit under senare år. Det mest spektakulära har varit minskningen av blåstång och ökningen av fintrådiga grönbrun- och rödalger. Detta har betytt inte bara förändrade betingelser för djurlivet, utan också ställt till problem för fiskarena som tidvis fått sina garn igensatta av fintrådiga alger.

Vår avsikt har varit att försöka belägga dessa förändringar i Hanöbukten genom återbesök på lokaler där prover tagits tidigare. Kvantitativa prov togs med hjälp av metallramar ($1/4$ och $1/40$ m²), som lades ut längs profiler på botten på olika djup, 1, 2, 5, och 10 m. Under 1987 och 1988 bestämdes zoneringen av blåstång (Fucus vesiculosus) och sågtång (F. serratus) längs 4 respektive 5 olika profiler (Fig B 4).

Under 1987 kvantifierades förekomsten av lösdrivande makroalger genom att på utsatta garn mäta hur mycket som fastnade. Mätningarna gjordes på 5 platser (se karta i Tabell B 3) och såväl flundregarn (stolphöjd 60 mm) som laxgarn (stolphöjd 80 mm) och bottengarn (ledarm) utnyttjades. Dominerande arter bestämdes och vägning skedde efter torkning till konstant vikt i 105°C. Flundregarnen stod ute i 1 dygn och laxgarnen i 3 eller 6 dygn.

Under 1987 gjordes videoupptagningar längs de fyra profilerna för att få en visuell bild av algsamhället.

3.3.2. Resultat

Under 1988 påträffades sammanlagt 18 arter av makroalger i de kvantitativa proverna (tabell B. 2 a - d). Vid liknande provtagningar på 6 profiler under 1975 (SKU 32, 1976) erhöles 19 arter. De två studierna hade 14 gemensamma arter. Vid 1975 års studie gjorde man också en mer systematisk insamling där man direkt letade efter olika algarter, dels i strandzonen dels längs profilerna. Man fann då sammanlagt 44 arter av makroalger. Den stora skillnaden berodde främst på att man får fler grönalger genom att samla i strandzonen.

Av intresse när det gäller algsamhällena är det maximala djup som blåstång (Fucus vesiculosus) och sågtång (Fucus serratus) förekommer på. Detta redovisas i nedanstående tabell.

Tabell 2. Nedre gräns för blåstång och sågtång längs 5 profiler vid 1988 års studier i Hanöbukten, och längs 3 profiler vid 1975 års studier.

Station	Blåstång		Sågtång	
	1975	1988	1975	1988
1 Lindö		5.0		7.0
2 Norrören		1.5		4.0
3 Björknabben	3.0	2.0	5.0	4.0
4 Rakö	5.0	3.0		4.0
5 Karakås	5.0	3.5	10.0	6.5

Karakteristiskt under 1988 för alla profilerna utom Lindö var att täta bestånd av blåstång endast förekom på grunt vatten, samt att sågtången var dominerande även på en och två meters djup. Vissa förändringar i djuputbredningen tycks ha skett sedan 1975. Då fanns t ex sågtång ner till 10 meters djup vid Karakås mot 6.5 meter under 1988. Blåstång dominerade år 1975 ner till 5 meter på samma station, medan den 1988 försvann redan på 3.5 m. Vid Rakö fanns blåstång ner till 5 meters djup år 1975 mot 3 meter 1988. Vid Björknabben förekom sågtång ner till 5 meters djup år 1975 mot 4 meter 1988.

I ett betydligt längre perspektiv finns vissa uppgifter om djuputbredningen hos blåstång och sågtång från 1917 (Sjöstedt 1920) i området Ystad till Kivik. Enligt denna rapport var blåstången rikligt förekommande, dvs samhällsbildande, ner till 5 meters djup, medan sågtång endast sällsynt förekom på mindre djup än 4 - 5 meter. Av våra kvantitativa prover framgår (Tabell B. 2 b) att sågtången under 1988 var den dominerande arten på 2 meter vid Karakås, samt att den förekom relativt rikligt redan på 1 meters djup även på en del av de övriga profilerna. Fenomenet med minskad djuputbredning för blåstång har visats också i Ålands hav för tidsperioden 1943/44 - 1984 (Kautsky et al 1986). Orsaken till den minskade djuputbredningen har bl a ansetts vara en ökad grumlighet i vattnet, orsakad av en gödning som minskat ljusmängden i vattnet.

Det högsta värdet på algernas biomassa (torrvikt 105 C) erhöles på 2 meters djup vid Karakås (Tabell B. 2 b) med ca 1.5 kg/m². Detta relativt höga värde berodde på rik förekomst av sågtång. På övriga provpunkter på 1 och 2 meters djup varierade biomassan mellan 74 och 340 g/m². Brunalgerna blås- och sågtång svarade vanligen för större delen av biomassan. Vid en studie av blåstångssamhällen i Blekinge på 0.5 - 1 meters djup under 1980 - 83 fann Waldemarsson och Wachenfeldt (1984) en medelbiomassa av *Fucus* på 0.35 kg/m², med en variation mellan 0.09 och 0.6 kg/m². De värden vi erhållit 1988 på 1 - 2 meters djup är något lägre, men ändå

av samma storleksordning.

Även vid 1975 års undersökning erhöles de högsta biomassa-värdena vid Karakås, med 1.8 resp. 2.1 kg/m² på 1 och 2 meters djup. På de två övriga profiler som är jämförbara (Rakö och Björknabben) erhöles 1975 mellan 0.4 och 1.6 kg/m², dvs betydligt mer än under 1988. Orsaken till skillnaden ligger framförallt i att förekomsten av blås- och sågtång minskat.

Sedan 1975 har biomassan av makroalger minskat även på 5 och 10 meters djup. Värdena 1975 på 5 meter låg mellan 0.2 ± 0.7 kg/m², mot 0.08 ± 0.15 kg/m² under 1988. På 10 meter var motsvarande värden 0.5 kg/m² mot 0.07 kg/m². Även här beror minskningen på att enstaka plantor av blås- och sågtång förekom på såväl 5 m (båda) som 10 m (sågtång) under 1975. Sågtång förekommer dock fortfarande på stora djup i Hanöbukten. Vid försök att hitta ägg efter höstlekande sill på Hanöbankarna hösten 1987 påträffades sågtång ner till 15 meters djup,

Resultaten från provtagningarna längs de tre algtransekter som är jämförbara med 1975 års resultat (SKU 32, 1976) indikerar att det skett en ökning av biomassan av rödalger. Den art som ökat mest är den fintrådiga fjäderslicken (Poly-siphonia nigrescens). Ökningen på en och två meters djup är i storleksordningen 3 - 7 gånger. På fem och tio meters djup kan en kraftig ökning endast noteras vid Karakås. Vid Rakö och Björknabben erhöles istället en minskning, 2 - 3 gånger) på dessa djup. De senare resultaten, med en förskjutning uppåt i djupled även av rödalger, kan bero på försämrade ljusförhållande. I inre delen av Hanöbukten, liksom utanför Listerlandet har t ex låga siktdjup registrerats under 1987 och 1988. Den generella ökningen av mängden fintrådiga rödalger kan - förutom en ändrad ljusmiljö - bero på en minskad konkurrens från blåstång om tillgängliga närsalter.

Även om jämförelsematerialet är litet när det gäller rödalger stämmer utvecklingstrenden med yrkesfiskarnas allmänna uppfattning om förändringen i algsamhället. Man kan dock inte utesluta att det rör sig om kortvariga mellanårsvariationer eftersom längre mätserier saknas.

I Tostebergaområdet har under 1988 gjorts en del uppskattningar av mängden epifyter (påväxt) på blåstången. I slutet av juni hade den ytnära blåstången kraftig påväxt, framförallt av liten havsmossa (Ceramium tenuicorne) och trådslick (Pilayella littoralis). Havsmossan hade ofta i sin tur en grönalga i ledknutarna och såg därigenom helt grön ut. Även tångludd (Elachista fucicola) var vanlig, speciellt i tångens övre delar. Biomassan (torrvikt) av påväxtalgerna kunde i vissa fall vara nästan lika stor som den enskilda blåstångsplantan.

I mitten av juli hade mängden epifyter (påväxtalger) på blåstången reducerats avsevärt i Tostebergaområdet. I de flesta fall uppgick epifyternas biomassa endast till några

få procent av blåstångens. I början av oktober var blåstångens påväxt helt borta. Detta visar att det är nödvändigt med flera provserier per år för att få en uppfattning om den stora säsongsmässiga variation som finns hos algsamhällena.

Påväxt förekom också på de fintrådiga algerna under sommaren. Epifyterna bestod i dessa fall dels av mikroskopiska grönalger, som främst satt i ledknutorna på havsmossan (C. tenuicorne), dels av kiselalger (diatomeer) och blågröna alger (cyanobakterier), som sat på rödris (Rhodomela confervoides) och fjäderslick (Polysiphonia nigrescens). Denna påväxt var rikligast under maj och juni, men den fanns kvar även i mitten av juli. I samband med undersökningarna om silllägg konstaterades att denna påväxt var vanlig ner till 10 meters djup.

Denna typ av påväxt har omnämnts av Wallentinus (1979), men dess omfattning och ekologiska betydelse för makroalgerna har ej diskuterats. Troligen utgör den mikroskopiska påväxten periodvis en betydande del av algbiomassan. De kan också sätta sig på fiskredskap, och redan efter några dagar kan trådarna i t.ex. laxgarn ha kraftiga beläggningar vilket ger en uppfattning om mängd och tillväxtpotential hos dessa epifyter.

I Pukaviksbukten har förekomst av blåstång studerats sedan 1965 i samband med utsläppen från Mörrums Bruk (se Lindvall 1984). Ute i Pukaviksbukten har man funnit sammanhängande tångbälte ner till 2.6 meters djup med de djupaste plantorna på 5 meter. Under 1982 gjordes en översiktlig tånginventering på 8 stationer i Pukaviksbukten, bl a vid Norrören (Lindvall op cit). Man fann då att blåstången vid Norrören var mörk och hade smal bål samt låg tillväxt. Dessa förhållande gällde också under 1988. Orsaken till det dåliga blåstångssamhället på denna station kan antingen vara kloratinnehållet i utsläppen från Mörrums Bruk, som ofta går in mot denna del av Pukaviksbukten (VBB 1984), eller påverkan från den å som rinner ut vid Norje. I det senare fallet kan det röra sig om sötvattenspåverkan eller att det via ån kommer ut "tillräckliga" halter av bekämpningsmedel från jordbruksmark för att algerna skall påverkas.

Negativa effekter på blåstång av utsläpp från massafabriker har påvisats bl a av Lindvall (1984) och Kautsky et al (1988). De negativa effekterna uppkommer bl a genom att klorat i utsläppsvattnet tas upp istället för nitrat (se t.ex. Rosemarin et al 1986).

På 10 meters djup vid Norrören fanns ett relativt artrikt rödalgsamhälle, där de flesta arterna är kända för att kunna växa i förörorenade områden (Wallentinus 1979). Wachenfeldt (1982) studerade i juni 1982 algbiomassan längs tre profiler kring Nordersund på Listerlandet och en profil på Hanö. Blåstång förekom åtminstone ner till 2 - 3 meters djup, men i glesa bestånd. Torrvikten av blåstång på 1.5 - 2.0 m varierade mellan 21 och 251 g/m². Dessa värden är av samma storleksordning som våra värden från 1988 på en meters djup,

(Tabell B. 2).

En allmän uppfattning har varit, dels hos oss som arbetat inom projektet, dels hos personer vi talat med, att blåstången har förekommit rikligare under 1988, åtminstone på grunt vatten, än de närmast föregående åren.. Liknande rapporter finns från Smålands och Ölands kuster. Även längs Finlands sydvästkust där uppgifterna om blåstångens tillbakagång först kom i slutet av 1970-talet har man under senare år rapporterat om en återkolonisering (Kangas & Niemi 1985)

Resultaten från våra uppskattningar av lösdrivande fintrådiga alger i lax- flundre och bottengarn antyder att en ökning skett sedan mitten av 1970-talet (SKU 32, 1976). Undersökningarna är dock ej helt jämförbara, eftersom metodiken varit något olika och materialet är litet (se Tabell B. 3a - d).

Under våren 1987 fick vi också en typ av påväxt som inte beskrivits i rapporten från 1975 års undersökningar. Laxgarnen fick en "slemmig" påväxt, som bestod av mikroskopiska kiselalger och blågröna bakterier. Denna typ av påväxt betyder inte lika mycket viktsmässigt som de fintrådiga algerna, men nedsätter ändå garnens fångseffektivitet avsevärt.

Sammanfattningsvis kan sägas följande om förekomst och zoner-
ring av makroalger i Hanöbukten.

1. Djuputbredningen för blåstång och sågtång var på identiska lokaler mindre under åren 1987/88 jämfört med åren 1917 och 1975. Minskningen var ca 35 % för blåstång och 30 % för sågtång.
2. Biomassan av blåstång och sågtång var avsevärt lägre per ytenhet 1988 än 1975.
3. Förekomst och mängd av fintrådiga alger tycks ha ökat i förekomst sedan 1975 på de undersökta stationerna.
4. Under 1988 fanns tecken som tydde på en viss förbättring jämför med tidigare år av de blåstångssamhällen som växer nära ytan. Detta tycks ha gällt såväl i Hanöbukten som i andra delar av södra Östersjön.
5. Förekomst av alger och påväxt i fiskredskap har troligen ökat i Hanöbukten sedan mitten av 1970-talet.

3.4. Sediment och bottenfauna

3.4.1. Inledning

Studier av bottendjur har sedan länge använts för att studera miljöförändringar i havet. Detta gäller främst effekter av punktutsläpp av olika ämnen, men på senare år har man alltmer börjat intressera sig för de allmänna långtidsförändringarna.

Bottenfaunan i Hanöbukten kan i de djupare delarna av bukten påverkas dels negativt genom de variationer i syrgashalt som uppträder där, dels positivt genom ökat nedfall av organiskt material, som ger mer föda åt bottendjuren. I kustnära områden kan syrgasbrist uppstå i skärgårdsområden på grund av att botten täcks av framförallt fintrådiga makroalger. Även om bottendjurssamhället inte slås ut helt blir det i allmänhet artfattigare.

Avsikten med våra bottenfaunastudier har i första hand varit att jämföra förhållandena i mitten av 1970-talet med förhållandena idag. Om utbredningen av bottenvatten med låga syrgashalter ökat bör det ha haft effekter i form av minskad djuputbredning hos bottenfaunan, och om födotillgången ökat bör det ha resulterat i en rikare bottenfauna. Födan har sitt ursprung i ytvattnets planktonproduktion. Denna del av undersökningarna har omfattat dels hela Hanöbukten, dvs utan koppling till lokala utsläpp, dels områden med lokala punktutsläpp från Nymölla AB och Mörrums Bruk. I andra hand har vi velat öka kännedomen om tillståndet hos bottenfaunan i och strax utanför Blekinge skärgård, där tyvärr ytterst få jämförelsedata finns från tidigare årtionden. Bottenfaunaprov har tagits med 0.1 m Van-Veen-huggare på 32 stationer under april/maj 1987 och 31 stationer under april 1988 (Fig B 5). 24 av stationerna besöktes båda åren, vilket innebär att prov togs på sammanlagt 39 stationer under de två åren. Djupet på stationerna varierade mellan 6 och 77 m.

På varje station togs också ett sedimentprov för att bestämma kornstorlek och organisk halt. Proverna togs huvudsakligen med hjälp av Naturvårdsverkets forskningsfartyg Ancyclus, men i maj 1987 togs prov i Karlskrona skärgård med båt från folkhögskolan i Bräkne Hoby.

Under 1988 utfördes bottenfaunaprovtagning med dykare med rörprovtagare på grunt vatten (3 - 5 m) i området Tosteberga - Lägerholmen i inre nordöstra delen av Hanöbukten (Fig 15). Syftet var att klarlägga lösliggande fintrådiga algers inverkan på bottenfaunan. Under våren 1988 fick vi nämligen uppgifter om att dessa alger täckte de grunda bottenarna i området.

3.4.2. Resultat

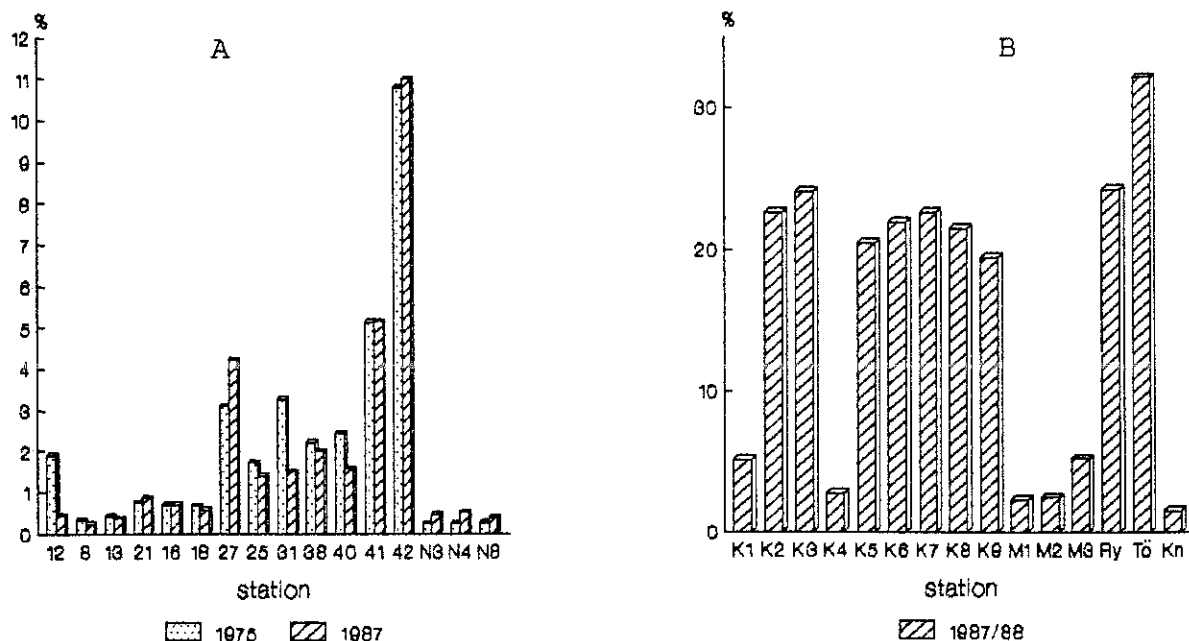
3.4.2.1. Sediment

Med hjälp av sedimentets kornstorlek kan man dela in stationerna i fyra olika sedimenttyper enligt nedanstående tabell.

Tabell 3. Antal stationer som hör till de olika sedimenttyperna.

Sedimenttyp	grov sand, grus 50% av sed.	sand 0.2-0.5 mm	sandig mo 0.063-0.2 mm	lera, slam <0.063 mm
Djupintervall				
6 - 19 m	9	2	3	1
20 - 39	2	4	3	
40 - 59	1	2	2	
60 - 79			1	1
Antal stationer	12	8	9	2

Finkorniga sediment finns dels ute i de djupare delarna av Hanöbukten på djup överstigande 60 m, dels inne i skärgården på djup mellan 6 och 19 m. Mängden organiskt material i sedimentet, mätt som glödförlust, är i allmänhet låg i



Figur 11. Organisk halt (glödförlust i %) i sedimentet från 16 stationer 1975 och 1987 (A), samt från 15 stationer längs blekingekusten under 1987/88 (B). OBS olika skalor.

Hanöbukten ner till 50 - 60 meters djup (Tabell B. 4). En jämförelse med värdena från 1970-talet (Persson 1977) tyder inte på att det skett någon förändring av mängden organiskt material i sedimentet på dessa djup (Wilcoxon signed ranks test), se Fig 11 A. Detta är knappast heller att förvänta, eftersom det huvudsakligen rör sig om transportbottnar där organiskt material inte deponeras på längre sikt. Ute i Hanöbukten förekommer transportbottnar ner till ca 60 meters djup där ackumulationsbottnar tar över.

I Karlskronaskärgården uppmättes mycket höga halter av organiskt material på flertalet stationer, Fig. 11 B. Enligt de definitioner som finns förekommer där ackumulationsbottnar, vilket är intressant att veta i samband med olika utsläpp. Detta betyder nämligen att utsläppt material som sedimenterar stannar kvar i området. Sedimentet hade på 6 av 8 stationer en stark lukt av svavelväte under 1987. Motsvarande värden för 1988 var 4 av 8. Även en del andra stationer i skärgården hade hög organisk halt i sedimentet, se Fig. 11 B, men utan lukt av svavelväte, förmodligen beroende på bättre vattenutbyte.

3.4.2.2. Bottenfauna

Vid 1987 års provtagningar erhöles 17 arter och 7 ej artbestämda grupper av bottendjur. För 1988 var motsvarande värden 16 arter och 4 ej artbestämda grupper. Vid motsvarande undersökningar år 1975 påträffades 26 arter och 3 ej artbestämda grupper (Tabell B. 5 a - d. Anledningen till skillnaden var dels att fler stationer besöktes under 1975 (44 mot 32 resp 31) dels att fler stationer då låg i de djupare delarna (50 - 70 m) av Hanöbukten vilket gjorde att fler marina (salthaltskrävande) arter påträffades. På grunt vatten (8 - 20 m) togs också fler stationer på steniga bottnar med algvegetation, vilket gav fler arter som är bundna till vegetation. Vid våra undersökningar har vi försökt undvika steniga och grusiga bottnar eftersom man av provtagningstekniska orsaker har svårt att få tillförlitliga prov från denna bottenotyp.

Skillnaden i provtagningsstrategi har också gett utslag i vilka arter som förekommer i störst antal, tabell 4.

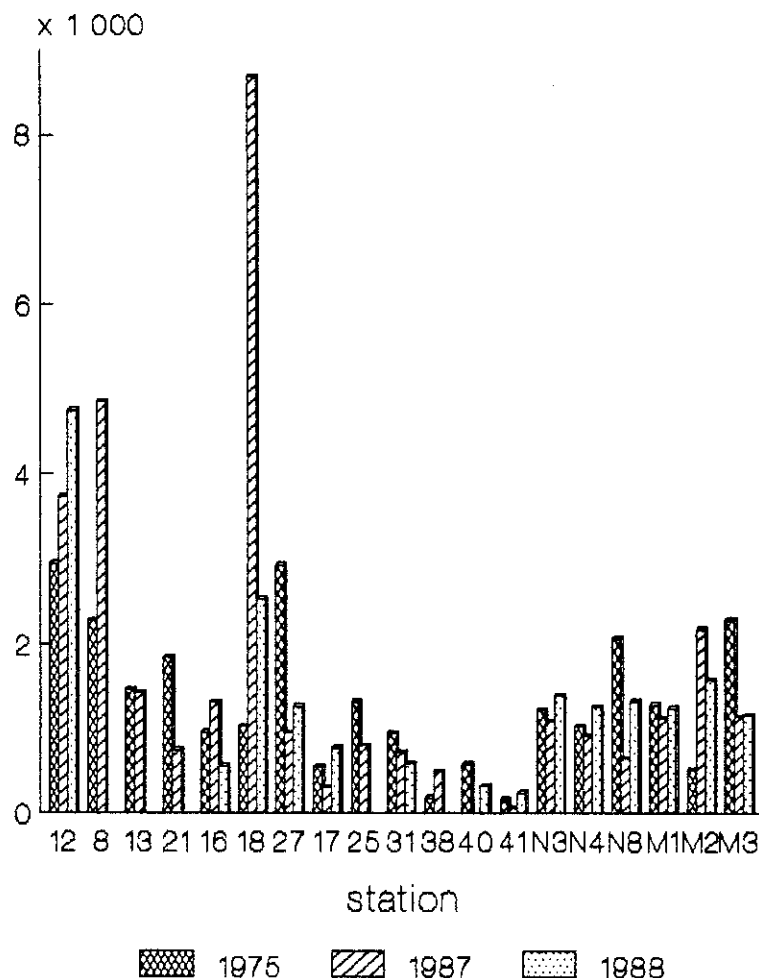
År 1975 förekom blåmusslor (Mytilus edulis), sandborstmaskar (Pygospio elegans) och gruppen dagmaskar (Oligochaeta spp) i störst antal, medan det var vitmärlor (Pontoporeia affinis) och östersjömusslor (Macoma balthica), som dominerade vid provtagningarna 1987 och 1988. Såväl blåmussla som oligochaeter är vanligast på grusiga bottnar. De två arter som dominerade i våra prover, östersjömussla och vitmärla, lever båda av organiskt material i sedimentet. En jämförelse (Wilcoxon signed rank test) av individtätheten per ytenhet på samma stationer 1975 och 1987/88 gav inte någon statistiskt signifikant skillnad ($p > 0.05$). Ökningar och minskningar förekom i ungefär lika stor omfattning på stationerna, Fig. 12.

Tabell 4. Rangordning av påträffade arter av bottenfauna vid undersökningarna 1975, 1987 och 1988 med avseende på individantal.

Art	Rangordning av bottendjur med dominansvärden		
	1975	1987	1988
<i>Mytilus edulis</i>	1 (25.3)	11 (1.4)	(0.8)
<i>Pygospio elegans</i>	2 (16.9)	3 (11.2)	3 (14.6)
<i>Oligochaeta</i> spp	3 (13.3)	4 (10.0)	4 (10.3)
<i>Pontoporeia affinis</i>	4 (10.6)	1 (42.2)	2 (24.8)
<i>Macoma balthica</i>	5 (9.0)	2 (19.4)	1 (27.6)
<i>Diastylis rathkei</i>	6 (7.7)	10 (1.5)	7 (2.6)
<i>Pontoporeia femorata</i>	7 (3.4)	7 (2.3)	6 (4.0)
<i>Nereis diversicolor</i>	8 (2.9)	6 (2.4)	9 (1.9)
<i>Terebellides stroemi</i>	9 (2.6)	(0.5)	(0.2)
<i>Bathyporeia pilosa</i>	10 (2.4)	5 (4.3)	5 (8.9)
<i>Halicryptus spinulosus</i>	11 (1.6)	8 (1.8)	8 (2.1)
<i>Harmothoe sarsi</i>	12 (1.4)	9 (1.6)	(0.8)
<i>Scoloplos armiger</i>	13 (1.1)	(0.0)	(0.1)
<i>Saduria entomon</i>	(0.4)	12 (1.1)	10 (1.3)

En annan art som ökat i betydelse är det stora kräftdjuret skorv (*Saduria entomon*), vars dominansvärde mer än tredubblats sedan 1975. Vid 1975 års studier förekom den med en täthet av 5.5 individer per m² på djup mellan 20 och 60 meter (29 stationer), medan motsvarande värden vid 1987 och 1988 års studier var 16 respektive 24 (16 resp. 13 stationer). Vid en direkt jämförelse av individantalet på stationerna som togs både 1975 och 1987 och 1988 blev dock ej ökningen i individantal statistiskt signifikant (Wilcoxon's signed rank test). Skorven är en viktig föda för torsk (se kap. 5.2.) och har enligt uppgift ökat även i andra delar av södra Östersjön.

Den enda art vars individantal förändrats signifikant var kräftdjuret *Diastylis rathkei*, vars dominansvärden minskat till mindre än tredjedelen. Som visats vid tidigare studier i Hanöbukten (Persson 1981) varierar denna art mycket i antal mellan olika perioder, något som kan bero på vattnets vintertemperatur på så sätt att individantalet blir lågt efter kalla vintrar.



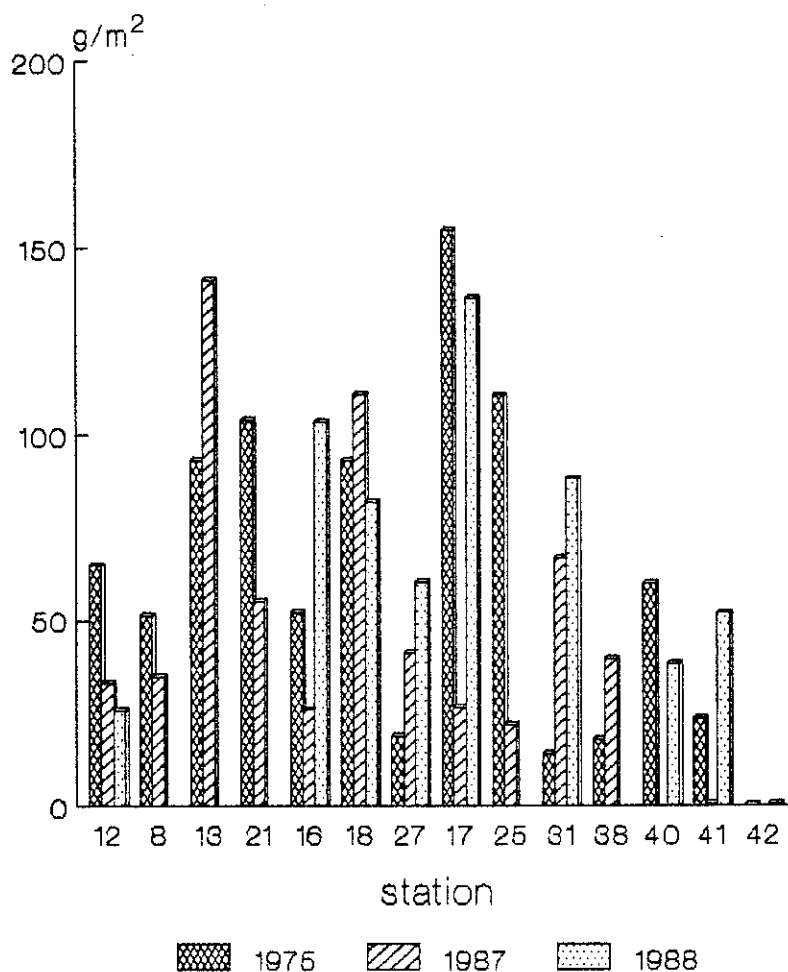
Figur 12. Individantal per m² hos bottenfauna från 19 stationer i Hanöbukten åren 1975 och 1987/88.

En jämförelse av biomassan på 14 stationer ute i Hanöbukten mellan 1975 och 1987/88 visar inte på några signifikanta skillnader, Fig 13. På 6 av stationerna uppmättes det högsta biomassavärdet år 1975 och på 8 stationer 1987 eller 1988.

Värdet på totalbiomassan på enskilda stationer är mestadels beroende av mängd och storlek av östersjömusslorna (*M. balthica*). Storleksfördelningen kan variera kraftigt mellan olika perioder, eftersom, precis som hos fiskbestånden, olika årsklasser kan ha ett mycket varierande individantal.

Biomassans medelvärde på dessa stationer (djup 23 - 57 m) för 1975 var 67 g/m² mot 70 g/m² för 1987/88. Värdet är relativt lågt för södra Östersjön där t.ex. Ankar (1985) anger 113 g/m² som medelvärde på bottnar kring Öland och Gotland. En orsak kan vara den ringa förekomsten av blåmuss-

lor på stationerna i Hanöbukten.



Figur 13. Biomassa (våtvikt, g/m²) för bottenfauna på 14 stationer i Hanöbukten åren 1975 och 1987/88.

Sammanfattningsvis kan sägas att vad gäller en jämförelse mellan de stationer ute i Hanöbukten och längs Skånekusten, som undersökts både 1975 och 1987 och 1988 tycks inte någon större förändring ägt rum, vare sig det gäller antal arter, individtäthet eller biomassa. Den enda statistiskt signifikanta skillnaden var att kräftdjuret D. rathkei minskat i antal. Ökningen av kräftdjuret Saduria entomon är dock troligen också reell.

I den djupare delen av Hanöbukten (stationerna 41 och 42) var bottenfaunan sämre under 1987 än under 1975, medan förhållandena 1988 var mera likvärdiga med 1975. Det går alltså inte att säga att en bestående förändring skett bara genom en jämförelse mellan enstaka år.

I anslutning till utsläppstuben till Nymölla AB gjordes 1972 en undersökning av bottenfaunan på 8 stationer (SKU 13 1973). Under 1987 och 1988 återbesökte vi 3 av dessa. Vi fann något färre antal arter än man gjorde 1972, vilket antagligen berodde på att man då tog 10 hugg per station medan vi endast tog 5. Totala individantalet per m² varierade mellan 1434 och 882 med det högsta värdet 1972, se ovanstående figur. Macoma balthica (östersjömussla) som var den viktsmässigt dominerande arten 1987 och 1988 varierade i antal mellan 96 och 148 individer per m², med det högsta värdet 1972. Tyvärr finns inga viktsvärden från 1972.

Sammanfattningsvis kan sägas att bottenfaunan på de tre stationerna tycks vara likvärdig för de tre åren, och att dess antal och sammansättning tycks vara normal för den typ av exponerade, grunda sandbottnar det här rör sig om.

I anslutning till utsläppstuben från Mörrums bruk har bottenfaunaprover tagits sedan 1960 på 7 stationer under sommar och höst. Resultaten är sammanfattade senast av Lindvall (1984a). Vi återbesökte under 1987 och 1988 tre av dessa stationer i anslutning till tubens yttre del. Vi fann mellan 9 och 10 arter per station, vilket är normalt för detta djupintervall i Hanöbukten. Vid undersökningarna 1960 - 1983 erhöles 3 - 16 arter per station (Lindvall 1984a).

Under perioden 1960-1983 förekom enligt Lindvall (1984a) flera år med störningar hos bottenfaunan i tubens närområde, som kunde härledas till specifika händelser i utsläppsbilden från Mörrums Bruk. De arter som reagerade negativt var framförallt vitmärlor (P. affinis) och fjällborstmaskar (H. sarsi). Dessa två arter hade "normala" individtätheter både 1987 och 1988 på de tre stationer i Pukaviksbukten som vi tog prov på.

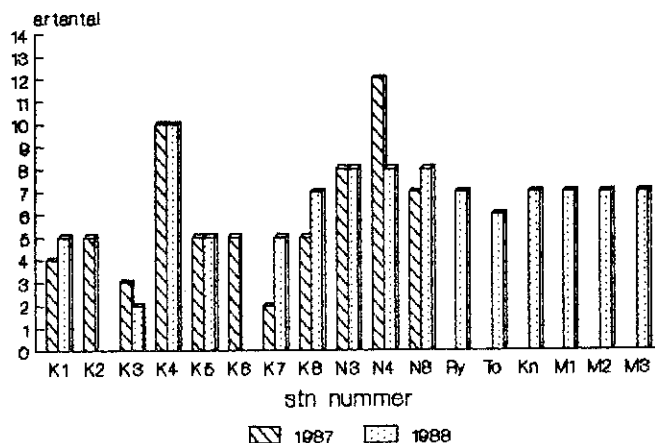
De dominerande arterna vid våra provtagningar var P. affinis och M. balthica, vilket överensstämmer med de tidigare studierna. En jämförelse av värdena för 1983 visar att Saduria entomon (skorv) ökat sin utbredning och sitt individantal i området, något som tycks gälla för hela Hanöbukten.

Speciellt under 1988 var biomassan av M. balthica hög, med värden överstigande 200 g/ m² på 2 av stationerna (tabell B. 4 d). Tyvärr finns inga värden på biomassa från de tidigare undersökningarna att jämföra med, men eftersom individantalet under 1988 låg i nivå med tidigare värden kan lika höga biomassor ha funnits tidigare. Värdena tyder på en eutrofiering (gödning) av området, som gynnar bottenfaunan. Detta har konstaterats också utanför andra massafabriker (Landner et al 1977 och Kautsky et al 1988). I det senare arbetet fann man också en tendens till ökad fisktäthet i detta område. Detta kopplades till den goda näringstillgången för fiskarna.

De fyra stationerna utanför Blekingeskärgården (B1 - B5) hade ett normalt art- och individantal för Hanöbukten. Spe-

ciellt under 1988 uppmättes emellertid höga biomassor av M. balthica, vilket tyder på god näringstillgång. Produktionen av såväl plankton som makroalger är hög i skärgården, och materialet utnyttjas sedan av bottenfaunan när det transporteras ut mot ackumulationsbottenarna på djup överstigande 60 meter.

Vad gäller stationerna inne i skärgården kan man förenklat säga att bottenfaunan är sämst i Karlskronaskärgården. Av 8 stationer kan här endast en (K4) sägas ha normalt art- och individantal. En jämförelse med prover tagna i samma djupintervall i Ronnebyuskärgården (Carlsson et al 1987) under maj 1987 visar att artantalet per station i Karlskronaskärgården endast uppgår till hälften, 4.8 mot 9.5. Även en jämförelse med stationerna i anslutning till Nymölla AB's utsläpp visar att artantalet i Karlskronaskärgården genomgående är lägre så när som på station K4, Fig. 14. Orsaken till det låga artantalet i Karlskronaskärgården är säkert den kraftiga belastningen med organiskt material på bottenarna, i kombination med den dåliga vattenomsättningen. Detta ger upphov till dåliga syrgasförhållanden i sedimentet och i vissa fall även svavelväte.



Figur 14. Artantal hos bottenfauna från olika stationer, dels i Karlskronas skärgård (1 - 8), dels i övriga skärgården (Ry - M3) och utanför Nymölla (N3 - 8).

Vid de fysikalisk/kemiska mätningarna som görs inom Blekinge Kustundersökning var syrgasmättnaden under 1987 något lägre i bottenvattnet på de 6 stationerna i Karlskronas närhet än på 6 motsvarande stationer i resten av skärgården (79 % mot 92 %). De 2 arter av bottenfauna som dominerar på stationerna kring Karlskrona, östersjömussla (M. balthica) och rovbormask (Nereis diversicolor), är båda gynnade av organisk förorening (Leppäkoski 1975).

Vid provtagningen i juni 1988 av bottenfauna i anslutning

till algtäckta bottenar i området Tosteberga - Lägerholmen kunde konstateras att på grunda bottenar ut till 3 meters djup fanns stora mängder av fintrådiga alger. Algmattorna var ca 10 cm tjocka och bestod till ca 50 % av fjäderslick (*Polysiphonia* spp), medan resten huvudsakligen bestod av grönslick (*Cladophora* spp) och rödris (*Rhodomela confervoides*). Bara sandfläckar förekom emellan algmattorna.

Under de tätaste algmattorna var bottenfaunan utslagen, (Tabell. 5), och sedimentet hade en stark lukt av svavelväte, På bottenar med mindre algbeläggning var bottenfaunan reducerad såväl till art- och individantal som biomassa. På de bara sandyterna fanns en normal och rik bottenfauna

Tabell 5. Bottenfaunaproov från området Tosteberga - Lägerholmen vid undersökningar sommaren 1988.

Biotop	20 juni			3 augusti		
	A	B	C	A	B	C
Artantal	0	3	7	8	4	4
Individantal/m ²	0	1920	11120	1520	4020	5600
Biomassa/m ²	0	35	396	13	170	140

A = tät "algmatta", B = gles "algmatta", C = ren sandbotten Obs. områdena A - C flyttar sig mellan provserierna.

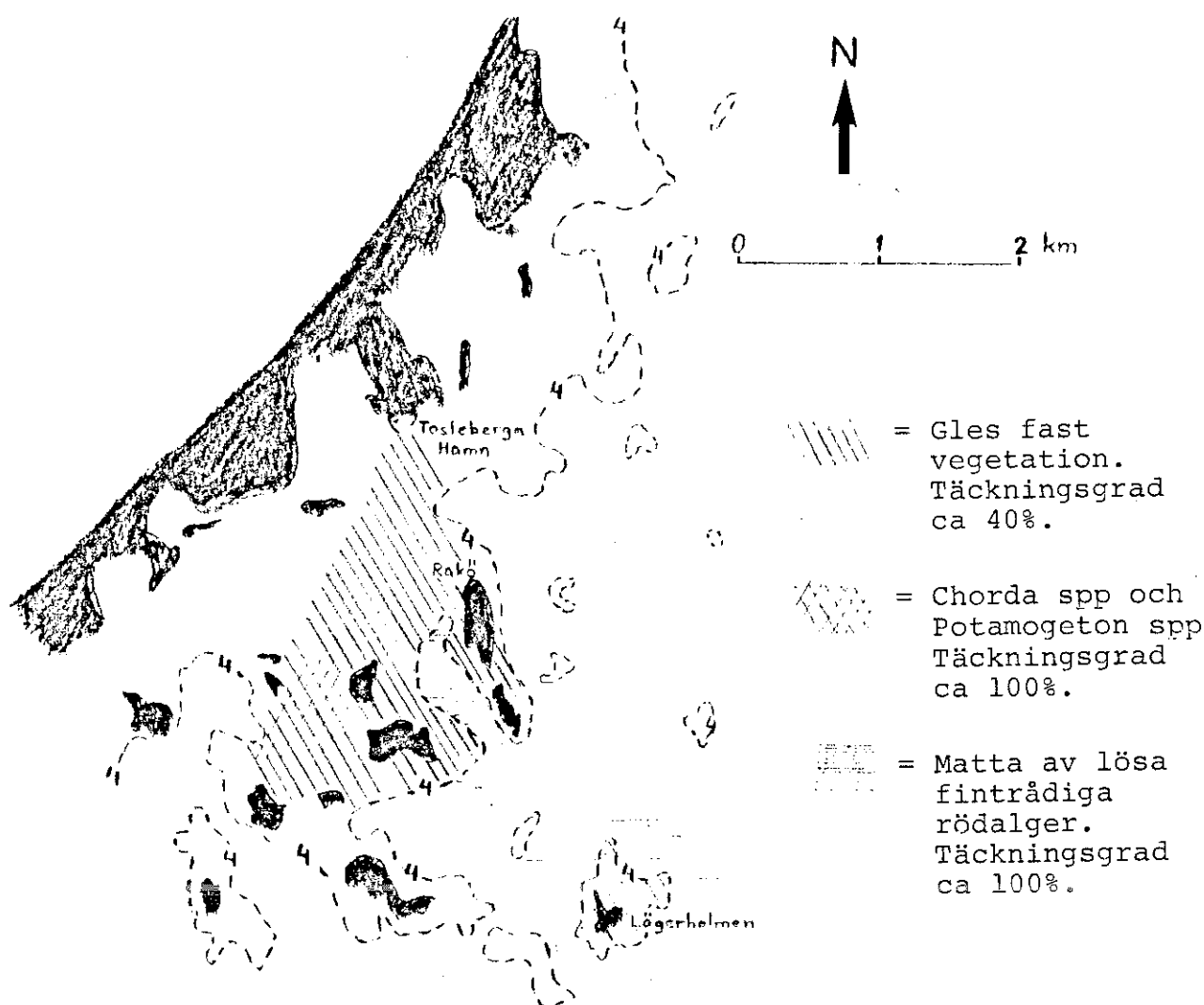
Vid provtagningen i augusti fanns betydligt mindre mängder av alger på grunt vatten (0 - 3 m), Fig. 15, medan en algmatta låg på 4 - 6 meters djup ut till Lägerholmen och täckte ca 70 % av botten. Biomassan (torrvikt) uppgick till 173.3 ± 58.9 g/m² (n = 5), och rödalgern fjäderslick (*P. nigrescens*) och rödris (*R. subfusca*) dominerade. Av övriga alger var grönslick (*C. glomerata*) vanligast. Under denna algmatta var bottenfaunan reducerad till antal och biomassa medan artantalet var högt, se ovanstående tabell. På de två stationer som togs på 3 meters djup, dvs där det troligen legat fintrådiga alger i juni, var bottenfaunan åter normal.

Vid en förnyad kontroll i början av oktober i hela området konstaterades att inga algmattor fanns kvar. På djup ut till ca 3 meter fanns en fast vegetation bestående av ålgräs (*Zostera marina*), nate (*Potamogeton* spp) och snärjtång (*Chorda filum*). Den senare var mycket kraftig, och plantor av flera meters längd förekom. På större djup fanns lösliggande fjäderslick (*Polysiphonia nigrescens*) endast i liten omfattning i början av oktober.

Det är inte känt om fenomenet med "algmattor" är ett regelbundet problem i Hanöbuktens kustområden, men med tanke på den förmodade ökningen av fintrådiga alger som vi redovisat

ovan är så troligen fallet.

Av dessa studier kan man dra slutsatsen att en stor mängd bottenfauna slås ut på grunt vatten under vår och försommar då mängden av lösdrivande, fintrådiga alger är som störst. Detta har tidigare visats förekomma bl a i Höllviken i södra Öresund (Olafsson 1987). Efterhand som algerna förs ut på djupare vatten återkoloniserar bottenfaunan från andra områden. Detta kan ske antingen aktivt av de arter som kan simma eller passivt av t ex musslor, som när de kommer upp på sedimentytan kan transporteras av vågorna.



Figur 15. Algvegetation och utbredning av lösdrivande alger i Tostebergaområdet (3.8.88).

Sammanfattningsvis kan sägas följande om situationen för bottenfaunan i olika delar av Hanöbukten

1. I de öppna delarna av Hanöbukten på djup mellan 6 och 60 meter tycks inte några bestående förändringar ägt rum sedan 1970-talet. Vissa förskjutningar i dominansförhållandena mellan arterna har skett, men minskningen av kräftdjuret Diastylis rathkei är den enda som är statistiskt signifikant. Ökningen av skorv (Saduria entomon) är säkert också reell.
2. I de djupare delarna (> 60 m) av Hanöbukten var förhållandena under 1987 sämre än någon gång under 1970-talet.
3. Utsläppen från de två massaindustrierna tycks inte ha påverkat mängden bottenfauna i negativ riktning under de två år som vi studerade. I Pukaviksbukten förekom tecken på biostimulering av bottenfaunan genom eutrofiering.
4. Vattenområdet innanför de stora öarna vid Karlskrona har ett bottenfaunasamhälle, som är kraftigt påverkat av sedimenterat organiskt material, med bl a lågt artantal. Detta kan dels härledas till en hög belastning av organiskt material i området, dels en dålig vattenomsättning. Denna är delvis naturlig, delvis orsakad av mänskliga ingrepp så som "försänkningar" - som gjorts i militärt syfte - och vägbanksbyggen mellan öar och skär. Övriga delar av Blekingeskärgården har i stort sett en normal bottenfauna, även om smärre områden med stor organisk belastning förekommer. Detta gäller t ex utanför Ronnebyåns utlopp, där också bottenfaunan är utarmad inom ett mindre område.
5. Utslagning av bottenfauna sker troligen varje år i större eller mindre utsträckning på grunt vatten genom att lösdrivande, fintrådiga alger täcker de grunda bottenarna och åstadkommer syrgasbrist och svavelvätebildning i sedimentet. Fenomenet är vanligast i skärgårdsområden.

3.5. Grundområdesfauna

3.5.1. Inledning

Man har länge känt till att grunda (0 - 3 m) kustområden kan vara mycket produktiva, och att de utgör viktiga uppväxtområden för flera fiskarter och större kräftdjur. Dessa benäms här "aktiv fauna" för att skilja dem från den vanliga bottenfaunan. Dessa områden är hotade dels av direkt exploatering i vissa regioner, dels av den allmänna förändringen i hela havsekosystemet. Tyvärr finns inte några möjligheter att studera långtidsförändringar då provtagningar i Hanöbukten endast gjorts under 1980-talet och då på ett fåtal ställen.

Avsikten med våra undersökningar har varit att skapa bättre underlag för studier av framtida förändringar.

Prov för att kvantifiera den aktiva faunan har tagits med en sk fallfälla (0.5 m^2) på åtta lokaler under 1987 och 6 lokaler under 1988 (Fig. B. 6). Minst 10 prov togs på varje lokal på djup ut till 0.7 meters djup. Samtidigt togs rörprov (diameter 5.2 cm) för att kvantifiera bottenfaunan och karakterisera sedimentet på lokalen. I fallfällegeproven räknades och artbestämdes fisk, räkor och vissa andra kräftdjur.

Utanför två av lokalerna (Fig. B. 6) har insamling av fiskyngel och ungfisk skett med bomtrål på 1, 3 och 5 meters djup. Trålen, som hade en bredd av 2 m, drogs efter en motorbåt i sakta fart (1 - 2 knop) på en sträcka av 100 eller 200 m. Maskstorleken i trålsäcken var 5 mm, varför även små nyligen bottenfällda flatfiskyngel fångades.

3.5.2. Resultat

Av de 8 områdena som undersöktes 1987 hade 2, Kivik och Gören sandbotten, medan på de övriga förekom vegetation med upp till 100 % täckningsgrad i enskilda fallfällegeprov. Vegetationen bestod huvudsakligen av Ruppia marina och nate (Potamogeton) spp, men på några områden förekom även blåstång. Den senare förekom både som fastsittande och i den lösliggande form, som är speciell för Östersjön.

Resultaten från fallfällegeproven redovisas i Tabell B. 6 a - d. Totalt erhöles 7 fiskarter och 1 räkart under 1987 och 9 fiskarter och 2 räkarter under 1988. Det artrikaste området var båda åren Saxemara, med 7 respektive 6 arter. Detta berodde antagligen på att blåstång var vanligast på detta område.

Den art som förekom i störst antal var lerstubb (Pomatochistus microps), medan skrubban (Platichthys flesus) var den art som förekom på flest områden. Vid 1987 års provtagningar var individtätheten i området vid Fårabäck mycket låg, vilket

berodde på att nästan hela området var täckt av lösliggande, fintrådiga alger.

Under 1988 förekom höga individtätheter av skrubba för områdena mellan Kivik och Järnavik, medan de tre övriga områdena i Blekinge hade mer normala värden. Även i de data som insamlats under 1988 i fiskeriutredningen för Nymölla AB och Mörrums Bruk (Larsson 1988) finns flera höga värden på individtäthet hos skrubba i området Kivik - Karlshamn. På ett område vid Torhamn i östra Blekinge erhöll de däremot precis som vi låga, normala tätheter.

En art som förekom i mindre utsträckning under 1987/88 än vid en liknande undersökning 1982/83 (Olafsson & Persson 1984) var tångträkan (Palaemon adspersus).

Medelvärde av individtätheten av "aktiv fauna" låg 1987 på 9.0 ind/m² och 1988 på 10.5 ind/m². Motsvarande värden för biomassan var 1.76 respektive 3.91 g/m². Vid den ovan nämnda undersökningen 1982/83 fann Olafsson & Persson (1984) totalt 9 arter och i medeltal 32 ind/m² på grundområden med vegetation medan motsvarande värden för områden utan vegetation var 8 och 6.5. Det kan alltså konstateras att antalet påträffade arter stämmer väl överens för de två perioderna, medan individtätheten var betydligt lägre under åren 1987/88. Det är framförallt förekomsten av lerstubb som var lägre under dessa två år. För skrubba var 1988 det bästa året med 2 - 6 gånger så högt medelvärde på individtäthet som för de tre övriga åren längs Skånekusten och i västra delen av Blekinge.

När det gäller biomassa anger Degerman et al (1986) att den på grundområden med mindre total vegetationstäckning än 40 % bör ligga kring 2 g/m² i Hanöbukten, vilket är i överensstämmelse med de värden som vi erhöll.

Resultaten från 1987 års provtagning av bottenfaunan på grundområdena redovisas i tabell B 6 e - f. Totalt erhölls 9 arter och 5 ej artbestämda grupper på de 8 områdena. Flest arter och individer fanns vid Järnavik i mellersta Blekinge. De art- och individfattigaste områdena var belägna vid Kivik och Dragsö, där lokalen vid Kivik hade en ren sandbotten, medan botten vid Dragsö mest bestod av grov sand och grus. Individtätheten av bottenfauna var i medeltal 5360 ind/m². Dessa värden visar god överensstämmelse med de som erhölls 1982/83 då motsvarande medelvärde var 5340 ind/m².

Resultaten från bomtrålningarna utanför Vitemölla och Gö redovisas i tabell B. 7 a - b. Totalt erhölls 9 arter av fisk samt sandräka (Crangon crangon). Sandräka förekom vid alla trålningarna och på alla djupen, medan skrubba i juni 1988 saknades på tremetersdjupet vid Vitemölla. Bland fiskarna var skrubba den klart dominerande arten. Hösten 1987 förekom den i ungefär lika stor omfattning i båda områdena. I december 1987 fanns många små skrubbor fortfarande kvar på 1 meters djup vid Vitemölla. Tyvärr gick det inte att ta prov vid Gö vid denna tidpunkt. Vid bomtrålningarna 1988 er-

hölls endast 2 individer av 1987 års årsklass vid Vitemölla, medan antalet vid Gö var lika stort, eller större (3 m), som föregående höst. Längs skånekusten dog alltså troligen en stor del av de små skrubborna under vintern. Detta kan ha berott på att de på grund av den låga sommartemperaturen i vattnet under 1987 inte kunnat växa sig tillräckligt stora för att klara vintern. Som framgår av Fig. 16 a - d fanns det redan i början av hösten 1987 en klar storleksskillnad mellan de två områdena hos de små skrubborna.

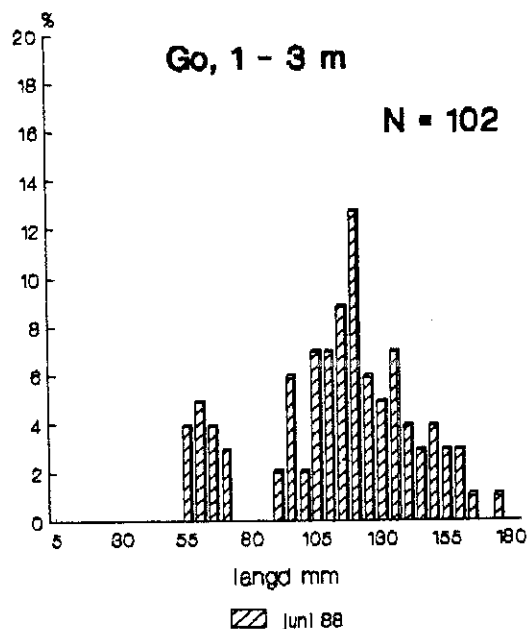
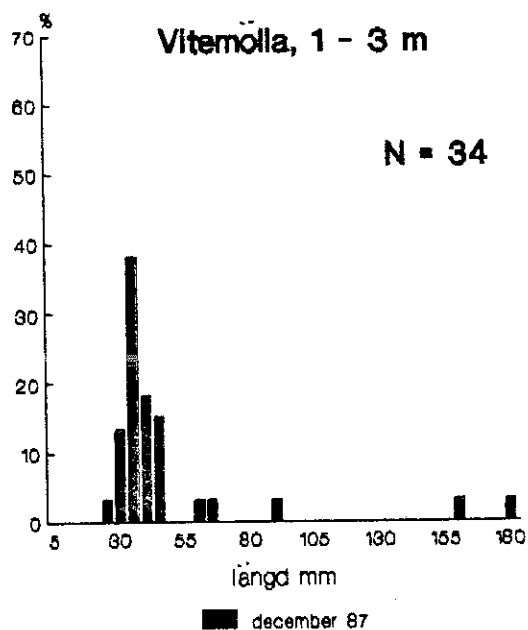
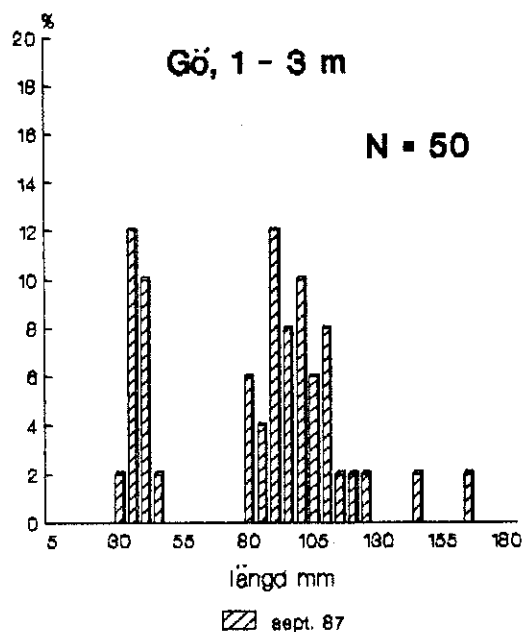
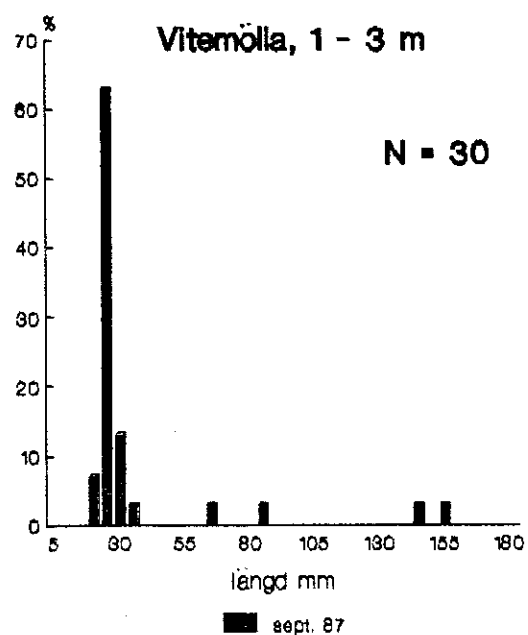


Fig. 16 a-d. Längdfördelning hos skrubbor insamlade med bomtrål från två områden i Hanöbukten under tiden september 1987 till juni 1988.

Under 1988 har också ett mindre antal av små skrubbor (ca 10 cm) erhållits i ålbottengarn än tidigare år vid skånekusten. Den dåliga överlevnaden för årsklassen 1987 kompenseras under 1988 av en mycket god nyrekrytering av 1988 års yngel i det område som hade låga vattentemperaturer under sommaren 1987, dvs bort till mellersta Blekinge. Detta kan naturligtvis vara en tillfällighet, men det är också möjligt att konkurrens eller predation förekommer mellan de första årsklasserna.

I maj 1988 erhöles två individer av klarbult (Aphya minuta) på en meters djup vid Gö. Enligt handböckerna skall den förekomma endast till södra delen av Öresund, men Otterlind (munt. medd.) har erhållit den vid trålning (74 m) utanför Simrishamn år 1960.

Sammanfattningsvis kan sägas följande om situationen för grundområdesfaunan

1. Artsammansättning och dominansförhållande mellan arterna överensstämmer med tidigare värden, men man får inte glömma att jämförelsevärden endast finns från 1980-talet.
2. Förekomst av lösliggande fintrådiga alger på grunda bottenar är mycket negativ för fisk och räkor, genom att de ger syrebrist och svavelvätebildning i det underliggande sedimentet.
3. Förekomsten av skrubba av årsklass 1988 var mycket god på skånekusten och bort till mellersta Blekinge under 1988. Detta bör ge utslag i ökad förekomst av små skrubbor (ca 10 cm) i detta område under 1989.

3.6. Giftanrikning

3.6.1. Inledning

Vid sidan av närsalts- och eutrofieringsproblematiken är giftutsläppen det andra, och kanske största, hotet mot Östersjöns ekosystem. I Hanöbukten har giftpåverkan av olika slag ofta diskuterats i samband med fisksjukdomar och sårskador på fisk.

Syftet med våra arbeten inom detta delprojekt har bl.a. varit att göra en jämförelse av tungmetallhalter i Blekinge skärgård i mitten av 1970-talet och 1987. Allmänt sett anser man att punktutsläppen av tungmetaller till Östersjön minskar, medan de diffusa tillskotten från t.ex. urlakning ur mark ökar.

Vi har också velat studera halter och spridningsmönster för de så aktuella organiska klorföreningar som släpps/eller har släppts ut från de två pappersmassafabrikerna i Hanöbukten.

I tidigare undersökningar (Thuren 1986) har det visats att nedersta delen av Ronnebyån har haft höga halter av ftalater i sedimentet härrörande från plastindustrin. För att se hur mycket som förs ut i kustvattnet har prov tagits på sju stationer utanför åmynningen.

Sedimentprov för analys av tungmetaller togs på sju lokaler i Karlskrona skärgård (Fig. B. 7), där prov tidigare tagits under 1976. Vattendjupet på stationerna varierade mellan 4 och 26 m. På varje station togs två prov med rörhämtare ur vilken de två översta cm togs för analys. Provet frystes i väntan på analys. Efter upptining torkades proven (105 °C) och ca 0.5 g vägdes in för extrahering med koncentrerad salpetersyra. Proven analyserades enligt "ICP - EMS-metoden" på metallerna bly, kadmium, koppar, zink och krom. Sedimentets innehåll av organiskt material bestämdes genom att mäta glödförlusten (550 °C).

Extraherbart organiskt klor (EOCL) analyserades på sedimentprov tagna i hela Hanöbukten (Fig. B. 8) på djup mellan 2 och 78 m. Prov togs med rörhämtare eller dykning och rörprovtagning, och de översta 2 cm användes. Provet placerades i provrör med skruvlock som förvarades svalt tills det kunde frysas. På varje station togs dubbelprov, som analyserades separat men redovisas som ett medelvärde. Efter extraktionen bestämdes klorkoncentrationen med neutronaktiveringsanalys vid Institutt for Energiteknikk (Kjeller, Oslo) enligt Martinsen et al (1988). Vattenhalt och glödförlust i sedimentet bestämdes på dubbelprov. På några stationer (Fig. B 8) analyserades även extraherbart organiskt brom (EOBr) och jod (EOI). I april 1988 samlades östersjömuslor in på 13 bottenfaunastationer (40 st/ station) för analys av EOCL och EOBr. Endast 6 av stationerna analyserades i en första omgång (Fig. B. 9).

Prov för analys av ftalater i sedimentet togs på sju lokaler i Ronnebyviken (Fig. B. 10). Sedimentskiktet 0 - 2 cm användes. Proven analyserades enligt Thuren (1986).

3.6.2. Resultat

3.6.2.1. Tungmetaller

Resultaten från tungmetallanalyserna redovisas i Tabell 6.

Samtliga stationer kan sägas ha ackumulationsbotten, eftersom den organiska halten i sedimentet (glödförlusten) uppgår till mellan 21 och 25 %.

Tabell 6. Tungmetallhalter (ug/g glödförlust) i sediment (0 - 2 cm) från 7 stationer i Karlskronaskärgården, hösten 1987

Metall	Pb	Cd	Cu	Zn	Cr	
Stat. IG						
3	21.4	150.9	2.5	119.9	401.9	97.7
4	25.1	48.6	1.8	75.3	143.8	43.2
6	24.8	85.1	3.4	77.5	264.9	42.7
7	25.3	131.9	4.0	103.0	343.9	69.9
10	24.1	50.2	1.2	41.5	121.2	26.6
12	24.1	30.7	1.1	42.7	153.1	98.8
14	24.2	154.1	5.2	154.1	395.0	111.6

IG = % glödförlust

Tungmetallhalterna är genomgående lägre än vid motsvarande undersökning 1976 (SKU 35, 1976). Värdena för 1987 utgjorde endast 13 (bly) till 43 % (zink) av 1976 års värden. Största minskningen har skett på stationerna närmast Karlskrona. Tyvärr redovisas värdena från 1976 endast i relation till torrsubstanshalt och inte organisk halt, vilket ger osäkrare värden. Med tanke på den höga organiska halt vi uppmätte 1987 är det inte något som tyder på att denna skulle varit orsak till de högre värdena 1976.

Miljö- och hälsoskyddskontoret i Karlskrona har 1988 presenterat metallhalter och PCB från tre åmynningar och en referensstation i karlskronaskärgården (Gredefelt & Skoglund 1988). För de fem metaller vi undersökt fann man inte några speciellt stora förhöjningskvoter vid åmynningarna gentemot referensstationen. Högre kvoter fanns däremot för arsenik och kvicksilver. Om man dessutom använder en risk- eller giftighetsfaktor (Håkansson 1981) finns även anledning att hålla uppsikt över kadmiumhalterna i karlskronaskärgården i framtiden.

En jämförelse med andra områden tyder också på att de halter vi uppmätt får betraktas som låga, med undantag av kadmium där de uppmätta värdena är i nivå med de som man finner i de danska sunden (Madsen & Larsen 1986). Ett värde kring 0.5 - 1.0 ug / g glödförlust brukar betraktas som normalvärde för kustvatten (Håkansson 1981).

3.6.2.2. Organiska klorföreningar

Resultaten av EOCL-mätningarna på sedimentproverna redovisas i nedanstående tabell.

Dessa prov borde egentligen tagits endast på ackumulationsbottnar, dvs sådana med glödförlust överstigande 10 % och hög vattenhalt, men eftersom sådana ofta saknas längs kusten i närheten av de två stora utsläppskällorna av EOCL i Hanöbukten har prov även tagits på transportbottnar. På dessa ackumuleras organiskt material endast för kortare tid och resultaten från dessa bottnar kan därför vara mycket varierande vid olika tidpunkter.

Tabell 7. EOCL-halter i sediment (0 - 2 cm) från 17 stationer i Hanöbukten 1987/88 (Fig. B 8)

Station	Djup m	EOCL ug/g TS	Glödför- lust %	EOCL ug/g IG
1A	20	3	0.8	425
1B	20	55	18.8	295
2	19	8	1.5	540
3	16	5	2.1	250
4	2	2	1.9	100
5	40	4	4.7	90
6	16	2	24.2	10
7	10	22	28.7	75
8	10	9	21.2	40
9	19	5	19.7	25
10	23	7	20.7	35
11	57	<1	4.5	5
12	77	2	13.3	15
13	78	2	12.2	10
14	63	1	9.7	10
15	2	1	3.6	25
16	2	26	28.0	95
17	3	47	30.0	155

TS = torrrsubstans, glödförlust (550° C)

A och B = två prov från samma datum och station redovisade separat, övriga värden utgör medelvärdet av två dubbelprov.

Resultaten visar att de högsta halterna av EOCL förekommer dels i Pukaviksbukten dels i Valjeviken. Även strax utanför Pukaviksbukten i linjen Tärnö -Hanö är värdet relativt högt. Jonsson et al (1986) anger ett värde på ca 8 ug/g glödförlust för kustområdet Gryts skärgård i norra Östersjön. Detta är i nivå med vårt värde från Tjärö i mellersta Blekinge. De högsta värdena i Pukaviksbukten är lägre än de som uppmätts i närområdet vid Norrsundets massafabrik (Jonsson et al 1986) där två värden på över 1 000 ug/g glödförlust erhöles. Medelvärde för Pukaviksbukten är däremot inte så mycket lägre än för Norrsundetrecipienten.

Dessa två recipienter är likartade på så sätt att ackumulationsbottnar saknas i utsläppets närområde (se Södergren et al 1988). I närheten av massaindustrier med motsvarande produktionskapacitet där ackumulationsbottnar finns i utsläppsområdet har värden på mer än 2 000 ug/g av EOCL uppmätts på avstånd upp till en mil från källan (Södergren op cit.).

I närområdet till Nymölla AB's utsläpp finns endast mycket rena sandbottnar på grund av det exponerade läget och det ringa djupet, varför våra prover från detta område kommer från kustnära stationer i skyddade lägen. Detta innebär emellertid också att de sällan blir utsatta för utsläppspåverkan. Enligt uppgift i en spridningsstudie (VBB 1984) kommer utsläppsvattnet från Nymölla AB mycket sällan, in i Valjevikens mellersta del, och de strandnära delarna av Möllefjorden berörs endast under en mindre del av tiden av avloppsvatten med en mindre utspädning än 1 000 gånger. Trots detta uppmätte vi i Valjevikens mellersta del ett värde som var nästan 20 gånger så högt som det normala bakgrundsvärdet. Detta beror på att denna station ligger på en ackumulationsbotten där sedimenterat material stannar kvar, och det högre värdet troligen en effekt av långvarig, ojämn belastning. Denna belastning sker enligt VBB's spridningsundersökning (Anon 1984) endast vid kraftiga sydvästliga vindar.

Även utanför Ronneby och Karlskrona uppmättes förhöjda värden, liksom i den lilla hamnen vid Vitamölla. Detta beror troligen på lokala utsläpp av organiskt bundet klor, t ex PCB. Gredefelt och Skoglund (1988) redovisade sålunda förhöjda halter av PCB i Karlskronaskärgården, speciellt utanför Lyckebyån.

I den ovan refererade undersökningen vid Norrsundet fann man att mycket av klorföreningarna fördes ut till djupområdena (> 50 m) i centrala bottenhavet. Vi tog därför prov från de djupare delarna av Hanöbukten för att se om det sker någon anrikning där. De 4 stationerna mellan 57 och 78 meter visar emellertid ganska normala bakgrundsvärden, 4 - 13 ug/g glödförlust, varför detta inte verkar sannolikt. Totalbelastningen av organiskt klorerat material är mindre i Hanöbukten än i bottenhavet, där 10 fabriker är belägna längs kusterna (Jonsson et al 1986). De djupaste stationerna ute i Hanöbukten har också syrgasfritt bottenvatten och vid sådana

förhållande kan klorföreningarna brytas ner. Dessa förhållandena råder inte i Bottenhavet.

Den slutsats man kan dra av våra resultat från analyserna av EOCL i sedimentet är att även om vattenutbytesförhållandena är goda i de två massarecipienterna stannar en hel del av de utsläppta organiska klorföreningarna kvar på bottenarna i närområdet. Alla stationer som har förhöjda värden är troligen påverkade av punktutsläpp, då den diffusa belastningen av svenska kustområden är liten (Jonsson et al 1986).

På tre av EOCL-stationerna analyserades även halter av organiska brom- och jodföreningar, tabell 8.

Tabell 8. Halter av EOBr och EOI i sediment (0 - 2 cm) från tre stationer i Hanöbukten .

Station	Djup m	ug/g EOBr	TS EOI	Glödför- lust %	ug/g EOBr	IG EOI
6	16	4	1	24.2	17	2
9	19	4	1	19.7	18	5
13	78	2	2	12.2	16	16

Dessa ämnen vet man ännu lite om. När det gäller organiska bromföreningar är det ämnen som kan bildas naturligt i marin miljö (Addison 1982) och det förekom under 1988 uppgifter om att de utsöndrades bl a av de så kallade "mördaralgerna". De förekommer även i flamskyddsmedel och sprids förmodligen via luften. Halterna av brom är mycket jämna, medan jodhalterna är klart högre ute i de djupare delarna av Hanöbukten. Orsaken till detta är inte känd.

Tabell 9. Halter av EOCL och EOBr i östersjömusslor från sex stationer i Hanöbukten (Fig. B 9).

Sta- tion	djup m	Fett (%)	EOCL		EOBr	
			ug/g TS	ug/g fett	ug/g fett	ug/g fett
31	45	29.1	28.1	96.7		6.0
18	40	25.0	24.1	96.6		11.4
M1	19	11.8	89.6	758.8		15.9
M2	19	14.7	60.7	412.6		24.6
N4	8	13.5	61.8	459.1		16.5
N8	6	12.0	51.8	431.0		23.7

Mängden fett är beräknad i procent av torrvikten (TS)

För att studera upptag av EOCL och EOBr hos någon art av bottendjur analyserades östersjömusslor (*M. balthica*). De är vanligt förekommande både på "mjukare" bottenar med hög organisk halt, där de är substratätare och på rena sandbottenar, där de filtrerar ut partiklar ur vattnet.

Som framgår av tabell 9 var fetthalterna i musslorna ute i Hanöbukten något mer än dubbelt så höga som i de två recipienterna. Fetthalten hos östersjömusslor varierar normalt mycket under året. Pekkarinen (1983) anger att värdena vid finska sydvästkusten varierade mellan 14 och 24 % (per torrsvikt), med de lägsta värdena från november till maj och de högsta i juni. Wenne (1985) rapporterade fetthalter mellan 8.6 och 36.5 % för musslor från olika djup i Gdansk-bukten, med de lägsta värdena på grunt vatten (< 10 m) under vintern.

Det som kan påverka fetthalten är dels födotillgången, där den sedimenterande vårbloomingen är viktigast, dels fortplantningsperioden. Wenne (1985) menade att orsaken till de lägre fetthalterna på grunt vatten i Gdansk-bukten var att mängden växtplankton där var mindre. Det finns inga tecken som tyder på att så skulle vara fallet i Hanöbukten. Vårbloomingen brukar också starta först närmast kusten. Claes Wesen (Muntl. medd.) angav att musslorna från de grundaste stationerna (Nymöllaområdet) gav en grönfärgning av extraktet vid analysen, vilket tyder på stor förekomst av grönalger.

Fortplantningen kan ha skett på de grunda stationerna, då den delvis är temperaturberoende, men detta sänker inte fetthalten med mer än ca 18 % (Pekkarinen 1983) och kan alltså inte förklara den stora skillnad vi har.

Den troligaste förklaringen till den lägre fetthalten hos östersjömusslorna på de fyra stationerna i inre delen av Hanöbukten anser vi vara att de är påverkade bland annat av de förhöjda halterna av organiska klorföreningar som vi uppmätt, se tabell 7. De likartade förhållandena i inre delen av Gdansk-bukten tror vi också kan förklaras av föroreningspåverkan.

Halterna av EOCL i östersjömusslorna var 4.3 - 7.9 gånger högre i de två närrecipienterna än ute i Hanöbukten.

Tidigare undersökningar i Pukaviksbukten (Mattson & Lehtinen 1984) visade att blåmusslor tog upp de klorföreningar (klorfenoler och klorguajakoler) som studien gällde. I närområdet var bioackumuleringen av den vanligast förekommande föreningen (2,3,4,6,-klorfenol) fyra till sex gånger högre (8 - 13 ug/kg våtvtikt) än i ytterområdet.

I en undersökning av blåmusslor från danska vatten fann Folke & Birklund (1986) halter av TeCP (tetraklorfenol) på 0.4 - 2.9 ug/kg våtvtikt i norra och södra delarna av Öresund. De analyserade även EOX (extraherbara organiska halogener), dvs inte bara klorföreningar, och fann halter på upp

till 800 ug/g fett i norra Öresund. Författarna härledde de höga EOX-värdena i Öresund till belastningen från massa-industrierna i Östersjön.

Vid en studie av en snäcka (*Lymnea* sp) från recipienten vid Norrsundet fann Södergren et al (1988) en koncentrationsökning av EOCL på 5 - 8.5 gånger jämfört med "opåverkade" områden. Detta är i överensstämmelse med våra resultat på blåmusslor från Hanöbukten.

Mattson & Lehtinen (1984) fann vid sina försök, att koncentrationsfaktorn för olika klorföreningar hos blåmussla var lägre än 40 och ansåg att musslorna förmådde bryta ned, omvandla eller utsöndra ämnena vilket gjorde att ackumuleringen inte blev så stor. De undersökte dock inte hur konditionen (vikt och sammansättning av kroppsvävnaderna) påverkades hos de musslor som användes i försöken.

3.6.2.3. Ftalater i sediment

Resultaten från mätningarna av ftalater i sedimentet utanför Ronneby redovisas i Tabell 10.

Tabell 10. Halter av ftalater i sediment (0 - 2 cm) på sju stationer utanför Ronneby.

Stat.	Sort	ng/g TS	ng/g IG
1		185 850	352 800
2		39 550	213 750
3		39 650	182 750
4		16 250	63 000
5		14 050	59 350
6		13 250	55 350
7		2 200	10 650

TS = torrsustans % IG = glödförlust %

Det fanns en tydlig gradient med avtagande halter från Ronnebyåns mynning och utåt samt åt sidorna. Detta indikerar att ftalaterna transporteras via vattnet. Värdena på stationerna 1 - 3 ligger endast obetydligt lägre än vad Thuren (1986) fann vid Tarketts industriområde, och värdet på vår station 7, som ligger ca 1.5 km från detta område, var ca 5 gånger högre än 1 km uppströms ån. Utsläppen sker via luften och sprids därmed huvudsakligen i vindriktningen.

Värdena får betraktas som mycket höga och bör ha resulterat i upplagring i bottenlevande organismer. I det aktuella området dominerar östersjömussla (*M. balthica*) och rovborst-

mask (*Nereis diversicolor*). Som jämförelse kan nämnas att vid industrialiserade delar av floden Rhen har man uppmätt värden kring 70 000 ng/g (Cit. från Thuren 1986) . Det är dock betydligt mindre områden som är påverkade utanför Ronneby, varför totalmängden av ämnet där är betydligt mindre.

Sammanfattningsvis kan sägas följande om tungmetaller, organiska klorföreningar och ftalater i Hanöbukten

1. Halterna i sediment av de fem tungmetaller vi mätt i Karlskronaskärgården var relativt låga bortsett från kadmium. Som visats i andra studier bör också arsenik och kvicksilver kontrolleras i området i fortsättningen.
2. Halterna av EOCL var höga i Pukaviksbukten och i Möllefjorden, dvs i anslutning till utsläppen från Mörrums Bruk och Nymölla AB. Detta bör följas upp speciellt som utsläppen fortfarande pågår. De förhöjda värdena utanför Ronneby och Karlskrona kan bero på lokala källor. Höga PCB-värden har registrerats på en station utanför Lyckebyån. Värdena för EOCL ute i Hanöbukten ligger på den nuvarande bakgrunds-nivån för Östersjön. Östersjömusslor i närrecipienterna hade förhöjda halter av EOCL, vilket troligen påverkat deras kondition (fettinnehåll).
3. Ftalater finns anrikade i höga halter i sedimentet i Ronnebyåns mynningsområde. ackumuleringen hos organismer och dess effekter bör studeras vidare tills utsläppen upphör.

3.7. Fjärrövervakning

3.7.1. Inledning

Miljökontroll av stora havsområden är ofta tidskrävande och dyrbar. En möjlighet till utveckling kommer troligen fjärr-analystekniken att utgöra. För tillfället finns ett par olika satelliter att hämta bilder ifrån. Den som är bäst för miljöobservationer i havet är Landsat, som har en upplösning av data på 30 - 80 m. Den passerar emellertid endast var 16-de dag, och då vädret måste vara helt klart blir det inte många (om ens några) bilder man kan få per år i våra trakter.

För vår del var vi tvungna att välja bilder från en vädersatellit, NOAA 9, som visserligen endast ger en upplösning av en km, men å andra sidan passerar varje dag. Tanken var att satellitbilderna skulle kombineras med manuella vattenprovtagningar, men under sommaren 1987 var så få dagar helt molnfria att det inte gick att kombinera på ett bra sätt.

Under 1987 inköptes sex bilder (digitala data) från Tromsø telemetrystation från satelliten NOAA 9 från perioden maj till oktober.

3.7.2. Resultat

Trots att bilder endast beställdes från dagar som ansågs tillräckligt klara gick endast en bild av de sex erhållna att använda. Någon detaljerad analys har därför inte gjorts.

4. DISKUSSION "RECIPIENTKONTROLL

Det är numera allmänt erkänt att det skett och sker förändringar i våra kustekosystem. Vad man ibland tvistar om är hur stora och snabba dessa förändringar är, samt vad som orsakar dem. Vissa förändringar, som ger en produktionsökning, kan ibland också betraktas som positiva av enskilda grupper.

Det vi här skall försöka reda ut är vad som skett i Hanöbukten, och i vad mån utvecklingen där skiljer sig från andra områden.

Om vi först ser på vattenkvaliteten med hänsyn till "övergödningssproblematiken", så är det ett faktum att till Hanöbuktens kustområden kommer stora mängder närsalter, såväl kväve som fosfor, främst till inre delen av Hanöbukten (Anon 1986). Från landsidan kommer mer närsalter till denna del av Hanöbukten än till Laholmsbukten. Förutom de två åarna, Helge ån och Mörrumsån, är det Nymölla AB och Mörrums Bruk som bidrar med de största enskilda kvantiteterna. De senare främst avseende fosfor.

Halterna av nitratkväve och fosfatfosfor under växtperioden var enligt våra mätningar något förhöjda i kustområdet. Om det skett någon utveckling mot högre värden vet vi ej eftersom användbart jämförelsematerial saknas. Från norra delen av egentliga Östersjön har Larsson & Johansson (1986) visat att det inte tycks finnas någon trend i närsalthalterna nära kusten på de två stationer som de undersökt sedan 1976. Även under vintern var närsalthalterna högre vid landnära stationer i Hanöbukten, med de största värdena i Pukaviksbukten, ca 3 - 4 gånger högre än i utsjön. Ute i centrala Hanöbukten tycks det inte ha skett någon utveckling mot högre närsalthalter i vintervattnet i perioden 1974 - 1987, men jämförelsematerialet är litet. Från andra delar av södra Östersjön anser man sig ha konstaterat en ökande trend, se t ex Nehring (1984). För totalkväve och totalfosfor fanns en ökande trend ute i Hanöbukten under 1970-talet (Bengtsson 1982). Denna trend har senare fortsatt för kväve, men övergått i en minskning för fosfor (SMHI opubl).

De stora närsaltutsläppen från land verkar inte ha lett till långvariga kraftiga algbloomingar utom i skyddade lägen i skärgården. Att produktionen ändå är högre i kustvattnet också på andra håll kan kanske utläsas av att siktdjupsvärdena i våra undersökningar varit sämre på djup mindre än 20 meter. Klorofyllmätningarna 1988 på stationer utanför Karlskrona och Nymölla visade också att växtplanktonbiomassan var betydligt större vid Nymölla under senare delen av sommaren.

I Blekinge kustundersökning (Anon. 1988) har också visats att landnära stationer, samt stationer i Karlskrona skärgård, vanligen har ca dubbelt så stor växtplanktonbiomassa (klorofyllhalt) som stationer utanför skärgården. Någon tydlig trend i värdena finns inte för perioden 1977 - 88.

Skärgårdsområden fungerar som ett filter för närsalterna dels genom sin planktonproduktion dels genom tillväxt av makroalger och högre växter. Detta har resulterat i märkbara effekter på framförallt sammansättningen av algsamhällena.

I Hanöbukten har större bradbladiga alger som blåstång och sågtång gått tillbaka något sedan 1970-talet men framförallt sedan 1920-talet. Troligen har den största förändringen skett under 1960-talet. Dessa iakttagelser stämmer med uppgifter från andra håll i Östersjön. Orsaken till blåstångens tillbakagång är inte helt klarlagd, men den torde bero på en kombination av sämre ljusklimat (ökad grumlighet) och ökad konkurrens om ljus och närsalter med fintrådiga alger och små epifyter (påväxtalger).

I recipienterna för Mörrums Bruk och Nymölla AB har utsläppen av klorat haft en negativ effekt på förekomsten av blåstång, vilket försämrat beståndet ytterligare. Rosemarin et al (1986) har visat att klorat ger negativa effekter på blåstång vid så låga koncentrationer som 20 ug/l. Effekten kan ha mildrats av de stora utsläpp av nitrat som sker samtidigt. Förmodligen påverkas sågtången på samma sätt som blåstången.

Mycket av det producerade växtmaterialet hamnar i de djupare yttre delarna av Hanöbukten. Vid nedbrytningen åtgår syre, och syrgasbrist uppstår nedanför salthaltssprångskiktet. Som jämförelsen av perioderna 1973-78 och 1980-85 visade har syrgashalten i intervallet 50 - 60 meter minskat med 13 - 32 %. Eftersom salthalten inte ändrats på denna nivå kan det knappast bero på ändrade vattenutbytesförhållande och höjning av språngskiktet utan kan istället kopplas till en ökad tillförsel av organiskt material och därmed åtgång på syre. Detta organiska material ger vid nedbrytningen åter närsalter som anrikas i bottenvattnet, eftersom det inte sker någon växtproduktion på dessa djup i Östersjön. I allmänhet är vattnet rikt på närsalter från 40- meters djup och nedåt. Det är detta vatten som kommer upp till ytan vid uppvällning och då kan stimulera algproduktionen. Som nämnts har t ex fiskare vid Skånekusten lagt märke till att man fick ökad redskapspåväxt när vattnet blev kallt under sommaren. Denna uppvällning sker framförallt längs skånekusten och i Pukaviksbukten. Det finns inga uppgifter om hur stort närings-tillskott som uppvällningen medför till kustvattnet, men från Laholmsbukten vet man att en stor del av fosfortillskottet kommer från djupvattnet, medan kvävetillskottet huvudsakligen kommer från land.

De berikningsförsök som gjorts visade att framförallt vatten från Helgeå gav en ökning av planktonbiomassan. I vissa försök erhöles också en relativt kraftig stimulans med vatten från Nymölla AB och Mörrums Bruk. Vattnet från Helgeå innehåller stora mängder kväve medan vattnet från bruken har hög halt av fosfor. Arterna som dominerade i de olika försöken var dels kiselalger dels blågröna alger. Några försök tyder på att vattnet från bruken kan ha en hämmande effekt på planktontillväxten, något som visats tidigare av Landner

(1978).

Det verkar alltså som om såväl kväve som fosfor kan öka planktontillväxten i vatten från Hanöbukten. Olika "skolor" i Sverige hävdar att antingen det ena eller det andra ämnet är helt avgörande för våra kustvatten. I ett nyligen publicerat översiktsarbete (Heckey & Kilham 1988) hävdas att kvävet roll förmodligen har klart övervärderats. Enligt deras genomgång av alla försök och fältmätningar som gjorts tycks det snarare vara fosfor som kan vara avgörande (se också Söderström 1988). En av anledningarna till detta skulle i så fall vara att kvävet har ett mer komplicerat kretslopp än fosfor, samt att man inte kan gå bara efter halter i vattnet utan måste ta in det dynamiska skeendet i bilden. Detta måste tas med i beräkningen, när man nu vill gå in med kraftfulla och långtgående, åtminstone på papperet, åtgärder mot kväveläckaget från land.

Karlskronaskärgården kan betraktas som påverkad av övergödning, dels på grund av de låga, och sedan 1977 sjunkande, siktdjupen, dels de högre klorofyllvärdena. Detta har resulterat i att botten sedimentet har så hög organisk halt att bottenfaunan påverkats i så gott som hela området innanför öarna. Antalet arter har sjunkit och två föroreningsgynnade arter dominerar. Sedimentet har en stark lukt av svavelväte på grund av syrgasbrist på de flesta ställen, vilket torde innebära att fosfor kan läcka ut från botten. Eftersom djupet är så litet kan dessa närsalter direkt gå in i produktionen igen. Även om vi inte vet hur förhållandena varit tidigare i detta område vet man från andra håll att en försämring ofta varit fallet. Detta kan för Karlskronaskärgårdens del avläsas i de allt sämre siktdjupen, se ovan. Det som behövs är en kraftigt minskad belastning eller ett bättre vattenutbyte med utanförligande områden om inte syrgasbrist skall bli vanligt i bottenvattnet. Karlskronaskärgården är extra känslig för en produktionsökning genom att vattenutbytet är försämrat genom vägbankar och "försänkningar".

Från många håll har kommit uppgifter om att fintrådiga alger täcker bottenarna i skyddade lägen nära kusten. Detta kan ha en mycket negativ effekt på bottenfaunan, som vi visat för området utanför Tosteberga under sommaren 1988. Detta är en effekt av att fintrådiga alger ökat på bekostnad av blåstången. Den senare är flerårig och lägger sig inte i så täta mattor att syrgasbrist uppstår under tången. I Tostebergafallet fördes algerna bort under sensommaren av vågor och strömmar och bottenfaunan kunde återkolonisera området, men i skärgården kan effekterna bli allvarligare eftersom algerna kan ligga kvar längre. Vi har också haft rapporter från fiskare om att "vita bottenar" förekommit i skärgården, vilket tyder på att svavelvätebakterier täckt algmattorna. Detta i sin tur innebär att det giftiga svavelvätet producerats nere i algmattan.

Bottenfaunan visar tecken på övergödning utanför Blekingeskärgården och i Pukaviksbukten, eftersom biomassorna här är

förhöjda. I övriga delar av Hanöbukten tycks inte några större förändringar skett sedan 1970-talet, och bottenfaunan verkar normal till sammansättning och mängd. I de djupare delarna, nedanför haloklinen, var dock bottenfaunasamhället något försämrat jämfört med 1970-talet.

Förekomsten av fisk, samt sandräka och tångräka på grundområdena verkar inte allmänt påverkad av övergödningen i kustområdena. Det var endast på en station med mycket lös-
liggande fintrådiga alger som den var starkt reducerad. Om ingen igenväxning sker av grundområdena kan den rörliga faunan gynnas av en svag gödning eftersom tillgången på föda (bottendjur) kan bli bättre.

Förekomsten av organiska klorföreningar (EOCL) i sedimentet i de mängder som vi fann i Pukaviksbukten och i skyddade strandnära lägen i Möllefjorden var något överraskande. Man har ansett att vattenutbytet varit så bra i dessa områden att endast mycket små mängder av dessa ämnen skulle stanna kvar i närområdena. Värdena är av samma storleksordning som vid Norrlands massaindustrier där man påvisat många negativa effekter i ekosystemet. Även om man mest studerat fiskpopulationerna finns även rapporter om negativa effekter på bottenfauna och alger. Detta förhållande bör leda till att man ännu snabbare än planerat genomför kraftiga utsläppsreduceringar till Hanöbukten.

Halterna av ftalater utanför Ronneby var mycket höga. Det är tydligt att även om man anser att några utsläpp inte sker till vattnet så hamnar stora mängder framförallt i kustzonen. Även om man känner lite till vilka skador som ftalaterna gör i ekosystemet bör man naturligtvis söka få bort dem.

5. FISKERIUTREDNINGAR

Förutom de delprojekt som redovisas på Fig. 1 har även en enkätundersökning till yrkes- och sportfiskare längs Hanöbukten genomförts. Den redovisas i detta sammanhang även om också en del "miljöfrågor" ingick i enkäten.

5.1. Enkätundersökning

5.1.1. Inledning

Fisken i Hanöbukten utnyttjas dels av yrkesfiskare dels av binärings- husbehovs- och sportfiskare. Genom sitt så gott som dagliga umgänge med havet får speciellt yrkesfiskarna stor kunskap om inte bara tillgången på fisk utan också om förändringar i miljösituationen. Denna kunskap byggs också upp hos de övriga grupperna även om den då främst gäller mindre och mer kustnära områden. Som ett sätt att ta tillvara en del av denna kunskap har vi genomfört denna enkätundersökning hos yrkes- och sportfiskare.

En enkät med frågor om beståndsförändringar hos olika fiskarter, fisksjukdomar samt om förändringar i miljön (bilaga 3) skickades ut till 668 yrkes- och sportfiskare kring Hanöbukten sommaren 1988. Fiskarena gavs också möjlighet att bli kontaktade per telefon för att lämna ytterligare upplysningar rörande miljöförändringar i bukten.

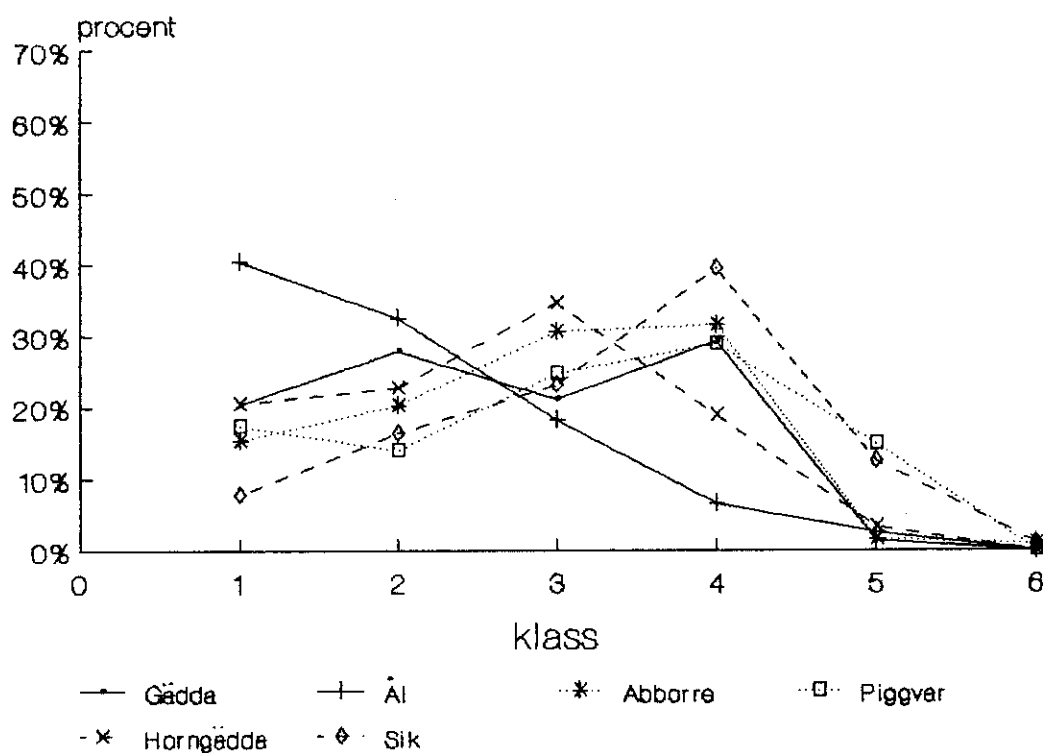
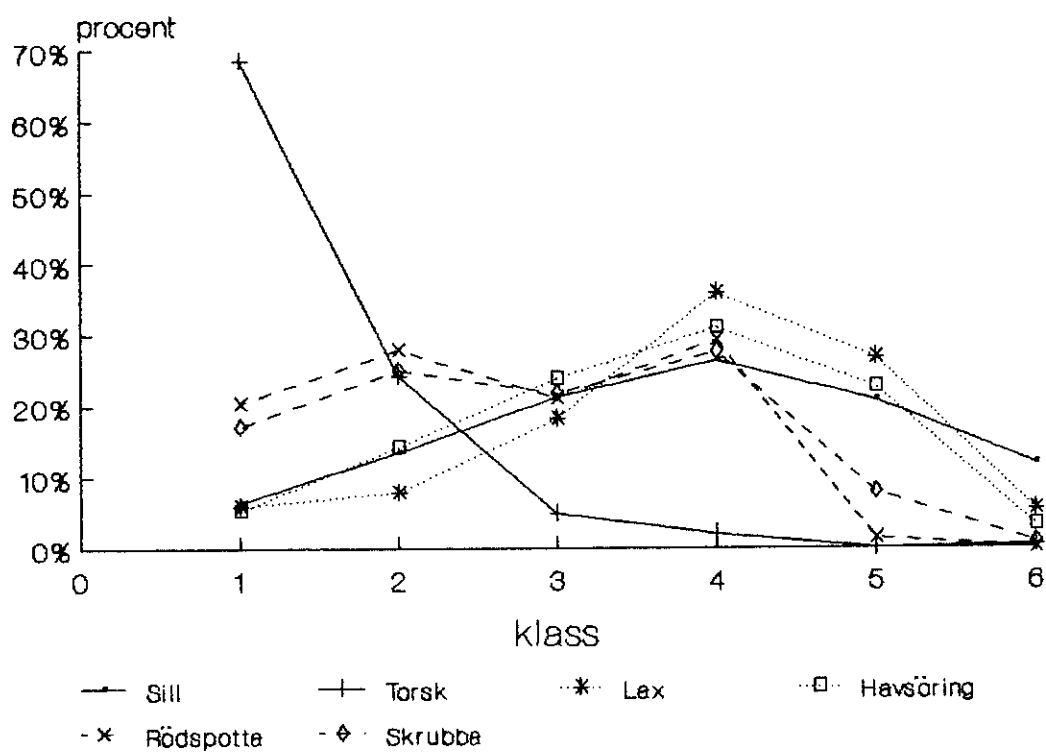
Adresslistor till yrkesfiskarena erhöles från fiskenämnden i Kristianstads län och Svenska sydkustfiskarnas centralförbund i Blekinge. Enkätformulär skickades till alla 470 fiskare som fanns på listorna. Sportfiskarnas organisationer i de båda länen kontaktades och därefter gjordes ett urval av åtta lokala föreningar vars medlemmar ofta fiskade i Hanöbukten. Formulär skickades till lokalföreningarnas representanter som därefter vidarebefodrade dessa till medlemmarna.

I syfte att uppnå så hög svarsfrekvens som möjligt gick information ut till dagstidningar i området samt tidningen Yrkesfiskaren strax innan formulären skickades ut.

5.1.2. Resultat

Svarsfrekvensen för yrkesfiskarena blev 34 % (160 st) medan 91 st sportfiskare besvarade enkäten. Att intresset var stort framgick också av att nära 20 % av de svarande önskade att bli kontaktade för att lämna ytterligare upplysningar.

Samtliga resultat redovisas i figurena B. 11 a - c. I nedanstående två figurer (17 - 18) redovisas en sammanställning där svaren från yrkes- och sportfiskare slagits samman.



Klass 1 = "mycket stor minskning", klass 4 = "oförändrat",
klass 6 = "stor ökning".

Figur 17. Sammanställning av enkätsvar från yrkes- och sportfiskare angående beståndsförändringar hos fisk under perioden 1980-87.

När det gällde fiskbeståndens förändringar var samstämmig-
heten störst för torsk och ål. De flesta fiskare var överens
om att det skett en kraftig tillbakagång för dessa arter

under perioden 1980 - 86. Att även horngäddan minskat är flertalet fiskare relativt säkra på även om nedgången inte tycks ha varit lika stor.

För övriga fiskarter är resultaten från enkäten ej så tydliga och många har svarat med "oförändrat fiskbestånd". Många har dock uppfattningen att gädda och abborre minskat och endast ett fåtal har noterat en ökning av dessa bestånd. Att enkätsvaren blivit så varierande för speciellt dessa arter kan bero på att det föreligger regionala skillnader. Totalt sett har dock samstämmigheten mellan yrkes- och sportfiskare varit relativt god (Fig. B 11 a - c). En större andel yrkesfiskare än sportfiskare menar dock att sill, gädda och abborre har minskat, samt att laxbeståndet ökat något. Fler sportfiskare anser däremot att de tre flatfiskarna rödspätta, skrubbskädda och piggvar har minskat.

Skillnaden i svarsfördelningen mellan trålfiskare och övriga yrkesfiskare var inte heller särskilt stor. Fler trålfiskare än övriga anser dock att sillbeståndet minskat under sjuårsperioden, vilket möjligen avspeglar en icke kustnära beståndsminskning.

Vid jämförelse med en enkät som riktade sig till kustfiskare i Hallands län och avsåg perioden 1970 - 84 (Almeer Pers. Medd.) kan vissa likheter noteras i svaren. Fiskarena i Halland ansåg att torsken gått kraftigt tillbaka ända sedan 1970-talet och att även horngäddan minskat något. Likaså ansågs laxen ha ökat på senare år.

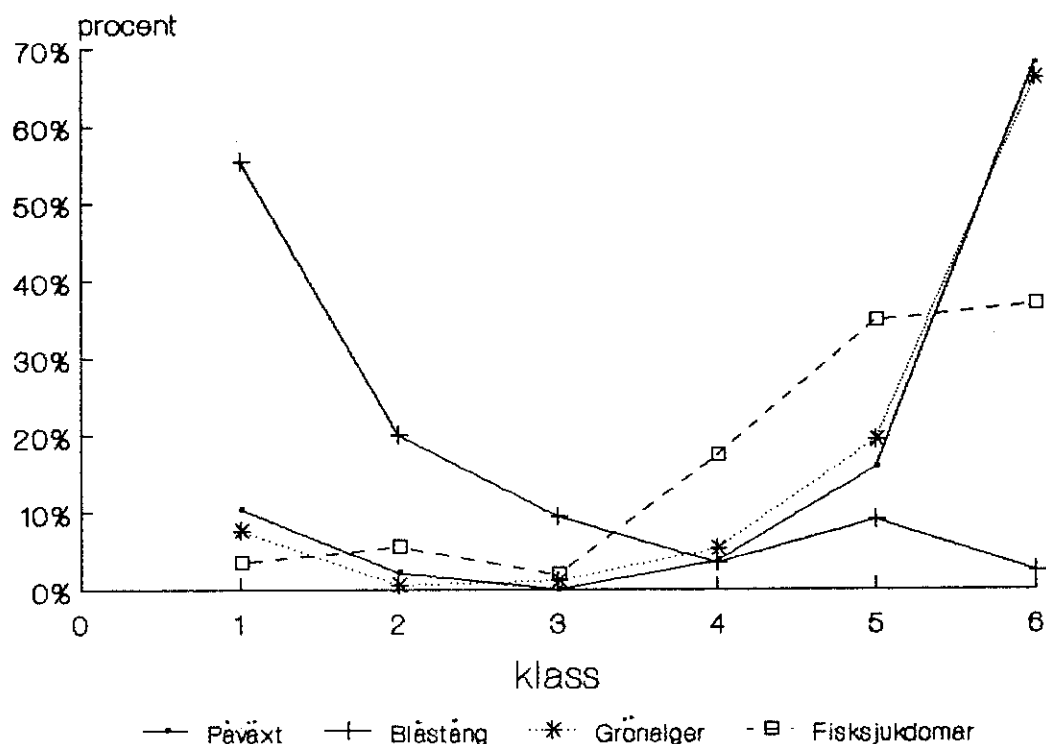
Hallandsfiskarena ansåg däremot att ålbeståndet varit oförändrat, vilket klart skiljer sig från vår enkät. Resultaten är dock ej helt jämförbara eftersom fisket efter ål vid Hallandskusten främst riktas mot gulål och sker under våren, medan Hanöbuktsfiskarena främst fångar vandringsål under hösten. Även om det inte framgår av enkäten är det emellertid välkänt att även gulålsfisket gått starkt tillbaka i Hanöbukten.

De fyra enkätfrågor som rörde vissa miljöförändringar besvarades med stor samstämmighet, Fig. 18.

Frågan om förändringar i redskapspåväxten besvarades av naturliga skäl endast av yrkesfiskare, och en majoritet ansåg att den ökat kraftigt. En mycket snarlik svarsfördelning redovisas för grönalgernas utbredning, dvs flertalet yrkes- och sportfiskare ansåg att dessa alger ökat markant i mängd och utbredning. En kraftig tillbakagång av blåstången under perioden var också de flesta överens om hade skett. Slutligen anser ett flertal att fisksjukdomarna i området ökat. En del fiskare anser att det skett en kraftig ökning, medan andra anser att ökningen varit mera måttlig. Detta kan bero på regionala skillnader.

En jämförelse kan här göras med en enkätundersökning rörande skador och sjukdomar hos fisk utanför skogsindustrier (Nils-son 1985). I den studien framgick av fiskarens svar att

skador och sjukdomar hos ål förekom i signifikant högre omfattning utanför skogsindustrier än i referensområden. I industriernas närområden ansågs också sår och svulster hos torsk förekomma i betydande omfattning. En genomgång av enkätsvaren i vår undersökning visar inte på någon påtaglig skillnad i svarsfördelningen mellan industriernas närområden och övriga områden. Detta kan dock bero på att svarsmaterialet är för litet för att kunna delas upp.



Figur 18. Sammanställning av enkätsvar angående miljöförändringar under perioden 1980 - 87 i Hanöbukten.

De flesta fiskare som önskat ge ytterligare upplysningar kontaktades per telefon. Många yttryckte en stor oro för utsläpp från industrier. Andra menade att det allvarligaste problemet i Hanöbukten är att fisken, framförallt torsk, dör efter kort tid i garnen, förmodligen på grund av syrebrist. Detta är ett fenomen som återkommer allt oftare och kan ske redan på 30 - 40 meters djup.

Många fiskare var också oroad för ökande frekvenser av sjukdomar. Sjukdomar och missbildningar är inget nytt fenomen, men andelen av påverkade fiskar har ökat. Framförallt har en ökning noterats för skrubbskädda men även på piggvar. Slutligen ansåg flera yrkesfiskare att fiskbestånden överfiskas och många var oroad över stora uttag av uppväxande småtorskar. Dessa upplysningar överensstämmer mycket väl med de uppgifter som redovisas av Nilsson (1986) från de kontakter hon haft med fiskarna.

Tabell 11. Fiskbeståndens förändringar 1980 - 86 enligt yrkes- och sportfiskare i Hanöbukten. För varje art anges den svarskategori som samlat flest svar.

Svarskategori	---	--	-	0	+	++
Fiskart	torsk ål		horn- gädda	sill rödsp. skrubba havsöring lax piggvar sik gädda		

Tabell 12. Miljöförändringar i Hanöbukten 1980 - 87 enligt yrkes- och sportfiskare

Svarskategori	---	--	-	0	+	++
Miljöföränd- ring	Blås- tång				påväxt grönalger fisksjukdomar	

Sammanfattningsvis kan följande slutsatser dras av enkätundersökningen

1. De flesta fiskare var överens om att det skett en kraftig tillbakagång av torsk- och ålbestånden under 1980-talet. Horngäddan har också gått tillbaka om än ej lika kraftigt.
2. Frågorna angående miljöförändringarna besvarades mycket entydigt. En majoritet ansåg att påväxten i fiskredskap ökat kraftigt. Flertalet fiskare anser också att blåstångens utbredning minskat kraftigt mellan 1980 - 87. De flesta anser att förekomsten av fisksjukdomar har ökat måttligt eller kraftigt.
3. Som andra stora problem i Hanöbukten upplevs utsläpp från industrier, tillfälligt låga syrgasvärden och överfiskning av småtorsk

5.2. Fiskpopulationer och fiskföda

5.2.1. Inledning

De "subjektiva" uppfattningar som fiskarena har om fiskbestånden i Hanöbukten har framkommit i enkätstudien. Det officiella sättet att få uppgifter om fiskbeståndens storlek är att analysera fångstuppgifter eller utnyttja de beståndsuppskattningar som görs av fiskeribiologerna. Statistikuppgifter är säkert tillräckligt tillförlitliga när det gäller totalfångsten för de två viktigaste arterna sill och torsk, men detta är troligen inte fallet för arter som lax, öring, gädda, sik, abborre, piggvar mm. Detta av olika anledningar. Vi tror därför att statistikbearbetning av dessa senare arter inte skulle ge en tillförlitlig bild av eventuella förändringar av bestånden.

Vad gäller en annan viktig art, nämligen ål, utgör minskningar av detta fiske ett viktigt problemområde i fiskeritutredningen för Nymölla AB och Mörrums Bruk och har därför inte tagits upp här.

En viktig faktor som kan reglera fiskbeståndens storlek är födotillgången. Vi har därför valt att försöka få en bild av ungtorskens födoval för att försöka se om detta kan förklara mellanårsvariationerna i populationsstorlek. Ungtorsk lever huvudsakligen av bottenfauna för att senare mera gå över till fiskdiet.

För att försöka se om det finns överensstämmelse i variationen i tillgången på ungtorsk och tillgången på fångstbar torsk i Hanöbukten har vi studerat resultat från ungtorskstudier i södra Östersjön för åren 1982 -88. Vissa år saknas en del uppgifter på grund av issituationen under mars månad när provfisket sker. Enligt svenska studier var förekomsten av ettårig torsk betydligt större 1988 än de två föregående åren. Danska undersökningar i samma och närliggande områden gav emellertid inte samma bild.

Vid insamlingen av ungtorsk (2 mars 1988) togs fisk i olika storleksklasser från fyra områden för maganalys (Fig. B. 12). Magen med innehåll konserverades i 75 % alkohol. I laboratoriet öppnades magen, fyllningsgrad bestämdes enligt en 5-gradig skala. Innehållet artbestämdes och antalet individer av varje art räknades. Om bytesdjuren var tillräckligt intakta mättes storleken, som längd eller bredd. Vikten av maginnehållet vägdes efter avtorkning på filterpapper.

I två av trålområdena (Fig. B. 12), på 61 och 72 meters djup, togs vardera fem bottenprov med en 0.1 m Van-Veen-huggare. Proven sällades och behandlades på samma sätt som övriga bottenprov tagna med Van-Veen-huggare.

5.2.2. Resultat

5.2.2.1. Ungtorsk

Resultaten av de danska och västtyska ungtorskstudierna för åren 1982 till 1988 redovisas i Fig. 19.

Det tycks som om det finns en relativt stor överensstämmelse mellan de två ländernas resultat när det gäller förändringarna i antal av 2-årig torsk. Enligt dessa studier skulle årsklasserna 1980, -83, -85 och -86 vara stora jämfört med övriga år. De två sista årens uppskattningar stämmer då med de iakttagelser som gjorts i Hanöbukten. Anledningen till att årsklass 1 inte ger några variationer enligt samma mönster kan vara antingen att fångsteffektiviteten är sämre för denna grupp, eller att den huvudsakligen befinner sig någon annanstans än årsklass 2.

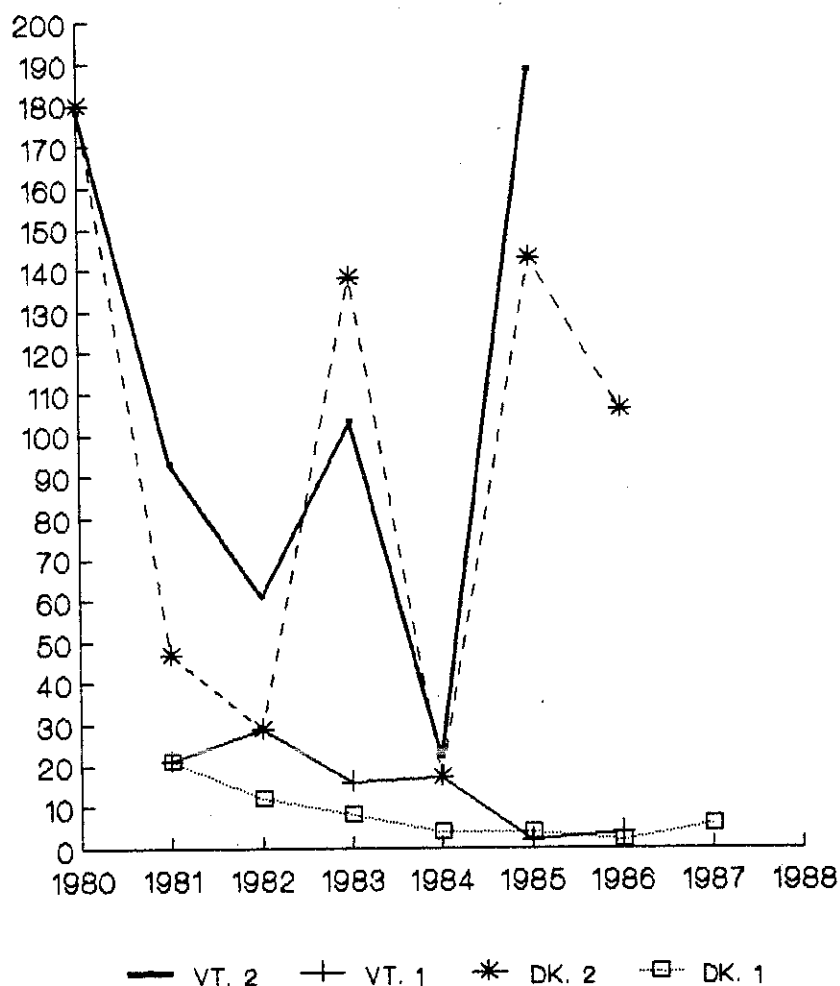


Fig. 19. Fångster per tråldrag av 1- och 2-årig torsk från fiskeområden 25 - 32 i danska (DK) och västtyska (VT) undersökningar.

Orsaken till de stora variationerna i antal mellan olika årsklasser av torsk i Östersjön kan man än så länge bara spekulera om. För fiskar som lägger så många ägg som torsken brukar man mena att överlevnad av de första larvstadierna är viktigast. Otterlind (1984) har pekat på att man fått speciellt starka årsklasser efter saltvattensinbrott, vilket han tolkat som att dessa skulle gett en ökad planktonproduktion och därmed erbjuda mer föda åt larverna. Norska studier (Skiftesvik & Huse 1987) har visat att nykläckta torsk-
yngel behöver en födomängd av ca ett djurplankton per ml vatten. I ett 25 meters planktonprov motsvarar detta ungefär 2.5 miljoner /m .

Hur stor del av torsklarverna som kommer till Hanöbukten från lekområdena i Bornholmsdjupet är beroende av strömmarna. Tidigare undersökningar på torskägg och larver har gjorts endast på lekplatserna (se t ex Lindblom 1973). För att förstå orsakerna till variationerna skulle mer studier behövas dels på leken, dels på överlevnad och spridning hos de första larvstadierna.

5.2.2.2. Torskens födoval

Sammanlagt har 276 torskmagar från 4 trålområden strax norr om Bornholmströskeln i Hanöbukten analyserats. Storleken av de undersökta fiskarna varierade mellan 10 och 70 cm, med de flesta i intervallet 20 - 40 cm.

Andelen tomma magar var störst i område 2 (44 %) och minst i område 1 (15 %). Maginnehållets konsistens varierade ganska mycket mellan områdena, så att område 1 hade bäst (minst smällt) och område 2 sämst bevarat innehåll. Detta beror antagligen på tidpunkten på dygnet när fångsten är gjord. Man vet att torsken huvudsakligen äter två gånger om dagen, nämligen vid gryning och skymning (Folkvad et al 1985).

Sammanlagt påträffades 9 identifierbara typer av byten i de 193 torskmagar som hade något innehåll, se tabell 13.

Skorven var den art som förekom med störst frekvens tillsammans med pungräkor och sill. Övriga byten förekom endast i enstaka fall.

I område 1, där maginnehållet var minst nedbrutet, var medeltantalet pungräkor 17 per mage och antalet skorv 3 per mage. I område 2 och 3 där sill förekom i totalt 43 magar var medeltantalet sill per mage 1.5 respektive 1.1. I område 2 var det möjligt att längdmäta 25 st sillar mellan 75 och 200 mm. Medellängden av dessa byten blev 135 mm. Maginnehållets vikt var störst i område 2 eftersom sill där var den dominerande födan. Fiskarna från detta område hade något större medelstorlek än från övriga områden.

Man kan alltså konstatera att skorv är ett mycket viktigt bytesdjur för torsk i Östersjön, men att sill trots allt svarar för större delen av torskens näringsintag i denna undersökning eftersom deras vikt och näringsinnehåll är

större. Skorven har ökat i södra Östersjön under senare år (se bottenfaunaavsnittet). Detta verifieras av uppgifter från kustfiskare i Hanöbukten. Denna ökning kan vara en effekt av det ökande fisket, speciellt efter torsk i början av 1980-talet. Skorven är huvudsakligen asätare, och ett ökat trålfiske leder till större förekomst av skadad och

Tabell 13. Förekomst av olika bytesdjur i procent av antal magar med innehåll. Hela materialet omfattar 193 torskmagar från 4 områden i sydvästra delen av Hanöbukten (Fig. B 12).

	Station	44	45	46	48
	djup, m	44	69	71	47
Art	Antal magar	56	47	66	24
Saduria (skorv)		78.6	36.2	42.4	50.0
Mysis m. (pungräka)		78.6	6.4	42.4	25.0
Pontoporeia f. (vitmärla)		3.5			
Harmothoe s. (borstmask)					16.7
Priapuloida					12.5
Sill		12.5	57.4	24.2	29.2
Skarpsill		1.8		1.5	
Stubb				1.5	
Långebarn (<u>Lumpenus</u>)					4.2
Fyllnadsgrad %		45	46	47	35
Bytesvikt/mage (g)		8.8	22.1	4.3	2.1
Bytesvikten är ej kompenserad för nedbrytningsgrad.					

död fisk. Torskfångsterna rensas huvudsakligen ute till havs och mycket av rensat kastas överbord. När den svenska fångsten var som störst kan så mycket som 20 000 ton ha dumpats. Denna mängd har antagligen till största delen utnyttjats av skorven.

I en studie utanför östra Australien har Wassenberg & Hill (1987) visat att en krabba som utnyttjade dumpade bifångster från räktrålare kunde upprätthålla större populationstäthet och ha större reproduktionskapacitet i områden med trålfiske.

Eftersom skorven i Östersjön är ett så viktigt födodjur för torsk är en ökning ur den synpunkten positiv. Skorven kan emellertid också vara ett problem för garn- och krokfisket

eftersom den ger sig på den fångade fisken. Ett sätt att minska beståndet av skorv i närheten av kusten skulle kunna vara att sluta med dumpning av rensavfall i områden där garn- och krokfiske förekommer.

Undersökningar av torskens födoval i Kattegatt och Skagerack (Börje et al 1987) visade liksom i vår studie att skillnader finns i bytesval mellan olika områden samt att kräftdjur är antalsmässigt dominerande, medan fisk dominerar i vikt räknat. På västkusten ingår betydligt fler arter av byten både av fisk och lägre djur. Detta är fallet även i sydvästra Östersjön där Arntz (1974 och 1977) har studerat torskens födoval. Där saknas skorven, och bland kräftdjuren var istället det lilla kräftdjuret Diastylis rathkei viktigt. Arntz fann vidare att huvudfödan (vikt) hos stor torsk var den stora islandsmusslan (Arctica islandica) följt av torskfiskar och sillfiskar. I vårt material har vi inte hittat något exempel på kannibalism trots att ung torsk (årsklass 1 och 2) enligt fiskeristyrelsens trålningar fanns i området.

Arntz (1977) kunde också visa att fisk blev vanligare som byte ju större torsken blev, men också att det förekom icke oväsentlig konkurrens om födan mellan stor och liten torsk vad gäller lägre djur som kräftdjur och havsborstmaskar. Denna konkurrens bör vara ännu större i Hanöbukten eftersom det där finns färre arter av bytesdjur i denna grupp. I vår undersökning hade endast skorv och pungräkor någon betydelse.

I en gammal undersökning från 1918 -1922 fann Hessle (1923) att skorven var det mest frekventa bytet hos torsk från mellersta och norra Östersjön. Däremot fann han till skillnad från oss lite pungräkor i maginnehållet. Dessa utgör också ett viktigt födodjur för sill och strömming i Östersjön. Enligt Aneer (1980) svarade pungräkorna Mysis mixta och M. relicta för 60 % av födan hos strömming i vattnen utanför Askö (kustnära) medan de i södra Östersjön utgjorde 42 %. Det råder alltså ett konkurrensförhållande mellan torsk och sill/strömming om födan, där pungräkorna är ett av de viktigaste födodjuren för båda arterna. Hos sillen är det den vuxna fisken som äter pungräkor, medan det hos torsk huvudsakligen är fiskar i storleken 10 - 35 cm.

Resultaten från bottenprovtagningarna i trålområdena 44 och 47 visar att det finns liten överensstämmelse mellan fördelningen av bottenfaunan och torskens bytesval. Skorven förekom t.ex. inom område 44 endast med 4 individ per m², för övrigt en vanlig täthet i södra Östersjön, men det fanns alltså 3 skorvar i medeltal i varje torskmage. På samma område fanns 1048 vitmärlor per m², men av dessa hittades endast i medeltal 2 individer per mage.

Ungtorsk söker sig i stor utsträckning till kustzonens algbälten. I en kanadensisk studie (Keats et al 1987) fann man att 1-årig torsk lever på små (< 1 mm) planktonorganismer medan de senare övergick till bottendjur, huvudsakligen kräftdjur. I denna studie påvisade man också betydelsen av

större bredbladiga alger för småtorsken. Algerna utnyttjades för skydd. Vad gäller situationen för ungtorsk (0- och 1-grupp) i Östersjön vet man ännu så länge knappast alls var den befinner sig och vad som kan begränsa dess överlevnad.

Sammanfattningsvis kan följande sägas om Hanöbukts torskpopulation

1. Man vet fortfarande väldigt lite om vad som reglerar storleken på olika årsklasser. Uppskattningen om mängden 1-åriga torsk har gett osäkra resultat, medan uppskattningen av 2-åriga fiskar väl återspeglar årsklassens styrka.
2. Torsken är inriktad på ett fåtal bytesdjur. Konkurrens förekommer mellan små och stora individer. Skorven är numera mycket viktig som föda även i Hanöbukten, men sillen är det byte som svarar för största näringsintaget. Kannibalism registrerades ej i de 275 magar som genomsöktes.
3. Sill och torsk konkurrerar troligen om vissa födoslag både som yngel och som vuxna

5.3. Lekområden för sill

5.3.1. Inledning

De kustnära områdena i Hanöbukten är viktiga lekområden för sill. Det är framförallt den vårlekande sillen som här utnyttjar vegetationsklädda bottenar på djup mellan 0.5 och 10 m (Elmer 1983, Westerberg 1986). Äggen fästs på vegetationen och dör om de faller ner på botten. Uppgifter har framkommit (Aneer 1987) om att äggens överlevnad också påverkas av algvegetationens sammansättning på så sätt att fintrådiga alger ger en negativ påverkan.

Under hösten förekommer också sillek, men den sker vanligen utanför kusten på djup ner till 20 m (Elmer 1983).

Vår avsikt har varit att dels försöka kvantifiera silleken i inre delen av Hanöbukten under våren och hösten dels att försöka få ett mått på äggdödligheten under våren.

Studier av sillek ingår också i fiskeriutredningarna för Nymölla AB och Mörrums Bruk med vilka samarbete skett.

Under våren 1987 undersöktes åtta lokaler från Åhus till Norje (Fig. B. 13) under tiden 26.5. - 3.6.. Under våren 1988 undersöktes tre av dessa lokaler vid 2 - 4 tillfällen under perioden 17.5. - 6.6.. Vattendjupet på dessa lokaler var 3, 6 och 10 meter. Uppgifter om att sillek förekom på dessa lokaler fick vi dels från fiskare dels av fiskeriutredningen. Provtagningen skedde med dykning på så sätt att all vegetation inom en yta av 15 x 15 cm försiktigt samlades in och lades i en påse. Ett till fem prov togs per lokal och provtagningstillfälle.

I laboratoriet sorterades äggen ut från vegetationen. Levande ägg sitter ganska hårt, medan döda ägg lossnar mycket lätt. Äggen räknades och utvecklingsstadium bestämdes enligt en 12-gradig skala (Klinkhardt & Biester 1984). Växtmaterialet i proven artbestämdes och dominerande arter antecknades, därefter torkades proven i 105°C och vägdes som total algvikt per prov.

För att studera äggtätheten på botten efter den höstlekande sillen gjordes dykningar på två lokaler vid Taggen och tre lokaler syd och sydost om Kråkrevet, d v s söder om Listerlandet, den 23.9.87.. Djupet på lokalerna varierade mellan 9 och 18 meter. Lokalerna valdes ut efter uppgifter från fiskare om förekomst av leksill och torsk med romfyllda magar. Bottensubstratet bestod mestadels av sten och block med mellanliggande grov grus. I övre delen av det undersökta djupintervallet förekom sparsam vegetation av rödalger (Ceramium spp) och sågtång (Fucus serratus).

Under 1988 försökte vi också uppskatta mängden av fiskyngel, främst sill, i inre delen av Hanöbukten. Totalt togs prov på 9 stationer (se Fig. B. 13) under tiden 30.5. - 12.8 med

håvningar från botten till ytan. Håvens diameter var 45 cm och maskvidden i uppsamlingsnätet var 0.5 mm.

5.3.2. Resultat

Resultaten från karteringarna av den vårlekande sillen gav likartade resultat för de två åren (Tabell B. 8). Lek förekom såväl i området Åhus till Valjeviken som i Pukaviksbukten västra del, se Fig. B. 13. Lek förekom på djup mellan 3 och 10 meter. Det högsta äggantalet uppgick till 35 500 resp 51 100 /m² för de två åren. Detta är betydligt mindre än de värden kring 700 000 ägg/m², som Aneer et al (1983) angav från norra Östersjön. Det tycks inte finnas någon koncentrerad lek i denna del av Hanöbukten för vårsillen, utan den sker över ett mycket stort område. Elmer (1983) rapporterade från Karlskronaskärgården att äggtätheten var så stor att vegetationen tyngdes ner, men han anger inga kvantitativa data på vad detta betydde i antal ägg per ytenhet.

Även om äggtätheten är låg blir det stora mängder av sill som leker i den inre delen av Hanöbukten. I området Åhus - Valjeviken var äggtätheten i genomsnitt 13 resp 23 000/m² för åren 1987 och 1988. Om man antar att hälften av området utnyttjades för lek kan man göra följande förenklade beräkningar. Grovt räknat finns här 37.5 milj. m² som är lämpliga lekbottnar. Eftersom en sillhona i snitt lägger 20 000 ägg måste det till 37.5 milj. sillhonor för att åstadkomma denna äggtäthet. Medelvikten av honorna torde ligga på 150 g, varför den sammanlagda mängden honsill skulle bli ca 5 500 ton. Uppskattningvis finns det lika många hanar, vilket innebär att området skulle innehålla ca 11 000 ton leksill under våren.

Alla ägg leder emellertid inte till nya sillarver. I våra undersökningar fann vi att på vissa områden kunde upp till 100 % av äggen vara döda. Detta gällde Valjeviken och vissa stationer i Pukaviksbukten. Det är dock inte omöjligt att en del ägg redan kläckts på de stationer vi endast fann döda. Orsaken till denna dödlighet kan vara den vegetation som äggen läggs på. Enligt Aneer (1987) är utsöndringsämnen från fintrådiga brunalger som t.ex. trådslick (Pilayella) skadliga för silläggens utveckling. I våra bestämningar av vilka alger som äggen lagts på kunde vi emellertid inte se några stora skillnader mellan de olika stationerna. Dominerande vegetation under 1987 var olika arter av havsmossa (Ceramium spp), medan under 1988 rödris (Rhodomela subfusca) dominerade på flest stationer. Den för silläggen skadliga trådslicken (Pilayella) var relativt sällsynt förekommande. Vid en av provtagningarna i Pukaviksbukten under våren 1988 fanns ägg i kläckningsstadiet i proverna. Vid genomgången av proverna på laboratoriet påträffades ett flertal sillarver med tydligt krökt ryggrad. Om detta var en effekt av transporten av provet eller en lokal påverkanseffekt är omöjligt att säga. Kläckningsstadiet är emellertid känsligt och borde undersökas för att upptäcka eventuella förorenings effekter i dessa områden.

Resultaten från håvningarna efter fiskägg och fisklarver redovisas i tabell B. 9. Sillarver erhöles endast vid provtagningarna i slutet av maj och början av juni. Längden av larverna var då ca 8 mm. Orsaken till att larver inte erhöles senare kan antingen vara att de blivit så fåtaliga att man behövt ta fler eller större prover, eller att de blivit så stora att de kunde simma undan från håven. Som visades i silläggsundersökningarna var de flesta äggen redan kläckta i slutet av maj 1988. Utländska studier (Bailey & Batty 1983, Möller 1984) har bl a visat att öronmanet (*Aurelia aurita*) kan vara en stor predator på sillarver. Manetens fångstefektivitet steg kraftigt då den uppnådde en diameter av ca 15 mm. Som omtalats i avsnitt 3.2. var öronmaneter mycket vanliga på försommaren 1988, medan de nästan helt saknades under 1987.

Enligt Möller (1984) fanns det i Kielbükten ett tydligt samband mellan mängden öronmaneter och överlevnaden hos sillyngel. Maneterna tog sillarver som var 5-7 mm långa, d v s relativt nykläckta. Storleken av maneterna med sillyngel i magen var 6-50 mm i diameter. Möller (1984) drog slutsatsen att mängden maneter kunde ha en begränsande effekt på överlevnaden hos sillyngel i vissa områden. De kan därmed ha en effekt på storleken av årsklasserna hos dessa bestånd.

De tätheter av sillarver som vi uppmätte, 7 - 35/ 100 m³ ligger i nivå med de man erhöles vid andra undersökningar i södra Östersjön (Lindblom 1973, Möller 1980a) och norra Östersjön (Parmanne & Sjöblom 1980) och visar att den inre delen av Hanöbukten har en stor produktionskapacitet av sillarver. Med en medeltäthet av larver på 20 individer per 100 m³ och ett medeldjup i området på 5 m blir antalet sillarver 7.5 miljarder. Eftersom vi ovan beräknade antalet sillhonor till 37.5 miljoner återstår endast 200 larver ur de ca 20 000 ägg som varje hona lade. Dödligheten hos dessa små sillarver är fortfarande mycket stor, och beror dels på brist på lämplig föda, växtplankton, dels på mängden fiender, maneter (se ovan) och fiskar.

I slutet av juni och början av juli erhöles såväl ägg som larver av skarpsill, dels ute i Hanöbukten, dels inne i Pukaviksbukten (Tabell B 9). Skarpsillen leker under sommaren och har till skillnad från sillen pelagiska ägg, som flyter i ytvattnet. På fem stationer ute i Hanöbukten (T1 - T5, Fig. B 3) erhöles i juli 1987 i medeltal 0.90 ägg per m³ av skarpsill i horisontella håvdrag på 20 meters djup. Antalet larver uppgick vid denna tidpunkt endast till 0.01 per m³. Tidigare uppgifter om ägg- och larvtäthet hos skarpsill redovisas av t ex Lindblom (1973).

Intressant var att även små torsklarver (4 - 5 mm) erhöles på några stationer i området Åhus till Lägerholmen från början av juni till början av augusti. Torsken leker ute över Bornholmsdjupet på ca 60 meters djup, varefter äggen flyter i språngskiktet. Leken är utdragen i tiden och pågår från mars till juli. De små larver som vi hittade kan knappast ha simmat dit av egen kraft, utan de har troligen

transporterats dit med strömmarna.

Lindblom (1973) anger tätheter av torskyngel ute i Östersjön till maximalt 20 per m^2 (Christiansö), varför de värden mellan 0.5 - 3.7 per m^2 , som vi erhöll på så långt avstånd från lekplatserna får betraktas som relativt höga.

Sammanfattningsvis kan följande sägas om sillens lek i inre delen av Hanöbukten

1. Sillen leker längs en stor del av kusten i inre Hanöbukten, där rommen läggs bland vegetationen. Romtätheterna var betydligt lägre än de som uppmätts på andra håll i Östersjön
2. Överlevnaden hos rommen var mycket varierande, något som möjligen kan kopplas till förekomst av alger som avger giftiga ämnen eller syrgasbrist. Man kan emellertid inte utesluta möjligheten att massaindustriernas utsläpp kan ha effekter på rommen.

5.4. Fisksjukdomar och fiskfysiologi

5.4.1. Inledning

Sjukdomar och skador hos fisk förekommer naturligt i ringa omfattning. Tidvis kan dock epedemier ge hög sjukdomsfrekvens i naturliga bestånd. Det har antagits, och i en del fall konstaterats, att förekomsten av sjukdomar och skador hos fisk även kan öka på grund av föroreningar (Lindesjö & Thulin 1987).

Från inre delen av Hanöbukten har under senare år kommit uppgifter från fiskarena om ökande frekvens av framförallt sårskador och missbildningar hos torsk och flatfisk. Liknande uppgifter förekommer i fiskeriutredningen angående Nymöla AB och Mörrums bruk (Westerberg 1986).

Vår avsikt har varit att dels försöka kvantifiera skadeförekomsten hos vissa kommersiella fiskarter längs Hanöbuktens kust, dels försöka få några indikationer på vad som orsakar skadorna. Från andra undersökningar (Projekt Miljö-Cellulosa) vet man att t.ex. utsläpp från pappersmassafabriker med blekeriavlopp kan ge specifika typer av skador.

I Hanöbukten har man intresserat sig mycket för sjukdomsförekomst hos ål, framförallt gulål. Då ålproblemen fortfarande behandlas inom fiskeriutredningarna har vi inte speciellt gått in på dessa.

För att kvantifiera förekomsten av fisksjukdomar och skador har dels uppgifter från fiskarena dels egna observationer använts. Blanketter (bilaga 4) delades ut till ett femtontal fiskare, varav nio lämnade ett tillräckligt stort material för 1987 och åtta för 1988 (Fig. B. 14). Huvuddelen av materialet kommer från fångster i ålbottengarn under perioden augusti till oktober. Sammanlagt omfattade materialet 13 715 fiskar under 1987 och 8 103 under 1988 av arterna torsk, skrubba, piggvar och ål. På tre av platserna (Fig. B. 14) gjordes egna observationer vid något tillfälle på sammanlagt 400 fiskar, huvudsakligen torsk och skrubba.

För att undersöka fysiologiska störningar hos fisk har abborre och skrubba analyserats. Under våren 1987 undersöktes 76 abborrar från två områden och under hösten 200 från fyra områden (Fig. B. 15). Varje fisk vägdes, varefter lever och gonader togs fram och vägdes för att mäta leversomatiskt och gonadosomatiskt index (LSI resp. GSI). Vid vårens mätningar sumpades (fyra dagars acklimatisation) fisken efter fångsten medan den under hösten frystes innan provtagningen gjordes. Under hösten 1987 bestämdes också LSI och GSI på sammanlagt 101 torskar från tre områden. Resultaten från dessa mätningar gav emellertid så varierande resultat att de inte diskuteras vidare.

Under våren 1988 undersöktes sammanlagt 94 abborrar från fyra områden (Fig. B. 15). Förutom LSI och GSI bestämdes

olika blodvärden, som antal röda blodkroppar, hemoglobinvärde, hematokrit, glukos, methemoglobin och antal vita blodkroppar (för närmare beskrivning av metodik se Hegesh et al 1970 Dave et al 1975, Sjöbeck & Larsson 1978 och Härdig & Höglund 1982). Abborrarna fångades i ryssjor och sumpades i fyra dagar före mätningarna.

Under hösten 1988 skulle 1987 års undersökning av LSI och GSI från tre områden upprepas, men tyvärr gick det inte att få material av abborre från varken Tosteberga eller Pukaviksbukten under den aktuella tiden. Ett material från Valjeviken och Långören kunde erhållas, men har ej analyserats.

Under oktober och november 1988 gjordes en fysiologisk undersökning av skrubbskädda (Platichthys flesus) från fyra områden i Hanöbukten. Vid Tosteberga, ungefär 4 km från Nymölla AB's avloppstub, insamlades 24 fiskar och från Hörvik, ungefär 8 km från Mörrums Bruks avloppstub insamlades 25 fiskar för analys. Från de två referensområdena Vitemölla och Långören (Fig B 15) insamlades sammanlagt 49 fiskar.

5.4.2. Resultat

5.4.2.1. Yttre skador

Förekomsten av de vanligaste och mest lättupptäckta makroskopiska fisksjukdomarna har studerats på olika fiskarter i Hanöbukten under 1987 och 1988. De flesta observationerna har gjorts av yrkesfiskare från olika områden, som protokollfört antalet skadade fiskar i fångsterna. Dessutom har en del egna stickprovsmässiga observationer gjorts i några av områdena. Under 1987 fördes protokoll över flera olika sjukdomar på alla de vanligare fiskarterna i fångsterna, Tabell B. 10. Resultaten visar att de flesta skadorna förekommer med någon procents frekvens utslaget på året. Detta kan betraktas som relativt normalt jämfört med andra liknande undersökningar från såväl Östersjön (Lindesjö & Thulin 1985), som södra delen av Nordsjön (Möller & Anders 1986, Vethaak 1985). Totalt sett var frekvensen av hudsår hög i hela Hanöbukten, speciellt för piggvar och skrubblundra men även för torsk. En jämförelse mellan olika delområden visar att Furumo och Hörvik i Pukaviksbukten generellt hade högre prevalens (förekomst). Detta gällde framförallt förekomst av hudsår, men även fenröta och blomkålssjuka (papillom).

Skillnader i skadefrekvens mellan områdena kan till viss del bero på de olika rapportörernas olika sätt att bedöma skadorna. Detta framgår delvis av skillnaden i resultat mellan egna och fiskarens observationer. Någon jämförelse i bedömning av samma material har dock ej gjorts. Skadefrekvensen varierar också under året för flera skadetyper och eftersom antalet observationer varierat i tiden mellan olika områden kan även detta ha spelat en viss roll för de registrerade skillnaderna mellan områdena.

En jämförelse av frekvensen (prevalens) hudsår i olika delområden (Fig. 20) under samma tidsperiod indikerar dock en högre skadefrekvens för såväl torsk som skrubbskädda i Pukaviksbukten. I figuren redovisas endast värden för de två månaderna augusti och september 1987, men även om de enskilda värdena kan variera har dock tendensen varit densamma under både 1987 och 1988.

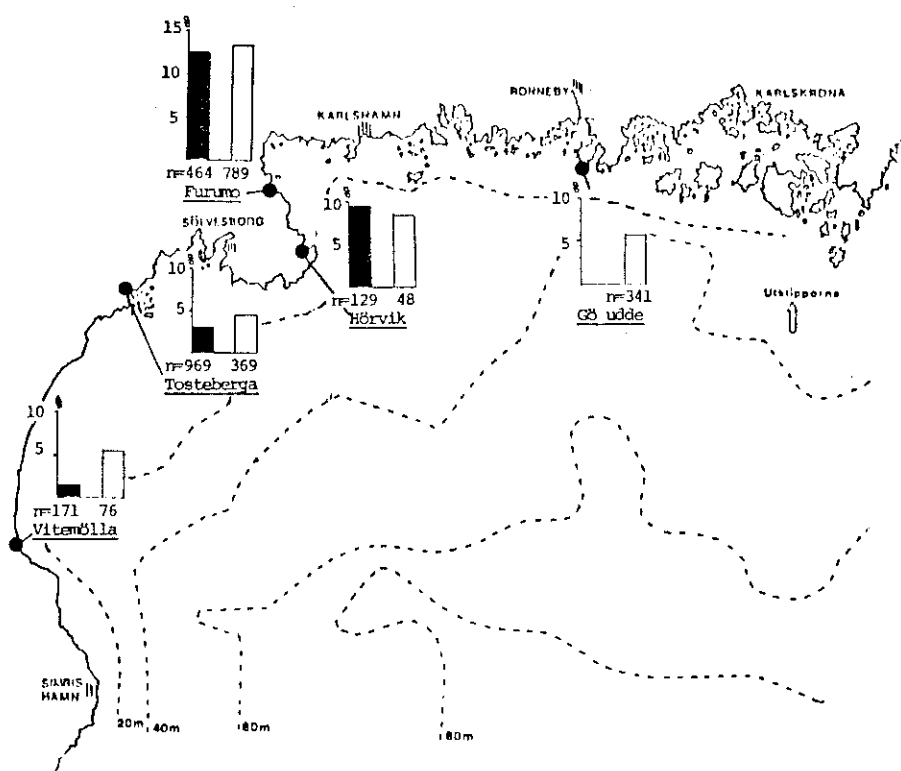


Fig. 29. Procentuell andel av torsk (fyllda) och skrubba (ofyllda) med hudsår under augusti och september 1987. Sammanställning av fiskarens protokollföring.

På grundval av de erfarenheter som erhöles av 1987 års undersökning ändrades rapporteringen under 1988 till att gälla endast hudsår. För att erhålla ett så stort material som möjligt av de vanligaste arterna uteslöts övriga. Hud-sårsfrekvensen valdes därför att dessa symptom uppfattas relativt likartat av olika rapportörer. Dessutom är detta skadekomplex vanligt förekommande och tidvis ett stort prob-

lem i Hanöbukten. En sammanställning av resultaten från 1988 redovisas i tabell 13 tillsammans med resultaten för hudsår under 1987.

En jämförelse mellan åren antyder att stora skillnader föreläggat. Generellt var frekvensen hudsår lägre under 1988 för de flesta arterna. Skillnaden är störst för torsk, något som de flesta fiskare, även de som inte rapporterat regelbundet, varit överens om. För skrubblundran är nedgången mera osäker, och maximivärdena var snarast högre under 1988. Dessutom har olika rapportörer redovisat väldigt varierande resultat. Hudsårsfrekvensen hos ål har varit relativt låg de senaste två åren och minskat drastiskt sedan 1970-talet då ålsjukan (ulcersjukdomar) härjade som värst. Värdena för 1987 och 1988 är emellertid inte helt jämförbara när det gäller ål. Detta beror på att ingen rapportering för ål förekom under våren 1987. Våren är den tid då gulålen främst drabbas av denna sjukdom.

Tabell 14. Förekomst av hudsår hos olika fiskarter i Hanöbukten 1987 och 1988. Prevalens (%) av fångsten enligt fiskarena och egna observationer.

År/Antal rapportörer	Torsk	Ål	Skrubba	Piggvar
1987/ 9	3.1	0.5	9.0	38.3
range	0.1-15.3 (n=3158)	0.4-3.4 (n=2588)	0.7-14.4 (n=2745)	25.0-37.0 (n=45)
1987/ Egna obs.	1.8	-	7.4	-
range	1.7-2.0 (n=218)		- (n=174)	
1988/ 8	1.0	1.4	5.0	17.9
range	0.3-7.7 (n=3966)	0.1-8.0 (n=2216)	1.3-15.9 (n=1654)	13.6-29.0 (n=39)
1988/ Egna obs.	1.1	-	9.6	-
range	0.9-2.2 (n=261)		7.4-15.9 (n=228)	
range = variationsbredd n = antalet undersökta fiskar				

Allmänt kan sägas att skadefrekvensen på torsk varit lägre under 1988, medan skrubban kan ha samma värden som 1987. Vid havsfiskelaboratoriets torskundersökningar i december 1988 fann man (P.O. Larsson muntl. medd.) att torsk från Hanöbukten hade en sårfrekvens av 3.7-4.8 %, vilket var mer än på de flesta andra håll i Östersjön. Endast området öster om Gotland (vita zonen) hade liknande värden. De undersökta

fiskarna var huvudsakligen i storleksklassen 30 till 40 cm. Detta är områden med stort trålfiske, och man kan misstänka att mekaniska skador har något med sårbildningen att göra. Detta har föreslagits av en dansk forskare som studerat torsk vid Bornholm. Som nämndes tidigare vandrade de märkta torskarna från Blekinge- och Skånekusten ner mot södra delen av Hanöbukten och Bornholm och skadorna kan alltså även ha uppstått i dessa kustnära delar.

För piggvar var hudsårsfrekvensen anmärkningsvärt hög under båda åren. Materialet är dock mycket litet och härrör så gott som endast från Blekinge.

De höga sårskadefrekvenserna hos torsk och skrubbskädda under 1987 och 1988 i Hanöbukten kan jämföras med värden på under en procent från de danska delarna av Öresund och Kattegatt under samma år (S. Møllergaard muntl. medd.). Hans värden överensstämmer med egna (P. Göransson) observationer på svenska sidan av Öresund under hösten 1987.

Under hösten 1988 gjordes också en bakteriell undersökning av hudsåren hos skrubba, ål och torsk. Prov togs från ett 20-tal fiskar. Analysen av bakterierna gjordes i samarbete med institutionen för medicinsk mikrobiologi i Lund.

Generellt sett var bakterieförekomsten likartad hos de olika fiskarterna. I de flesta fall isolerades obestämda Pseudomonas-bakterier och näst vanligast var Aeromonas hydrophila. Den sjukdomsframkallande (fiskpatogena) bakterien Vibrio anguillarum förekom endast i några fall. Fullständig bestämning av alla bakteriestammarna har dock ej kunnat göras.

Vid undersökningar från danska vatten erhöll Jensen et al (1983) liknande resultat för ål och Larsen (1983) för torsk. Man kunde alltså inte konstatera något samband mellan någon specifik patogen bakterie och hudsåren. Den huvudsakliga anledningen till hudsåren är förmodligen någon eller några andra faktorer. När det gäller torsk har Jensen (1983) föreslagit virusangrepp. Fiskens kondition är säkert av betydelse för uppkomsten av sjukdomen, och föroreningsstress, som nedsätter motståndskraften torde spela en stor roll.

5.4.2.2. Abborre

Resultaten från försöket våren 1987 på abborre gav små skillnader i LSI (leverstorlek i förhållande till kropps-vikt) mellan de två insamlingområdena, Valjeviken och Hasslö. Fiskarna från området närmast Nymölla hade det högsta medelvärdet, men skillnaden var ej statistiskt signifikant utan kan bero på slumpen. Man kan dock notera att båda värdena från Hanöbukten låg i samma storleksordning som från de föroreningsbelastade områdena vid norrlandskusten (Andersson et al 1988). I en studie från vecka 20 1986 fann Westerberg (Muntl. medd.) också skillnader i LSI hos abborre mellan områdena Tosteberga och Gö udde, 1.65 respektive 1.25. Inte heller dessa skillnader var statistiskt signifi-

kanta förmodligen beroende på att materialet var för litet.

Resultaten från 1987 års höstförsök med abborre redovisas i Fig. B 16. Det framgår att levern var nästan 40 % större i Pukaviksbukten jämfört med referensområdet nära Ronneby. Skillnaden är statistiskt signifikant ($p < 0.001$ Student's t-test). Även Tostebergaområdet hade förhöjda LSI-värden, men skillnaderna mot referensområdet är inte statistiskt signifikanta. Abborrarna från Ivösjön hade signifikant lägre värden jämfört med värdena från Hanöbukten. Insjövärden är normalt lägre än östersjövärden (Andersson et al 1988). Detta kan vara viktigt att känna till vid undersökningar på kustpopulationer där man kan ha en sötvattenspåverkan i närheten av floder och åar.

Den relativa gonadstorleken (GSI) är olika hos könen, och GSI är också lägre för de minsta fiskarna. GSI kan också ändras relativt kraftigt på en kort tidsperiod, det var därför viktigt att behandlingen av fiskarna var så likartad som möjligt i de olika områdena. För att undvika skevheter på grund av sned könsfördelning, och skillnader i könsmognad redovisas värdena separat för de två könen och endast under två veckor (Tab. 15).

Av tabellen framgår att abborrarna från Ivösjön hade mycket mindre gonader än de från Hanöbukten. De senare hade relativt likstora gonader bortsett från att hanarna vid Tosteberga endast hade ca hälften så stort GSI som i övriga områden. Även om skillnaden är signifikant är materialet nog för litet för att några säkra slutsatser skall kunna dras angående orsaken. Som nämndes ovan kan flera naturliga faktorer spela in. Det skall dock påpekas att en hämmad gonadutveckling varit en av flera typiska effekter på abborre i cellulosaindustriernas recipienter (Andersson et al 1988).

Tabell 15. Gonadosomatiskt index (GSI) hos abborre (Perca fluviatilis), storlek 61 - 380 g) i Hanöbukten 1987, vecka 34 och 35.

Område	honor		GSI s.d.		hanar	
Gö udde (ref)	2.15	0.85 (n = 17)	4.51	0.97 (n = 9)		
			NS			***
Tosteberga	2.53	0.82 (n = 10)	2.19	0.64 (n = 7)		
			NS			NS
Hörvik/Furumo	2.89	1.39 (n = 6)	5.46	1.22 (n = 4)		
			***			***
Ivösjön	1.04	0.30 (n = 29)	0.83	0.75 (n = 11)		

NS = icke signifikant

*** = signifikant skillnad ($p < 0.001$)

I samband med lever- och gonadundersökningen gjordes också en visuell besiktning av abborrarnas fenor. Undersökningen tyder på en genomgående hög frekvens av fenröta i utsjön. Någon trend med ökande skadefrekvens närmare massaindustrierna som man fått i tidigare undersökningar (Lindesjö & Thulin 1987) erhöles dock ej. De flesta fenskadorna fanns i blekingeskärgården och detta gällde såväl smärre mera subjektiva defekter som allvarligare större skador.

Den fysiologiska undersökningen av abborre under våren 1988 resulterade inte i några större skillnader mellan de fyra områdena. En orsak till detta kan ha varit fiskarnas behandling efter fångsten. Av misstag sumpades fiskarna från två av områdena på ett felaktigt sätt, vilket medförde att fisken "stressades". Dessutom gick det inte, trots stora ansträngningar, att få in ett tillräckligt stort material från Pukaviksbukten.

Behandlingen av fisken och varaktigheten av acklimatiseringsperioden har stor betydelse vid fysiologiska undersökningar (se t ex Haux et al 1985). Ett flertal parametrar påverkas väsentligt t ex glukoshalten i blodet, antal vita blodceller samt leverns blodfyllnad (vikt). Den olikartade behandlingen av fiskarna i vårt fall medförde att någon riktig jämförelse inte kunde göras mellan områdena. I de två områden där fisken utsatts för stress, Hasslö och Elleholm, var glukoshalten i blodet signifikant högre. Vid relativt kortvarig stresspåverkan brukar dessutom antalet lymfocyter minska och antalet granulocyter öka (Ellsaesser & Ciera 1986, Angelidis et al 1988), men detta var inte fallet här. Istället var medelvärdet för antal lymfocyter ungefär fördubblat hos fiskar från Tostebergområdet och Elleholm (Pukaviksbukten). Skillnaden var statistiskt signifikant ($p < 0.001$). Någon skillnad i antal granulocyter kunde däremot inte registreras.

Den ökning av antalet lymfocyter som vi fick hos fiskar fångade i recipienterna till de två massaindustrierna överensstämmer med resultat från en studie vid Norrsundets massafabrik (Andersson et al 1988). Där noterades emellertid också samtidigt en ökning av antalet granulocyter, vilket brukar indikera någon form av infektion hos fisken.

Orsaken till att vi inte fick någon effekt på leverstorleken hos abborrarna liknande den vi fick vid undersökningen hösten 1987 kan bero på att abborrarna tillbringat vintern någon annanstans och nyss vandrat in i recipienten. Deras exponering för utsläppen skulle alltså varit kort. Under vintern äter vidare abborren mindre, eller inte alls, varför effekter via födan reduceras under vintern. Det huvudsakliga upptaget sker dock direkt från vattnet via gälarna. Meningen var att vi skulle testa teorin om att abborrarna endast tillbringar sommarhalvåret i närrecipienten genom att upprepa abborrstudien under hösten 1988, men eftersom det inte gick att få tag på tillräckligt med fiskar varken från Tosteberga eller Pukaviksbukten fick detta anstå. Det enligt lokala uppgifter sjunkande antalet abborrar speciellt i

Pukaviksbukten kan bero på utsläppen från Mörrums Bruk. Sandström & Thoresson (1988) har visat att dödligheten hos abborre var signifikant högre i recipienten till en massafabrik som framställde blekt pappersmassa.

5.4.2.3. Skrubbskädda

Resultaten från de fysiologiska studierna på skrubbskädda under hösten 1988 redovisas i Fig B. 17 - 18

Analysresultaten visar på en kraftig fysiologisk påverkan i de två massafabrikernas utsläppsområden. Av 14 studerade parametrar skiljde sig 8 värden signifikant ($p < 0.05$) från de som erhöles i referensområdena, Tabell 16.

Störst skillnad uppvisade antalet lymfocyter (vita blodkroppar), halten av methemoglobin och gonadstorleken hos honorna. Glukoshalten i helblod, antalet granulocyter och lever-somatiskt index skiljde sig också väsentligt från referensområdena. En sänkning av hemoglobinvärdet i blodcellerna (MCH och MCHC) kan möjligen bero på järnbrist, och/eller på onormal oxidation till methemoglobin.

Medelvärdena för de olika parametrarna i de två referensområdena var inte i något fall signifikant skilda åt, vilket tyder på att båda är lokalt opåverkade områden.

De värden på de olika parametrarna som vi uppmätt ligger i flertalet fall i samma storleksordning som i tidigare utförda undersökningar på skrubba (Johansson-Sjöbeck & Larsson 1978, Larsson et al 1980). Antalet granulocyter ligger dock på en något förhöjd nivå jämfört med dessa undersökningar.

Generellt sett var effekterna på skrubborna likartade i de två recipienterna. I Hörviksområdet var emellertid medelvärdet för methemoglobin flera gånger högre och glukoshalten ungefär dubbelt så hög som i Tostebergaområdet. Leversomatiskt index (LSI) var förhöjt hos hanarna i Hörviksområdet men däremot lägre hos honorna vid Tosteberga jämfört med referensområdena. Skillnaderna i effekter beror troligen främst på olikheter i exponeringsgrad och utsläppens sammansättning. Dessutom kan tillfälliga skillnader i sjukdomsprevalens ha inverkat på resultaten.

Utsläppen från de två massaindustrierna utövar en kraftig påverkan på skrubbens fysiologi. Liknande störningar har tidigare påvisats hos abborre i recipienten till en massaindustri med klorblekning (Andersson et al 1988), och dessutom belagts i ett flertal laboratorieförsök med olika fiskarter (se t ex McLeay & Brown 1979). Den påverkan som sker från utsläppen är troligen av både akut och kronisk natur. Leversomatiskt index, glukos- och methemoglobinvärden i blodet kan t ex snabbt förändras med omvärldsfaktorena. Dessa parametrar varierade också kraftigast för skrubborna i de två recipienterna. En betydande sänkning av lymfocytantalet och framförallt en reduktion av de honliga gonaderna är ett

tecken på en mera långvarig påverkan. Detta kan i sin tur medföra ett försämrat försvar mot sjukdomar och en sämre reproduktionsförmåga.

Tabell 16. Fysiologiska parametrar hos skrubbskädda (Pleuro-nectes flesus) i Hanöbukten oktober/november 1988. Effekter i massaindustriernas närrecipient-områden jämförda med två referensområden.

Parameter	Recipientområde	
	Tosteberga	Hörvik
Hb	0	0
Ht	0	0
Met-Hb	0	+ + +
RBC	0	0
MCV	0	0
MCH	--	--
MCHC	0	---
Lymfocyter	---	---
Granulocyter	++	0
LSI (honor)	--	0
LSI (hanar)	0	+
GSI (honor)	-	---
GSI (hanar)	0	0
Glukos	---	+
Konditionsfaktor	0	0

0 = ingen statistiskt belagd skillnad

+ resp - anger signifikant ökning eller minskning på 5 %

- nivån, osv.

Sammanfattningsvis kan sägas följande om sjukdomssituationen hos fisk i Hanöbukten

1. Hos torsk tycks hudsår förekomma i större frekvens än i andra områden av Östersjön.
2. Hos skrubba förekommer hudsår i större frekvens i inre delen av Hanöbukten, dvs i de två massaindustriernas närrecipienter.
3. Hos abborrpopulationerna i massaindustriernas närrecipienter förekommer flera av de skador som påvisats utanför vissa av Norrlands massaindustrier med blekeriavlopp.
4. Skrubbskäddor i massaindustrins närrecipienter har samma bild av påverkan som abborrarna.

6. DISKUSSION FISKERIUTREDNINGAR

I föregående avsnitt har vi dels försökt få en uppfattning om vad utnyttjarna (fiskarena) av Hanöbuktens biologiska resurser anser om utvecklingen för fiskbestånd och miljö i Hanöbukten under 1980-talet, dels gjort egna undersökningar för att se vad som kan hota de kustnära bestånden.

Av enkätundersökningen framgick att det endast var bestånden av torsk och ål som ansågs ha minskat kraftigt, medan horn-gäddan minskat något. Den senare är säsongmässig invandrare från västerhavet, och dess förändringar beror nog inte på förhållande i Östersjön. För övriga fiskarter (8 st) ansåg de flesta att bestånden var oförändrade. Även om majoriteten av svaren i dessa fall angav oförändrade bestånd var det fler som ansåg att de minskat än att de ökat. Överensstämmelsen i svaren mellan yrkesfiskarena och sportfiskarena var överraskande stor.

Den stora spridningen bland svarsalternativen för en del arter kan bero på regionala skillnader. Vi har emellertid inte haft någon möjlighet att undersöka detta eftersom så många utnyttjat möjligheten att svara anonymt.

När det gäller torskbeståndet kan man kanske tycka att svaren inte stämmer med verkligheten, eftersom Sverige tog mer torsk i Östersjön under 1987 än under 1980 (Sjöstrand 1988). Skillnaden är emellertid att fiskeansträngningen numera är mycket större, samt att torsken faktiskt minskat i Hanöbuktens kustområden.

Åsikten att bestånden är relativt oförändrade för många arter skulle kunna tyda på att "övergödningssituationen" ännu inte blivit så allvarlig längs kusten att bestånden påverkats. Från finska undersökningar (Lehtonen & Hilden 1980) vet man att fiskfångsterna i förorenade områden blivit sämre, dels för att redskapen blivit igensatta, dels för att fisksammansättningen förändrats. Sik, id och gädda minskade i övergödda vatten, medan mörtfiskar ökade. Hansson (1985) ansåg sig dock inte kunna påvisa några sådana effekter i svenska vatten. Detta kan möjligen bero på att antalet studier av detta varit litet i Sverige. Vi har här haft mycket omfattande fiskstudier utanför våra kärnkraftverk för att se på de lokala temperatureffekterna. Orsaken till detta har varit att det funnits en stark finansiär (Vattenfall), något som tyvärr saknas när det gäller kustvattnen i allmänhet, där några enskilda ansvariga inte kan pekas ut.

Svaren på de fyra miljöfrågorna var mycket entydiga. Majoriteten ansåg att blåstången minskat kraftigt samt att förekomsten av grönalger, redskapspåväxt och fisksjukdomar ökat.

Enkätundersökningar angående dessa saker får naturligtvis tolkas med försiktighet, men i de fall tydliga utslag förekommer kan man nog lita på att de överensstämmer med verk-

ligheten. Det finns alltså all anledning att ta fiskarens oro på allvar när de pekar på ökningen i förekomst av fisk-sjukdomar. Intressant var också att många oroade sig över det hårda fisketrycket speciellt på ung torsk. Här kan möjligen föreligga en kortsiktig intressekonflikt mellan trålfiskare och garn- och krokfiskare, men det borde ändå vara möjligt att få till stånd ändringar i bestämmelserna med avsikt att skydda småtorsken. Enligt fiskeristyrelsens beräkningar skulle fångsterna av större torsk kunna öka med 10% i Östersjön om de fångade småtorskarna kunde få fortsätta att växa. Med nuvarande fördelning av fångsterna (1987) mellan länderna skulle detta betyda ett tillskott på ca 4 000 ton per år till de svenska fiskarena. Med ett kilopris på 6 kronor blir det 24 miljoner kronor.

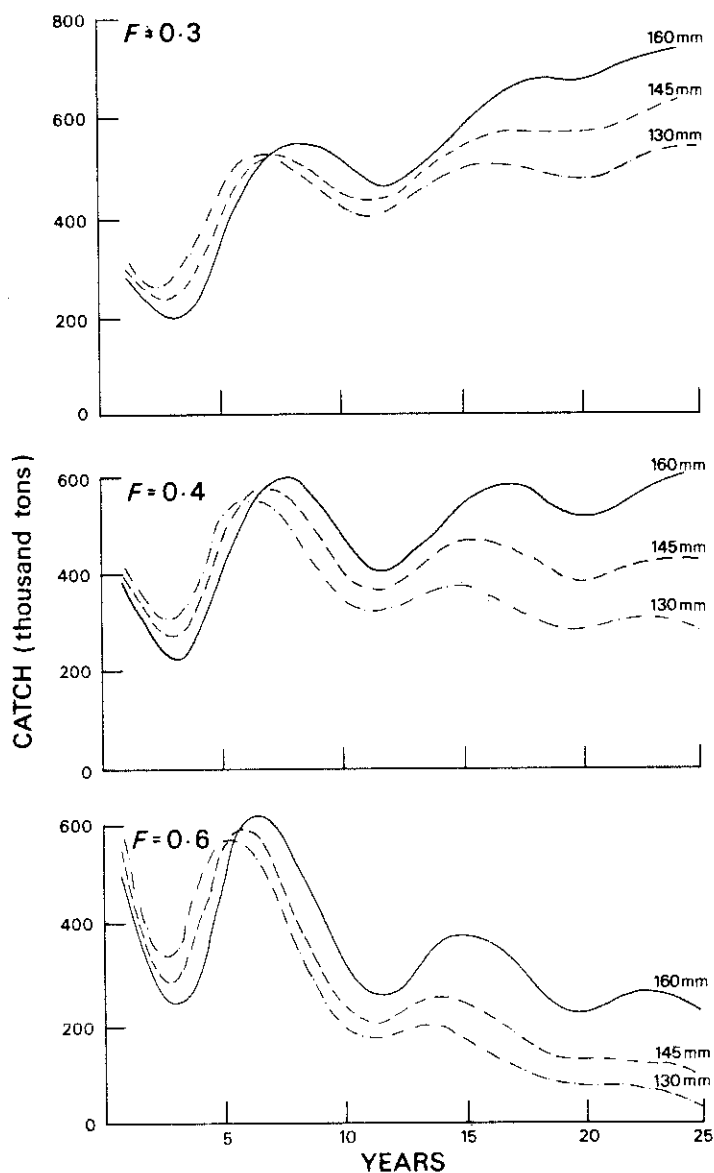
Två engelska fiskeriforskare gjorde redan 1974 (Garrod & Jones 1974) beräkningar över vad som skulle hända med det nordnorska arktiska torskbeståndet vid olika fisketryck. Detta bestånd är det största i nordatlanten och beräknades kunna beskattas med 750 000 ton per år vid riktig skötsel. Beståndet har vissa likheter med Östersjöns såtillvida att rekryteringen är mycket varierande mellan olika år, tillväxten är emellertid långsammare och fiskarna blir senare könsmogna än i Östersjön. I Figur 21 redovisas resultaten av forskarnas beräkningar för tre olika grader av fisketryck och tre maskstorlekar i trålen.

Under de fem första åren får man bäst utbyte vid ett hårt fisketryck ($F = 0.6$) och minsta maskstorleken. Efter åtta till tio år blir emellertid utbytet bättre vid lägre fisketryck och efter 15 - 20 år är skillnaderna avsevärda. För Östersjöns del skulle förändringarna nog ske ännu snabbare eftersom torsken har högre tillväxt och snabbare rekryteras till fisket. Det är naturligtvis svårt att tvinga fiskarna att ta de första årens sämre fångstutbyte, men liknande beräkningar görs för Östersjöns torskbestånd. Med de ändringar av maskstorleken (till 105 mm) som är bestämda för torskfiske i Östersjön till 1990 får man också en möjlighet att studera effekterna av större maskor.

Den goda tillgången på småtorsk i Hanöbukten från hösten 1986 och framåt borde bero på goda årsklasser både 1985 och 1986. Enligt beräkningar inom ICES (internationella havsforskningsrådet), (citerat från Sjöstrand 1988) finns det emellertid inga entydiga undersökningar som tyder på detta. Ser man på de danska och västtyska värdena, som är mest omfattande för södra Östersjön finner man emellertid att deras värden för 2-åriga fiskar stämmer väl in i detta mönster. Det finns stor överensstämmelse vad gäller toppar av årsklasser, Fig. 19.

Orsaken till att torsken minskat i Hanöbukten kan inte bero på födobrist, eftersom det finns gott om lämplig bottenfauna och gott om sill. Konkurrens med sillen om pungräkor kan möjligen ha fått torsken att söka sig till andra områden, men detta skulle i så fall endast gälla ung torsk. Stor torsk skulle istället lockas till Hanöbukten om tillgången

på sill är god. Det finns nog anledning misstänka att fluktuationerna i torskbestånden beror på överlevnaden hos de första stadierna, men en mindre hård exploatering skulle delvis kunna jämna ut mellanårsskillnaderna, samtidigt som utbytet efter några år skulle bli mera ekonomiskt lönsamt.



Figur 21. Förutsägelser om vad som händer med det arktiska torskfisket vid olika fisketryck och maskstorlek i trålen. (Efter Garrod & Jones 1974).

Silleken tycks vara framgångsrik i området Åhus - Listerlandet, även om lokalt stor dödlighet förekom hos äggen. I Pukaviksbukten var leken betydligt sämre. Det faktum att leken är utspridd över så stora områden gör att risken för stora variationer i årsklasserna undviks, eftersom hög dödlighet i några områden kan kompenseras av låg i andra.

Det som är det allvarligaste problemet för det kustnära fisket är den relativt stora skade- och sjukdomsfrekvens som finns i inre delen av bukten. När det gäller torsk kan variationen tydligen vara stor mellan åren, eftersom vi funnit olika situationer för 1987 och 1988. Vid kontakter med fiskare i samband med enkäten fanns också de som menade att det även förr tillfälligt kunde uppträda skador på torsk vissa år. För skrubban däremot var alla överens om att skadorna ökat kraftigt. Som visats i våra undersökningar finns en ökande negativ påverkansgrad för flera parametrar hos fisk in mot i första hand Pukaviksbukten och i andra hand Möllefjorden. De effekter som uppträder visar god överensstämmelse med de som påvisats inom projekt Miljö - Cellulosa (Södergren et al 1988) vid norrländska massafabriker, varför vi vågar anta att detta samband gäller även i Hanöbukten. EOCL-mätningarna i sedimentet visade också att organiska klorföreningar förekommer i betydande koncentrationer i industriernas närområden, såväl i sedimentet som i botten-djuren. På sikt verkar dessa föreningar negativt på fisket i hela Östersjön genom att de leder till tvivel om fiskens lämplighet som människoföda.

7. SAMMANFATTANDE SYNUNKTER OCH ÅTGÄRDSFÖRSLAG

De åtgärder man kan (läs bör) göra regionalt för att förbättra Hanöbuktens ekosystem kan enligt vår åsikt rangordnas enligt följande:

1. Kraftig reduktion av utsläpp av organiska klorföreningar från massafabrikerna som ett första steg och snarast möjligt nollutsläpp av dessa ämnen.
2. Kraftigt förbättrad rening av närsaltutsläppen från massafabrikerna, framförallt av fosfor.
3. Minskad utförsel av närsalter från de två stora åarna, framförallt Helgeå, där stora effekter bör kunna åstadkommas med rimliga medel.

4. Minskad tillförsel av föroreningar, fosfor, till "reningsverken" skulle vid oförändrad reningsgrad avsevärt kunna minska utsläppen
5. Reduktion av närsaltbelastningen i Karlskronaskärgården, vilket innebär åtgärder såväl i reningsverk som i vattendrag, samt om möjligt förbättring av vattenomsättningen.
6. Utflödet av närsalter från Listerlandet bör reduceras kraftigt genom framförallt ändrad gödselhantering.
7. Reduktion av ftalatutsläppen från Tarkett i Ronneby.

För att mera direkt gynna det kustnära fisket kan en del åtgärder vidtagas.

1. Undersökningar bör inledas för att studera om det är möjligt att öka beståndet av piggvar genom utsättningar.
2. Försök införa områden fredade för bottentrålning där torsken kan få en fristad. Detta bör vara grusiga och steniga områden på 30 - 40 meters djup. Detta kan ge ett bättre kustfiske med garn och krok.
3. För torskfisket i stort är det av vikt att de stora fångsterna av småtorsk reduceras. Detta bör vara lätt då det redan finns metoder för detta, t ex de så kallade 4-kantmaskorna och/eller större maskstorlek i trålen. Detta kan vara värdefullt även efter januari 1990 när man har gått över till 105 mm's maskvidd.
4. Utsättningar och eventuellt biotopförbättrande åtgärder för kustfiskar som gädda, sik och abborre bör komma igång. Ytterligare utsättningar av öring förbättrar kustfisket. Det bör kombineras med förbättringar för öring och lax i vattendragen. Fördröjd utsättning av öring bör provas.
5. Industrifiske bör ej tillåtas i Hanöbukten förrän man vet effekterna på sill- och torskyngel samt ung lax.

6. Verksamheten med havsbaserad odling bör utvecklas så att man reducerar de miljöeffekter som nu finns till ett minimum. Möjligheten att öka odlingsverksamheten i skärgårdsområden är troligen begränsad.
7. Fiskeindustrin måste på sikt få fram nya produkter för att kunna öka lönsamheten både inom industrin och hos fiskarena. Det räcker inte med att hela tiden försöka öka fångsterna.

Motiveringar:

Efter den debatt som förts det senaste året om pappersmassaindustrins utsläpp och dess effekter borde det vara självklart att avsevärda minskningar av deras klorutsläpp görs. I Hanöbukten har vi med de begränsade undersökningar vi gjort för att belägga effekter av dessa utsläpp fått fram att man där har, naturligt nog, samma effekter som vid de i vissa fall välundersökta norrlandsindustrierna. Även om man naturligtvis inte kan stänga dessa industrier, eller omedelbart nå nollutsläpp, bör man kunna kräva att endast de allra mest effektiva reningsåtgärderna kan godkännas. Det kan inte vara acceptabelt att stora mängder bottendjur och fisk, riskerar att skadas och få leva med sår på kroppen bara för att de finns i vattnet där vi inte kan se dem. Eftersom våra krav på god livsmedelskvalite ökar kommer också alla rapporter om skador och gifter att ge ett köpmotstånd mot fisk från Östersjön.

Debatten om dessa problem är viktig för att åstadkomma opinion för minskningar av utsläppen, men verkar naturligtvis negativt genom att det blir ett tillfälligt köpmotstånd mot fisk inte bara från förorenade områden. Den undersökning som pågår på yrkesmedicinen i Lund av "fiskätares" hälsotillstånd är i detta sammanhang mycket viktig för att få svar på frågan om även människan skadas av de giftiga ämnen som finns i Östersjön. Om så skulle vara fallet blir naturligtvis fiskkonsumtionen mindre, men samtidigt bör det bli lättare, att få gehör för nödvändigheten av att slutligen börja minska giftutsläppen.

"Övergödningsproblemet" i våra hav har varit föremål för såväl omfattande publicitet, som inomvetenskapliga diskussioner under senare år. De få data vi samlat in kan naturligtvis inte ge något svar på alla de frågor som väckts i dessa sammanhang, utan man får också försöka studera de publikationer som kommit i ämnet för att söka bilda sig en uppfattning. Gör man detta finner man att det schablonmässiga talet om att alger är fosforbegränsade i sjöar och kväve-

begränsade i havet kanske endast stämmer till hälften. Det som tycks stämma är fosforbegränsningen i sjöar. Växtplanktonsamhället längs våra kuster består av många arter, som alla har olika miljökrav, t ex på mängd av olika närsalter. Utan att ta ställning i debatten om vilket ämne som är begränsande vågar vi nog säga att man för att minska primärproduktionen även bör fortsätta att begränsa fosforutsläppen. Detta gäller kanske speciellt i Östersjön där massförekomst (blomning) av kvävefixerande blågröna alger kan uppträda om tillgången på fosfor är god.

När det gäller åtgärder i reningsverken är målsättningen i "Aktionsplanen mot havsförorenningar" att kväverening skall införas relativt snabbt. Man har då utgått ifrån att fosforeringen vid reningsverken är, som man skriver avancerad. Inte minst händelserna sommaren 1987 har emellertid pekat på att så alltid inte är fallet. När vattenflödet blir för stort genomförs s k "bräddning", vilket innebär att en större eller mindre mängd avloppsvatten går ut orenat. Denna bräddning svarar i medeltal för 15 % av fosforutsläppen och 4 % av kväveutsläppen från reningsverken (Miljö- och Hälso-skyddskontoret Karlskrona 1988). Det förekommer dock stora variationer inom och mellan år. Enligt en utredning som gjorts av Statens naturvårdsverk var det troligen också dessa "bräddavlopp" som orsakade de många badförbuden under sommaren 1988. Problemet var mest akut i Öresund och Laholmsbukten, men uppträdde också i Blekinge. Vad man bör studera är ifall det inte är viktigare att försöka undvika bräddning än att införa kvävereningen, om man nu måste välja antingen eller. För Hanöbukten gäller att de åtgärder som man vidtar för att begränsa utflödet av närsalter har stor effekt på kustvattnet i Blekinge och på skånesidan ner till Åhus. För resten av Skånekusten är vattenutbytet troligen så bra att de lokala effekterna blir små. Detta innebär emellertid inte att man kan bortse ifrån närsaltutflödet från Helge å, eftersom här kommer ut så stora mängder att det kan ha betydelse för hela Hanöbukten. Kostnaden för olika åtgärder för att begränsa närsaltbelastningen på Hanöbukten, liksom deras effektivitet, redovisas i en rapport från Länsstyrelsen i Kristianstad våren 1989.

För att begränsa fosforutsläppen i Hanöbukten har man två stora punktkällor att inrikta sig på. nämligen Nymölla AB och Mörrums bruk, som svarar för ca 50 % av direktutsläppen av fosfor till Hanöbukten (Simrishamn - Torhamn). Direktutsläppen svarar i sin tur för ca 40 % av totalutsläppen.

På senare år har det kommit så många förslag från olika håll om åtgärder för att minska utsläppen av närsalter via vattendragen att det här är omöjligt att gå in på alla. Rent allmänt kan sägas att vi tror att man även här bör inrikta sig på att reducera fosformängderna, eftersom dessa svarar för 60 % av totalutsläppen d v s ungefär samma andel som för kvävet. Detta beror på att en stor del av kvävet kommer via luften. Ett problem när det gäller fosfor tycks vara att fånggrödor och skyddszoner längs vattendragen, som är effektiva för kvävereducering, snarast ökar fosforläckaget

(Brink, i Joelsson et al 1986). Detta beror på att fosfor skulle "frysa ut" ur växterna under vintern. För att minska fosforutflödet från jordbruksmark via vattendragen är det viktigt att minska erosionstendenserna t ex. genom att minska storleken på åkerfälten (Ahlström & Bergman 1988). Det förändrade skogsbruket, med kalhyggen och ökad skogsdikning är också ett område där åtgärder måste sättas in för att man skall kunna komma tillrätta med utflödet av närsalter.

I de vattendrag som går till Hanöbukten finns stora möjligheter att genomföra förbättringar vad gäller uttransporter av närsalter i framförallt Helgeå. Ett preliminärt program finns framtaget (Skånes ornitologiska förening) för att återställa våtmarker utmed Helgeåns nedre lopp med inriktning på att förbättra fågelbiotoper. Det är viktigt att man här utnyttjar möjligheterna även till att få fram "närsaltfällor", ett område där många förslag finns framtagna, bl a i de arbeten som gjorts i Halland i anslutning till Laholmsbukten. I Länsstyrelsens i Kristianstad åtgädsprogram finns detaljerade beräkningar just för Helgeå. Där pekas också på svårigheten att minska både kväve- och fosforläckaget samtidigt. Arbetet med att återställa bättre fågelbiotoper bör därför ske i samarbete med limnologisk expertis så att man också kan förbättra utsläppssituationen vad gäller närsalter. Önskvärt vore att man kunde följa upp effekterna av förändringarna även ute i kustvattnet. Detta skulle kunna bli ett stort försöksområde där man genom att samla den expertis som finns skulle kunna få fram kunskap vilken kan komma att användas även på annat håll. Ett sådant projekt blir mycket omfattande och kommer att kräva mycket ideella insatser, något som det bör finnas möjligheter för genom de starka "naturföreningar" som finns i området. Ett sådant här projekt kommer att innebära stora förändringar i landskapet och det blir därmed viktigt att man informerar allmänheten om varför man vidtar olika åtgärder. Detta kan göras med utställningar och vandringar i områdena med kunniga guider.

Som nämnts tidigare är det viktigt att minska närsaltutflödet till bl a Karlskronaskärgården, och de förslag som tagits fram av Miljö- och hälsoskyddskontoret i Karlskrona bör förverkligas, med den reservationen att fosforutsläppen inte får glömmas bort. Utflödet från Listerlandet håller på att karteras, eftersom det är ett så djurtätt område. Det är viktigt att resultaten av denna kartering snarast leder till förbättrande åtgärder vad gäller gödselhanteringen.

För att förbättra torskbeståndet i Hanöbuktens kustvatten har utsättning av torskyngel diskuterats. Kunskap om odling och utsättningar av torsk finns i Norge (Kvenseth, red. 1985) och man hoppas där kunna producera 5 - 10 miljoner torskyngel om året inom kort (Oiested 1987). De resultat man kommit fram till pekar på att utsättning i kustzonen knappast lönar sig, återfångsten blir för liten med det pris som finns på torsk. Att torsken i Hanöbukten vandrar ut från kusten i stor utsträckning indikeras av resultaten från de märkningar som gjorts av fiskenämnderna i Kristianstads och Blekinge län under hösten 1987. Återfångsterna av denna ung-

torsk (1 - 3 år) har kommit från södra delen av Hanöbukten och kring Bornholm.

En art som man däremot borde göra försök med utsättningar inom några år är piggvar, där man tror att det relativt snart går att köpa sättfisk till rimliga priser (Hoffman 1987). Som förberedelse till utsättningarna behöver man undersöka vilka ekologiska faktorer som reglerar det nuvarande beståndet av piggvar. Det naturliga beståndet i Hanöbukten gav vissa år på 1940-talet fångster på ca 50 ton, och kunde man höja den siffran i första hand till det dubbla skulle det innebära en inkomst till kustfiskarna på ca 5 miljoner kronor. För att utsättningarna skall komma till stånd bör dock orsakerna till den stora skadefrekvensen hos piggvaren i Blekinge utrönas.

För fisket som helhet i Hanöbukten måste man vara medveten om att den storleksrationalisering av fiskeflottan som nu sker måste innebära färre enheter (fiskare) på sikt, dels därför att resurserna inte är oändliga, dels därför att marknaden är begränsad.

I projektet "Hanöbukten som naturresurs" har vi bl a försökt ge en bild av buktens "hälsotillstånd". Det vi kommit fram till är att olika problem finns i kustzonen. Ser man det i ett längre perspektiv, t. ex. 30 år, bedömer vi att följande förändringar ägt rum i Hanöbuktens ekosystem.

1. Ackumulering av organiska klorföreningar (EOCL) i sediment och organismer.
2. Ökad förekomst av hudsår och sjukdomar på stationära fiskar i Hanöbuktens inre del.
3. Försämrat siktdjup i kustzonen.
4. Minskad förekomst och djuputbredning av blås- och sågtång.
5. Ökad förekomst av fintrådiga alger, samt påväxt på fiskredskap.

Dessa bedömningar är naturligtvis ganska osäkra, vilket åtminstone delvis beror på att långsiktiga studier av de olika delproblemen saknas. Det är därför viktigt att studier av några relevanta miljöparametrar nu kommer igång i Hanöbukten. Med sådana studier kan man förhoppningsvis upptäcka förändringarna i så god tid att det blir lättare att förhindra fortsatt påverkan. När det gäller problem i kustzonen, framförallt med giftutsläpp, går det att klara av lokalt och regionalt.

För närvarande föreligger en stor skillnad mellan vad man satsar på miljökontroll i de vattendrag som rinner till Hanöbukten och vad man satsar på motsvarande verksamhet i

kustzonen, där dock även vattendragens "problem" hamnar. Enligt en sammanställning av Enell et al (1988) uppgår kostnaden för miljökontroll i de vattendrag som rinner till Hanöbukten under 1987 till något över en miljon kronor. För kustzonen är motsvarande del mindre än en femtedel.

EPILOG

Vårt behov av att beakta naturens bärkraft, eller "balans", har blivit mer och mer uppenbart med vår ökande exploatering av densamma. Detta har på senare år kanske speciellt kommit att diskuteras för våra hav.

Vanligen betraktar och beskriver man exploatering och naturpåverkan som skilda storheter utan att göra en sammanvägande värdering. Många företrädare också den ideella situationen att "nollutsläpp" är möjliga, vilket åtminstone i teorin inte skulle ge några miljöeffekter alls.

Nu är det ganska uppenbart att människan, liksom alla andra varelser, påverkar sin omgivning. Det blir därmed en värderingsfråga hur långt denna påverkan skall tillåtas gå. Vad som gör miljöfrågan så svår är att vi har möjlighet att faktiskt välja vilken grad av påverkan vi vill ha.

Det kan framföras många skäl till att vi skall vara "rädda om" eller "bevara" naturen. En del går ut på rationella utilistiska aspekter, som t ex att "arter måste bevaras" eftersom de kan komma att utgöra en genetisk resurs för framtiden, fiskevatten bör kunna utnyttjas för fångst, det kan finnas skönhetsvärden i naturen" etc. Andra tycker att man bör lägga mer moraliskt/etiska aspekter på vår roll så att vi inte har rätt att omvandla naturen, åtminstone inte alltför mycket. Synpunkterna i det första fallet kan underbyggas med ekonomiska data, medan det i det andra fallet mer blir subjektiva värderingar. Det betraktas ofta som ett svaghetstecken att det ekonomiska värdet av en ren miljö är så litet (läs svårt att uppskatta). Om man ser på vad som gjorts på miljösidan hittills så har detta huvudsakligen gjorts utan "ekonomisk baktanke". Detta kommer säkert att bli fallet i fortsättningen också, vilket innebär att miljövårdare inte behöver betrakta det som ett stort problem att miljö- och naturvårdsvärden oftast får ett ekonomiskt värde som är mindre än "exploateringsens". Det som kommer att kunna förbättra vår miljö i framtiden är människornas känsla av att en renare miljö är ett behov och ett krav för livskvalite'.

En beskrivning av tillståndet i ett ekosystem, stort eller litet, låter sig i allmänhet göras så att de flesta är överens. När det gäller förklaringar till hur detta tillstånd uppstått blir det emellertid ofta konflikter, liksom då man försöker åstadkomma förbättringar i detta tillstånd. Dessa konflikter tas ofta till intäkt för att skjuta upp beslut om åtgärder. Detta är kanske mest uppenbart när det gäller "övergödningssproblematiken" i våra kustvatten. Debatten om kväve eller fosfor som begränsande ämnen kan förmodligen pågå åtskilliga år framöver. Vi tycker inte att det på grund av den tveksamhet som finns kan framföras åsikten att man bör vänta med utsläppsminskningar. Det man riskerar är endast att i efterhand få klart för sig att man kunde fått

ännu bättre effekt av att satsa på något annat, men man har dock uppnått ett bättre resultat än om man inte gjort något alls. Detta resonemang blir ännu mera självklart när det gäller giftutsläpp av svårnedbrytbara föreningar.

En tendens man märker i den svenska, och möjligen även andra, miljödebatten är att man mestadels talar om behovet att rena utsläpp. Mera sällan talar man om det som borde vara viktigare, nämligen att minska mängden föroreningar som behöver renas. Ett positivt undantag är möjligen övergången till klorfritt, eller nästan klorfritt, papper där man då slipper reningsproblemet. Man måste dock ha klart för sig att de totala utsläppen av organiskt bundet klor knappast alls påverkats av våra förändrade konsumtionsvanor av "vitblekt" papper. Det återstår lång väg innan man nått tolerabla utsläppsnivåer av dessa föroreningar.

När det gäller kommunernas reningsverk är man där ofta stolt över att man klarar av en fosforrening på 90-95 %, men man arbetar sällan med att försöka minska tillflödet av fosfor till reningsverken. En övergång till fosforfattiga disk- och tvättmedel skulle enligt uppgift kunna innebära förbättringar i storleksordningen 25 %. Tydligt är att man efter fosfordebatten på 1960-talet har släppt på kraven, vilket visar att det hela tiden måste finnas en aktiv produktkontroll ur miljösynpunkt eftersom de myndigheter som borde ha dessa problem under uppsikt inte klarar av det. Detta tycker vi trots allt visar att man kan nå resultat på andra sätt än genom att enbart öka reningsgraden, det gäller att minska reningsbehovet.

Vi tycker inte att man kan säga att forskarna hindrar förbättringar genom att man är oense om vilka åtgärder som är bäst. Det är myndigheternas ansvar att åstadkomma någon slags förbättring, samtidigt som man bör stödja forskning för att få fram ännu bättre beslutsunderlag och följa effekterna av utsläppsminskningarna. Myndigheterna, politiker och industrifolk (på olika nivåer) använder snarast forskarnas nödvändiga debatt för att slippa ställa högre reningskrav än som är absolut nödvändigt, med få undantag. Detta innebär naturligtvis att steget till s k nollutsläpp är mycket stort och omöjligt att uppnå inom överskådlig framtid. Detta vore i och för sig önskvärt när det gäller alla gifter, men kanske inte när det gäller närsalter. Det man kan skönja i en avlägsen framtid är möjligheten till en styrd eutrofi (näringstatus) i havet, dvs att man kan bestämma vilken produktion man vill ha i ett havsområde, näringsfattigdom i havet behöver inte vara ett självändamål, (Sakshaug 1987). För att uppnå tillräcklig kunskap att åstadkomma detta behövs emellertid långsiktig målinriktad grundforskning, något som det saknas både pengar och organisation för idag.

REFERENSER

- Ackefors, H., 1969. Ecological zooplankton investigations in the Baltic proper 1963-1965. - Inst. of Mar. Res., Lysekil, nr 18, 139 sidor.
- Ahlström, K. & A. Bergman, 1988. Sediment and nutrient losses by water erosion from arable land in south Sweden, a problem with nonpoint pollution? - Vatten, 44:193-204.
- Andersson, B. & B. Karlsson, 1988. Transport av närsalter: en undersökning av 11 vattendrag i Karlskrona kommun 1987. - Rapport från Miljö- och Hälsoskyddsnämnden i Karlskrona, 48 sidor.
- Andersson, T., L. Förlin, J. Härdig & Å. Larsson, 1988. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft pulp mill effluents. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45:1525-1536.
- Aneer, G., 1980. Estimates of feeding pressure on pelagic and benthic organisms by Baltic herring (Clupea harengus V. membras L.). - Ophelia suppl., 1:265-275.
- Aneer, G., 1987. High natural mortality of Baltic herring (Clupea harengus) eggs caused by algal exudates? - Mar. Biol., 94:163-169.
- Aneer, G., G. Florell, U. Kautsky, S. Nellbring & L. Sjöstedt, 1983. In situ observations of Baltic herring (Clupea harengus membras) spawning behaviour in the Askö-Landsort area, northern Baltic proper. - Mar. Biol., 74:105-110.
- Angelidis, P., F. Baudin-Laurencin & P. Youinon, 1987. Stress in rainbow trout, Salmo gairneri: effects upon phagocyte chemiluminescence, circulating leucocytes and susceptibility to Aeromonas salmonicida. - J. Fish. Biol., 31 (suppl. A):113-122.
- Ankar, S., 1986. PML-Marin, Östersjön, rapport 1985. - Stenc. Askö lab., 19 sidor + 6 fig., 11 tab. och 41 appendixfigurer.
- Anon., 1987. Östersjön, utsläpp och miljöproblem. - Delrapport från åtgärdsgrupp Syd, 54 sidor + 3 bilagor.
- Anon., 1977-1988. Blekinge Kustundersökning. - Stencil. rapporter, Länsstyrelsen Karlskrona.
- Anon., 1989. Förslag till Åtgärdsprogram för att minska närsaltbelastningen från Kristianstads län på Hanöbukten. - Rapport under tryckning, Länsstyrelsen i Kristianstads län.
- Arntz, W.E., 1974. Die Nahrung juveniler Dorsche in der Kieler Bucht. - Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch.,

- Arntz, W.E., 1977. The food of adult cod (Gadus morhua L.) in the western Baltic. - Meeresforsch., 26:60-69.
- Bailey, K.M. & R.S. Bathy, 1983. A laboratory study of predation by Aurelia aurita on larval herring (Clupea harengus): experimental observations compared with predictions. - Mar. Biol., 72:295-301.
- Bengtsson, L., 1982. Näringsberikning i kustområden, beskrivning av miljösituationen i Blekinge havsområde. - Karlskrona komm. och IVL symp., Östersjön, näringsresurs och skyddsvärd miljö. Kap. 18, 17 sidor.
- Bergstrand, E., 1987. Östergötlands skärgård - Vattenmiljön. - SMHI, oceanografi, 17, 1987, 146 sidor.
- Bodungen, B.von, 1986. Annual cycles of nutrients in a shallow area, Kiel Bight. - Variability and trends. - Ophelia 26:91-107.
- Brink, N., 1986. Avlastningsåtgärder för minskning av växt-näringsläckage från åker. - I, Joelsson, A., H. Berggren, K.-E. Gustafsson, K. Persson & R. Skogsberg. Åtgärder för att minska kväve- och fosfortillförseln till Laholmsbukten. - Rapport, 60 sidor + 6 bilagor.
- Börje, M., J.-E. Fogelgren, B. Tengelin & M. Ulmestrand, 1987. Födoval av torsk (Gadus morhua L.) i Skagerakk och Kattegatt under februari 1981. - Medd. från havsfiskelab., Lysekil no 320, 13 sidor + figurer och tabeller.
- Carlsson, B., B. Larsson & C. Åberg, 1987. Ronnebyskärgårdens mjukbottnar. - Stencil, Blekinge läns Folkhögskola, Ekologisk rapport no 8, 26 sidor.
- Dave, G., M.-L. Johansson-Sjöbeck, Å. Larsson, K. Levander & U. Lidman. 1975. Metabolic and hematological effects of the starvation in the european eel, Anguilla anguilla L. I. Carbohydrate, lipid, protein and inorganic ion metabolism. - Comp. Biochem. Physiol., A 52:423-430.
- Degerman, E., L. Pihl, R. Rosenberg, I. Lagenfelt, E. Thörn-löv & M. Ulmestrand, 1986. Fisk och kräftdjur på grunda bottnar från Bohuslän till Blekinge. - SNV rapport 3082, 36 sidor.
- Ellsaesser, C.F. & L.W. Clem, 1986. Hematological and immunological changes in channel catfish stressed by handling and transport. - J. Fish Biol., 20:511-521.
- Elmer, S., 1983. Undersökning av sillens reproduktionsområden i Blekinge skärgård 1980-1982. - Medd. havsf.lab., Lysekil nr 295, 14 sidor.

- Enell, M., A. Johansson & L. Ridderstad, 1988. Samordnad recipientkontroll 1987-1988. - IVL-rapport, B 902, 269 sidor.
- Folkvord, A., P.G. Kvenseth, T. Pedersen & V. Öiestad, 1985. Mass production of juvenile Atlantic cod (Gadus morhua L.) in a pond: results and new approaches in 1985. - ICES, CM. 1985/F:63/Ref.G., 12 sidor.
- Gredefelt, E. & P.O. Skoglund, 1988. Sedimentundersökning i Karlskrona havsband. - Rapport från Miljö- och hälsoskyddskont., Karlskrona komm., 11 sidor.
- Hansson, S. 1985. Effects of eutrophication on fish communities with special reference to the Baltic Sea - a literature review. - Inst. of freshw. Res., 62:36-56.
- Haux, C., Å. Larsson, U. Lidman, L. Förlin, T. Hansson & M.-L. Johansson-Sjöbeck, 1982. Sublethal physiological effects of chlorinated paraffins on the flounder, Platichthys flesus L. - Ecotox. Environm. Safety, 6:49-59.
- Haux, C., M.-L. Sjöbeck & Å. Larsson, 1985. Physiological stress responses in a wild fish population of perch (Perca fluviatilis) after capture and during subsequent recovery. - Mar. Environm. Res., 15:77-95.
- Hoffman, E. 1987. Udsætning av fladfisk. - Medd. från havsfiskelab., Lysekil, Red. B.I. Dybern, no 321:17-25.
- Heckey, R.E. & P. Kilham. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments. A review of recent evidence on the effects of enrichment. - Limnol. Oceanogr., 33:796-822.
- Hegesh, E., N. Gruener, S. Cohen, R. Bochovsky & H.I. Shuval, 1970. A sensitive micromethod for the determination of methemoglobin in blood. - Clin. Chim. Acta 30:679-682.
- Hernroth, L. & H. Ackefors, 1979. The zooplankton of the Baltic proper, a long-term investigation of the fauna, its biology and ecology. - Fish. Res. bd of Sweden, Inst. of Mar. Res., rep. no 2, 60 sidor.
- Hessle, C. 1923. Undersökningar rörande torsken (Gadus callarius L.) i mellersta Östersjön och Bottenhavet. - Medd. Kungl. Lantbruksstyrelsen, 243; 2, 56 sidor.
- Håkansson, L. 1981. Sjösedimenten i recipientkontrollen, principer, processer och praktiska exempel. - SNV pm 1398, 242 sidor.
- Härdig, J. & L.B. Höglund, 1983. Seasonal and ontogenetic effects on methemoglobin and reduced glutathione contents in the blood of reared Baltic salmon. - Comp. Biochem. Physiol., 75 A, No 1:27-34.

- Jensen, N.J. 1983. The ulcer syndrome in cod (Gadus morhua) : a review. - Rapp. P-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer. 182:58-64.
- Jensen, N.J., I.L. Larsen & N.O. Christensen, 1983. Spring ulcer disease in ael (Anguilla anguilla). - Rapp. P-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer. 182:106-110.
- Johansson, L. 1977. Uppvällning i svenska kustvatten; en undersökning utifrån tre års ytvattentemperaturkartor. - PM, SMHI, U1/77, 9 sidor.
- Johansson-Sjöbeck, M.-L. & Å. Larsson., 1978. The effect of cadmium on the Hematology and on the activity of gamma-aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) in blood and hermatopoietic tissues of the flounder, Pleuronectes flesus L,. - Environm. Res., 17:191-204
- Jonsson, P., B. Jonsson, L. Håkansson & K. Martinsson, 1986. Spridning av klorerat organiskt material från skogs-industrier. - SNV rapport 3228, 93 sidor.
- Juhlin, B. 1987. Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1986. - SMHI, oceanografi, 12, 1987.
- Kangas, P. & Å. Niemi, 1985. Observations of recolonization by the Bladder-wrack, Fucus vesiculosus, on the southern coast of Finland. - Aqua Fennica, 15:133-141.
- Kautsky, H., U. Kautsky & S. Nellbring, 1988. Distribution of flora and fauna in an area receiving pulp mill effluents in the Baltic sea. - Ophelia 28:139-155.
- Kautsky, N., H. Kautsky, U. Kautsky & M. Waern. 1986. De-cresed depth penetration of Fucus vesiculosus (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic sea. - Prog. Mar. Ecol., 28:1-8.
- Keats, D.W., D.H. Steele & G.R. South, 1986. The role of fleshy macroalgae in the ecology of juvenile cod (Gadus morhua L.) in inshore waters of eastern Newfoundland. - Can. J. Zool., 65:49-53.
- Klinkhardt, M.B. & E. Bisler, 1984. A simple method for estimating the age of herring eggs. - ICES, C.M. 1984/J:35, 7 sidor.
- Kvenseth, P.G. Redaktör, 1985. Veiledning i torskoppdrett. - Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt, Bergen, Norge, 69 sidor.
- Landner, L., 1978. Kemisk och biologisk karakterisering av avloppsvatten från Nymölla Bruk. - IVL, 27:3, 34 sidor.
- Landner, L., K. Nilsson & R. Rosenberg, 1977. Assessment of industrial pollution by means of benthic macrofauna

- surveys along the Swedish Baltic coast. - Vatten, 77, 3:324-379.
- Larsen, I.L. 1983. Bacteriological aspects of the ulcer syndrome in cod. - Rapp. P-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer. 182:65-71.
- Larsson, P.-E., 1988. Fiskeriutredning, Nymölla AB, Mörrums Bruk, arbetsrapport 1988. - Stencil, Fisk.styr. Utredn.kont., Göteborg, 20 sidor.
- Larsson, U. & S. Johansson, 1987. Intensiv övervakning av kustvatten i Askö-Landsortsområdet. - SNV rapport 3387, 64 sidor.
- Larsson, Å. C. Haux & K. J. Lehtinen, 1980. Biochemical and hematological effluents of a titanium dioxide industrial effluent on fish. - Bull. Environm. Contam. Toxicol., 25:427-435.
- Larsson, Å., C. Haux & M.-L. Sjöbeck, 1985. Fish physiology and metal pollution: Results and experiences from laboratory and field studies. - Ecotox.. Environm. Safety, 9:250-281.
- Lehtonen, H. & M. Hilden, 1980. The influence of pollution on fisheries and fish stocks in the finnish part of the Gulf of Finland. - Finnish Mar. Res. no 247:110-123.
- Leppäkoski, E., 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrobenthos in marine and brackishwater environments. - Acta Acad. Åbo., Ser. B. 35:1-90.
- Lindahl, O., 1977. Studies on the production of phytoplankton and zooplankton in the Baltic in 1976, and a summary of results from 1973-1976. - Medd. Havsfiskelab., nr 220, 54 sidor.
- Lindblom, R., 1973. Abundance and horizontal distribution of pelagic fish eggs and larvae in the Baltic sea 1967-1971. - Medd. från Havsfiskelab., Lysekil, no 140, 33 sidor + tabeller och figurer.
- Lindesjö, E. & J. Thulin, 1985. Common diseases of cod, herring and flatfish along the coast of Sweden. - Abstract, V:th Int. Conf. on Wildl. Diseases, August 18-24 1985, Uppsala, 1 sida.
- Lindesjö, E. & J. Thulin, 1987. Fin erosion of perch (Perca fluviatilis) in a pulp mill effluent. - Bull. Eur.Assoc. Fish Pathol., 7:11-14.
- Lindvall, B. 1984a. Sammanställning och utvärdering av recipientundersökningar avseende strand- och mjukbottenfauna utanför Mörrums Bruk, 1960-83. - Stencil, 13 sidor + 8 tabeller och 28 figurer.

- Lindvall, B., 1984b. The condition of a Fucus-community in a polluted archipelago area on the east coast of Sweden. - Ophelia, suppl., 3:147-150.
- Madsen, P.P. & B. Larsen, 1986. Accumulation of mud sediments and trace metals in the Kattegatt and the Belt Sea. - Rep. of the Mar. Poll. Lab., no 10, 54 sidor.
- Mattson, J. & K.-J. Lehtinen, 1984. Influensområdet för klorerade fenoler och guajakoler i vatten och blåmusslor (Mytilus edulis) i recipienten utanför Mörrums bruk. - IVL R4/84, 29 sidor.
- McLeay, D.J. & D.A. Bown, 1979. Stress and chronic effects of untreated and treated bleached kraft pulp mill effluent on the biochemistry and stamina of juvenile coho salmon, Onocorhynchus kisutch. - J. Fish. Res. Board Can., 36:1049-1059.
- Möller, H., 1980a. A summer survey of large zooplankton, particularly scyphomedusae, in North Sea and Baltic. - Meeresforsch., 28:61-68.
- Möller, H., 1980b. Population dynamics of Aurelia aurita medusae in Kiel Bight, Germany (FRG). - Mar. Biol., 60:123-128.
- Möller, H., 1984. Reduction of larval herring population by jellyfish predator. - Science 224:621-622.
- Möller, H. & K. Anders, 1986. Diseases and parasites of marine fishes. - Verlag Möller, Kiel, ISBN 3-923890-04-4, 365 sidor.
- Nehring, D., 1984. The further development of the nutrient situation in the Baltic proper. - Ophelia suppl., 3:167-179.
- Nilsson, M.-C., 1985. Skador och sjukdomar hos fisk utanför skogsindustrier, enkätundersökning. - SNV rapport 3161, 30 sidor + 3 bilagor.
- Oiestad, V., 1987. Utsettning av torsk. - Medd. från havsfiskelab., Lysekil, Red. B.I. Dybern, no 321:12-16c.
- Olafsson, E.B., 1987. Inhibition of larval settlement to a soft bottom benthic community by drifting algal mats: an experimental test. - Mar. Biol., 97:115-118.
- Olafsson, E.B. & L.-E. Persson, 1984. Fisk och bottendjur i grundområden på svenska sydkusten. - I "Biologisk värdering av svenska havsområden", Red. R. Rosenberg, SNV PM 1911:97-167.
- Otterlind, G., 1984. On fluctuations of the Baltic cod stock. - ICES, C.M. 1984/J:14, 10 sidor.

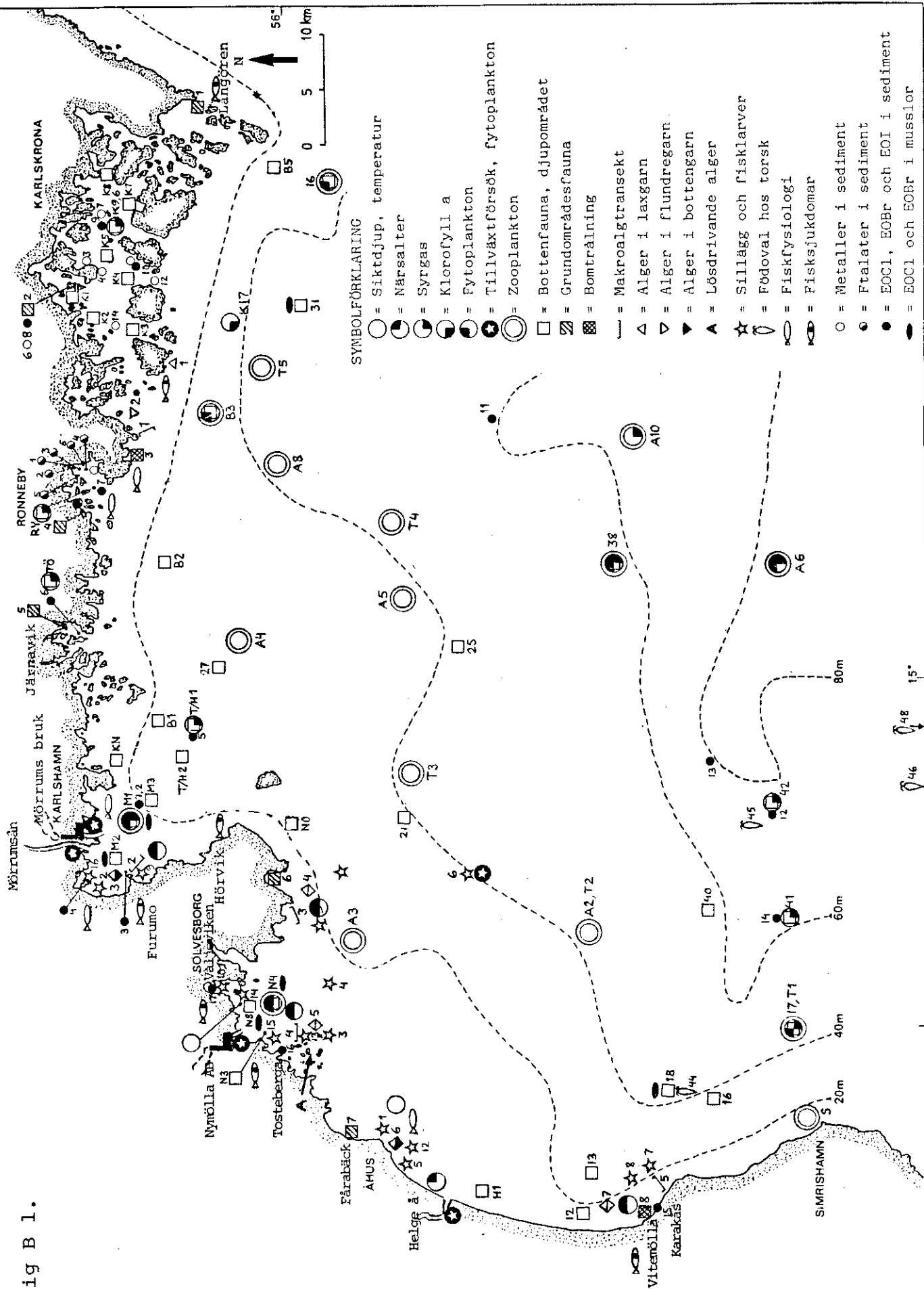
- Parmanne, R. & V. Sjöblom. 1980. Abundance, mortality and production of spring-spawning Baltic herring larvae in the seas around Finland in 1979. - ICES, C.M. 1980/J:9, 16 sidor.
- Palmen, E., 1954. Seasonal occurrence of ephyrae and subsequent instars of Aurelia aurita (L.) in the shallow waters of Tvärminne, S. Finland. - Arch. Soc. Zool. Bot. Fenn., Vanamo, 8:122- 131.
- Pekkarinen, M., 1983. Seasonal changes in condition and biochemical constituents in the soft part of Macoma balthica (Lamellibranchiata) in the Tvärminne brackish water area (Baltic Sea). - Ann. Zool. Fennici, 20311-322.
- Persson, L.-E., 1977. Pegelundersökningar i Östersjön: Hanöbukten. A. Utbredning, abundans och biomassa, 1975 och 1976. - Sydlänens Kustundersökn., rapport no 36, 105 sidor.
- Persson, L.-E., 1981. Long-term changes in population density of Diastylis rathkei, Kröyer (Cumacea) in different depths in the Hanö Bay, southern Baltic. - Kiel. Meeresforsch., sonderheft 5:521-528.
- Piechurs, J., 1987. Oceanographic conditions in the southern Baltic during 1986. - ICES, C.M. 1987/C:3, 7 sidor.
- Rosemarine, A., J. Mattson, K.-J. Lehtinen, M. Notini & E. Nylen, 1986. Effects of pulp mill chlorate (ClO₂) on Fucus vesiculosus, a summary of projects. - Ophelia suppl., 4:219-224.
- Sakshaug, E., 1987. Fosfor og Nitrogen som begrensende faktorer for algtillvekst. - Nordforsk, miljövårdsserien 1987,1:247-255.
- Sandström, O. & G. Thoresson, 1988. Mortality in perch populations in a Baltic Pulp Mill effluent area. - Mar. Poll. Bull., 19:564-567.
- Simons, T.J., 1976. Topographic and baroclinic circulations in the southwest Baltic. - Ber. Inst. Fur Meereskunde, 25:1-10.
- Sjöstedt, G., 1920. Algologiska studier vid Skånes södra och östra kust. - Lunds Univ. Årsskrift, N.F. Bd 16, Nr 7, 38 sidor.
- Sjöstrand, B., 1988. Resurs 89, fiskbestånd och fångstmöjligheter. - Stencil, havsfiskelab., Lysekil, 24 sidor.
- Skiftesvik & . Huse, 1987. Sarsia..
- SKU, 1973. Östersjön, Nymölla Bruk, mätningar över bottenfaunan. - Studier över Sydän. Kustv., 13, 39 sidor..

- SKU, 1976. Östersjön, Nymölla AB, biologiska undersökningar. - Studier över Sydlän. Kustv., 32, 43 sidor.
- Stoecker, D.E., A.E. Michaels & L.H. Davis, 1987. Grazing by the jellyfish, Aurelia aurita, on microzooplankton. - J. of plankton res., 9:901-915.
- Sundström, B. 1989. Tillsatsexperiment, Hanöbukten 1987-88. - Stencil, Marinekologiska avd. Lunds Universitet, 6 sid..
- Södergren, A., 1988. Biologiska effekter av blekeriavlopp. - SNV rapport, (A. Södergren red.), 3498, 134 sidor.
- Söderström, J., 1988. Phytoplankton production in Swedish coastal waters, a steady state system controlled by the availability of phosphorous. - Stencil, Länsstyr. Göteborg, 53 sidor.
- Thuren, A., 1986. Determination of phtalates in aquatic environments. - Bull. Environ. Contam. Toxicol., 36:33-40.
- Wachenfeldt, T.von, 1976. Undersökningar i vatten och sediment, Blekinge, Karlskrona skärgård, Karlshamn. - Studier över Sydl. Kustv., 35, 40 sidor.
- Wachenfeldt, T.von, 1982. Recipientundersökning i Nordersund, maj-juni 1982 för Sölvesborgs kommun. - Stencil, Mar. Bot. Lab., Lunds Univ., 10 sidor + tabeller och figurer.
- Waldemarsson, S. & T.von Wachenfeldt, 1984. Marinbotanisk undersökning av Fucus vesiculosus-samhället längs Blekingekusten. - Rapp. Mar. Bot. avd., Lunds Univ., 49 sidor.
- Wallentinus, I., 1979. Environmental influences of Benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, northern Baltic proper. II The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. - Contr. from the Askö Lab., no 25, 210 sidor.
- VBB, 1984a. Undersökning av spridningen inom Pukaviksbukten av avloppsvatten från Mörrums Bruk. - VBB, E 7265, 60 sidor.
- VBB, 1984b. Undersökning av spridningen av avloppsvatten från Nymölla AB. - VBB, F 1648, 54 sidor.
- Wassenberg, T.J. & B.J. Hill, 1987. Feedings by the sand crab, Porthunus pelagicus on material discarded from prawn trawlers in Moreton Bay, Australia. - Mar. Biol., 95:387-393.
- Wenne, R., 1985. Microgeographic differentiation in condition and biochemical composition of Macoma balthica (L.) from the Gdansk Bay (south Baltic). - Polskie Arch. Hydrobiol., 32:175-194.

Vethaak, A.D. 1985. Prevalence of fish diseases with reference to pollution of dutch coastal waters. - Rivo-Report CA 85-01 E and NZ-N86. 01, 70 sidor + appendix.

Westerberg, H., 1986. Fiskeriutredning, Nymölla AB, Mörrums Bruk, Etapp I. - Fisk.styr. Utredn.kont., Göteborg, 79 sidor + 3 bilagor.

Fig B 1.



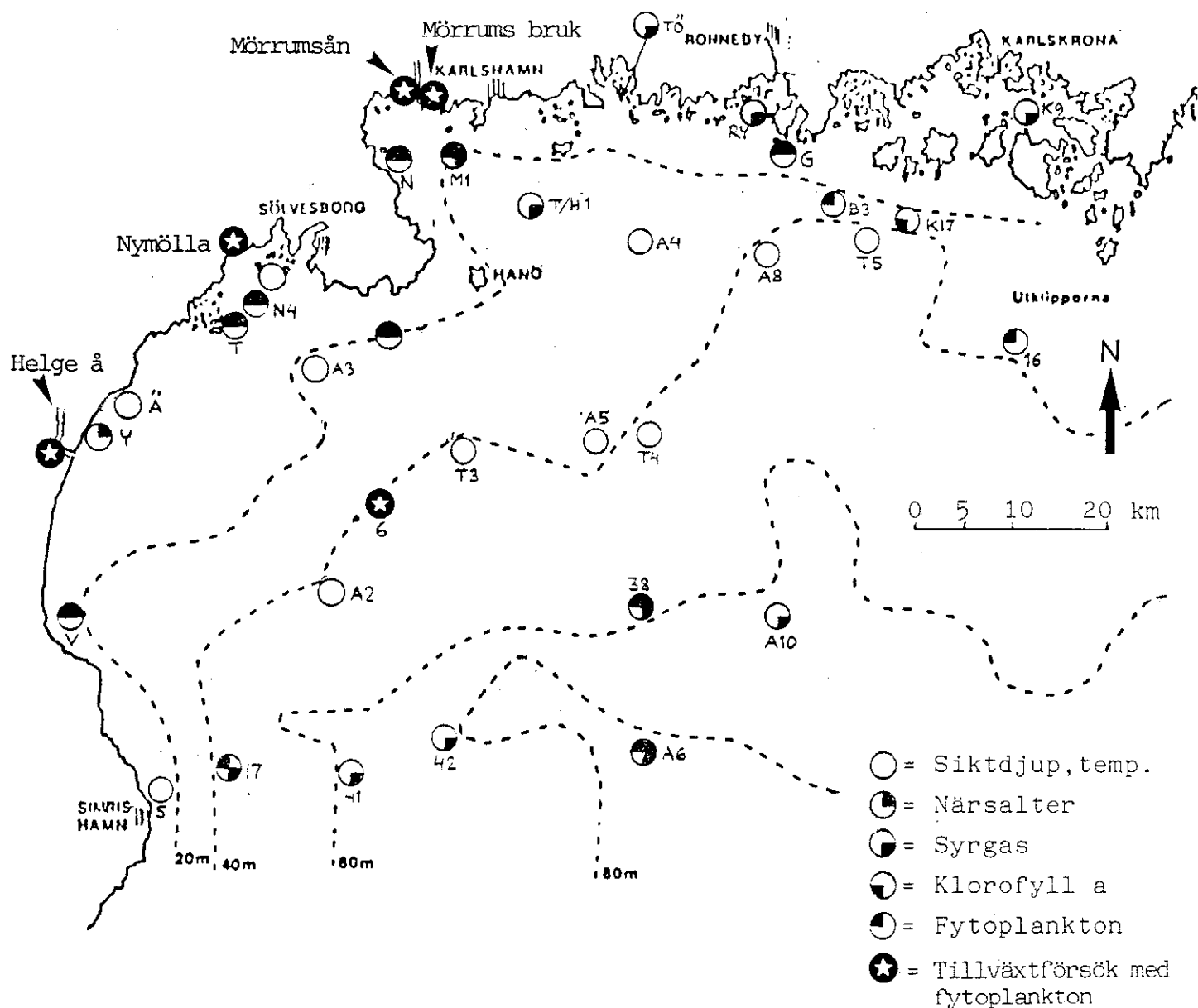


Fig B 2. Provtagningsstationer för fysikaliska/kemiska vattenparametrar, växtplankton och tillväxtförsök med växtplankton i Hanöbukten 1987 och 1988.

Station	Lat	Long	Djup(m)	Station	Lat	Long	Djup(m)
6	55 47 00	14 36 75	40	B3	56 05 95	15 22 70	25
16	55 57 90	15 42 00	39	K9	56 08 55	15 39 70	19
17	55 34 90	14 27 50	41	K17	56 02 20	15 32 50	26
38	55 45 00	15 03 50	54	M1	56 09 90	14 48 05	22
41	55 33 34	14 36 05	63	N4	56 01 12	14 28 20	9
42	55 36 30	14 44 30	77	T/H1	56 04 66	14 56 45	40
G★	56 06 40	15 17 18	12	A2	55 42 00	14 35 00	45
N★	56 07 20	14 42 60	12	A3	55 55 00	14 37 00	15
S	55 34 45	14 23 15	8	A4	56 02 00	15 02 00	38
T★	55 58 90	14 30 00	12	A5	55 52 00	15 00 00	38
V★	55 42 10	14 12 90	12	A6	55 34 00	15 02 00	85
VN★	56 02 30	14 32 20	9	A8	56 00 00	15 17 00	40
Y★	55 52 55	14 15 50	12	A10	55 40 00	15 20 00	65
Ä★	55 54 00	14 20 00	10	T3	55 50 99	14 51 00	40
RY	56 09 55	15 17 80	10	T4	55 57 00	15 15 00	40
TÖ	56 10 09	15 03 90	16	T5	56 01 00	15 24 00	40

★= Prov tagna av fiskare.

Positioner för åar och industrier ej angivna.

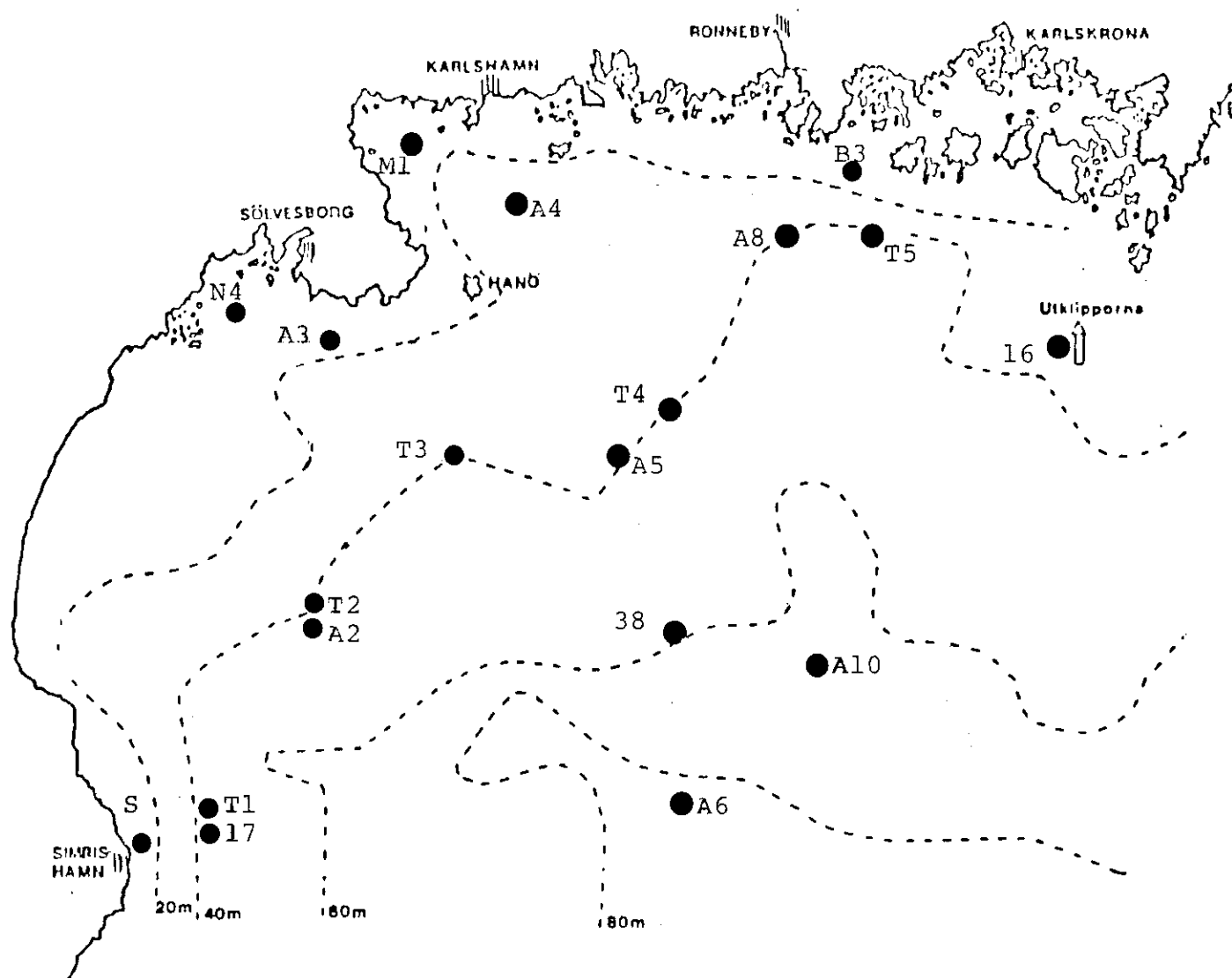


Fig B 3. Zooplankton-stationer i Hanöbukten 1987.
Vertikala håvdrag, maskvidd 90 μ m där ej annat anges.

Station	Lat	Long	Djup(m)
S	55 34 45	14 23 15	8
17	55 34 90	14 27 50	41
T1	55 34 91	14 27 80	41
A2	55 42 00	14 35 00	45
T2	55 42 10	14 35 17	45
A3	55 55 00	14 37 00	15
N4	56 00 30	14 31 10	8
T3	55 50 99	14 51 00	40
38	55 45 00	15 03 50	54
A6	55 34 00	15 02 00	85
A10	55 40 00	15 20 00	65
A5	55 52 00	15 00 00	38
T4	55 57 00	15 15 00	40
A4★	56 02 00	15 02 00	38
M1★	56 06 25	14 48 30	19
A8★	56 00 00	15 17 00	40
B3★	56 05 95	15 22 70	25
T5	56 01 00	15 24 00	40
16	55 57 90	15 42 00	39

★ = provtagning även under 1988

T-stationer = 1 km horisontaldrag, djup 20m, 500 μ m (enl Möller-80)

A-stationer = positioner enl Ackefors 1969

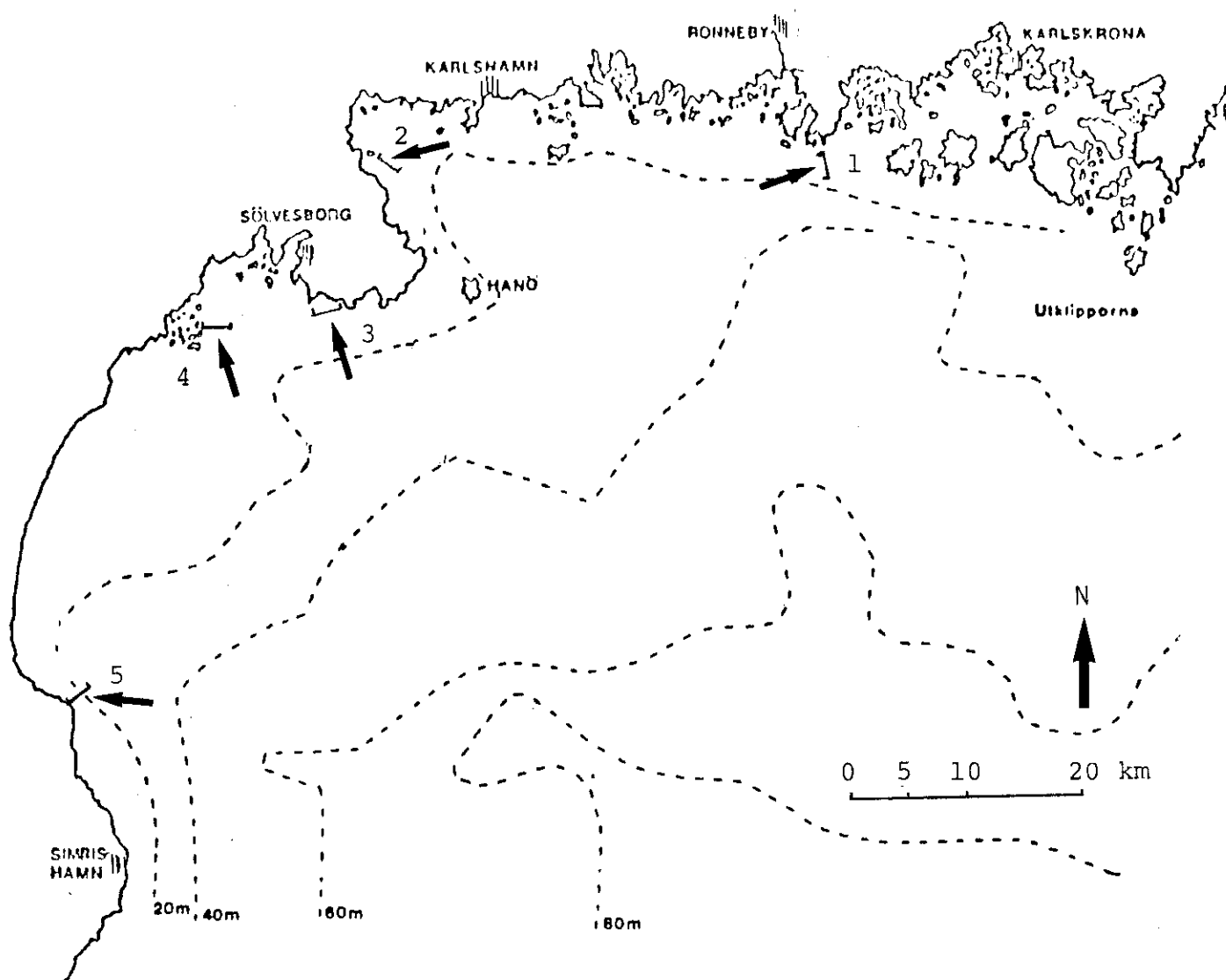


Fig B 4. Provtagning av makroalger längs transekter i Hanöbukten 1987 och 1988.
(Videofilmning längs transekterna endast 1987.)

Nr	Transekt	Lat	Long	Längd(m)	Riktning
1	Lindö	56 07 10	15 21 20	500	160°
2	Norrören★	56 07 70	14 42 40	250	125°
3	Björknabben	55 59 40	14 40 20	250	250°
4	Rakö	55 58 80	14 27 60	500	90°
5	Karakås	55 40 50	14 16 40	250	45°

★ = Endast 1988.
(Ej videofilmad)

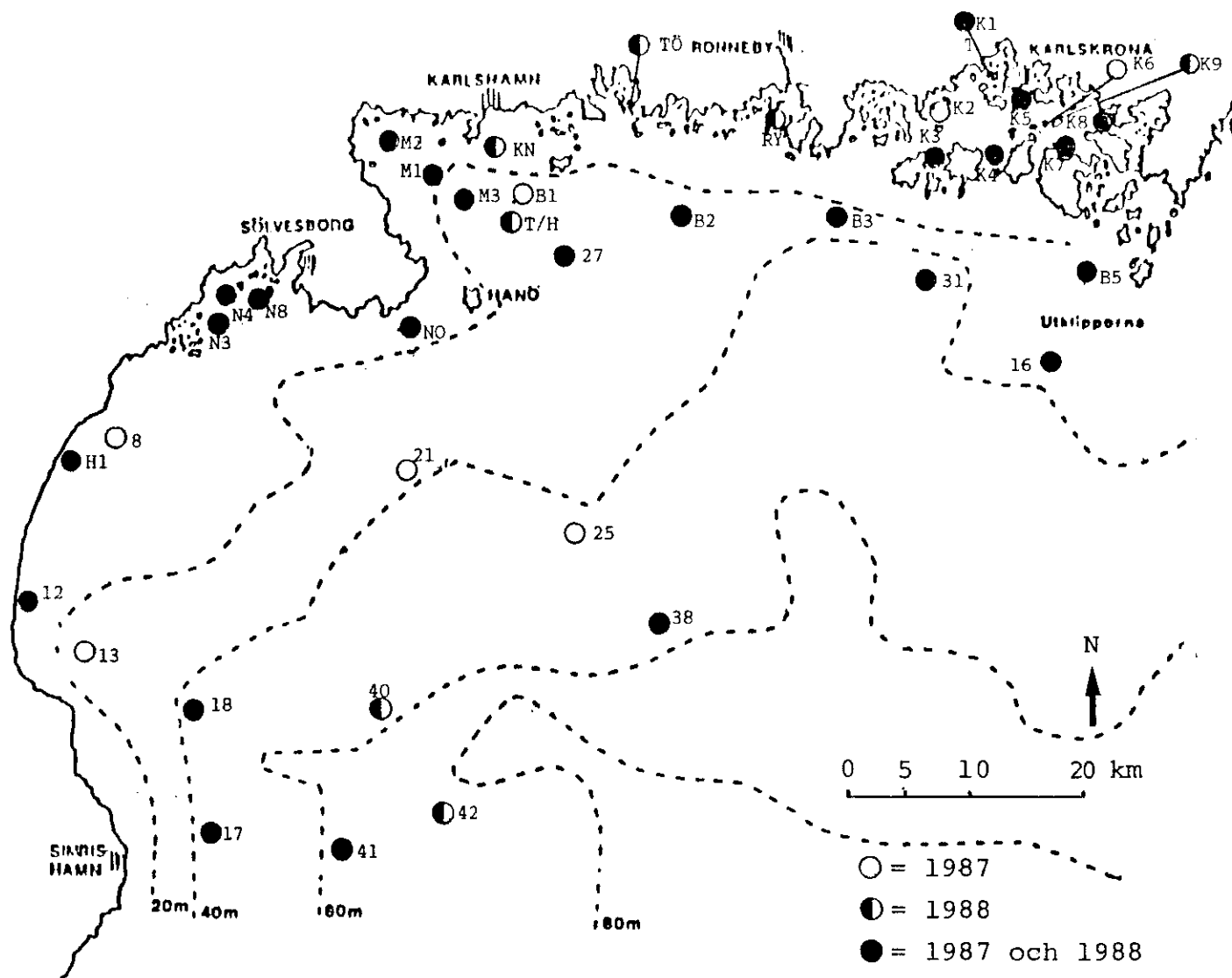


Fig B 5. Provtagningsstationer för bottenfauna och sediment i Hanöbukten 1987 och 1988.

Station	Lat	Long	Djup(m)	Station	Lat	Long	Djup(m)
H1	55 50 04	14 30 70	17	M2	56 07 60	14 06 50	19
8	55 52 80	14 19 75	15	M3	56 06 70	14 49 55	27
12	55 44 88	14 11 53	8	KN	56 08 55	14 53 45	23
13	55 42 50	14 18 00	23	T/H	56 04 66	14 56 45	40
16	55 57 90	15 42 15	39	TÖ	56 10 09	15 03 90	16
17	55 34 08	14 27 46	41	RY	56 09 55	15 17 80	10
18	55 39 15	14 21 62	40	B1	56 07 05	14 54 20	27
21	55 49 95	14 42 90	36	B2	56 06 70	15 09 80	24
25	55 51 20	14 56 60	41	B3	56 05 95	15 22 70	25
27	56 03 08	14 56 71	40	B5	56 00 95	15 44 40	28
31	55 59 62	15 30 01	45	K1	56 10 25	15 33 50	10
38	55 45 00	15 03 50	54	K2	56 09 40	15 31 05	8
40	55 39 90	14 41 10	57	K3	56 06 90	15 30 50	9
41	55 33 34	14 36 05	63	K4	56 06 95	15 34 50	13
42	55 36 30	14 44 30	77	K5	56 09 05	15 36 80	13
N3	56 00 63	14 28 10	8	K6	56 08 55	15 39 85	12
N4	56 01 12	14 28 20	9	K7	56 07 45	15 41 25	7
N8	56 00 60	14 31 60	6	K8	56 08 60	15 44 05	7
NO	55 59 63	14 43 07	22	K9	56 08 55	15 39 70	19
M1	56 06 90	14 48 05	22				

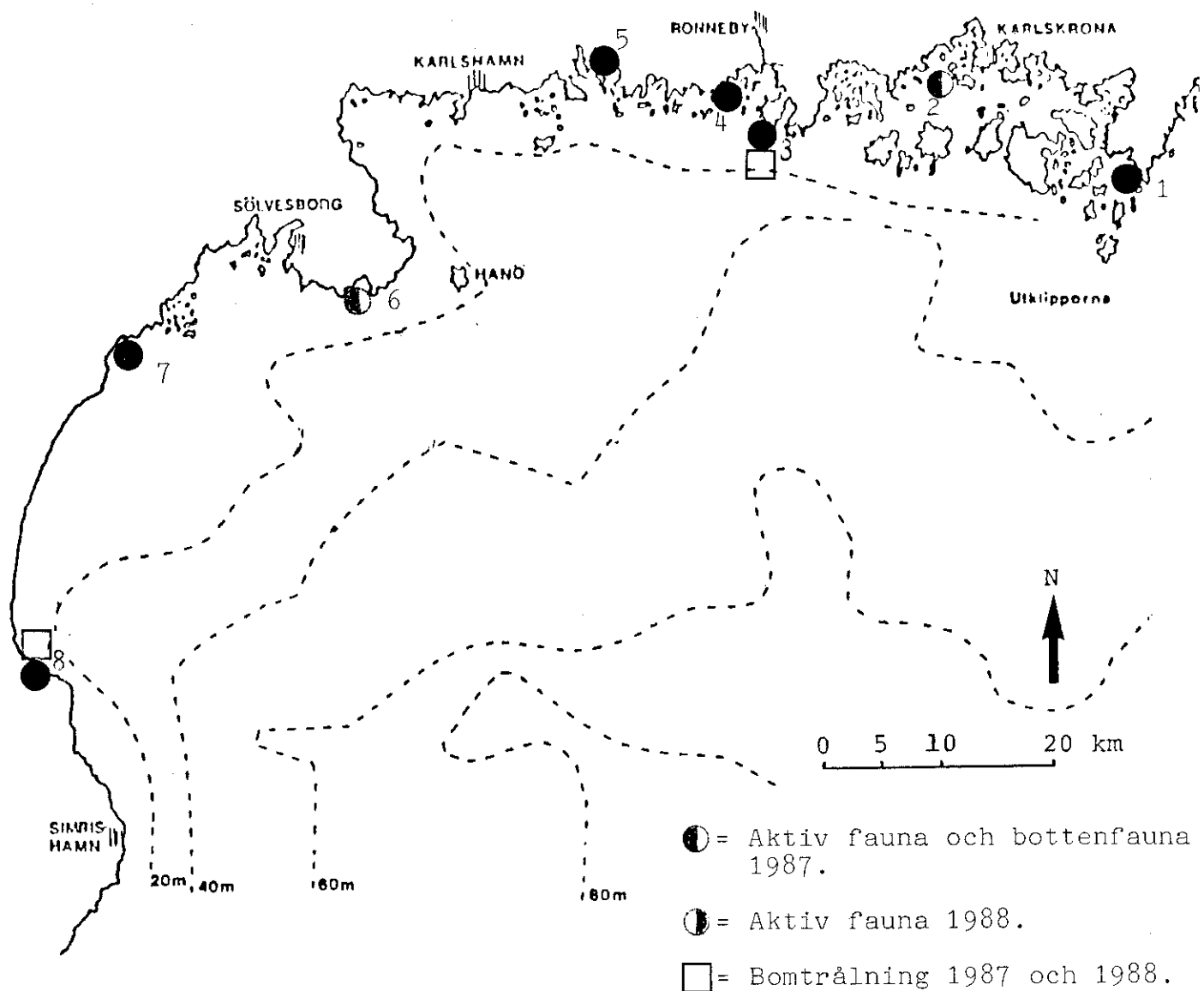


Fig B 6. Hanöbukten. Provtagningsstationer för grundområdesfauna 1987 och 1988.

Station	Namn	Lat	Long
1	Torhamn	56 04 55	15 50 50
2	Dragsö	56 10 50	15 34 15
3	Gö	56 07 95	15 19 20
4	Saxemara	56 09 75	15 14 05
5	Järnavik	56 10 80	15 04 75
6	Hällevik	56 00 60	14 43 00
7	Fårabäck	55 57 70	14 21 00
8	Vitemölla	55 41 50	14 13 25

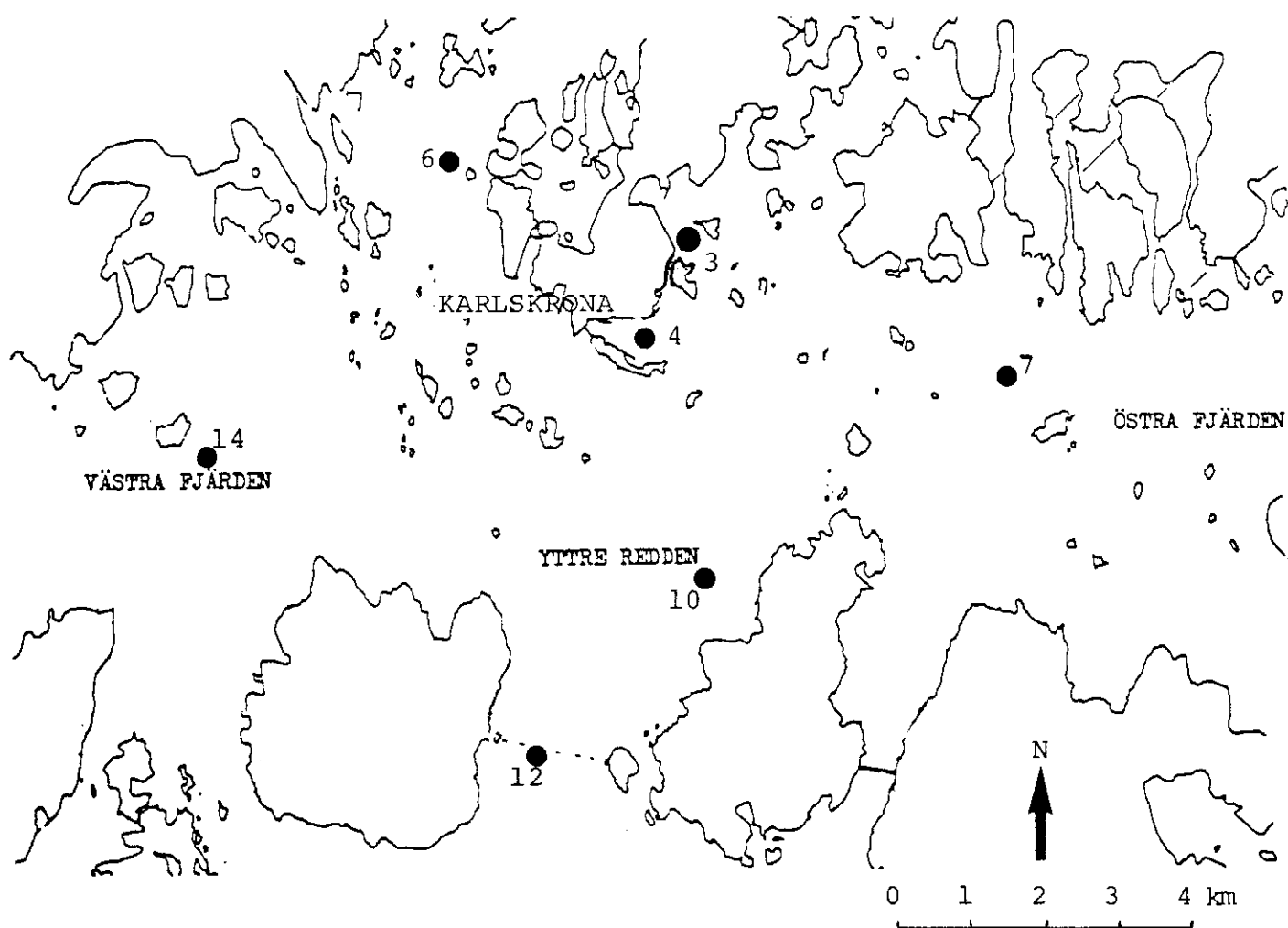


Fig B 7. Karlskrona skärgård. Stationer för provtagning av metaller i sediment 1987.

Station	Lat	Long	Djup(m)
3	56 09 90	15 36 10	4
4	56 10 40	15 33 50	9
6	56 10 29	15 33 06	10
7	56 08 95	15 39 75	14
10	56 08 04	15 36 13	21
12	56 06 57	15 34 50	26
14	56 08 15	15 30 14	14

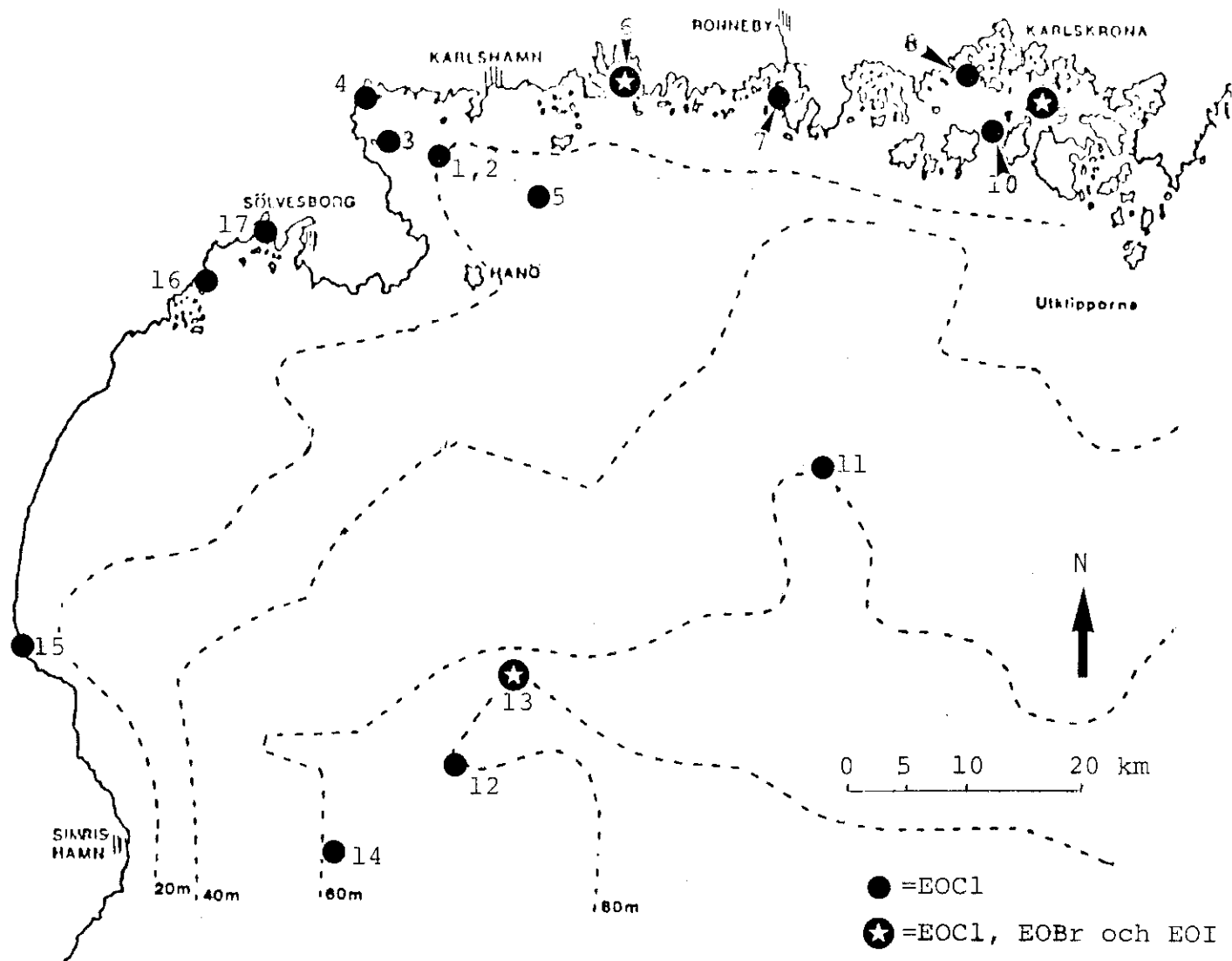


Fig B 8. Hanöbukten. Stationer för provtagning av EOC1, EOBr och EOI i sediment(0-2 cm) 1987 och 1988.

Station	Lat	Long	Djup(m)	År	Annan beteckning
1	56 07 10	14 48 00	20	1987	M1
2	56 06 90	14 48 05	22	1988	M1
3	56 07 25	14 42 80	16	1987	C17
4★	56 09 58	14 41 15	2	1987	
5	56 04 66	14 56 45	40	1988	T/H
6	56 10 09	15 03 90	16	1988	TÖ
7	56 09 55	15 17 80	10	1988	RY
8	56 10 29	15 33 06	10	1987	SKU 6
9	56 08 55	15 39 70	19	1988	KA9
10	56 07 51	15 36 46	23	1987	C11
11	55 46 60	15 11 30	57	1987	C12
12	55 36 30	14 44 30	77	1988	42
13	55 37 59	14 54 68	78	1987	C13
14	55 33 34	14 36 05	63	1988	41
15★	55 41 90	14 12 80	2	1987	
16★	55 59 87	14 27 00	2	1987	
17	56 03 20	14 32 70	3	1987	

★ = Protagning i hamnbassäng

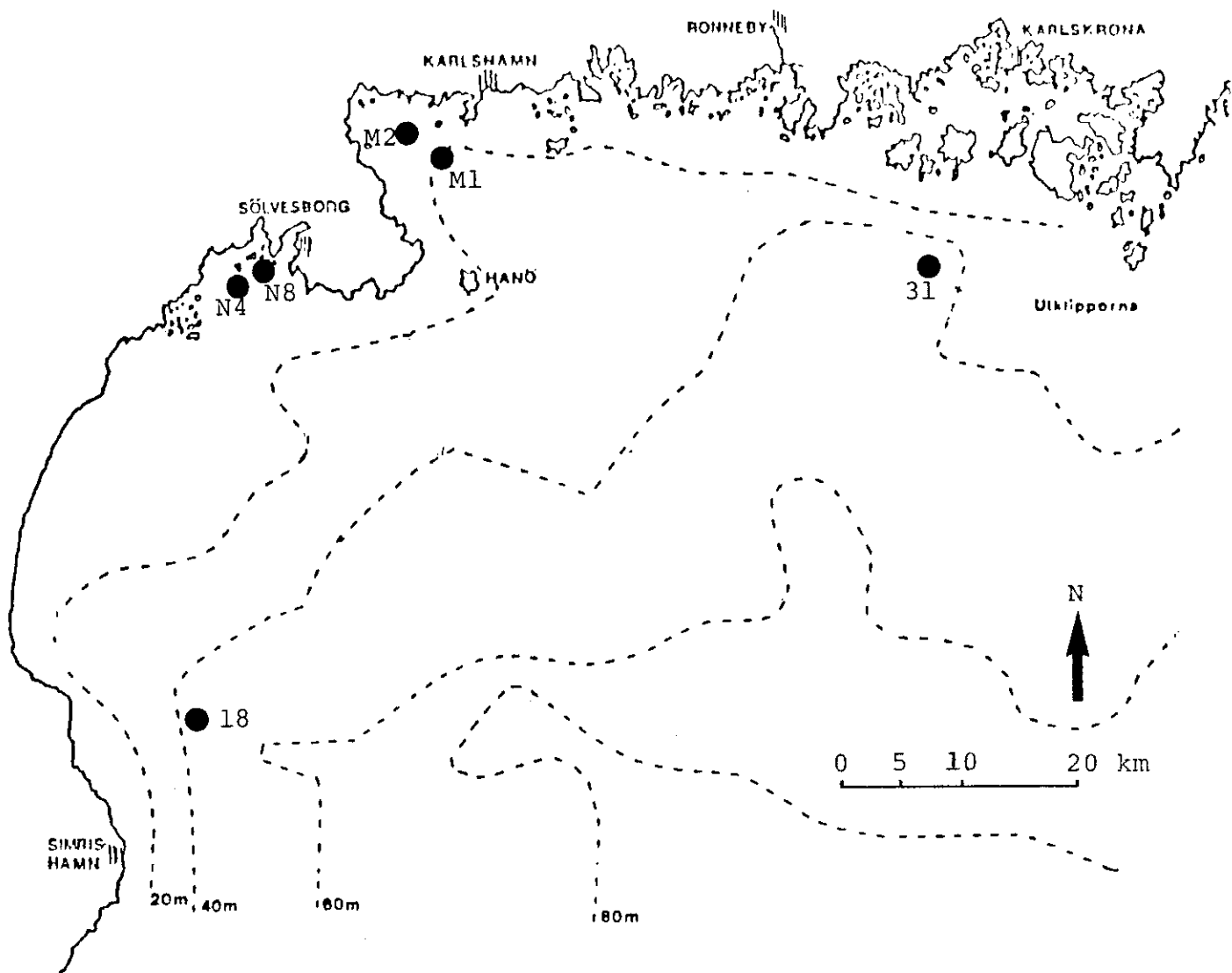


Fig B 9. Hanöbukten. Provtagningsstationer för EOC1 och EOBr i Östersjömusslor 1988.

Station	Lat	Long	Djup (m)
31	55 59 62	15 30 01	45
18	55 39 15	14 21 62	40
M1	56 06 90	14 48 05	19
M2	56 07 60	14 06 50	19
N4	56 01 12	14 28 20	8
N8	56 00 60	14 31 60	6

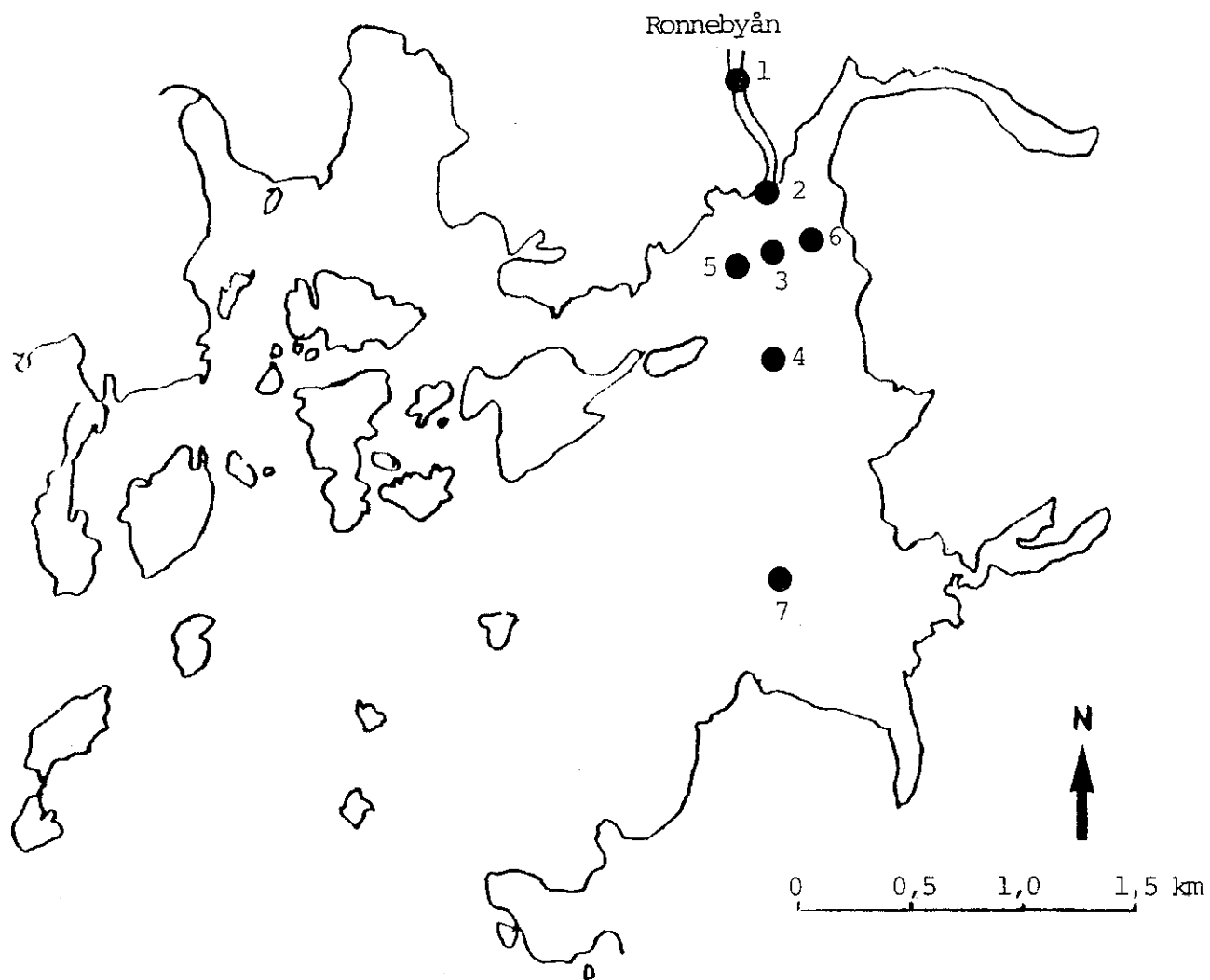


Fig B 10. Stationer för provtagning av ftalater i sediment utanför Ronnebyhamn 1987.

Station	Lat	Long	Djup(m)
1	56 10 60	15 18 20	2,5
2	56 10 40	15 18 25	6,5
3	56 10 36	15 18 25	6,5
4	56 10 05	15 18 30	7,5
5	56 10 25	15 18 05	4,0
6	56 10 30	15 18 50	5,0
7	56 09 50	15 18 30	9,0

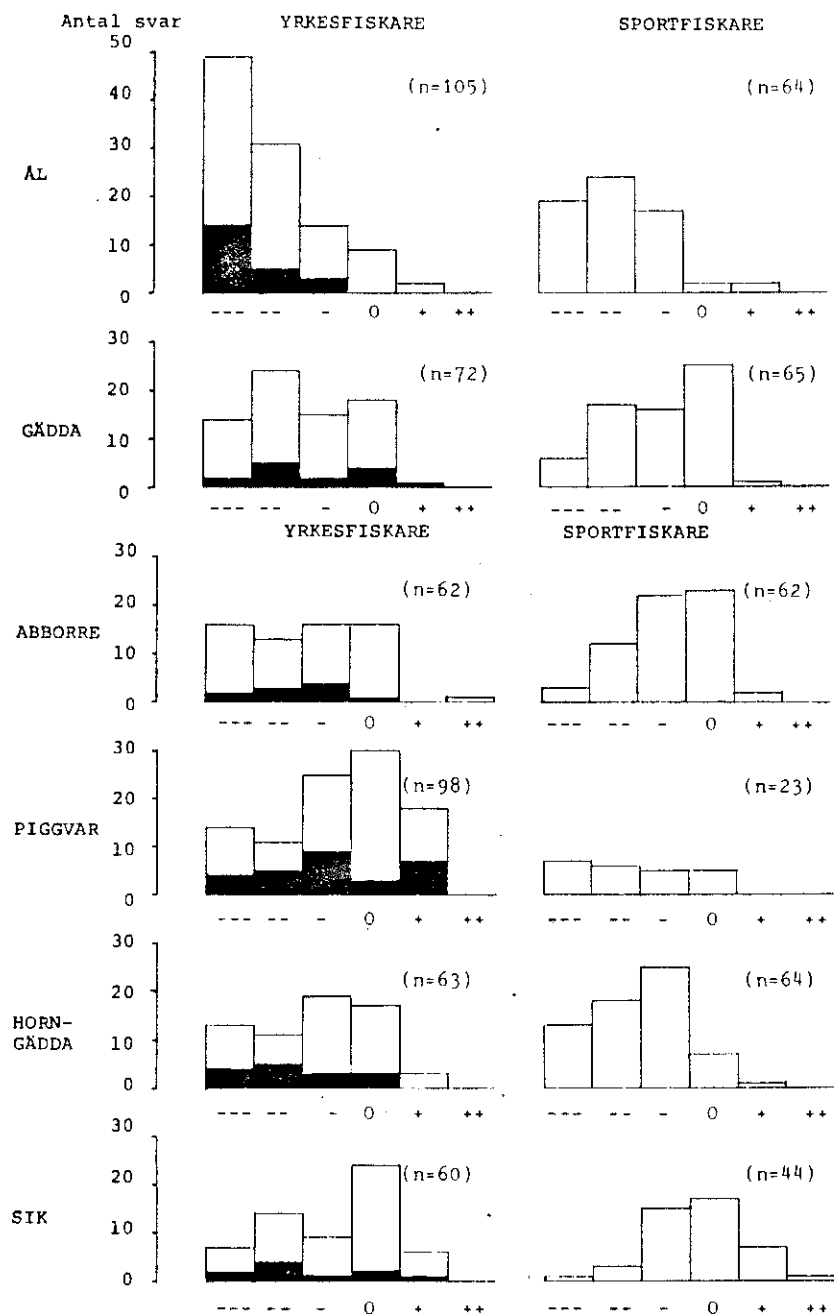


Fig B 11a. Fiskbeståndens förändringar 1980-86 enligt enkätsvar från yrkes- och sportfiskare i Hanöbukten.

--- = minskat mycket
 -- = minskat ganska mycket
 - = minskat lite
 0 = oförändrat
 + = ökat lite
 ++ = ökat ganska mycket

Fylld stapel anger antalet svar från fiskare som enbart bedriver trålfiske.

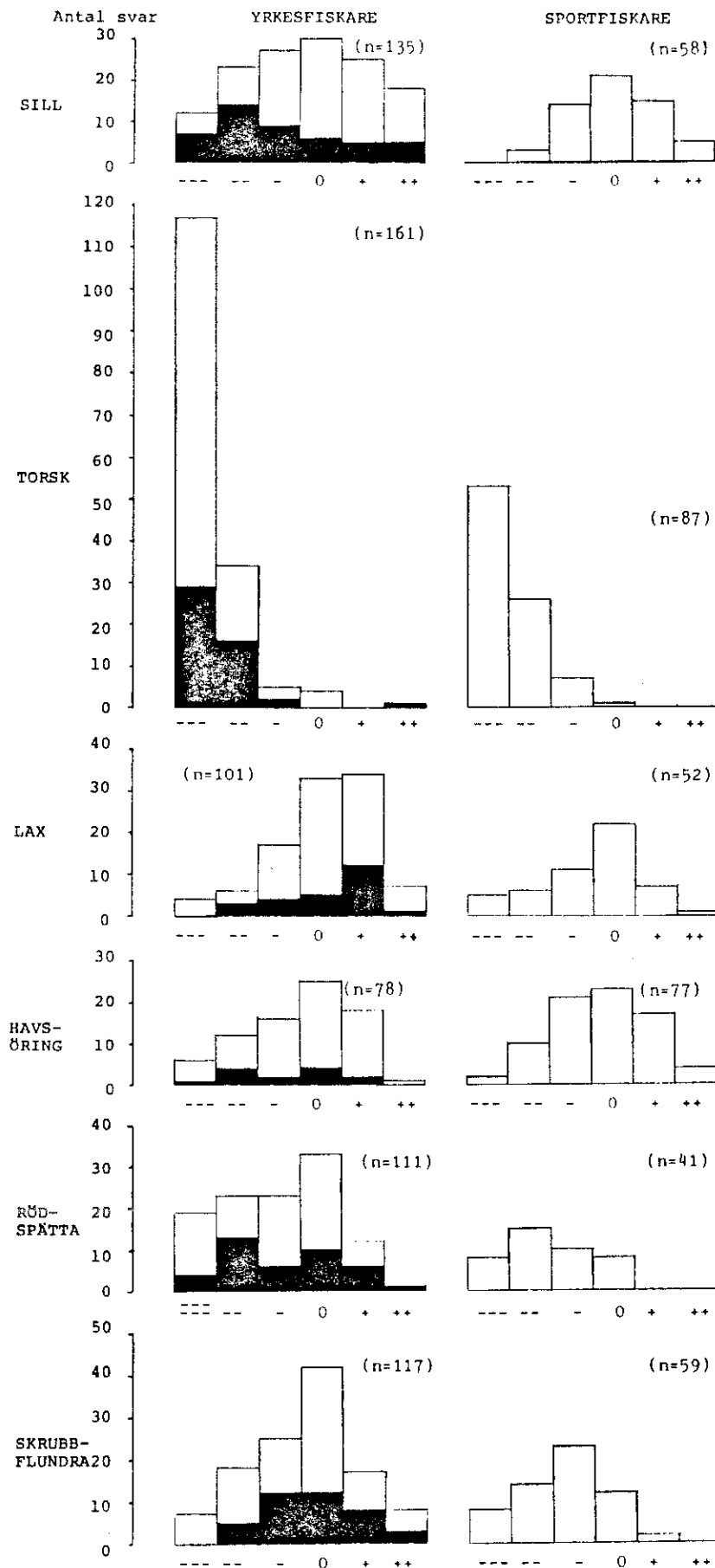


Fig B 11b.

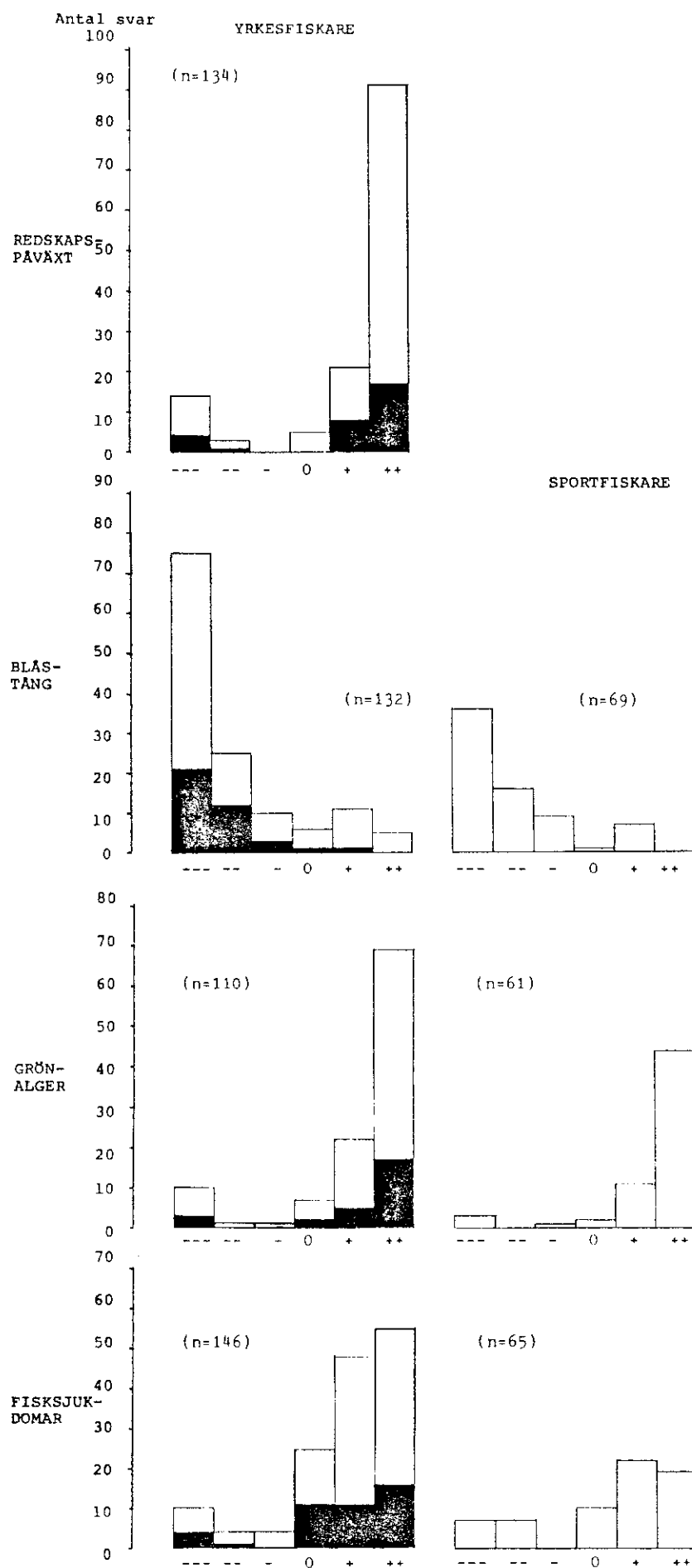


Fig B 11c. Miljöförändringar 1980-86 enligt enkätsvar från yrkes- och sportfiskare i Hanöbukten.

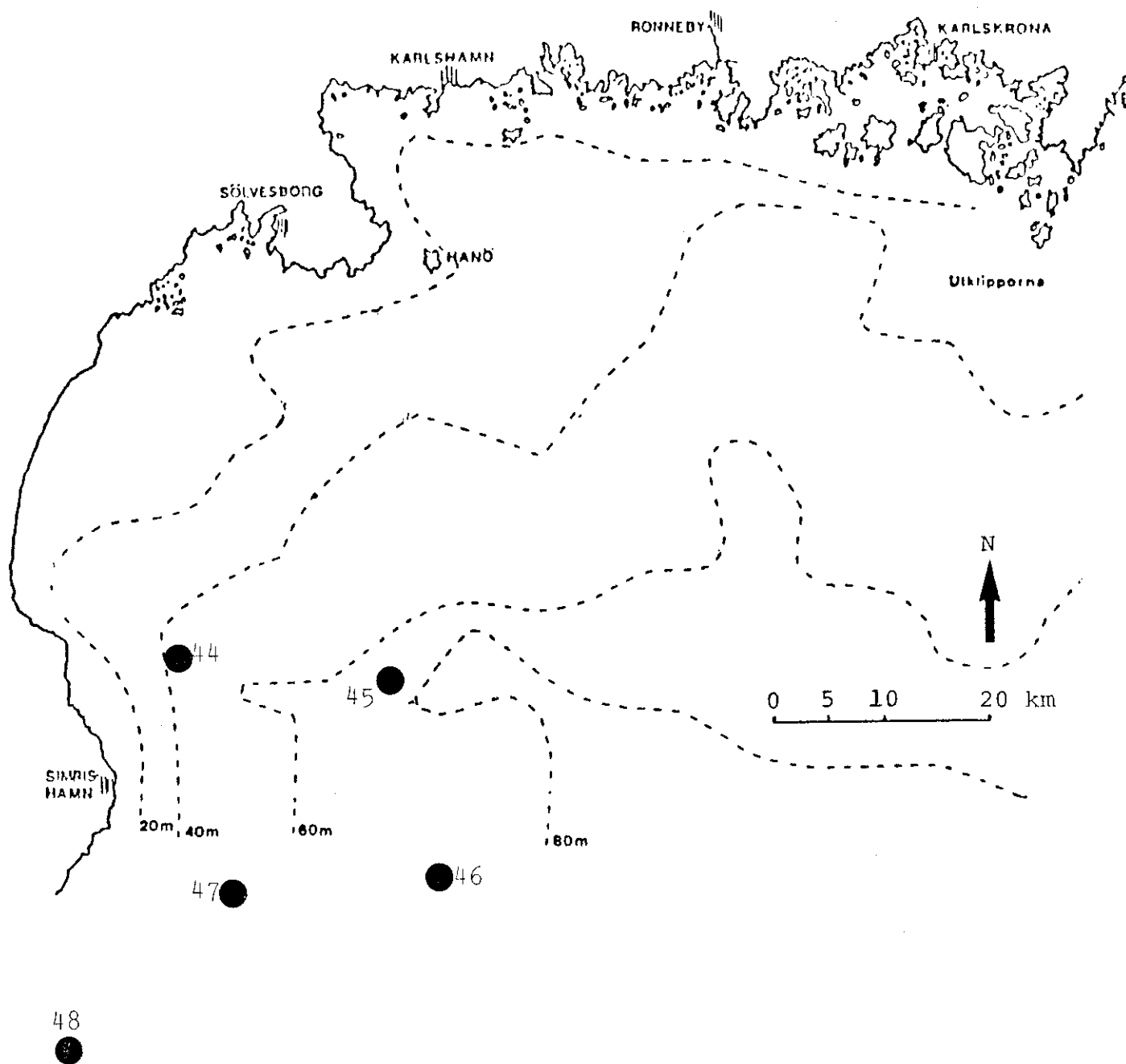


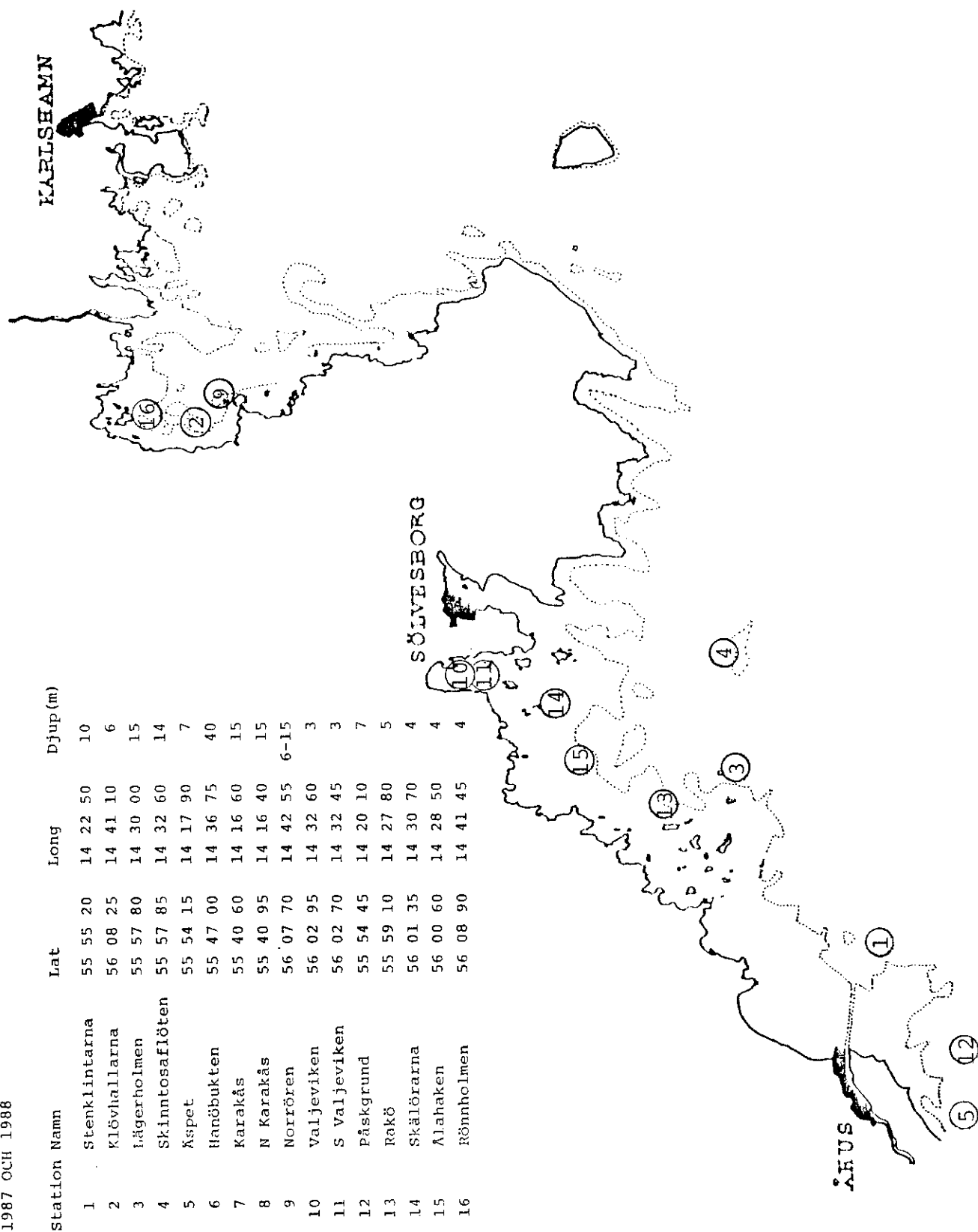
Fig B 12. Provtagningsstationer för födoval hos torsk i Hanöbukten 1987.

Station (tråldrag)	Lat	Long	Djup (m)
44	55 41 40	14 26 60	44
45★	55 34 40	14 41 30	69
46	55 22 20	14 46 00	71
47★	55 27 20	14 35 30	60
48	55 11 80	14 15 00	47

★ = även provtagning av bottenfauna.

Fig B 13.

PROVTAGNINGSTATIONER FÖR SILLÄGG OCH FISKLARVER I HANÖRUKTEN
1987 OCH 1988



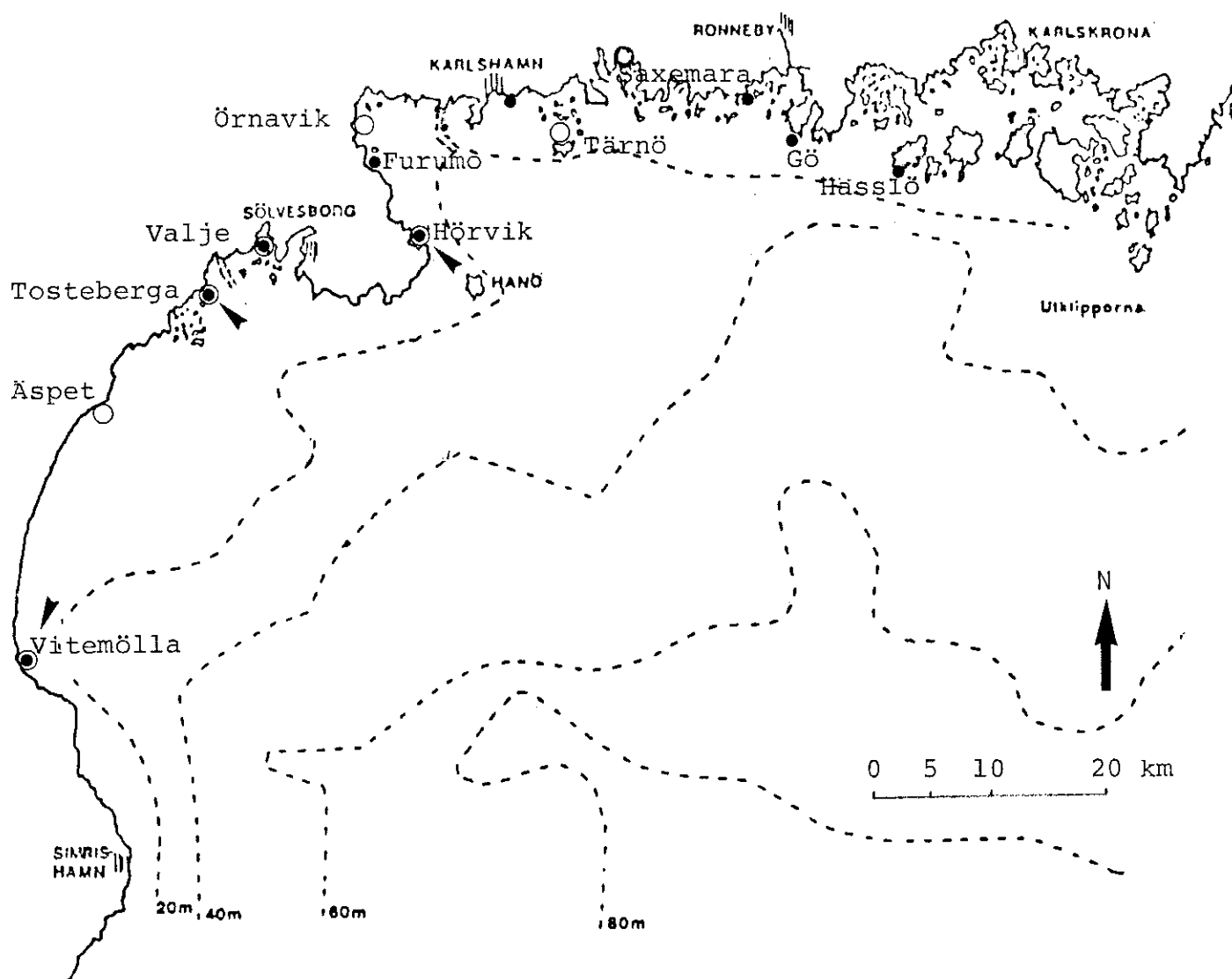


Fig B 14. Fiskare som har registrerat sjukdomar och missbildningar hos fisk i Hanöbukten 1987 och 1988.

● = Endast 1987. Antal makroskopiskt kontrollerade fiskar= 13 715 st
 ○ = " 1988. " " " " " 8 103 st
 ► = Egen observation.

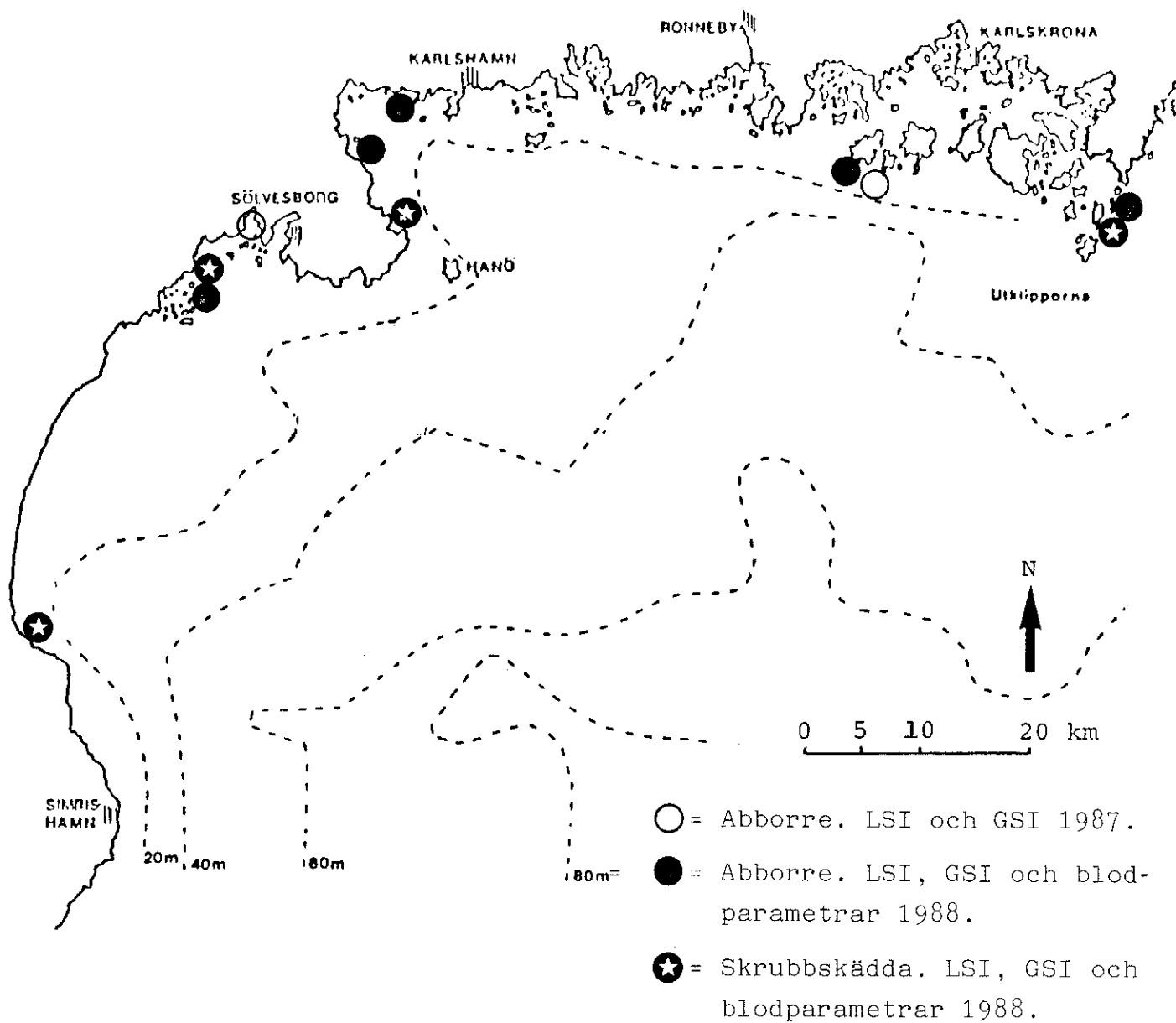


Fig B 15. Provtagningsstationer för fiskfysiologi i Hanöbukten 1987 och 1988.

LSI = Leversomatiskt index

GSI = Gonadsomatiskt index

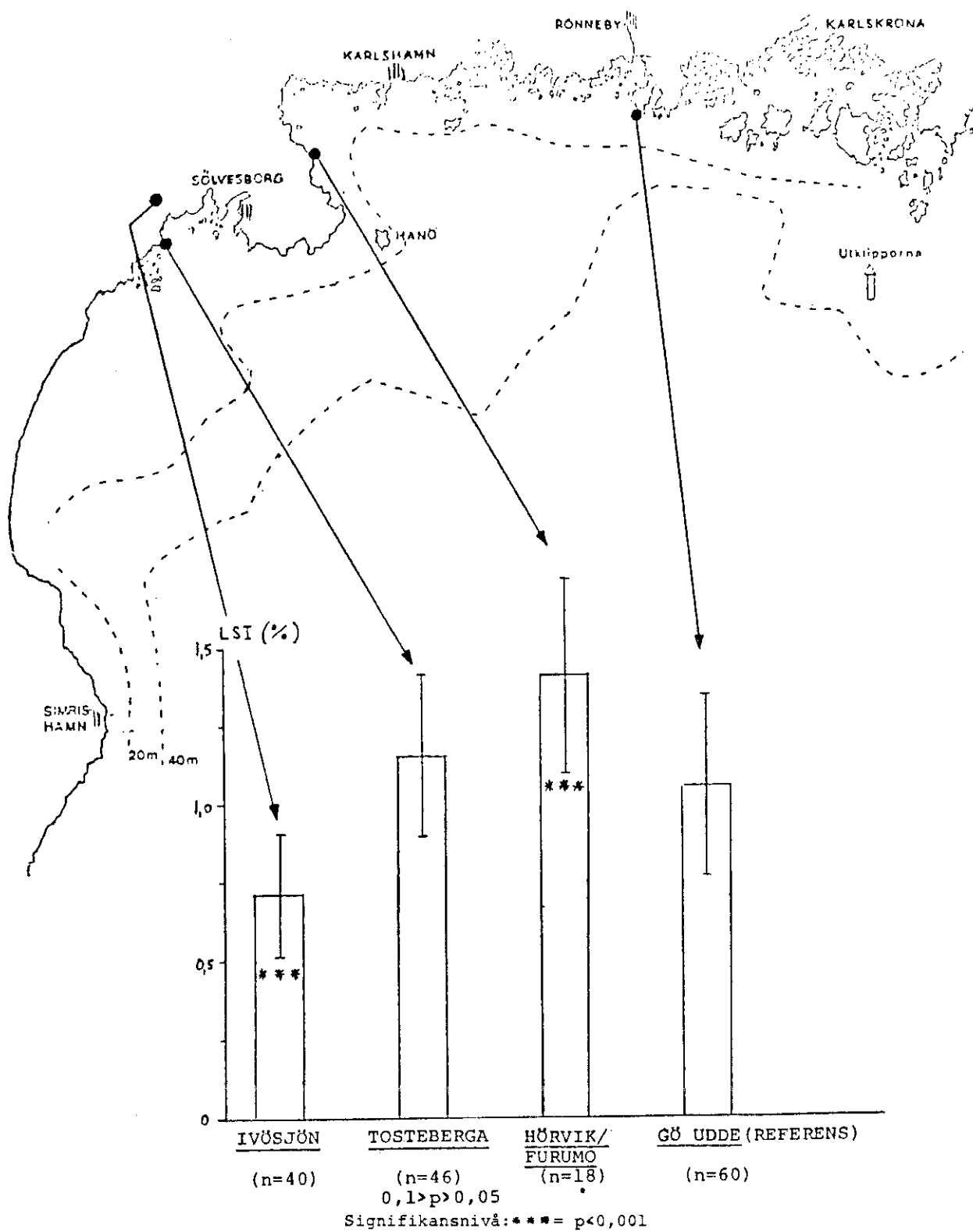


Fig B 16. Leversomatiskt index (LSI) hos abborre, *Perca fluviatilis* (51-380 g, ♂+♀) i Hanöbukten augusti/september 1987.

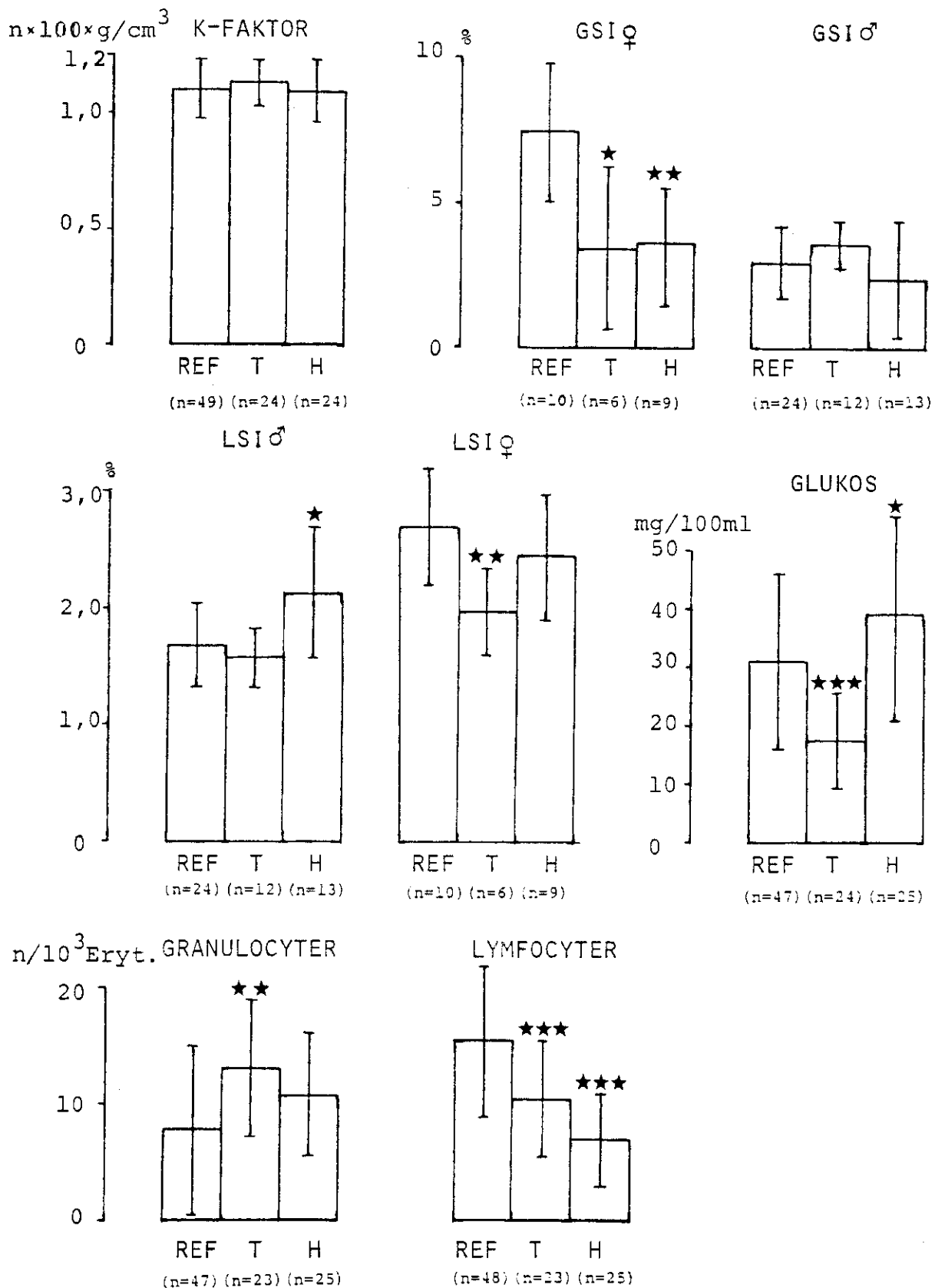


Fig B 17. Konditionsfaktor, gonadstorlek, leverstorlek, glukos i helblod och vita blodceller hos Skrubblundra, Platichthys flesus L. från referensområden(REF) och Tosteberga(T) samt Hörvik(H) under okt/nov 1988. Medelvärden ± S.D.

n= antal undersökta fiskar

Signifikansnivåer:

★ p<0,05

★★ p<0,01

★★★ p<0,001

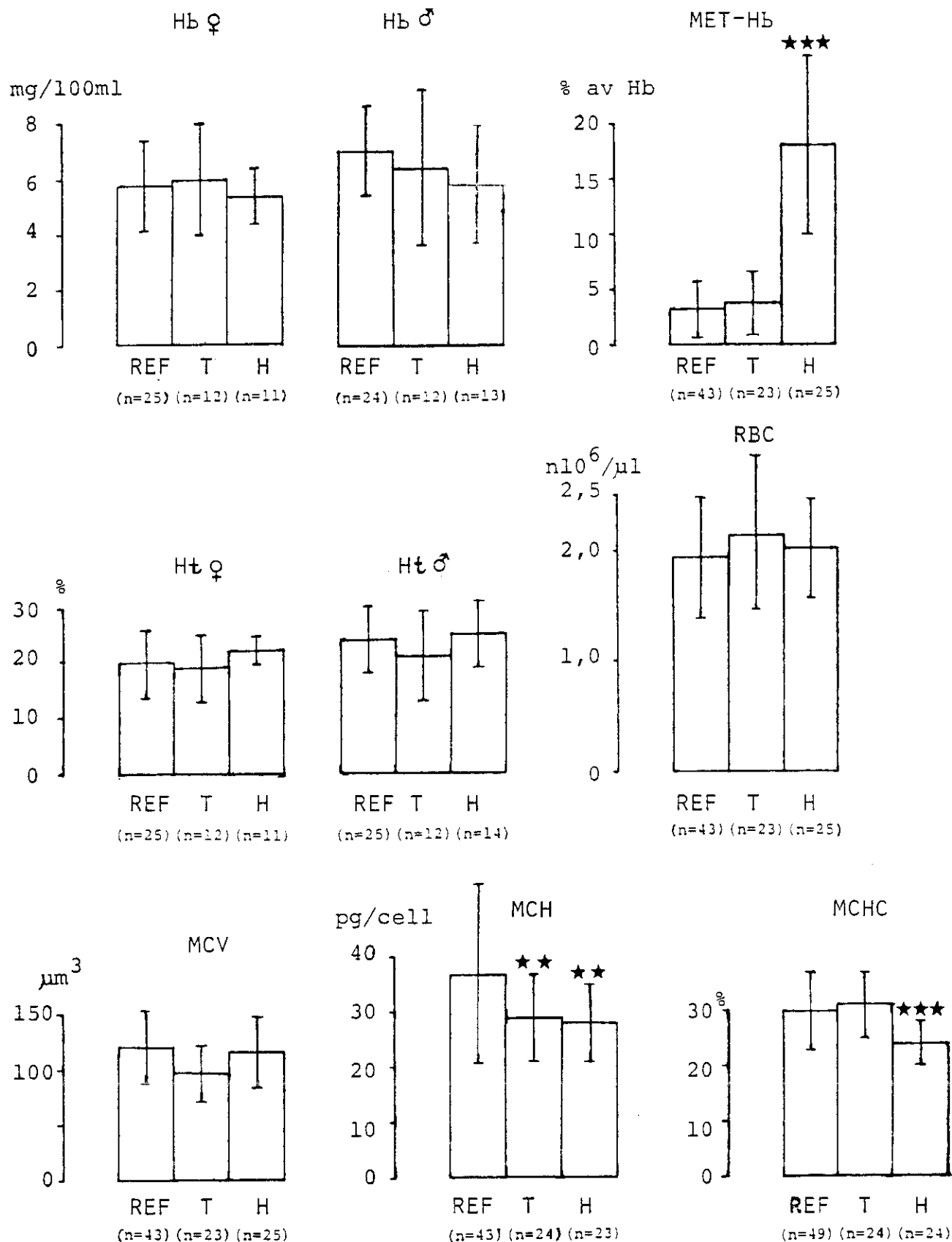


Fig B 18. Hematologiska parametrar för Skrubblundra, Platichthys flesus L. från referensområden(REF) och Tosteberga(T) samt Hörvik(H) under okt/nov 1988. Medelvärden $\pm$ S.D.

n= antal undersökta fiskar

Signifikansnivåer:

★ $p < 0,05$

★★ $p < 0,01$

★★★ $p < 0,001$

Bilaga II

Tab B la. Zooplankton i Hanöbukten under juli 1987. Antal per vertikalhåvdrag.

Art	Station Provtagningsdjup, (m)	S 0-8	N4 0-8	M1 0-19	16 0-39	17		38		B3 0-25
						0-25	0-41	0-25	0-50	
Pleurobrachia pileus							+		1021	
Synchaeta spp						495				
Harmothoe sarsi						+		3148		892
Bosmina coregoni					170					
Podon intermedius						+			+	
Podon leukarti				615						
Evadne nordmanni		1942	1010	273	1108	1979	+	6820	3744	7312
Acartia/pseudocalanus		53184	17672	15444	6816	74888	206411	73182	150145	51557
Temora longicornis		9323	505	205		6512		8131	32959	1052
Centropages hamatus		33408	7069	12642	9373	17814	22375	37247	11231	58494
Copepoda-naupliar							+			357
Mytilus edulis										
Fritillaria borealis										
Totalt		97857	26256	29179	17467	101688	228786	128528	199100	119664
Antal per m ² §		341580	101691	87646	42898	489270	1093978	483789	995706	324201
Antal per m ³ §		42698	12711	4613	1100	19751	26682	19352	19914	12968

+ =enstaka exemplar
§ =naupliar ej inräknade

Tab B 1b. Zooplankton i Hanöbukten under juli 1987. Antal per vertikalthåvdrag.

Station Provtagningsdjup, (m)	A2		A3		A4		A5		A6	
	0-25	0-45	0-15	0-38	0-25	0-38	0-25	0-38	0-25	0-50
Art										
Pleurobrachia pileus		+	354		421		+			3259
Synchaeta spp										+
Harmothoe sarsi					+				679	978
Bosmina coregoni			472				853	2482		978
Podon intermedius										
Podon leukarti	+					3409				
Evadne nordmanni	927	1555	1771		2525	23865	853	4964	3396	3259
Acartia/Pseudocalanus	139051	213825	33406		30295	68185	106084	95199	66755	119404
Temora longicornis	10815		472		1851	15342	2275	2482	6602	29851
Centropages hamatus										
Copepoda-nauplier	4017	5832	12395		17924	23225	49487	76230	11207	18575
Mytilus edulis					+					651
Fritillaria borealis										
Totalt	154810	221212	48870		53016	134026	159552	181357	88639	176955
Antal per m ² §	799203	1141514	193318		185988	587245	583345	557173	410390	839414
Antal per m ³ §	31968	25367	12888		7439	15454	23334	14662	16416	16788

+ =entaka exemplar
§ =nauplier ej inräknade

Tab B 1c. Zooplankton i Hanöbukten under juli 1987. Antal per vertikalhåvdrag.

Station Provtagningsdjup, Art (m)	A8		A10	
	0-25	0-40	0-30	0-50
Pleurobrachia pileus			1440	1148
Synchaeta spp				
Harmothoe sarsi		674	+	
Bosmina coregoni				+
Podon intermedius		+		
Podon leukarti				
Evadne nordmanni	1152	7073	10321	4018
Acartia/Pseudocalanus	55222	100511	75223	140314
Temora longicornis	4609	25128	22469	26726
Centropages hamatus				
Copepoda-nauplier	28808	34357	15842	16073
Mytilus edulis		+		1722
Fritillaria borealis				
Totalt	89791	167743	125295	190001
Antal per m ² §	323210	706946	580101	921818
Antal per m ³ §	12928	17674	19337	18436

+ =enstaka exemplar
§ =nauplier ej inräknade

Tab B 1d. Zooplankton i Hanöbukten under augusti 1988. Antal per vertikalhävdrag.

Station	M1	B3	A4		A8	
			0-25	0-38	0-25	0-40
Art	0-19	0-25	0-25	0-38	0-25	0-40
Pleurobrachia pileus						
Synchaeta spp	698		756	1144		
Harmothoe sarsi	349	689	6045	5719	2168	
Bosmina coregoni					542	
Podon intermedius						
Podon leukarti	698		3778	6863	3250	2126
Evadne nordmanni						
Acartia/Pseudocalanus	12276	12495	17984	36829	16474	30024
Temora longicornis	2441	4477	11334	20588	6503	10631
Centropages hamatus			756		542	
Copepoda-nauplier	18414	16432	34910	43234	24709	26676
Mytilus edulis		344				
Fritillaria borealis						1418
Totalt	34875	34438	75563	114377	54188	70875
Antal per m ² §	87243	95432	215461	377058	156239	234255
Antal per m ³ §	4592	3817	8618	9922	6250	5856

+ =enstaka exemplar

§ =nauplier ej inräknade

Tab B 2a.

MAKROALGTRANSEKTER I HANÖBUKTEN 1988 - Biomassa g/m² + S.E. (torrvikt) 1 M

Art	Karakås (n=6)	Rakö (n=6)	Björknabben (n=6)	Norrören (n=6)	Lindö (n=3)
CHLOROPHYCEAE					
Cladophora glomerata	29,3± 14,7	+		0,4± 0,4	
Cladophora rupestris		108,9± 57,7			
Acrosiphonia centralis	++				
Enteromorpha spp				1,1± 0,8	
Σ	29,3± 14,7	108,9± 57,7		1,5± 0,8	
PHAEOPHYCEAE					
Fucus vesiculosus	64,8± 38,5	151,9± 133,4	42,2± 30,0	134,8± 68,1	
Fucus serratus	21,5± 23,5		54,1± 50,0	12,6± 6,5	
Elachista fucicola	++	++	+	++	
Ectocarpus tomentosus	0,7± 0,8				
Ectocarpus confervoides				0,4± 0,4	
Σ	87,0± 37,5	151,9± 133,4	96,3± 48,1	147,8± 62,0	
RHODOPHYCEAE					
Furcellaria fastigiata		28,1± 12,6			
Polysiphonia nigrescens	5,2± 3,6	48,2± 18,3	60,0± 7,8	30,4± 15,2	74,1± 26,2
Ceramium rubrum			+		
Ceramium tenuicorne	23,7± 13,0	1,5± 1,6		14,1± 11,6	
Rhodomela confervoides		2,2± 2,4	+		
Σ	28,9± 14,8	80,0± 39,7	60,0± 7,8	44,5± 14,4	74,1± 26,2
Makroalger totalt	145,2± 36,9	340,8± 99,1	156,3± 45,2	193,8± 59,0	74,1± 26,2

Tab B 2b.

MAKROALGTRANSEKTER I HANÖBUKTEN 1988 - Biomassa g/m² + S.E. (torrvikt) 2 M

Art	Karakås (n=3)	Rakö (n=3)	Björknabben (n=3)	Norrören (n=3)	Lindö (n=3)
CHLOROPHYCEAE					
Cladophora glomerata		+			
Cladophora rupestris	4,4± 5,4	47,4± 31,6			
Σ	4,4± 5,4	47,4± 31,6			
PHAEOPHYCEAE					
Fucus vesiculosus		96,3± 92,1			
Fucus serratus	1474,1±430,7	16,3± 20,0	4,4± 5,4		
Elachista fucicola	+++	+			
Pilayella littoralis	33,3± 29,1				
Σ	1507,4±430,6	112,6± 80,8	4,4± 5,4		
RHODOPHYCEAE					
Furcellaria fastigiata		19,3± 12,7	26,7± 17,5	50,4± 51,2	
Polysiphonia nigrescens		54,8± 22,3	69,6± 23,2	69,6± 17,9	90,3± 3,6
Ceramium rubrum	0,7± 0,9				
Ceramium tenuicorne		0,7± 0,9		22,2± 27,2	
Rhodomela confervoides		1,5± 1,8	+		
Σ	0,7± 0,9	76,3± 29,6	96,3± 28,3	142,2± 77,2	90,3± 3,6
Makroalger totalt	1512,5±426,3	236,3± 86,7	100,7± 33,3	142,2± 77,2	90,3± 3,6

Tab B 2c.

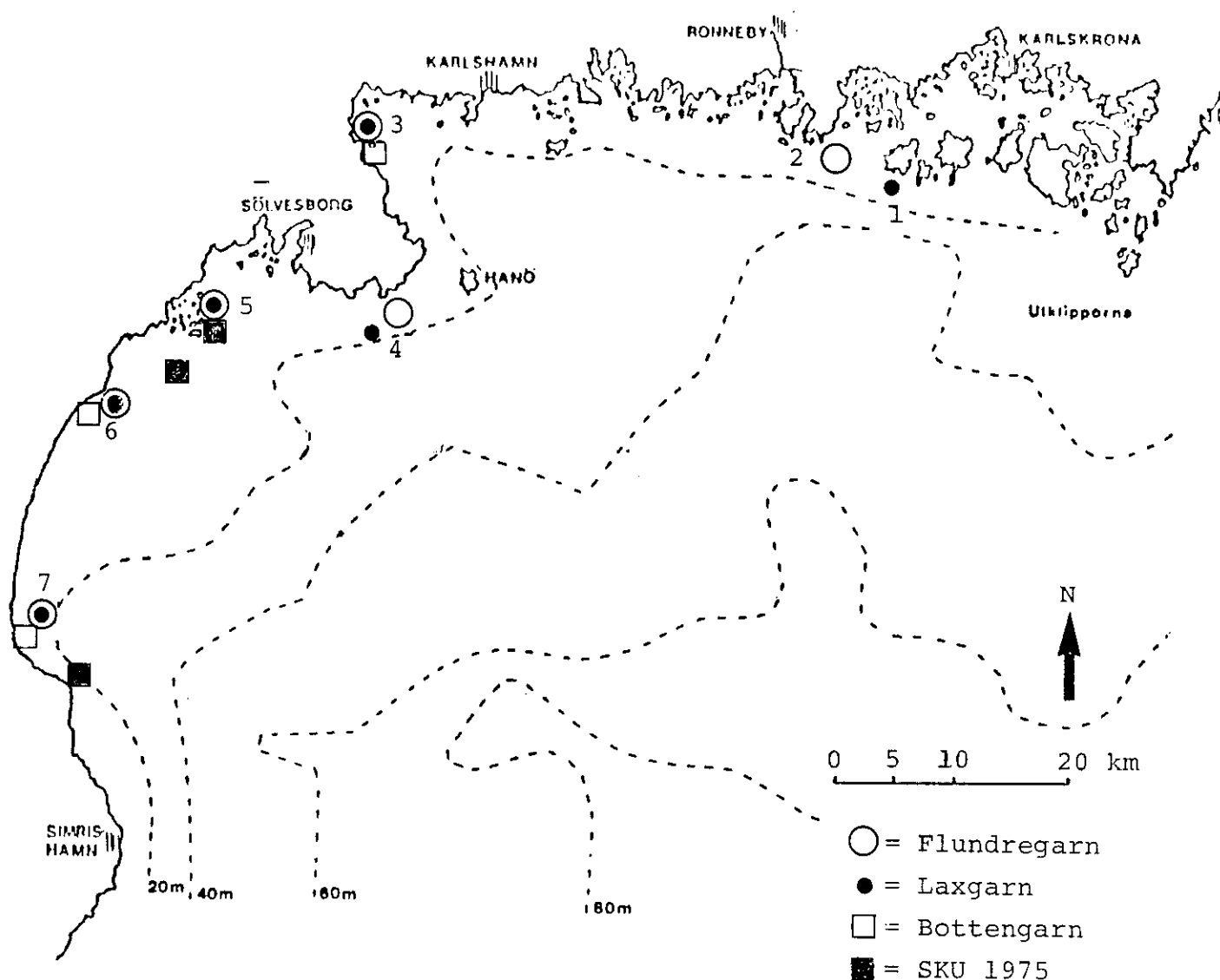
MAKROALGTRANSEKTER I HANÖBUKTEN 1988 - Biomassa g/m² ± S.E. (torrvikt) 5 M

Art	Karakås (n=3)	Rakö (n=3)	Björknabben (n=3)	Norrören (n=3)	Lindö (n=3)
CHLOROPHYCEAE					
Cladophora rupestris	1,5± 1,8				14,8± 13,1
Σ	1,5± 1,8				14,8± 13,1
PHAEOPHYCEAE					
Fucus serratus	32,6± 7,9				177,8± 93,7
Elachista fucicola	+				
Ectocarpus confervoides	+				
Σ	32,6± 7,9				177,8± 93,7
RHODOPHYCEAE					
Furcellaria fastigiata		57,8± 35,7	8,9± 8,3		65,2± 54,9
Polysiphonia nigrescens	69,6± 30,5	65,2± 17,9	71,1± 27,4	69,7± 3,6	8,9± 10,9
Ceramium rubrum	28,1± 16,1	++	1,5± 1,8		10,4± 12,7
Ceramium tenuicorne	10,4± 10,1			+	+
Rhodomela confervoides	4,4± 5,4	11,9± 9,6	1,5± 1,8		23,7± 29,0
Phyllophora brodiaei		+			
Phyllophora membranifolia	+	++			+
Σ	112,5± 12,7	134,9± 47,6	83,0± 31,8	69,7± 3,6	108,2± 62,4
Makroalger totalt	146,6± 18,9	134,9± 47,6	83,0± 31,8	69,7± 3,6	300,8± 57,1

Tab B 2d.

MAKROALGTRANSEKTER I HANÖBUKTEN 1988 - Biomassa g/m² ± S.E. (torrvikt) 10 M

Art	Karakås (n=3)	Norrören (n=3)
RHODOPHYCEAE		
<i>Furcellaria fastigiata</i>	4,4± 5,4	3,0± 3,6
<i>Polysiphonia nigrescens</i>	31,1± 3,1	4,4± 5,4
<i>Ceramium rubrum</i>	+	
<i>Rhodomela confervoides</i>	37,0±23,2	+
<i>Phyllophora brodiaei</i>	+	5,9± 3,6
<i>Phyllophora membranifolia</i>		3,0± 3,6
<i>Ahnfeltia plicata</i>		10,4± 7,9
Makroalger totalt	72,5±28,3	26,7±11,3



Tab B 3a. Hanöbukten. Provtagningsstationer för alger i olika fiskeredskap 1975 och 1987.

Algbiomassa (torrvikt) i olika redskap				
År	Redskap	Mask-stolpe (mm)	Dominerande alger	$g \cdot m^{-2} \cdot dag^{-1} \pm S.D.$
1987	Laxgarn	80	Epifytiska diatoméer och cyanobacteria	0,05
	Laxgarn	80	Cladophora spp, Ceramium spp	$0,14 \pm 0,16$
	Flundregarn	60	Ceramium spp	$0,16 \pm 0,21$
	Ålbottengarn (ledarm)	24	Ceramium spp, pilayella littoralis	$0,77 \pm 0,55$
1975 (SKU)	Sillgarn	25	Fintrådiga alger	$0,23 \pm 0,18$

Tab B 3b. Algbiomassa i laxgarn(80 mm) 22-25/5 1987.

Station	Djup (m)	Dominerande alger	$\text{g} \times \text{m}^{-2}$ (torrvikt)
1	6	Fucus spp	0,06
3	6	Ytan: cladophora spp	0,01
		Botten: Fucus spp	0,94
4	18	Cladophora spp	<0,01
5	6	Zostera marina, Cladophora spp	0,08
6	6	Fucus spp, Ceramium spp	0,19
	3	Ceramium spp, cladophora spp	1,10
7	6	Ceramium spp	0,01

Tab B 3c. Algbiomassa i flundregarn(60 mm) 9-10/8 1987.

Station	Djup (m)	Dominerande alger	$\text{g} \times \text{m}^{-2}$ (torrvikt)
2	10	Ceramium spp	0,08
3	10	" "	0,01
4	10	" "	0,50
5	10	Ceramium spp, Cladophora spp	0,35
6	10	Ceramium spp	0,02
7	10	" "	<0,01

Tab B 3d. Algbiomassa i ålbottengarn(24 mm) juli/aug 1987

Station	Dominerande alger	Antal dagar	$\text{g} \times \text{m}^{-2}$	$\text{g} \times \text{m}^{-2} \times \text{dag}^{-1}$ (torrvikt)
3	Pilayella littoralis	90	34,8	0,39
6	Ceramium spp	55	26,0	0,47
7	Pilayella littoralis	14	19,6	1,40

Tab B 4. Andelen organiskt material, uppmätt som glödförlust, i sedimentprover från Hanöbukten 1987 och 1988.

Station	Glödförlust, % av TS		Station	Glödförlust, % av TS	
	1987	1988		1987	1988
H1	0,4		K5	20,5	20,2
8	0,2		K6	21,9	
12	0,5		K7	22,6	
13	0,4		K8	21,5	22,0
16	0,7		K9	7,1	19,6
17		0,4	<u>Grundområden</u>		
18	0,6		1	0,4	
21	0,8		2	2,3	
25	1,4		3	0,4	
27	4,2	2,2	6	0,4	
31	1,5		<u>Tosteberga-"algmattor"</u>		
38	2,0		A		1,5
40		1,5	B		2,5
41	5,2	9,7	C		2,2
42		11,6	<u>EOCl-prov</u>		
N3	0,5	0,5	3	7,4	
N4	0,5		4	1,9	
N8	0,4		8	24,3	21,3
NO	0,2		10	20,7	
M1	7,6	1,6	11	0,3	
M2	1,5		13	1,4	
M3	3,2		15	3,6	
KN		1,5	16	28,4	
T/H		4,5	17	46,9	
TÖ		26,9	<u>Karlskrona, metallprov</u>		
RY		27,2	3	21,4	
B1	2,5		4	24,3	
B2	0,4		6	22,8	
B3	0,7		7	25,4	
B5	0,8		10	24,1	
K1	5,1	21,0	12	14,5	
K2	22,6		14	21,2	
K3	24,0	23,0			
K4	2,8	1,9			

Tab B 5a. Individantal per m² med medelfel (S.E.) av bottenfauna vid 1987 års provtagning, samt arternas dominans- och konstansvärden.

Station djup, m	H6 6	K7 7	K8 7	K2 8	12 6	H3 6	H4 6,5	K3 9	K1 10	K6 12	K4 13	K5 13	8 15	H1 17	M1 19	M2 19	N0 22
Nematoda spp														2 ⁺ 2			
Nemeritini sp																	
Turbellaria spp						4 ⁺ 3	12 ⁺ 4										
N.spiculosus								10 ⁺ 5			20 ⁺ 10	3 ⁺ 3			10 ⁺ 4	66 ⁺ 26	42 ⁺ 16
N.sarsi					46 ⁺ 9						44 ⁺ 22		23 ⁺ 20	14 ⁺ 10	10 ⁺ 7	136 ⁺ 42	62 ⁺ 17
N.diversiglor	34 ⁺ 11	88 ⁺ 20	170 ⁺ 33	108 ⁺ 24	196 ⁺ 16	50 ⁺ 18	98 ⁺ 17		66 ⁺ 28	64 ⁺ 8		10 ⁺ 6	16 ⁺ 7	36 ⁺ 10			6 ⁺ 4
S.anniger																	
P.oleans	264 ⁺ 137				1666 ⁺ 381	10 ⁺ 5	52 ⁺ 15						13 ⁺ 6	4 ⁺ 3	83 ⁺ 29	38 ⁺ 23	556 ⁺ 268
T.stroeri																	
Oligochaeta spp	180 ⁺ 123				10 ⁺ 6	902 ⁺ 190	564 ⁺ 106				2 ⁺ 2		547 ⁺ 227	52 ⁺ 26	148 ⁺ 75	124 ⁺ 86	481 ⁺ 192
U.rathkei					8 ⁺ 4						70 ⁺ 23		23 ⁺ 20	6 ⁺ 4	33 ⁺ 18	20 ⁺ 11	66 ⁺ 20
S.antonon						4 ⁺ 3	4 ⁺ 4		2 ⁺ 2		44 ⁺ 13				10 ⁺ 6	142 ⁺ 142	8 ⁺ 4
I.tallica							2 ⁺ 2			2 ⁺ 2							
Gammarus spp							4 ⁺ 4						3 ⁺ 3				4 ⁺ 2
G.pilosa	32 ⁺ 20				1580 ⁺ 112		6 ⁺ 5						35 ⁺ 7	10 ⁺ 7			
C.volutator			4 ⁺ 3														
P.affinis				8 ⁺ 4	20 ⁺ 3	2 ⁺ 2	2 ⁺ 2			2 ⁺ 2	149 ⁺ 79		47 ⁺ 40	12 ⁺ 7	683 ⁺ 205	1092 ⁺ 150	328 ⁺ 147
P.femorata											50 ⁺ 34						
Mysis spp																	2 ⁺ 2
Hydrobia spp					4 ⁺ 4											4 ⁺ 4	
N.edulis			14 ⁺ 14			22 ⁺ 17	50 ⁺ 48				8 ⁺ 5		10 ⁺ 5	18 ⁺ 4	15 ⁺ 15	16 ⁺ 16	
C.glaucum	2 ⁺ 2			2 ⁺ 2	4 ⁺ 4							3 ⁺ 3					2 ⁺ 2
N.balthica	82 ⁺ 28	390 ⁺ 20	468 ⁺ 29	628 ⁺ 91	184 ⁺ 25	90 ⁺ 11	116 ⁺ 27	946 ⁺ 50	374 ⁺ 70	428 ⁺ 27	520 ⁺ 115	303 ⁺ 38	148 ⁺ 68	72 ⁺ 26	128 ⁺ 59	534 ⁺ 197	404 ⁺ 100
N.arenaria	56 ⁺ 21		2 ⁺ 2	2 ⁺ 2	24 ⁺ 7		2 ⁺ 2	2 ⁺ 2	2 ⁺ 2	4 ⁺ 4	2 ⁺ 2	3 ⁺ 3					
arter	7	2	5	5	11	8	12	3	4	5	10	5	10	10	9	10	12
ind/m ²	650 ⁺ 196	478 ⁺ 65	658 ⁺ 46	736 ⁺ 105	3742 ⁺ 528	1084 ⁺ 209	912 ⁺ 105	958 ⁺ 53	444 ⁺ 87	500 ⁺ 27	902 ⁺ 168	322 ⁺ 36	970 ⁺ 228	226 ⁺ 58	1118 ⁺ 291	2172 ⁺ 240	1886 ⁺ 478

13 23	B2 24	B3 25	M3 27	B1 27	B5 28	21 36	16 39	18 40	27 40	17 41	25 41	31 45	38 54	41 63	Abundans	Dominans	Konstans
	2 ⁺ 2				4 ⁺ 4		4 ⁺ 2	2 ⁺ 2					2 ⁺ 2		14	0,035	5
									2 ⁺ 2				2 ⁺ 2		2	0,005	1
															20	0,057	4
4 ⁺ 2	18 ⁺ 6	17 ⁺ 8	42 ⁺ 10	70 ⁺ 18	104 ⁺ 25	34 ⁺ 15	22 ⁺ 8	28 ⁺ 11	36 ⁺ 11	20 ⁺ 14	58 ⁺ 16	73 ⁺ 7	14 ⁺ 3		691	1,75	20
4 ⁺ 4	12 ⁺ 3	7 ⁺ 3	56 ⁺ 18	24 ⁺ 15	24 ⁺ 11	18 ⁺ 8	16 ⁺ 3	14 ⁺ 5	10 ⁺ 6	3 ⁺ 3	25 ⁺ 5		24 ⁺ 11	48 ⁺ 24	620	1,57	21
	18 ⁺ 7	3 ⁺ 3													963	2,43	15
	2 ⁺ 2														2	0,005	1
252 ⁺ 141	316 ⁺ 72	63 ⁺ 15	62 ⁺ 27	46 ⁺ 23	346 ⁺ 120	222 ⁺ 59	44 ⁺ 5	244 ⁺ 17	6 ⁺ 6	15 ⁺ 9	138 ⁺ 48		2 ⁺ 2		4442	11,22	22
			6 ⁺ 4	132 ⁺ 52		14 ⁺ 9			6 ⁺ 6	3 ⁺ 3	23 ⁺ 6		14 ⁺ 3		198	0,500	7
30 ⁺ 18	342 ⁺ 65	17 ⁺ 7	73 ⁺ 17	54 ⁺ 22	174 ⁺ 94	174 ⁺ 51	24 ⁺ 11		6 ⁺ 4	3 ⁺ 3	88 ⁺ 16		2 ⁺ 2		3950	9,98	22
12 ⁺ 4	20 ⁺ 4	3 ⁺ 3	32 ⁺ 8	80 ⁺ 30	50 ⁺ 14	36 ⁺ 9	2 ⁺ 2	12 ⁺ 5	8 ⁺ 6	3 ⁺ 3	90 ⁺ 23	3 ⁺ 3	20 ⁺ 11		599	1,51	21
14 ⁺ 9	10 ⁺ 5	13 ⁺ 5	16 ⁺ 7	16 ⁺ 8	54 ⁺ 23	26 ⁺ 13	8 ⁺ 6	20 ⁺ 10	8 ⁺ 4	13 ⁺ 13			8 ⁺ 4		420	1,06	19
															4	0,010	2
		3 ⁺ 3													14	0,035	4
	22 ⁺ 12	3 ⁺ 3													1688	4,26	7
															4	0,005	1
920 ⁺ 438	494 ⁺ 82	1050 ⁺ 210	626 ⁺ 61	194 ⁺ 97	754 ⁺ 242	64 ⁺ 29	1090 ⁺ 394	8114 ⁺ 374	754 ⁺ 113	20 ⁺ 7	238 ⁺ 44	77 ⁺ 6	6 ⁺ 4		16745	42,29	25
						2 ⁺ 2			34 ⁺ 34		18 ⁺ 14	413 ⁺ 38	366 ⁺ 57	14 ⁺ 8	897	2,26	7
															2	0,005	1
															8	0,020	2
2 ⁺ 2	4 ⁺ 4	3 ⁺ 3		116 ⁺ 52	6 ⁺ 2	90 ⁺ 49	14 ⁺ 5	22 ⁺ 7	2 ⁺ 2	10 ⁺ 7	113 ⁺ 90		2 ⁺ 2	2 ⁺ 2	539	1,36	21
															13	0,033	5
216 ⁺ 72	150 ⁺ 31	97 ⁺ 38	216 ⁺ 42	178 ⁺ 38	246 ⁺ 61	74 ⁺ 28	90 ⁺ 13	226 ⁺ 19	82 ⁺ 8	73 ⁺ 33	5 ⁺ 3	163 ⁺ 32	32 ⁺ 11		7663	19,35	31
															99	0,250	10
9	13	12	9	10	10	11	10	9	12	10	10	5	13	3	24	100,004	
1458 ⁺ 575	1410 ⁺ 362	1279 ⁺ 228	1146 ⁺ 138	910 ⁺ 234	1760 ⁺ 219	764 ⁺ 87	1314 ⁺ 402	8684 ⁺ 399	954 ⁺ 48	230 ⁺ 72	793 ⁺ 226	730 ⁺ 111	494 ⁺ 62	64 ⁺ 26	39598		

Tab B 5b. Biomassa i g per m² med medelfel (S.E.) för bottenfauna vid 1987 års provtagning, samt arternas dominansvärden.

Station djup, m	N2 6	K7 7	K8 7	K2 8	12 8	N3 8	N4 8,5	K3 9	K1 10	K6 12	K4 13	K5 13	8 15	H1 17	M1 19	M2 19
Nematoda spp														0,01 ⁺ 0,01		
Nemertini sp																
Turbellaria spp						0,01 ⁺ 0,01	0,02 ⁺ 0,01									
H.spinulosus								1,76 ⁺ 0,95			1,83 ⁺ 0,86	0,10 ⁺ 0,06			0,26 ⁺ 0,16	2,77 ⁺ 2,08
H.sarsi					0,38 ⁺ 0,09						0,62 ⁺ 0,32		0,15 ⁺ 0,12	0,10 ⁺ 0,07	0,07 ⁺ 0,05	0,34 ⁺ 0,15
N.diversicolor	0,43 ⁺ 0,19	8,86 ⁺ 1,86	19,61 ⁺ 3,71	13,86 ⁺ 3,25	1,45 ⁺ 0,50	0,39 ⁺ 0,14	0,56 ⁺ 0,14		5,83 ⁺ 2,83	9,49 ⁺ 1,54		1,05 ⁺ 1,05	2,03 ⁺ 1,47	0,48 ⁺ 0,20		
S.armiger																
P.elegans	0,11 ⁺ 0,06				0,81 ⁺ 0,25	0,01 ⁺ 0,01	0,02 ⁺ 0,01						0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,04 ⁺ 0,03	0,02 ⁺ 0,01
T.stroemi																
Oligochaeta spp	0,19 ⁺ 0,13				0,01 ⁺ 0,01	0,96 ⁺ 0,51	0,80 ⁺ 0,23						0,39 ⁺ 0,22	0,02 ⁺ 0,01	0,10 ⁺ 0,05	0,08 ⁺ 0,06
D.rathkei					0,06 ⁺ 0,03						0,80 ⁺ 0,59		0,23 ⁺ 0,18	0,03 ⁺ 0,02	0,21 ⁺ 0,15	0,14 ⁺ 0,08
S.entomon						0,03 ⁺ 0,02	1,34 ⁺ 1,34		0,18 ⁺ 0,18		9,75 ⁺ 2,84				2,47 ⁺ 1,76	0,03 ⁺ 0,03
I.baltica							0,01 ⁺ 0,01			0,02 ⁺ 0,02						
Gammarus spp							0,07 ⁺ 0,07						0,02 ⁺ 0,02			
H.pilosa	0,03 ⁺ 0,02				2,67 ⁺ 0,54		0,01 ⁺ 0,01						0,06 ⁺ 0,03	0,01 ⁺ 0,01		
C.volutator			0,04 ⁺ 0,03													
P.affinis				0,06 ⁺ 0,06	0,16 ⁺ 0,11	0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01			0,01 ⁺ 0,01	1,04 ⁺ 0,55		0,15 ⁺ 0,13	0,04 ⁺ 0,02	4,28 ⁺ 1,38	6,60 ⁺ 1,67
P.femorata											0,25 ⁺ 0,10					
Mysis spp																
Hydrobia spp																0,01 ⁺ 0,01
M.edulis			22,29 ⁺ 24,92			0,66 ⁺ 0,56	3,95 ⁺ 2,50				1,50 ⁺ 1,50		0,01 ⁺ 0,01	0,14 ⁺ 0,33	0,55 ⁺ 0,55	1,04 ⁺ 1,04
C.glaucum	2,28 ⁺ 2,28			2,80 ⁺ 2,80								0,03 ⁺ 0,02				
M.balthicum	15,00 ⁺ 11,79	52,39 ⁺ 4,96	51,69 ⁺ 5,86	83,41 ⁺ 7,66	24,48 ⁺ 10,67	31,44 ⁺ 9,00	43,50 ⁺ 12,90	162,3 ⁺ 6,58	54,59 ⁺ 15,84	99,59 ⁺ 20,14	205,90 ⁺ 60,77	132,14 ⁺ 25,12	32,62 ⁺ 6,81	33,81 ⁺ 12,25	47,17 ⁺ 20,05	107,92 ⁺ 66,55
M.arenaria	11,85 ⁺ 6,46		0,07 ⁺ 0,07	6,78 ⁺ 7,58	3,22 ⁺ 2,31		0,07 ⁺ 0,07	2,5 ⁺ 2,5	0,01 ⁺ 0,01	0,94 ⁺ 0,94	1,34 ⁺ 1,34	3,36 ⁺ 3,36				
Σ Biomassa	29,90 ⁺ 14,35	61,25 ⁺ 5,82	93,70 ⁺ 35,32	106,91 ⁺ 10,67	33,21 ⁺ 12,27	33,94 ⁺ 9,56	50,36 ⁺ 12,65	166,57 ⁺ 6,99	63,03 ⁺ 14,25	110,04 ⁺ 9,22	223,02 ⁺ 63,32	136,68 ⁺ 23,20	34,60 ⁺ 6,78	35,93 ⁺ 12,03	55,17 ⁺ 10,65	120,14 ⁺ 67,22

NO 22	13 23	B2 24	B3 25	M3 27	B1 27	B5 28	21 36	16 39	18 40	27 40	17 41	25 41	31 45	38 54	41 63	Σ g	Dominans %
		0,01 ⁺ 0,01				0,01		0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01					0,01 ⁺ 0,01		0,05	0,002
										0,06 ⁺ 0,06				0,12 ⁺ 0,12		0,01	0,000
																0,21	0,009
3,54 ⁺ 1,62	0,03 ⁺ 0,02	0,09 ⁺ 0,03	0,15 ⁺ 0,07	0,30 ⁺ 0,18	1,56 ⁺ 0,82	6,26	0,17 ⁺ 0,08	1,72 ⁺ 0,52	0,20 ⁺ 0,09	2,38 ⁺ 1,82	0,06 ⁺ 0,04	0,33 ⁺ 0,23	2,71 ⁺ 1,02	0,23 ⁺ 0,21		25,47	1,12
0,10 ⁺ 0,02	0,06 ⁺ 0,06	0,06 ⁺ 0,03	0,02 ⁺ 0,01	0,04 ⁺ 0,02	0,03 ⁺ 0,03	0,10	0,09 ⁺ 0,07	0,24 ⁺ 0,06	0,09 ⁺ 0,05	0,01 ⁺ 0,01	0,03 ⁺ 0,02	0,51 ⁺ 0,31		0,06 ⁺ 0,02	0,20 ⁺ 0,11	3,28	0,139
0,05 ⁺ 0,05		0,41 ⁺ 0,11	0,03 ⁺ 0,02													64,53	2,74
		0,01 ⁺ 0,01														0,01	0,000
0,29 ⁺ 0,15	0,36 ⁺ 0,18	0,72 ⁺ 0,28	0,10 ⁺ 0,05	0,03 ⁺ 0,02	0,01 ⁺ 0,01		0,20 ⁺ 0,06	0,32 ⁺ 0,10	0,09 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,07 ⁺ 0,05	0,08 ⁺ 0,02		0,01 ⁺ 0,01		3,32	0,141
				0,09 ⁺ 0,06	0,94 ⁺ 0,38		0,35 ⁺ 0,26			0,02 ⁺ 0,02	0,01 ⁺ 0,01	0,14 ⁺ 0,05		0,06 ⁺ 0,03		1,61	0,068
0,29 ⁺ 0,06	0,02 ⁺ 0,01	0,76 ⁺ 0,28	0,01 ⁺ 0,01	0,02 ⁺ 0,01	0,03 ⁺ 0,01	0,99	0,18 ⁺ 0,05	0,02 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,03 ⁺ 0,02	0,08 ⁺ 0,02		0,01 ⁺ 0,01		5,01	0,213
0,50 ⁺ 0,23	0,07 ⁺ 0,03	0,23 ⁺ 0,09	0,02 ⁺ 0,02	0,23 ⁺ 0,05	0,68 ⁺ 0,28	1,82	0,32 ⁺ 0,12	0,04 ⁺ 0,04	0,09 ⁺ 0,03	0,06 ⁺ 0,05	0,01 ⁺ 0,01	1,00 ⁺ 0,45	0,02 ⁺ 0,02	0,14 ⁺ 0,09		6,70	0,285
1,82 ⁺ 1,12	1,48 ⁺ 1,40	0,15 ⁺ 0,09	3,27 ⁺ 1,40	7,34 ⁺ 3,75	3,69 ⁺ 3,12	14,65	1,68 ⁺ 0,92	1,58 ⁺ 1,02	2,38 ⁺ 1,62	3,59 ⁺ 2,82	4,93 ⁺ 3,48			7,45 ⁺ 5,28		67,81	2,88
																0,03	0,001
0,09 ⁺ 0,07			0,02 ⁺ 0,02													0,21	0,009
		0,47 ⁺ 0,45	0,01 ⁺ 0,01													3,26	0,138
																0,04	0,000
2,19 ⁺ 1,07	3,23 ⁺ 1,60	4,17 ⁺ 0,54	5,77 ⁺ 2,10	1,83 ⁺ 0,30	0,63 ⁺ 0,40	1,97	0,28 ⁺ 0,12	1,58 ⁺ 0,52	20,52 ⁺ 2,11	4,23 ⁺ 0,75	0,06 ⁺ 0,03	0,91 ⁺ 0,48	0,26 ⁺ 0,11	0,01 ⁺ 0,01		60,10	2,55
							0,02 ⁺ 0,02			0,28 ⁺ 0,28		0,07 ⁺ 0,05	2,45 ⁺ 0,27	2,71 ⁺ 0,47	0,14 ⁺ 0,10	5,92	0,251
0,01 ⁺ 0,01																0,01	0,000
																0,01	0,000
		0,32 ⁺ 0,32	0,02 ⁺ 0,02		9,60 ⁺ 4,15	0,78	18,29 ⁺ 11,74	1,01 ⁺ 0,32	1,74 ⁺ 1,02	0,04 ⁺ 0,04	1,73 ⁺ 1,73	17,08 ⁺ 12,63		3,23 ⁺ 3,23	0,16 ⁺ 0,16	84,36	3,58
0,01 ⁺ 0,01																5,12	0,218
61,49 ⁺ 18,70	125,10 ⁺ 41,70	56,25 ⁺ 14,95	36,38 ⁺ 12,10	79,09 ⁺ 19,51	81,40 ⁺ 24,78	92,25	33,28 ⁺ 12,30	19,37 ⁺ 4,14	84,77 ⁺ 15,33	30,76 ⁺ 3,86	19,42 ⁺ 7,22	1,62 ⁺ 1,15	61,12 ⁺ 12,92	25,53 ⁺ 9,26		1985,78	84,36
																30,14	1,28
70,38 ⁺ 20,72	141,62 ⁺ 45,48	63,65 ⁺ 19,52	46,02 ⁺ 17,32	88,97 ⁺ 20,50	98,57 ⁺ 26,84	118,83	54,86 ⁺ 15,34	25,89 ⁺ 8,34	110,99 ⁺ 18,36	41,45 ⁺ 6,72	26,35 ⁺ 8,48	21,80 ⁺ 14,68	66,56 ⁺ 13,80	39,57 ⁺ 14,42	0,50 ⁺ 0,28	2353,99	99,986

Tab B 5c. Individantal per m² med medelfel (S.E.) av bottenfauna vid 1988 års provtagning, samt arternas dominans- och konstansvärden.

Station djup, m	H6 6	K7 7	K8 7	L2 8	H3 8	H4 8,5	K3 9	K7 10	Ry 10	K4 13	K5 13	TÖ 16	H1 17	M1 19	M2 19	K9 19
<i>Coronata</i> spp																
<i>Monetaria</i> sp																
<i>Corbularia</i> spp	4 ⁺ 3		4 ⁺ 3		10 ⁺ 7	2 ⁺ 2										
<i>H. spinulosus</i>								2 ⁺ 2		36 ⁺ 9		4 ⁺ 2		14 ⁺ 10	58 ⁺ 23	
<i>H. sarsi</i>						2 ⁺ 2				2 ⁺ 2	8 ⁺ 6	4 ⁺ 2	20 ⁺ 13	30 ⁺ 11	12 ⁺ 7	
<i>H. diversicolor</i>	20 ⁺ 7	230 ⁺ 41	104 ⁺ 14	22 ⁺ 8	33 ⁺ 14	70 ⁺ 22		42 ⁺ 12	2 ⁺ 2		6 ⁺ 6		44 ⁺ 9	4 ⁺ 4		26 ⁺ 3
<i>S. armiger</i>																
<i>H. elegans</i>	526 ⁺ 194		8 ⁺ 6	2252 ⁺ 612	137 ⁺ 54	172 ⁺ 63			6 ⁺ 4	76 ⁺ 48			256 ⁺ 127		112 ⁺ 35	
<i>T. stroeni</i>																
<i>Oligochaeta</i> spp	288 ⁺ 117		4 ⁺ 4		1083 ⁺ 510	732 ⁺ 161			12 ⁺ 12	18 ⁺ 13			226 ⁺ 100	42 ⁺ 33	94 ⁺ 39	
<i>D. ratzei</i>				22 ⁺ 6						38 ⁺ 15			256 ⁺ 239	6 ⁺ 3	14 ⁺ 6	6 ⁺ 3
<i>S. antonon</i>	4 ⁺ 3			2 ⁺ 2					2 ⁺ 2	8 ⁺ 6		8 ⁺ 4	2 ⁺ 2	32 ⁺ 22	22 ⁺ 7	8 ⁺ 2
<i>L. saltica</i>																
<i>Gammarus</i> spp	2 ⁺ 2	2 ⁺ 2	4 ⁺ 3						4 ⁺ 4							
<i>B. pilosa</i>	312 ⁺ 110			2292 ⁺ 173	60 ⁺ 19	156 ⁺ 19							2 ⁺ 2		2 ⁺ 2	
<i>C. voluta</i>																
<i>P. affinis</i>					3 ⁺ 3			2 ⁺ 2		104 ⁺ 21	2 ⁺ 2	216 ⁺ 26	508 ⁺ 225	698 ⁺ 300	462 ⁺ 242	8 ⁺ 6
<i>P. femorata</i>								2 ⁺ 2		14 ⁺ 5	2 ⁺ 2					58 ⁺ 28
<i>Nysis</i> spp				4 ⁺ 3					2 ⁺ 2					2 ⁺ 2		
<i>Hydrobia</i> spp																
<i>M. edulis</i>		14 ⁺ 14	2 ⁺ 2		17 ⁺ 11					4 ⁺ 4		26 ⁺ 26	36 ⁺ 36			
<i>C. glaucum</i>								2 ⁺ 2								
<i>M. balthica</i>	166 ⁺ 50	456 ⁺ 34	426 ⁺ 88	162 ⁺ 24	40 ⁺ 12	122 ⁺ 20	478 ⁺ 37	580 ⁺ 105	282 ⁺ 71	270 ⁺ 20	344 ⁺ 36	228 ⁺ 92	174 ⁺ 22	418 ⁺ 150	792 ⁺ 305	492 ⁺ 45
<i>M. arenaria</i>		2 ⁺ 2						4 ⁺ 3				2 ⁺ 2			6 ⁺ 4	
Antal arter	8	5	7	7	8	8	2	5	8	10	5	7	10	9	10	6
Total abundans	1324 ⁺ 270	704 ⁺ 68	540 ⁺ 105	4756 ⁺ 755	1383 ⁺ 465	1260 ⁺ 235	480 ⁺ 36	630 ⁺ 119	312 ⁺ 85	570 ⁺ 95	362 ⁺ 44	488 ⁺ 128	1524 ⁺ 370	1246 ⁺ 395	1574 ⁺ 500	528 ⁺ 53

NO	KN	B2	B3	M3	B5	16	18	27	T-H	17	31	40	41	42	Abundans	Dominans	Kons tar
22	22	24	25	27	28	39	40	40	40	41	45	57	63	77		%	
		2 ⁺ 2													22	0,069	5
30 ⁺ 7	68 ⁺ 16	12 ⁺ 8	22 ⁺ 6	84 ⁺ 23	58 ⁺ 24	22 ⁺ 10	13 ⁺ 7	22 ⁺ 7	27 ⁺ 8	92 ⁺ 45	46 ⁺ 9	10 ⁺ 6	4 ⁺ 4		654	2,05	19
6 ⁺ 4	14 ⁺ 10	2 ⁺ 2	4 ⁺ 3	26 ⁺ 14	26 ⁺ 12	6 ⁺ 7	20 ⁺ 10	22 ⁺ 7	13 ⁺ 8	22 ⁺ 10	6 ⁺ 2	10 ⁺ 6	6 ⁺ 3	6 ⁺ 3	267	0,837	22
10 ⁺ 9		6 ⁺ 3													619	1,94	14
													18 ⁺ 4		18	0,056	1
274 ⁺ 130	184 ⁺ 52	142 ⁺ 31	188 ⁺ 65	6 ⁺ 4	68 ⁺ 35	2 ⁺ 2	63 ⁺ 20			158 ⁺ 44		10 ⁺ 10			4642	14,55	19
										6 ⁺ 4	2 ⁺ 2	30 ⁺ 10	18 ⁺ 18		56	0,176	4
296 ⁺ 96	54 ⁺ 21	276 ⁺ 52	98 ⁺ 23	4 ⁺ 3	54 ⁺ 52	8 ⁺ 4				4 ⁺ 4		6 ⁺ 4			3299	10,34	18
88 ⁺ 22	74 ⁺ 8	38 ⁺ 4	2 ⁺ 2	70 ⁺ 65	110 ⁺ 32	14 ⁺ 6	3 ⁺ 3	16 ⁺ 11		26 ⁺ 13	30 ⁺ 14				813	2,55	17
16 ⁺ 10	16 ⁺ 6	14 ⁺ 8	14 ⁺ 8	6 ⁺ 4	68 ⁺ 33	16 ⁺ 8	25 ⁺ 6	34 ⁺ 11	33 ⁺ 13	42 ⁺ 16	26 ⁺ 10	2 ⁺ 2			410	1,29	22
															-	-	-
		2 ⁺ 2			2 ⁺ 2										16	0,050	6
6 ⁺ 4															2830	8,87	7
2 ⁺ 2															2	0,006	1
188 ⁺ 65	122 ⁺ 19	190 ⁺ 24	1208 ⁺ 75	278 ⁺ 79	224 ⁺ 144	300 ⁺ 145	2243 ⁺ 398	774 ⁺ 88	220 ⁺ 37	132 ⁺ 50	40 ⁺ 17				7922	24,83	21
				16 ⁺ 10				296 ⁺ 44	360 ⁺ 33		262 ⁺ 57	180 ⁺ 30	70 ⁺ 62	2 ⁺ 2	1262	3,96	11
										4 ⁺ 4					12	0,038	4
															-	-	-
18 ⁺ 9	60 ⁺ 47	10 ⁺ 10	2 ⁺ 2	2 ⁺ 2	36 ⁺ 18		5 ⁺ 3	3 ⁺ 3	4 ⁺ 4	2 ⁺ 2					241	0,755	16
															2	0,006	1
540 ⁺ 125	136 ⁺ 49	168 ⁺ 18	206 ⁺ 39	666 ⁺ 75	358 ⁺ 104	194 ⁺ 41	163 ⁺ 28	100 ⁺ 13	167 ⁺ 25	280 ⁺ 96	178 ⁺ 59	78 ⁺ 37	136 ⁺ 125		8800	27,59	30
															14	0,044	4
12	9	12	9	10	10	8	8	7	7	11	9	8	6	2	20	100,007	
1468 ⁺ 348	728 ⁺ 85	862 ⁺ 76	1744 ⁺ 91	1158 ⁺ 120	1004 ⁺ 343	562 ⁺ 166	2533 ⁺ 405	1264 ⁺ 127	823 ⁺ 15	770 ⁺ 178	592 ⁺ 76	326 ⁺ 58	242 ⁺ 163	8 ⁺ 2	31901		

Tab B 5d. Biomassa i g per m² med medelfel (S.E.) för bottenfauna vid 1988 års provtagning, samt arternas dominansvärden.

Station djup, m	K6 6	K7 7	K8 7	12 8	K3 8	K4 8,5	K3 9	K7 10	Ry 10	K4 13	K5 13	T0 16	H1 17	M1 19	M2 19	K9 19
Nematoda spp																
Nemertini sp																
Turbellaria spp	0,04 ⁺ 0,03		0,01 ⁺ 0,01		0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01										
H.spinulosus								0,01 ⁺ 0,01		0,90 ⁺ 0,24		0,97 ⁺ 0,85		0,59 ⁺ 0,35	3,67 ⁺ 1,85	
H.sarsi						0,01 ⁺ 0,01				0,01 ⁺ 0,01	0,06 ⁺ 0,04	0,02 ⁺ 0,02	0,17 ⁺ 0,11	0,04 ⁺ 0,02	0,02 ⁺ 0,01	
N.diversicolor	0,78 ⁺ 0,37	14,77 ⁺ 2,66	7,39 ⁺ 1,22	0,42 ⁺ 0,23	0,57 ⁺ 0,43	1,23 ⁺ 0,41		4,92 ⁺ 1,53	0,08 ⁺ 0,08		0,24 ⁺ 0,24		1,35 ⁺ 0,47	0,01 ⁺ 0,01		1,63 ⁺ 0,35
S.arniger																
P.elegans	0,35 ⁺ 0,13		0,01 ⁺ 0,01	2,45 ⁺ 0,80	0,03 ⁺ 0,01	0,16 ⁺ 0,07			0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01			0,15 ⁺ 0,10		0,03 ⁺ 0,02	
T.stroemi																
Oligochaeta spp	0,56 ⁺ 0,19		0,01 ⁺ 0,01		2,36 ⁺ 1,28	0,98 ⁺ 0,26			0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01			0,22 ⁺ 0,09	0,05 ⁺ 0,03	0,07 ⁺ 0,04	
D.rathkei				0,19 ⁺ 0,05							0,32 ⁺ 0,14		0,79 ⁺ 0,23	0,03 ⁺ 0,02	0,15 ⁺ 0,07	0,07 ⁺ 0,04
S.entomon	3,11 ⁺ 3,02			0,11 ⁺ 0,11					0,09 ⁺ 0,09	1,34 ⁺ 1,15		5,93 ⁺ 6,48	0,06 ⁺ 0,06	0,53 ⁺ 0,42	3,12 ⁺ 2,98	1,77 ⁺ 1,10
I.baltica																
Gammarus spp	0,01 ⁺ 0,01	0,03 ⁺ 0,03	0,02 ⁺ 0,01						0,01 ⁺ 0,01							
B.pilosa	0,76 ⁺ 0,24			3,36 ⁺ 0,35	0,11 ⁺ 0,03	0,43 ⁺ 0,23							0,01 ⁺ 0,01		0,01 ⁺ 0,01	
C.volutator																
P.affinis					0,01 ⁺ 0,01			0,02 ⁺ 0,02		0,37 ⁺ 0,09	0,02 ⁺ 0,02	0,62 ⁺ 0,07	1,95 ⁺ 0,62	3,27 ⁺ 1,48	2,14 ⁺ 1,18	0,01 ⁺ 0,01
P.femorata							0,01 ⁺ 0,01			0,04 ⁺ 0,02	0,02 ⁺ 0,02					0,16 ⁺ 0,09
Mysis spp				0,01 ⁺ 0,01					0,01 ⁺ 0,01					0,01 ⁺ 0,01		
Hydrobia spp																
M.edulis		9,31 ⁺ 9,31	0,01 ⁺ 0,01		0,76 ⁺ 0,69					0,04 ⁺ 0,04		13,86 ⁺ 13,86	6,20 ⁺ 6,20			
C.glaucum									0,03 ⁺ 0,03							
M.balthica	10,55 ⁺ 4,82	66,77 ⁺ 16,58	36,38 ⁺ 7,43	19,31 ⁺ 3,55	17,20 ⁺ 8,00	16,41 ⁺ 6,41	50,66 ⁺ 4,35	83,19 ⁺ 12,34	54,62 ⁺ 11,34	85,11 ⁺ 14,52	146,25 ⁺ 20,06	64,21 ⁺ 25,54	83,90 ⁺ 20,70	80,74 ⁺ 29,68	213,65 ⁺ 100,94	104,09 ⁺ 16,24
M.arenaria		0,22 ⁺ 0,22							0,04 ⁺ 0,03			0,52 ⁺ 0,52			5,31 ⁺ 4,98	
Biomassa/ station	16,16 ⁺ 4,61	91,09 ⁺ 28,75	43,83 ⁺ 7,64	25,83 ⁺ 3,36	21,06 ⁺ 9,79	24,96 ⁺ 6,10	50,67 ⁺ 4,35	88,22 ⁺ 13,47	54,82 ⁺ 11,40	88,14 ⁺ 13,70	146,57 ⁺ 20,18	86,13 ⁺ 40,74	94,80 ⁺ 15,92	85,26 ⁺ 31,07	228,17 ⁺ 106,92	107,72 ⁺ 16,87

NO	KN	B2	B3	M3	B5	16	18	27	T-H	17	31	40	41	42	Σg	Dominans Σ
22	22	24	25	27	28	39	40	40	40	41	45	57	63	77		
		0,06 ⁺ 0,06													0,13	0,005
0,78 ⁺ 0,31	0,93 ⁺ 0,42	0,20 ⁺ 0,16	0,35 ⁺ 0,22	2,53 ⁺ 1,06	1,94 ⁺ 1,02	0,07 ⁺ 0,06	0,11 ⁺ 0,08	0,92 ⁺ 0,50	4,54 ⁺ 2,30	1,63 ⁺ 1,27	1,84 ⁺ 0,83	0,88 ⁺ 0,42	0,47 ⁺ 0,47		23,33	0,814
0,03 ⁺ 0,03	0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,03 ⁺ 0,02	0,01 ⁺ 0,01	0,04 ⁺ 0,02	0,12 ⁺ 0,06	0,09 ⁺ 0,07	0,01 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,06 ⁺ 0,05	0,03 ⁺ 0,01	0,55 ⁺ 0,27	1,35	0,047
0,76 ⁺ 0,22		0,16 ⁺ 0,12													34,31	1,20
													0,06 ⁺ 0,03		0,06	0,002
0,14 ⁺ 0,14	0,07 ⁺ 0,03	0,13 ⁺ 0,09	0,10 ⁺ 0,04	0,01 ⁺ 0,01	0,03 ⁺ 0,02	0,01 ⁺ 0,01	0,03 ⁺ 0,01			0,07 ⁺ 0,03		0,01 ⁺ 0,01			3,90	0,136
										0,06 ⁺ 0,05	0,04 ⁺ 0,04	0,21 ⁺ 0,12	0,24 ⁺ 0,24		0,55	0,019
0,25 ⁺ 0,10	0,02 ⁺ 0,01	0,61 ⁺ 0,11	0,05 ⁺ 0,01	0,01 ⁺ 0,01	0,02 ⁺ 0,02	0,01 ⁺ 0,01				0,01 ⁺ 0,01		0,01 ⁺ 0,01			5,26	0,183
0,60 ⁺ 0,16	0,58 ⁺ 0,09	0,28 ⁺ 0,05	0,03 ⁺ 0,03	0,51 ⁺ 0,50	0,71 ⁺ 0,20	0,09 ⁺ 0,03	0,02 ⁺ 0,02	0,09 ⁺ 0,06		0,15 ⁺ 0,07	0,18 ⁺ 0,11				4,79	0,167
8,69 ⁺ 8,27	9,28 ⁺ 6,42	6,89 ⁺ 5,43	0,91 ⁺ 0,57	1,74 ⁺ 1,50	3,90 ⁺ 1,66	6,18 ⁺ 4,36	4,74 ⁺ 3,82	5,56 ⁺ 5,18	3,16 ⁺ 3,10	24,60 ⁺ 8,10	0,57 ⁺ 0,46	5,26 ⁺ 5,26			97,54	3,40
		0,07 ⁺ 0,07			0,06 ⁺ 0,06										0,14	0,005
0,01 ⁺ 0,01															4,69	0,164
0,04 ⁺ 0,04															0,04	0,001
0,65 ⁺ 0,31	0,41 ⁺ 0,06	0,49 ⁺ 0,09	3,54 ⁺ 0,22	1,17 ⁺ 0,43	0,56 ⁺ 0,37	1,22 ⁺ 0,46	5,33 ⁺ 0,90	3,45 ⁺ 0,47	0,78 ⁺ 0,18	0,89 ⁺ 0,43	0,08 ⁺ 0,04				27,98	0,976
				0,06 ⁺ 0,04				0,87 ⁺ 0,17	1,20 ⁺ 0,22		1,18 ⁺ 0,34	0,43 ⁺ 0,11	0,15 ⁺ 0,13	0,01 ⁺ 0,01	4,13	0,144
										0,07 ⁺ 0,07					0,10	0,003
0,65 ⁺ 0,35	1,56 ⁺ 1,04	0,20 ⁺ 0,20	0,01 ⁺ 0,01	0,09 ⁺ 0,09	6,38 ⁺ 3,48		1,08 ⁺ 1,01		0,24 ⁺ 0,24	0,49 ⁺ 0,42	0,20 ⁺ 0,20				41,08	1,43
															0,03	0,001
180,67 ⁺ 29,80	68,31 ⁺ 16,48	114,77 ⁺ 6,32	122,22 ⁺ 21,74	212,90 ⁺ 12,00	188,83 ⁺ 57,70	95,88 ⁺ 15,48	70,47 ⁺ 16,13	49,24 ⁺ 7,49	100,67 ⁺ 11,70	108,70 ⁺ 22,60	83,95 ⁺ 28,01	31,35 ⁺ 13,08	51,30 ⁺ 40,67		2612,30	91,09
															6,04	0,212
193,32 ⁺ 29,53	81,17 ⁺ 11,88	123,88 ⁺ 9,91	127,21 ⁺ 21,97	219,03 ⁺ 13,89	202,47 ⁺ 61,41	103,44 ⁺ 15,95	81,81 ⁺ 16,36	60,25 ⁺ 6,83	110,68 ⁺ 7,18	136,66 ⁺ 28,50	88,05 ⁺ 28,65	38,20 ⁺ 11,72	51,77 ⁺ 46,96	0,56 ⁺ 0,27	2867,80	99,999

Tab B 6a. Mobil epifauna i Hanöbukten 1987. Individer per m² ± S.E.

Art	VITEMÖLLA	FÄRABÄCK	HÄLLEVIK	JÄRNAVIK	SAXEMARA	GÖ	DRAGSÖ	TORHAMN
<i>P. microps</i>		0,4± 0,3	0,9± 0,6	17,6± 5,1	7,4± 1,3		14,5± 2,5	9,4± 1,5
<i>P. minutus</i>					0,4± 0,3			
<i>G. aculeatus</i>								0,2± 0,2
<i>P. pungitius</i>					4,2± 1,9			0,2± 0,2
<i>P. flesus</i>		0,2± 0,2	0,3± 0,2	0,2± 0,2	0,2± 0,2	2,0± 0,7		0,2± 0,2
<i>S. typhle</i>							0,8± 0,8	
<i>A. tobianus</i>	10,8± 8,9				0,4± 0,4			
<i>C. crangon</i>	0,3± 0,3				0,4± 0,4			
<i>P. flexuosus</i>		1,4± 1,4	0,3± 0,3		0,8± 0,5			
<i>N. integer</i>		35,6±16,2	7,5± 3,6					3,2± 0,6
<i>Mysidae spp</i>	1,3± 1,3			1,2± 0,2			0,3± 0,3	
Summa	12,4± 2,3	37,6± 5,6	9,0± 1,7	19,0± 1,8	13,8± 1,1	2,0± 0,7	15,6± 1,0	13,2± 1,0
Antal arter	3	4	4	3	7	1	3	5

Tab B 6b. Mobil epifauna i Hanöbukten 1987. Biomassa g/m² (torrvikt) ± S.E.

Art	VITEMÖLLA	FÄRABÄCK	HÄLLEVIK	JÄRNAVIK	SAXEMARA	GÖ	DRAGSÖ	TORHAMN
<i>P. microps</i>		0,02±0,01	0,05±0,02	1,18±0,15	0,20±0,02		1,70±0,17	0,91±0,09
<i>P. minutus</i>					0,02±0,01			
<i>G. aculeatus</i>								0,04±0,02
<i>P. pungitius</i>					0,38±0,10			0,02±0,01
<i>P. flesus</i>		2,52±1,33	2,25±1,14	0,04±0,02	0,64±0,33	1,48±0,40		0,12±0,04
<i>S. typhle</i>							0,13±0,06	
<i>A. tobianus</i>	1,73±0,54				0,12±0,07			
<i>C. crangon</i>	0,15±0,08				0,06±0,06			
Totalt	1,88±0,52	2,54±1,30	2,57±1,15	1,22±0,15	1,44±0,39	1,48±0,40	1,83±0,17	1,09±0,08

Tab B 6c. Mobil epifauna i Hanöbukten 1988. Individer per m² ± S.E.

Art	VITEMÖLLA	FÄRABÄCK	JÄRNAVİK	SAXEMARA	GÖ	TORHAMN
P. microps		12,4±2,5	6,2±2,5	8,0±2,4	0,2±0,2	8,0±2,0
P. minutus		0,4±0,4				0,4±0,4
P. pungitius				1,0±1,0		0,4±0,4
P. flesus	6,0±2,1	5,2±1,6	3,8±1,4	0,8±0,6	2,0±0,6	0,2±0,2
S. typhle						0,2±0,2
Z. viviparus				0,2±0,2		
A. tobianus	16,0±4,4					
N. ophidion				0,2±0,2		
L. rutilus			0,4±0,4			
C. crangon	0,3±0,3					
P. adspersus			1,1±1,0	1,6±0,8		
Summa	22,3±4,5	18,0±3,0	11,5±2,7	11,8±3,5	2,2±0,8	9,2±2,2
Antal arter	3	3	4	6	2	5

Tab B 6d. Mobil epifauna i Hanöbukten 1988. Biomassa g/m² (torrvikt) ± S.E.

Art	VITEMÖLLA	FÄRABÄCK	JÄRNAVİK	SAXEMARA	GÖ	TORHAMN
P. microps		2,12±0,45	0,48±0,20	0,56±0,18	0,02±0,02	0,86±0,23
P. minutus		0,14±0,15				0,06±0,04
P. pungitius				0,16±0,16		0,12±0,08
P. flesus	1,56±0,62	6,41±2,21	0,98±0,31	0,22±0,19	2,04±1,28	0,02±0,02
S. typhle						0,02±0,02
Z. viviparus				0,22±0,22		
A. tobianus	5,75±1,44					
N. ophidion				0,02±0,02		
L. rutilus			1,40±1,40			
C. crangon	0,10±0,10					
P. adspersus			0,08±0,08	0,14±0,09		
Summa	7,41±1,59	8,67±2,37	2,94±1,41	1,32±0,39	2,06±1,50	1,08±0,27

Tab B 6e. Bottenfauna i grundområden, Hanöbukten 1987. Individer per m² ± S.E.

Art	VITEMÖLLA	FÅRABÄCK	HÄLLEVIK	JÄRNAVIK	SAXEMARA	GÖ	DRAGSÖ	TORHAMN
M. balthica			502± 235	2055± 552	530± 254		372± 257	62± 43
M. arenaria				28± 29				
M. edulis	630± 628			335± 151			47± 51	62± 43
C. glaucum				28± 29	28± 29			
Hydrobia spp								
N. diversicolor		1172± 322	1283± 326	1674± 387	223± 122	642± 219		2201± 361
P. elegans				140± 66				
Oligochaeta spp		2037± 596	6780± 2885	4576± 1405	5385± 1644	7700± 1160	93± 64	620± 355
C. volutator				251± 155			47± 51	31± 33
B. pilosa	1151± 281					167± 90		
Gammarus spp				56± 39				31± 33
I. balthica					56± 59			31± 33
Turbellaria spp		335± 137	112± 65	84± 45	56± 39	56± 39		124± 72
Chironomidae spp		28± 29		502± 283	363± 116		186± 129	
Summa	1781± 201	3572± 264	8677± 1022	9729± 592	6641± 608	8565± 359	745± 44	3162± 215
Antal arter	2	4	4	11	7	4	5	8

Tab B 6f. Bottenfauna i grundområden, Hanöbukten 1987. Biomassa g/m² (våtvikt).

Art	VITEMÖLLA	FÅRABÄCK	HÄLLEVIK	JÄRNAVIK	SAXEMARA	GÖ	DRAGSÖ	TORHAMN
M. balthica			93,07±35,40	121,62±31,31	40,44±31,08		1,30± 0,82	9,34± 6,62
M. arenaria				0,33± 0,35				
M. edulis	32,70±39,56			9,24±6,39			0,23± 0,23	0,30± 0,30
C. glaucum				1,42± 1,50				
Hydrobia spp								
N. diversicolor		39,17± 7,50	62,52±24,00	32,34±11,78	4,64± 4,61	6,20± 3,33		29,20± 8,11
P. elegans								
Oligochaeta spp		0,59± 0,30	14,20±11,90	2,26± 0,93	1,30± 0,64	0,64± 0,22		0,09± 0,07
C. volutator				0,14± 0,12				0,25± 0,26
B. pilosa	4,42± 1,03					0,14± 0,12		
Gammarus spp				0,08± 0,09				0,20± 0,26
I. balthica								0,19± 0,20
Turbellaria spp		0,48± 0,25		0,14± 0,09	0,11± 0,08	0,16± 0,13		0,37± 0,40
Chironomidae spp				0,14± 0,12	0,08± 0,09			
Summa	37,12±29,73	40,23± 7,54	169,80±48,50	156,80±31,49	46,98±35,85	6,78± 3,49	1,53± 0,98	40,17±12,80

Tab B 7a. Bomtrålning i Hanöbukten 1987. Individtäthet och biomassa.

LOKAL ART	VITEMÖLLA 9/9				VITEMÖLLA 9/12				GÖ 4/9			
	n	ind/m ²	g/ind	g/m ²	n	ind/m ²	g/ind	g/m ²	n	ind/m ²	g/ind	g/m ²
Djup 1 m												
P. minutus	1		0,1		2		0,4		3		0,3	
P. flesus	24	0,02	2,4	0,05	32	0,03	2,4	0,07	47	0,08	6,0	0,48
P. maxima	1		160,1	0,14					2	<0,01	23,9	0,08
C. crangon	18		0,3		17		0,3					
Djup 2 m												
P. flesus	6	0,01	5,3	0,05	2	<0,01	0,3	<0,01	3	0,01	9,8	0,10
C. crangon	31		0,3		9		0,4		1		1,0	
Djup 5 m												
P. minutus	6		0,1									
P. flesus	11	0,01	64,7	0,62	7	0,01	51,7	0,46	1	<0,01	11,7	0,01
Z. viviparus					3	<0,01	83,8					
M. scorpius					2	<0,01	87,9					
C. crangon	25		0,3		21		0,3					

Tab B 7b. Bomtrålning i Hanöbukten 1988. Individtäthet och biomassa.

LOKAL	VITEMÖLLA 7/12				GÖ 26/5			
ART	n	ind/m ²	g/ind	g/m ²	n	ind/m ²	g/ind	g/m ²
Djup 1 m								
P. microps					3		0,4	
C. crangon	93		0,4		20		0,9	
P. flesus	2	<0,01	24,4	0,02	44	0,08	14,0	1,08
A. minuta					2		0,3	
T. bubalis	1		72,0					
Djup 2 m								
P. flesus					45	0,08	22,7	1,79
P. maxima	1		139,3		1			
Z. viviparus					3		45,0	
S. spinachia					1		4,2	
A. minuta					1		0,4	
A. tobianus					1		12,8	
T. bubalis	1		98,2					
C. crangon	70		0,5		1		0,6	
Djup 5 m								
P. flesus	5	<0,01	50,3	0,21	13	0,03	22,5	0,72
A. tobianus					1		9,2	
P. minutus	2		0,3					
C. crangon	33		0,3					

Tab B 8.

SILLÄGG I INRE HANÖBUK TEN 1987 OCH 1988 - Dykundersökning

Datum Station Djup N			Antal per m ²		Mortalitet Stadium		Dominerande vegetation		Vegetation	
m					%				Torrsvikt g/m ²	
<u>1987</u>										
20/5	15	4	3	59±	18	33,3±40,8	3	Pilayella littoralis	155,6± 41,6	
26/5	1	10	2	28782±30358		100,0± 0,0	-	Ceramium spp	72,6± 25,4	
26/5	12	7	3	5110± 1452		36,3±21,8	9	Ceramium spp	65,2± 31,0	
2/6	10	3	3	35552±23728		83,0±20,2	1	Zostera marina	191,1± 76,3	
2/6	13	5	2	7569± 5177		72,3±33,9	4	Ceramium spp	104,9± 13,0	
2/6	14	4	3	1289± 494		30,3±15,9	4	Cladophora glomerata	105,2± 33,1	
3/6	2	5	1	1866		95,0	9	Ceramium spp	17,8	
3/6	16	4	3	667±	628	100,0± 0,0	-	Ceramium spp	51,8± 11,9	
<u>1988</u>										
17/5	1	10	5	26268±18977		0,8± 0,2	3	Rhodomela subfusca,Ceramium	74,8± 35,2	
17/5	10	3	5	2068±	932	100,0± 0,0	-	Zostera marina	352,0±110,0	
19/5	9	6	5	6424± 2183		7,9± 6,2	kläckt	Furcellaria fastigiata	110,0± 22,0	
24/5	1	10	5	51128±24371		58,6± 7,2	7	Rhodomela subfusca,Ceramium	70,4± 17,6	
26/5	11	3	5	12848± 3356		100,0± 0,0	-	Zostera marina	352,0±110,0	
30/5	1	10	5	2662± 1021		72,0± 5,0	kläckt	Rhodomela subfusca,Ceramium	140,8± 39,6	
30/5	9	6	5	5984± 2988		0,0± 0,0	kläckt	Furcellaria fastigiata	180,4± 52,8	
6/6	2	6	5	1672±	511	70,8± 8,5	kläckt	Rhodomela subfusca	61,6± 30,8	

N= Antal prov

Tab B 9.

FTISKÄGG OCH LARVER I INRE HANÖBUKTEN 1988 - Vertikalhåvdrag (Maskvidd 500 µm).

Dat	Stat	N	Sill	Clupea harengus per m ² per 100 m ³	L	Sill	Skrapsill	Sprattus sprattus per m ² per 100 m ³	Gadus morhua per m ² per 100 m ³	L	Rödsp/Skrubbl	Pleuronectidae per m ² per 100 m ³	L	Aurelia aurita per m ² per 100 m ³	Ø
30/5	1	3	1,8	17,7	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2/6	1	10	3,2	31,8	8	-	-	-	-	-	0,5	28,1	8	-	-
6/6	2	10	1,6	26,6	8	-	-	-	0,5	8,9	-	-	4	-	-
6/6	3	5	1,1	7,1	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6/6	4	5	5,3	35,4	8	-	-	-	1,1	7,1	-	-	5	-	-
17/6	5	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/6	3	10	-	-	-	-	-	-	3,7	24,8	-	-	5	6,9	46,0
30/6	6	1	-	-	-	10,6 37,1	26,5 93,1	6	-	-	-	-	-	-	-
12/7	7	10	-	-	-	1,1 ^Ø	7,1 ¹	-	-	-	-	-	-	-	-
12/7	8	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	5,1
18/7	9	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	7,1
3/8	3	10	-	-	-	-	-	-	0,5	4,1	-	-	4	0,5	4,1
12/8	6	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	1,3
															90

Teckenförklaring: "N" avser antal håvdrag. "per m²" anger antalet larver eller ägg under en m² vattenyta.

Alla värden anger antalet larver om ej annat anges.

1 = ägg

Tab B 10. Fisksjukdomar i Hanöbukten 1987. Sammanställning av fiskarens och egna observationer av de vanligaste makroskopiska sjukdomarna i fångsterna. Prevalens % (Skadefrekvens). Värden inom parentes anger antalet besiktigade fiskar.

Område	TORSK			SKRUBBLUNDRA			ÅL			PIGGVAR
	Hudsår	Fenröta	Ryggrdef	Hudsår	Fenröta	Ryggrdef	Lymfocys	Hudsår	Ryggrdef	Papillom
Vitemölla	0,3 ² (1889)	1,6 (124)	0,9 (1718)	1,2 (647)	+	-	0,4 (571)	0,4 (2500)	+	0,2 (2500)
Tøsteburga	2,7 ¹ (1071)	-	0,3 (348)	5,0 (436)	2,3 (436)	1,0 (436)	6,0 (436)	+	+	-
Valjeviken	0,8 (620)	-	0,4 (620)	0,8 (839)	-	-	0,6 (839)	+	-	+
Hörvik	9,3 (129)	0,7 (129)	-	8,3 ³ (48)	7,1 ⁴ (48)	-	5 (88)	3,4 (88)	-	0,9 (113)
Furumo	5,9 (2152)	-	-	11,2 (1629)	0,1 (1629)	-	0,2 (1629)	-	-	13,4 (439)
Karlshamn	++	-	-	4,3 (115)	0,8 (115)	-	0,8 (115)	-	-	-
Saxemara	+	-	-	++	+	+	++	(+)	-	++
Gö udde	3,7 (135)	-	-	4,2 (478)	2,7 (478)	0,4 (478)	3,1 (478)	++	++	++
Hasslö	(+)	-	+++	-	-	-	-	-	-	-
Totalt	3,1 (5996)	1,2 (253)	0,7 (2686)	9,0 (2745)	1,1 (2706)	0,7 (914)	1,3 (4068)	0,5 (2588)	+	0,4 (3052)

Egna observationer: 1 = 2,0 (100) 4 = 29,0 (174) - = ej rapporterad
 2 = 1,7 (118) 5 = 4,6 (174) + = rapporterad, enstaka
 3 = 7,4 (174) ++ = " " , ofta
 +++ = " " , mycket ofta

TILL YRKESFISKARE I HANÖBUK TEN

För närvarande pågår ett forskningsprojekt vid Lunds universitet som kallas "Hanöbukten som naturresurs". Inom projektet försöker vi klarlägga miljösituationen i området. Därvidlag är vi mycket intresserade av yrkesfiskarnas uppfattning om eventuella förändringar under senare år och är tacksamma för hjälp med att fylla i bifogade enkät.

Anvisningar

Kryssa för endast ett av följande alternativ

0	= oförändrat	-	= minskat lite
+	= ökat lite	--	= minskat ganska mycket
++	= ökat ganska mycket	---	= minskat mycket

Om osäkerhet råder vid besvarandet av någon fråga bör denna fråga ej besvaras.

Det är ej nödvändigt att fylla i namn och adress om anonymitet önskas. Glöm dock ej att ange huvudsysselsättning.

Undertecknad emotser tacksamt svar senast 1988-08-15

TILL SPORTFISKARE I HANÖBUK TEN

För närvarande pågår ett forskningsprojekt vid Lunds universitet som kallas "Hanöbukten som naturresurs". Inom projektet försöker vi klarlägga miljösituationen i området. Därvidlag är vi mycket intresserade av sportfiskarnas uppfattning om eventuella förändringar under senare år och är tacksamma för hjälp med att fylla i bifogade enkät.

Anvisningar

Kryssa för endast ett av följande alternativ

0	= oförändrat	-	= minskat lite
+	= ökat lite	--	= minskat ganska mycket
++	= ökat ganska mycket	---	= minskat mycket

Om osäkerhet råder vid besvarandet av någon fråga bör denna fråga ej besvaras.

Det är ej nödvändigt att fylla i namn och adress om anonymitet önskas.

Undertecknad emotser tacksamt svar senast 1988-08-15

Adress : Ekologihuset

Helgonavägen 5

223 62 LUND

ENKÄT

Fråga 1 Beståndsförändring 1980-1986.

	0	+	++	-	--	---
Sill	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Torsk	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Lax	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Äl	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Gädda	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Rödspätta	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Skrubba	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Abborre	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Havsöring	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Piggvar	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Horngädda	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Sik	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Fråga 2 Redskapspåväxt 1980-1986.

0	+	++	-	--	---
☐	☐	☐	☐	☐	☐

Fråga 3 Blåstångens utbredning 1980-1986.

0	+	++	-	--	---
☐	☐	☐	☐	☐	☐

Fråga 4 Grönalgernas utbredning 1980-1986.

0	+	++	-	--	---
☐	☐	☐	☐	☐	☐

Fråga 5 Förekomst av fisksjukdomar 1980-1986.

0	+	++	-	--	---
☐	☐	☐	☐	☐	☐

Namn: _____ Tel: _____/_____

Lokalavdelning: _____

Huvudsysselsättning:

Bottengarnsfiske ☐
Garn- och krokfiske ☐
Trålfiske ☐

☐ önskar bli kontaktad av projektet för att lämna ytterligare upplysningar.

Bilaga 4.

Claim:

Address:

Tel:

Ar:

[illegible]

Övriga observationer:



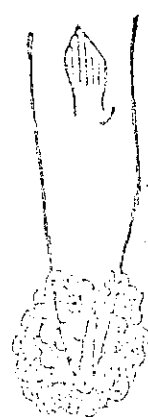
1



2

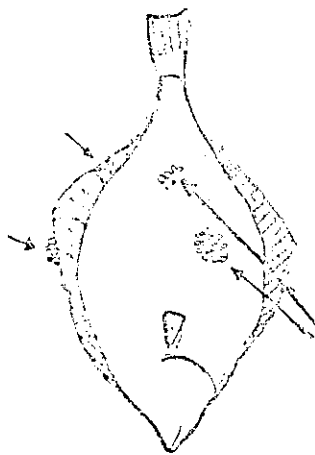


3

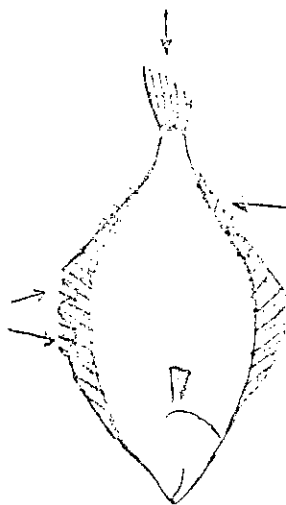


4

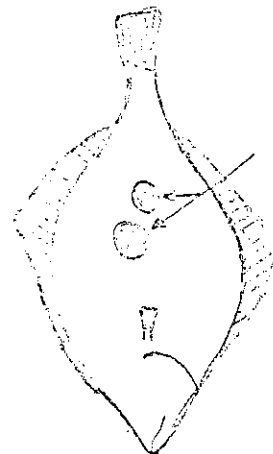
Blomkålssjuka hos Al
ljusröda blomkålsliknande utväxter
vid munnen. Stadium 1-4



Lymfocystis ($\approx 5\%$) hos Skrubba
små gulvita knutor ofta på
undersidan



Fenröta ($\approx 20\%$) hos Skrubba
delar av fenhuden saknas,
ibland även fenstrålar



Hudsår Oftast mörkröda runda
sår med vit kant



Ryggradskrökning



Tumör utväxter med
varierande utseende

Kontakt: Lars Eric Persson eller
Peter Göransson 046-11 17 98

Till samtliga fiskare som journalför fisksjukdomar inom projektet : "Hanöbukten som naturresurs".

Efter genomgång av journalerna för 1987 kunde det glädjande nog konstateras att det protokollförda materialet överskred 13 000 fångade fiskar. Många journalförare har verkligen lagt ner ett stort arbete och detta har varit till stor nytta för att kartlägga sjukdomssituationen i bukten.

Inför rapporteringsåret 1988 har en förenklad blankett utarbetats. Syftet med denna är att erhålla ett så stort och rättvisande material som möjligt på hudsår och utväxter (tumörer) i området. Därmed slopas alltså rapporteringen helt för övriga sjukdomar. Antalet arter begränsas också till att omfatta endast skrubblundra, torsk och piggvar. Det är en förhoppning att all fångad piggvar kan journalföras så att materialet blir tillräckligt stort.

Nedan följer först några rekommendationer för hur de förenklade journalerna bör protokollföras och därefter en beskrivning av några exempel vilka återfinns på den bifogade ifyllda journalen.

Några rekommendationer

- 1 Den sjukdomsdrabbade fiskens storlek bör helst anges som längdmått men kan också anges som vikt.
- 2 Totalfångsten bör helst anges som antal fångade fiskar men kan även ersättas av totalvikt. Det är önskvärt att vikt och antal antecknas samtidigt för de olika fiskarterna vid några enstaka tillfällen under säsongen.
- 3 Hudsårens och utväxternas förekomst behöver endast noteras med "X". I mån av tid kan även skadans storlek antecknas.
- 4 Det är viktigt att kryssa i sista kolumnen: "kontroll av skada" när detta har skett. Om det däremot av någon anledning inte varit möjligt att leta efter sjukdomar vid något tillfälle skall ej någon markering göras i denna kolumn. Glöm dock ej att ändå ange ungefärlig fångst.
- 5 Om det blir alltför arbetskrävande att protokollföra hela fångsten kan det vara lämpligt att endast gå igenom fångsten från ett redskap. (helst samma varje gång)

Bifogat exempel på förenklad journalföring

De fem första raderna beskriver en fiskedag (20/5) då två torskar hade hudsår och en hade utväxt/tumör av en fångst på 65 kg. Dessutom hade en skrubblundra hudsår av tjugotre fångade. Totalt 3 st piggvar fångades men ingen av dessa hade någon hudsjukdom.

Rad 6 och 7 beskriver en ny fiskedag (21/5). Då fångades 55 st torskar och 3 st skrubblundror. Efter kontroll visade det sig att ingen varken hade hudsår eller utväxt.

Rad 8 till 10 beskriver fiskedagen den 22/5 då det inte fanns tid över till kontroll av skador. Totalt fångades 60 kg torsk och 10 kg skrubblundra denna dag. Även 2 st piggvar ingick i fångsten och dessa kontrollerades. Därvid upptäcktes att en hade hudsår.

Slutligen bör det poängteras att det är av största vikt att rapporteringen även sker när sjukdomen inte är vanlig eller överhuvudtaget ej förekommer.

Tack på förhand

och

Lycka till med rapporteringen 1988!

Namn: Peter Göransson Adress: Helgonavägen 5, 223 62 LUND Tel: 046-11 17 98 Ar: 1988

Art	Datum	Plats	Redskap	Djup m	Längd mm	Vikt g	Hud- sår	Ut- växt	Skadans storlek mm	Total fångst (inkl skadad fisk)	Kontr av skada
Torsk	20/5	Gö udde	Ålbottengarn	12	250		X		15, 20	65 kg	X
"	"	"	"	"	400			X	5	- " -	X
"	"	"	"	"	350		X			- " -	X
Skrubba	"	"	"	"	200		X			23 st	X
Piggvar	"	"	"	"	200 - 300					3 st	X
Torsk	21/5	"	"	"	200 - 500					55 st (22 kg)	X
Skrubba	"	"	"	"	200 - 250					3 st	X
Torsk	22/5	"	"	"		500 - 1500				60 kg	
Skrubba	"	"	"	"						10 kg	
Piggvar	"	"	"	"	300		X		10	1 st	X

Övriga observationer:

Kontakt: Peter Göransson eller
Lars-Eric Persson 046-11 17 98

REFERENSER

Denna referenslista, som huvudsakligen tar upp arbeten utförda i Hanöbukten, är säkert långt ifrån fullständig, men den utgör ett första underlag vilket kan kompletteras efter hand. Referenserna är uppdelade i olika ämnesområden, men många referenser täcker upp två eller flera sådana.

Strömmar och vattenomsättning

- Anon., 1984. Undersökning av spridningen av avloppsvatten från Nymölla AB. - VBB, F 1648: 1-54.
- Anon., 1967-72. Rapport rörande hydrologiska bas- och kontrollundersökningar utanför Karlshamnsverket, 1965-72, - SMHI, Hydrologiska byrån, 5 rapporter, 48 sid. + bilagor.
- Anon., 1984. Undersökning av spridningen inom Pukaviksbukten av avloppsvatten från Mörrums Bruk. - VBB, E 7265: 1-60.
- Blad, J.-O., Johansson, J. and Svansson, A. 1977. Eel problems in the Hanö Bight: Water transports in 1975. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, 215: 1-30.
- Göransson, C.G. 1984. Spårämnesstudier vid pappersmassaindustrin - resultat och erfarenheter. - Medd. Sv. havsf.f. 19:1-18.
- Johansson, L. 1977. Uppvällning i svenska kustvatten - En undersökning utifrån tre års ytvattentemperaturkartor. - PM, SMHI, U1/77: 1-9.
- Milanow, T. 1971. Termisk spridning av kylvattenutsläpp från Karlshamnsverket. - SMHI, Ser. Hydrol., 11: 1-17.
- Simons, T.J. 1976. Topographic and baroclinic circulations in the southwest Baltic. - Ber. Inst. für Meeresk., 25: 1-10.
- Valin, G. 1972. Some observations of temperature fluctuations in the coastal region of the Baltic. - Tellus 24: 187-198.

Hydrografi och vattenkemi

- Anon., 1972. Pukaviksbukten 1972: Föroreningar från kommuner och industrier. - Stencil, länsst. Blekinge, 28 sid..
- Anon., 1972-79. Hydrographical data 1972-1978. - Swedish coast guard. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr. 135, 137, 143, 158, 164, 170, 189, 198, 215, 224, 236, 248.

- Anon., 1971-1986. Hydrographical data. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, 26 rapporter.
- Anon., 1980. Karlskrona havsområde, planeringsunderlag och problemanalys. - Karlskrona komm. och Länsst. Blekinge, 75 sid..
- Anon., 1977-1986. Blekinge kustundersökning. - Stencil, Länsst. Blekinge, (9 rapporter).
- Anon., 1986. Östersjön - utsläpp och miljöproblem. - Delrapport från åtgärdsgrupp syd., Nr 1 + 1 bilaga.
- Anon., 1988. Transport av närsalter - en undersökning av 11 vattendrag i Karlskrona kommun under 1987. - Rapport från Miljö- och Hälsoskyddsnämnden 1988, 48 sidor med en karta.
- Bengtsson, L. 1982. Näringsberikning i kustområden, beskrivning av miljösituationen i Blekinge havsområde. - Karlskrona komm. och IVL symp., "Östersjön", näringsresurs och skyddsvärd miljö, kap. 18, 17 sid..
- Bengtsson, L. 1985, Kustundersökningar i Blekinge län 1977-84. - PM, länsstyr., Blekinge län, 5 sidor.
- Berntsson, K.-E. & A. Svansson, 1971. Data of measurements in the Hanö Bight the Hanö Bight Augusti - September 1969. - Medd. Havsfiskelab., Lysekil, nr 97, 59 sid.. 103, 34 sid..
- Berntsson, K.-E. & A. Svansson, 1973. Data of measurements in the Hanö Bight August-September 1971 and March 1973. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 155, 48 sid..
- Brunsberg, K., U. Gärdenfors & F. Schlyter, 1976. Miljööversikt av Stillerydsområdet i Karlshamns kommun. - Rapp. från Miljövårdskomm., Karlshamns kommun, 158 sid..
- Brunsberg, K. 1981. Stillerydsområdet, utvärdering av miljösituationen. - Länsst. Blekinge län, Naturvårdsenh. 1981:7, 220 sid..
- Ehlin, U. & B. Juhlin, 1979-1980. Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg, 1978, 1979. - SMHI, (2 rapporter).
- Fonselius, S. H. 184. Some preliminary results from a "Pachinuss study" in the Hanö Bight in January 1984 on board the Argos. - XIV Conf. Baltic Oceanogr., 15:527-529.
- Hallgren-Larsson, E. & O. Linden, 1983. Recipientundersökningar i Pukaviksbukten - Recipient för Mörrums Bruk. - IVL rapp., 12 sid. + 11 fig..
- Joelsson, A. H. Berggren, K.-G. Gustafsson, K. Persson & R. Skogsberg. 1986. Åtgärder för att minska kväve- och fos-

- fortillförseln till Laholmsbukten. - Rapport, 60 sidor, med 6 bilagor.
- Juhlin, B. 1981-1986. Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg, 1980-85. - SMHI, Oceanogr., (6 rapporter).
- Landahl, C.C., 1979. Utvärdering av recipientundersökningar i Pukaviksbukten - Recipient till Mörrums Bruk. - IVL rapp., 9 sid + 11 bil..
- Landner, L., 1978. Kemisk och biologisk karakterisering av avloppsvatten från Nymölla Bruk. - IVL, L 27:3, 34 sid..
- Larsson, U. Östersjön. - Ur "Gödning av havsområden kring Sverige, en kunskapsöversikt, Red. R. Rosenberg, SNV PM 1808:17-73.
- Larsson, U., R. Elmgren & F. Wulff, 1985. Eutrophication and the Baltic Sea: Causes and consequences. - Ambio, 14:9-14.
- Lindell, T. & S. Lagergren, 1984. Studier av satellitbilder över vissa skogsindustrilägen. - Stenc. Miljökontroll Lab., 4 sid. + 5 fig..
- Piechurs, J., 1987. Oceanographic conditions in the southern Baltic during 1986. - ICES, C.M. 1987/C:3, 7 sid..
- Råghall, P. & L. Landner, 1978. Resultat från undersökning av vattenkvalitetsvariationer i Hanöbukten utanför Nymölla, under åren 1971-1977. - IVL R 3:16/78, 25 sid..
- Svanesson, A. 1982. Utspädning av avloppsvatten från en sulfatfabrik bestämd med mätningar av absorptionen i 380 nm. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 281, 10 sid..
- Svanesson, A. 1985. Fiskerihydrografi - Medd. fr. Havsfiskelab. Lysekil, Nr 307, 1 - 121.
- Wachenfeldt, T. von, 1982. Recipientundersökning i Noger-sund, maj - juni 1982 för Sölvesborgs kommun. - Stencil, Marinbotaniska Lab. Lund, 10 sidor + tabeller o figurer.
- Valderama, J.G. 1979. Ureahalten i Östersjön:variation i tid och rum. - SHF, Medd., nr 14:54-65.

Växtplankton, högre vattenväxter och makroalger

- Ackefors, H. O. Lindahl & L. Edler, 1975. Investigations on primary phytoplankton production in the Baltic in 1973. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 179, 40 sid..
- Ackefors, H. & O. Lindahl, 1975. Investigations on primary phytoplankton production in the Baltic in 1974. - Medd.

- Havsfiskelab. Lysekil, nr 195, 45 sid..
- Backlund, H.O., 1945. Wrack fauna of Sweden and Finland, ecology and chronology. - Opusc. Ent., suppl., 236 sid..
- Berglund, B. et al., 1963. Ecological studies on the mute swan (*Cygnus olor*) in southeastern Sweden. - Acta Vert., 2:167-288.
- Bladh, J.-O. & S. Björn-Rasmussen, 1978. Hydrografiska och växtplanktologiska undersökningar vid Skånes och Blekinges kuster 1970-75, resp. 1972-75. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 240, 83 sid..
- Hessle, C. & S. Vallin, 1934. Undersökningar över plankton och dess växlingar i Östersjön under åren 1925-1927. - Sv. Hydrogr. Biol. Komm skr., biol. Band 1, 134 sid..
- Levring, T. 1940. Studien über die Algenvegetation von Blekinge, Sudschweden. - Diss., Lund, 178 sid..
- Lindahl, O. 1977. Studies on the production of phytoplankton and zooplankton in the Baltic in 1975. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 217, 46 sid..
- Lindahl, O. 1977. Studies on the production of phytoplankton and zooplankton in the Baltic in 1976, and a summary of results from 1973-1976. - Medd. Havsfiskelab. nr 220, 54 sid..
- Petersson, H.G. 1974. Tillväxtmätningar av *Fucus vesiculosus* och *Fucus serratus*. - Stencil, Mar. Bot. avd., Lunds Univ., 86 sid..
- Sjöstedt, G. 1920. Algologiska studier vid Skånes södra och östra kust. - Lunds Univ. Årsskrift, N.F. Bd 16, Nr 7, 38 sidor.
- Waldemarsson, S. & T.von Wachenfeldt, 1984. Marinbotanisk undersökning av *Fucus vesiculosus*-samhället längs blekingekusten. - Rapp. Mar. Bot. avd., Lunds Univ., 49 sid..
- Westerberg, H. 1973. Measurements of primary production in the southern Baltic. - Oceanogr. Inst., Göteborgs Univ., Rep. no 3, 22 sid..

Djurplankton och fisklarver

- Ackefors, H. 1969. Ecological zooplankton investigations in the Baltic proper 1963-1965. - Inst of Mar. Res., Lysekil, 18, 139 sid..
- Hernroth, L. & H. Ackefors, 1979. The zooplankton of the Baltic proper. - Inst. of mar. res., rep. no 2, 60 sid..

- Hessle, C. & S. Vallin, 1954. Undersökningar över plankton och dess växlingar i Östersjön under åren 1925-1927. - Sv. Hydr.- biol. Kommn Skr. N.S. Bd 1:1-132.
- Möller, H. 1980. A summer survey of large zooplankton, particularly scyphomedusae in the North Sea and Baltic. - Meeresforsch., 28:61-68.
- Vallin, S. 1975. Fish larvae and other organisms in the Sound and the Baltic Sea during the years 1912-1926 (1927). - Medd. Havsfiskelab., Lysekil, Nr 178, 100 sid..

Bottenfauna och sediment

- Carlsson, B., B. Larsson & C. Åberg, 1986. Ronneby-skärgårdens mjukbottnar. - Stencil, Bräkne Hoby Folkhögskola, 26 sid. + 3 bil..
- Demel, K. & Z. Mulicki 1954. Quantitative investigations on the biological bottom productivity of the south Baltic. - Prac. morsk. Inst. ryb. Gdyni 7:75-126.
- Göransson, P. & L.-E. Persson, 1989. Effekter av dumpning på bottenfaunan utanför Nordersund. - Stencil, 10 sid..
- Hagberg, A. 1972. Notes on the distribution of some polychaetes in the Baltic. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 128, 3 sid..
- Lindvall, B. 1982. Undersökning av faunan utanför Södra Skogsägarnas sulfatfabrik i Mörrum 1982. - Stencil, 9 sid..
- Lindvall, B. 1984. Sammanställning och utvärdering av recipientundersökningar avseende strand- och mjukbottenfauna utanför Mörrums Bruk, 1960-83. - Stencil, 13 sid. + 8 tab. och 28 fig..
- Ljungberg, P. & C.-B. Nordenberg, 1976. Östersjön, Nymölla AB, Biologiska undersökningar. - Stud. över Sydlänens Kustv., nr 32, 43 sid..
- Persson, L.-E. 1971-1977, Hanöbukten, Pegelundersökningar, Benthos. - Stud. över Sydlänens Kustv., nr 1, 2, 4, 7, 12, 18, 19, 25, 27, 30, 36, (11 rapporter).
- Persson, L.-E. 1976. Abundance and growth of a *Cardium glaucum* Bruguiere population in Hanö Bight (southern Baltic). - Ophelia, 15:163-174.
- Persson, L.-E. 1978. Spatial and temporal variations of juvenile macrofauna on a down-shore transect in Hanö Bight (southern Baltic). - Kieler Meeresforsch. Sonderheft 4:103-107.
- Persson, L.-E. 1981a. Long-term changes in population density of *Diastylis rathkei*, Kroyer (Cumacea) in different

- depths in the Hanö bay, Southern Baltic. - Kieler Meeresforsch. sonderheft 5:521-528.
- Persson, L.-E. 1981b. Were macrobenthic changes induced by thinning out of flatfish stocks in the Baltic proper? - *Ophelia* 20:137-152.
- Persson, L.-E. 1982a. Macrobenthic associations of the Hanö Bight, southern Baltic. - *Sarsia* 67:93-106.
- Persson, L.-E. 1982b. Seasonal migration of *Bathyporeia pilosa* Lindström in the southern Baltic. - *Ophelia* 21:205-213.
- Persson, L.-E. 1983. Temporal and spatial variation in coastal macrobenthic community structure, Hanö Bay (southern Baltic). - *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 68: 277-293.
- Persson, L.-E. 1987. Baltic eutrophication: a contribution to the discussion. - *Ophelia* 27:31-42.
- Persson, L.-E. 1989. The life-cycle and productivity of *Diastylis rathkei*: (Cumacea: Crustacea) at three near-shore localities in the Hanö Bight, southern Baltic. - *Sarsia*, 8 sidor.
- Persson, L.-E. & P. Nilsson, 1985. Miljöbeskrivning av inre delen av Valjeviken, med miljövärdering och miljöeffektbeskrivning av planerat vägbygge. - *Rapp. Ekol. Inst. Lunds Univ.*, 24 sid..
- Sjöblom, C. 1973. Östersjön, Nymölla Bruk, mätningar över bottenfaunan. - *Stud. över Sydlänens Kustv.* nr 13, 39 sid..
- Thulin, G. 1922. Bottenboniteringar i södra Östersjön i samband med fisktrålningar. - *Svenska hydr.-biol. Kommn Skr.* 6:1-9.

Fiskbestånd och fiske

- Berntsson, K.-E. 1979. Sammanfattning av resultaten från utredning rörande inverkan på fisket av avloppsutsläpp från Nymölla Massafabrik. - *Stencil, Fiskeriintendent. i västra distr.*, 24 sid..
- Berntsson, K.-E. et al. 1973. Ålundersökningar, sjukdomsförekomst och vattenföroreningar. - *Medd. Havsfiskelab. Lysekil*, nr 142, 31 sid..
- Björkhem, M. 1985. Sammanställning av ålfångstresultat från bokföringsstationer i Hanöbukten, perioden 1959-1977. - *PM, länsst. Kristianstad*, 7 sid..
- Borg, B. 1985. Field studies on three-spined sticklebacks in

- the Baltic. - Behaviour, 93:153-157.
- Degerman, E. et al. 1986. Fisk och kräftdjur på grunda bottenar från Bohuslän till Blekinge. - SNV rapport 3082, 36 sid..
- Elmer, S. 1983. Undersökning av sillens reproduktionsområden i Blekinge skärgård 1980-1982. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 295, 14 sid..
- Gustafsson, R. 1988. Miljöeffekter av kasseodlingar i Blekinge 1987, resultat från bottenprovtagningar. - Länsstyrelsen i Blekinge, planeringsavd. 1988:3, 17 sidor + figurer och foton.
- Hansson, S. 1986. Effects of eutrophication on fish communities with special reference to the Baltic Sea: a literature review. - Inst. Freshwater Res. Drottningholm, 62:36-56.
- Lagenfelt, I. 1984. Recipientundersökningar vid SSF:s Östra Stärkelsefabriken, 1983-1984. - Stencil, Fiskeriint. i västra distr., 17 sid..
- Lehtinen, K.J. E. Waltersson & L. Landner, 1986. Kommentarer till fiskeristyrelsens fiskeriutredning för Nymölla AB och Mörrums Bruk, Etapp I. - Sv. Miljöf. grupp. AB, 89 sid. + 2 bilagor.
- Neuman, E. & A. Jakobsson, 1977. Fiskeriundersökningar i Pukaviksbukten. - SNV PM 835.
- Olafsson, E. B. & L.-E. Persson, 1984. Fisk och botten djur i grundområden på svenska sydkusten. - I "Biologisk värdering av svenska havsområden", red. R. Rosenberg, SNV PM 1911:97-167.
- Persson, L.-E. & E. B. Olafsson, 1986. Distribution and abundance of mobile epifauna and macrozoobenthos in south swedish shallow marine areas. - Ophelia suppl. 4:201-210.
- Renström, M. 1979. Wind and current in comparison with catches of silver eel in the Hanö Bight. - Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer, 174:127-133.
- Sasdy, L. 1972. Biotopval, näring och aktivitetsmönster hos juvenil skrubbskädda, *Platichthys flesus*. - Lic. avh. Zool. Inst. Lunds Univ., 29 sid..
- Sundström, B. 1985. Den marina miljön i Kristianstads läns kustområden. - Rapp. Länsst. Kristianstads län, 4, 30 sid..
- Svensson, S. 1983. Naturförutsättningar för kasseodling inom Blekinge skärgård. - Länsst. i Blekinge län, Naturvårdsenh. medd. 1983:4, 77 sid..

Westerberg, H. 1986. Fiskeriutredning, Nymölla AB, Mörrums Bruk, Etapp I. - Fiskeristyr. Utredningskont. Göteborg, 79 sid. + 3 bilagor.

Wickström, H. 1986. Sötvattenlaboratoriets ålundersökningar 1977-1985. - Inf. fr. Sötvattenslab., Drottningholm, 13, 43 sid..

Miljögifter

Carlberg, S. et al. 1986. PMK - Utsjöprogrammet, 1985. - SNV rapp. 3246, 58 sid..

Edgren, M. 1978. Tungmetaller i Mälarens och Östersjöns sediment. - SNV PM 1018, 110 sid..

Eriksson, K.E. & K. kringstad, 1977. Mutagena egenskapewr hos blekeriavlutar från Nymölla AB. - Sv. Trä-forskn.inst., Sthlm., stencil, 6 sidor.

Grimås, U. 1973. Pukaviksbukten 1972. Metaller i vatten. - SNV PM 306, 14 sid..

Gustavsson, H. 1988. Kvicksilver i Lyckebyån. - Högskolan i Kalmar, Inst. för naturv. med tekn., 1988:2, 32 sidor.

Höglund, L.B. & L. Karlsson, 1975. Preferensreaktioner hos blankål (Anguilla anguilla L.) vid kontakt med avloppsvatten från en sulfatfabrik studerade med fluviarieteknik. - Medd. Havsfiskelab. Lysekil, nr 191, 15 sid..

Kihlström, J.E. & E. Berglund, 1978. An estimation of the amounts of polychlorinated biphenyls in the biomass of the Baltic, - Ambio 7:175-178.

Kyrklund, T. & P.-E. Lindahl, 1976. Rapport över undersökning med rotaströmteknik av kondition hos torsk fångad utanför Nymölla AB:s utsläpp av processavloppsvatten (november-december 1976). - Stencil länst. Kristianstads län, 5 sid..

Larsson, P. 1984. Sedimentation of polychlorinated biphenyls (PCB:s) in limnic and marine environments. - Water res. 18:1389-1394.

Lindahl, P.-E., S. Olofsson, E. Schwanbom, 1976. Improved rotary-flow technique applied to cod (Gadus morhua L.). - Water Research 10:833-845.

Mattsson, J. & K.J. Lehtinen, 1984. Influensområdet för klorerade fenoler och guajakoler i vatten och blåmusslor (Mytilus edulis) i recipienten utanför Mörrums Bruk. - IVL R4/84, 29 sid..

Mattson, J. & C. Lehtinen, 1985. Increased levels of petro-

leum hydrocarbons in the surface sediments of Swedish coastal waters. - Mar. poll. bull. vol. 16 10:390-392.

Nilsson, M.-C. 1985. Skador och sjukdomar hos fisk utanför skogsindustrier, enkätundersökning. Naturvårdsverket, rapport 3161, 30 sidor + 3 bilagor.

Odsjö, T. & M. Olsson, 1986. Övervakning av miljögifter i levande organismer, 1985. - SNV rapp. 3258, 29 sid..

Skoglund, P.O. 1988. Sedimentundersökning i Karlskrona havsband. - Miljö- och hälsoskyddskontoret, Karlskrona kommun, 11 sidor , med 3 bilagor.

Thuren, A. 1986. Determination of Phtalates in aquatic environments. - Bull. Environ. Contam. Toxicol., 36:33-40.

Wachenfeldt, T. von, 1976. Undersökningar i vatten och sediment, Blekinge, Karlskrona skärgård, Karlshamn. - Stud. över Sydälänens Kustv., nr 35, 40 sid..

Övrigt

Bunte, R. 1976. Fiske och fiskelägen i Skåne. - Skånes Hembyggsförbunds årsbok, 65-114.

Bunte, R. 1977. Fiskesamhällen i Sydsverige 1876-1960. - CWK Gleerup, Lund, 299 sid..

Gerell, R. 1976. Fågellivet i mellersta Blekinges skärgård förr och nu. - Blekinges Natur, 76:125-140.

Gerell, R. 1985. Habitat selection and nest predation in a common eider population in southern Sweden. - Ornis Scand., 16:129-139.

Ljungstahl, H. 1988. Blekingefiskarna: Etnologisk studie av saltsjöfiskarna i Blekinge 1670 - 1985. - Förlag Blekinge läns Museum, Karlskrona. 254 sid., Avhandling.

Persson, L.-E. 1986. Fiskenäringen i Simrishamns kommun, historik och framtid. - Rapp. Ekol. Inst. och Fosam Lunds Univ., 49 sid..

Svensson, S. 1983. Naturförutsättningar för kasseodling inom Blekinge skärgård. - Länsstyrelsen i Blekinge län, naturvårdsenh., 1983:4.

Rosen, M. 1987. Hasslöborna, en livsform i förändring. - R M R Förlag Växjö, Etnologiska sällskapet i Lund. 222 sid. Avhandling.

Projektet Hanöbukten som naturresurs har genomförts i samverkan mellan länsstyrelserna i Blekinge och Kristianstads län samt Lunds Universitet.

Utredningen redovisas i en miljödel och en ekonomidel. En särskild sammanfattning har gjorts i syfte att sprida kännedom om utredningens resultat.

Utredningen kan beställas från:

Länsstyrelsen i Blekinge län, 371 86 Karlskrona, telefon 0455-870 00

Länsstyrelsen i Kristianstads län, 291 86 Kristianstad, telefon 044-13 71 31

November 1989