

O-  
83045

2023

1

O-83045

Overvåkning av bløtbunnsfaunaen  
i fjordene ved  
Lillesand 1983~86

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

## Hovedkontor

Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

## Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

## Østlandsavdelingen

Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

## Vestlandsavdelingen

Brevikven 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	O-83045
Undernummer:	1
Løpenummer:	2023
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
OVERVÅKNING AV BLØTBUNNSFAUNAEN I FJORDENE VED LILLESAND 1983 - 1986	09.07.1987
Forfatter (e):	Prosjektnummer:
PER BIE WIKANDER	O-83045
	Faggruppe:
	MARIN ØKOLOGI
	Geografisk område:
	AUST AGDER
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
LILLESAND KOMMUNE	

Ekstrakt: Fem stasjoner er prøvetatt (hvorav en kun i 1983) i 1983, 1985 og 1986. I perioden undersøkelsen har pågått har det ikke vært mulig å påvise noen utviklingstendens i retning av forverring hverken i Tingsakerfjordens sentrale del eller i fjordsystemets største dyp Gullholmrenna. Lillesand indre havn ble bare prøvetatt i 1983. Stasjonen lå nær et større kloakkutslipp, men var relativt upåvirket av dette. På stasjonene i Tingsakerbassenget var forurensningsvirkninger av organisk stoff ikke påvisbare. I Skallefjordens dypeste del påvistes tydelige tegn på organisk overbelastning men fjorden er ikke resipient for kommunale utslipp. Vanntransporten fra Tingsakerfjorden til Skallefjorden er ikke kartlagt. Enkelte stasjoner hadde en stor faunarikdom.

4 emneord, norske:

1. OVERVÅKNING
2. LILLESAND
3. KOMMUNALE UTSLIPP
4. BUNNFAUNA

4 emneord, engelske:

1. MONITORING
2. LILLESAND
3. MUNICIPAL SEWAGE
4. BENTHOS

Prosjektleder:

*Per Bie Wikander*

For administrasjonen:

*RF Wright*

ISBN 82-577-1279-5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
SØRLANDSAVDELINGEN  
GRIMSTAD

O-83045

OVERVÅKNING AV BLØTBUNNSFAUNAEN I FJORDENE  
VED LILLESAND 1983-1986

Grimstad, 9. juli 1987

Prosjektleder: Per Bie Wikander

Medarbeidere: Cand.real Brage Rygg  
Nat.kand. Pirkko Rygg  
Cand.Scient Øystein Stokland  
Cand.Scient Per Martin Aakerøy  
Stud.real Pål Mortensen

## F O R O R D

I forbindelse med behandling av utslippstillatelse for Lillesand kommune har forvaltningen stilt krav om innsamling av miljødata fra Tingsakerfjorden og Skallefjorden. Datatilfanget skulle gi et bedre beslutningsgrunnlag for å vurdere de miljøtekniske tiltak som mest hensiktsmessig burde iverksettes i forbindelse med samling og utslipp av avløpsvannet.

I mai 1983 ble det utarbeidet kontrakt med kommunen om oppdraget. Det var enighet om å dele dette i en hydrografi/hydrokjemi-del og en bunnfauna-del (benthos).

For benthos-delens vedkommende ble det ansett for tilstrekkelig å foreta en prøvetakingsrunde pr. år med et behov for tre slike årsserier for å kunne påvise eventuelle utviklingstendenser.

Prøvetakingen har blitt utført dels fra lokal fiskeskøyte, dels fra NIVA's eget fartøy H.H. Gran.

Det innsamlede materiale har blitt identifisert av cand.real Brage Rygg, NIVA, Nat.kand. Pirkko Rygg, NIVA, cand.scient Per Martin Aakerøy, NIVA, cand. scient Øystein Stokland, Rogalandsforskning og forfatteren selv. Stud.real Pål Mortensen har vært assistent på prosjektet dels i 1983, dels i 1986.

Foreliggende rapport oppsummerer resultatene fra samtlige tre års prøvetaking.

Grimstad, 9. juli 1987

Per Bie Wikander

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	SIDE
FORORD	2
1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	5
1.1. Hovedmål	5
1.2. Delmål	5
1.3. Konklusjoner	5
1.4. Sammendrag	6
2. INNLEDNING	10
2.1. Anvendbarhet av bløtbunnsfaunaen i resipient- vurderinger	10
2.2. Områdebeskrivelse	11
2.3. Brukerinteresser	11
2.4. Forurensningstilførsler	11
2.5. Tidligere undersøkelser	11
2.6. Formål med undersøkelsen	13
2.7. Gjennomføring av undersøkelsen	13
3. MATERIALE OG METODER	14
3.1. Valg av stasjoner	14
3.2. Materiale	14
3.3. Feltmetodikk	15
3.4. Analysemetodikk og vurderingskriterier	15
4. RESULTATER OG DISKUSJON	16
4.1. St. 2, Tingsakerfjorden	16
4.2. St. 4, Gullholmrenna	21
4.3. St. 7, Lillesand indre havn	26
4.4. St. 5, Skallefjorden	30
4.5. St. 6, NV for Malmen (referansestasjon)	35
5. REFERANSER	40
6. VEDLEGG	43
6.1. Analysemetodikk og vurderingskriterier	44
6.1.1. Sedimentet	44

6.1.2. Dyresamfunnets artssammensetning	44
6.1.3. Artsmangfold	47
6.1.4. Log-normalfordeling av individantall blandt arter	50
6.1.5. Tilstandsindeks	53
7. VEDLEGGSTABELLER	55
7.1. Liste over arter som er klassifisert m.h.p. forurensningstoleranse	56
7.2. Fullstendig fortegnelse over det innsamlede biologiske materiale	60

## 1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

### 1.1. Hovedmål

Datainnsamlingen har hatt som hovedmål å kartlegge og dokumentere tilstand og eventuelle utviklingstendenser som kan relateres til utslippene fra Lillesand.

Resultatene er ment å bidra til et bedre beslutningsgrunnlag for forvaltningen når det gjelder å treffe relevante tiltak for behandlingen av spillvannet.

### 1.2. Delmål

Foreliggende rapport har som mål å belyse en eventuell utvikling i Tingsakerfjorden og Skallefjorden vurdert på bakgrunn av statistisk behandling av bløtbunnsfaunaen.

### 1.3. Konklusjoner

I Tingsakerfjordens sentrale del (nær største dyp) og i fjordsystemets dypeste basseng; Gullholmrenna, har det ikke vært mulig å dokumentere noen klar utviklingstendens i retning av en forverring av tilstanden. Heller ikke er det påvist noen tendens til forbedring. Konklusjonen for Tingsakerfjorden var for 1983: Moderat forurensning og i 1985 og 1986: Ikke påvisbare effekter av forurensning. For Gullholmrenna var konklusjonen alle tre årene: ikke påvisbare effekter av forurensning.

Lillesand indre havn (som kun ble gjenstand for prøvetaking i 1983) var i uventet liten grad påvirket av nærliggende kloakkutslipp. Konklusjonen var: Moderat påvirket av forurensinger.

Skallefjordens dypeste del viste klare tegn til forurensning fra sedimentasjon av organiske partikler. Fjorden har en dårlig vannutskifting i dypet og er sårbar for tilførsler av organisk stoff.

Foreliggende rapport omfatter ikke forurensning fra tarmbakterier

og uttaler seg følgelig ikke om badevannets hygieniske kvalitet.

#### 1.4. Sammendrag

##### **St. 2, Tingsakerfjorden**

---

Gjennom undersøkelsesperioden var det en tendens til høyere artsmangfold og en bedret tilstand. Denne tendens er vanskelig å forklare på basis av tiltak på landsiden med unntak av en sanering av utslippet fra Tingsaker Camping. I 1983 må Tingsakerfjorden karakteriseres som moderat påvirket av organisk belastning. I 1985 og 1986 kunne ingen slik påvirkning spores.

---

##### **St. 4, Gullholmrenna**

---

Gjennom hele undersøkelsesperioden viste Gullholmrenna et høyt, og noe stigende artsmangfold. Særlig i 1985 og 1986 var artsrikdommen særlig høy. Ikke noen av årene kunne en spore forstyrrende effekter fra kloakkutslipp eller annen organisk belastning. Utsiftingen i dypet på lokaliteten må være meget god.

---

##### **St. 7, Lillesand indre havn**

---

Stasjonen ble kun prøvetatt i 1983 og lå utenfor det egentlige program. Prøvene ble tatt for å se om det var noen nærsoneeffekt fra det store kloakkutslippet ved kaien utenfor bunnstasjonen. Området var i en uventet liten grad forstyrret av utslippene til indre havnebasseng.

---



**St. 5, Skallefjorden**

---

I 1985 og 1986 lyktes det ikke å finne det dypeste punktet i fjorden. Prøvene disse to årene ble derfor tatt på mindre dyp enn i 1983. Dette forhold gjør at dataene synes å vise en klar forbedring av fjorden over tid. Denne konklusjonen er neppe riktig. Prøvene fra 1983 viste et organisk overbelastet dypbasseng med en utarmet fauna. Fjorden er et sedimentasjonsbasseng for partikulært materiale fra land, fra produksjonen i vannsøylen samt mulig transport fra Tingsakerfjorden. De dypere deler av fjorden må karakteriseres som betydelig belastet.

**St. 6, NV for Malmene (referansestasjon)**

---

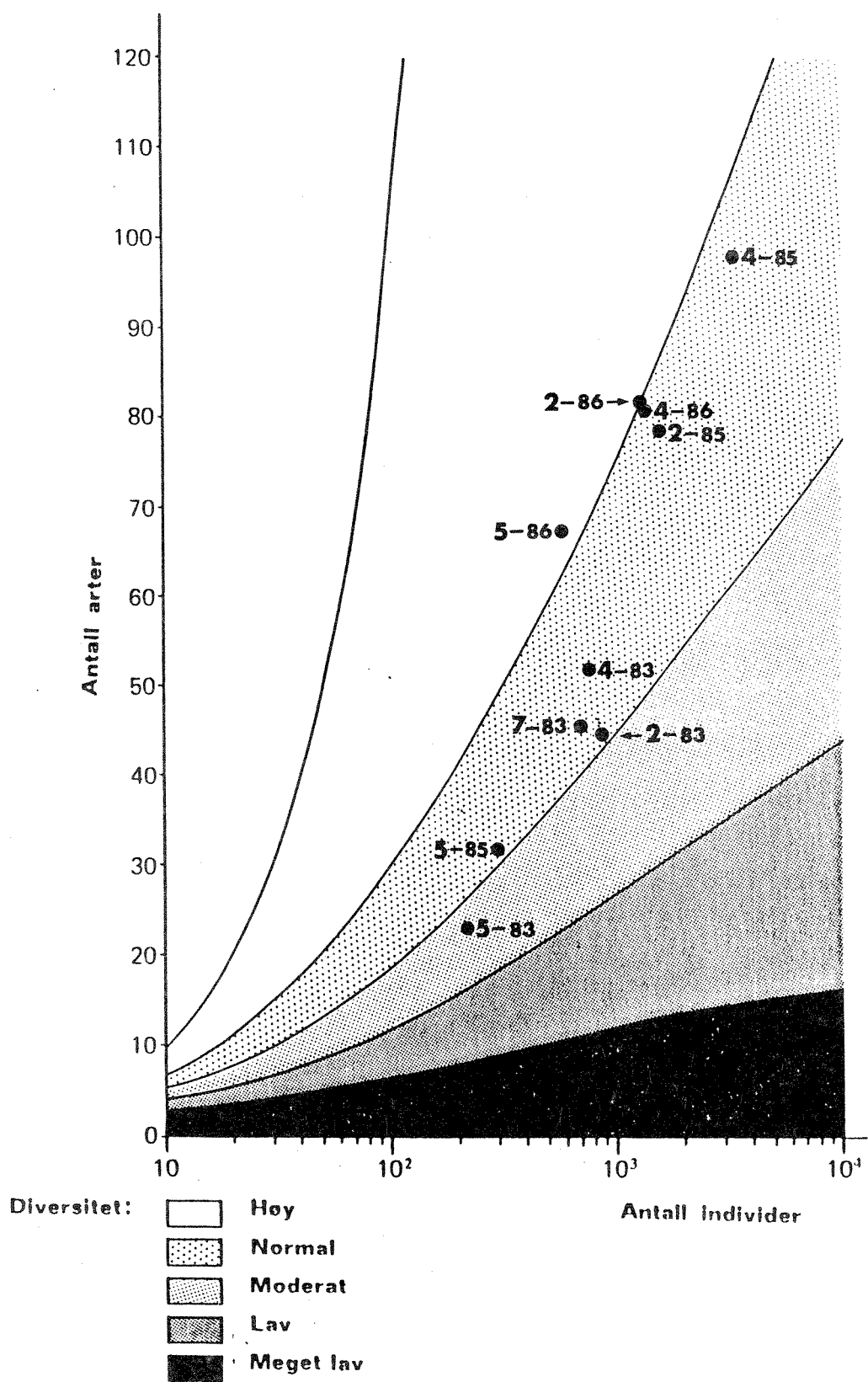
Alle parametre peker i retning av at stasjonen hadde et uforstyrret miljø under hele undersøkelsesperioden med til dels stor faunarikdom og høyt artsmangfold. Stasjonen er godt egnet som referansestasjon.

---

Tabell 1. Sammenfattning av essensielle miljøparametre på stasjonene i Lillesand.

Parameter	Tingsakerfjorden			Gullholmrenna			havn Skallefjorden			Referansestasjon		
	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986	1983	1985	1986
Sulfider i sediment?	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei	nei
Antall arter	45	78	82	52	98	80	46	23	30	67	53	70
Antall individer	860	1766	1303	810	2964	1272	553	196	268	530	592	907
Artsmangfold (Hurlb.)	20,43	25,82	28,95	24,01	26,66	30,58	26,51	16,38	19,23	32,62	29,41	37,18
Ømfintlige arter	50%	46,3%	58,5%	50%	51,9%	45,8%	37,0%	14,3%	31,6%	54,8%	60%	56,5%
Artsindeks	6,05	6,60	7,34	6,64	7,06	6,41	5,74	4,18	5,61	6,90	7,34	7,41
Tilstandsindeks	0,96	1,05	1,13	1,03	1,09	1,08	0,99	0,79	0,92	1,13	1,13	1,21
Forurensningsgrad	mode- rat	ikke påvis- bar	ikke påvis- bar	ikke påvis- bar	ikke påvis- bar	ikke påvis- bar	mode- rat	betyde- lig	mode- rat	ikke påvis- bar	ikke påvis- bar	ikke påvis- bar

Lilles.



Figur 1. Samlet plott av artsmangfold (Hurlbert) på stasjonene i undersøkelsesperioden.

## 2. INNLEDNING

### 2.1. Anvendbarhet av bløtbunnsfaunaundersøkelser i resipient- vurderinger

Organismesamfunnet på bløt bunn (som vi som oftest finner i fjorder og kystfarvann) er sammensatt av en lang rekke arter som ernærer seg av det organiske materiale som produseres eller tilføres vannmassen og sedimenterer.

Fordelen med bunnundersøkelser ligger fremfor alt i det forhold at de aller fleste organismene er gravende eller fastsittende og derfor ikke kan unnsnippe dersom miljøet blir dårlig. Arter går enten til grunne eller overlever. De fleste artene er flerårige, hvorav noen oppnår høy alder, samtidig som de har bestemte krav til miljøet. Hvilke arter som fins, artenes innbyrdes mengde og individtettheten bestemmes i stor grad av faktorer som: nærings-tilgang, sedimentets beskaffenhet, type av sedimenterende organisk materiale, oksygeninnholdet over og under sedimentoverflaten, miljøgifter, nedslamming og andre forstyrrelser.

Normale, balanserte samfunn opptrer når stabile, naturgitte betingelser rår, og fysiske og kjemiske faktorer (f.eks. oksygenkonsentrasjon, saltholdighet, grumsing) ikke er ekstreme. Forurensningspåvirkninger og andre forstyrrelser med kort tidsskala kan føre til avvikende arts- og individsammensetning i faunasamfunnet. Fordi marine bløtbunnsamfunn normalt er artsrike og likeartede over store områder, er det lett å oppdage uregelmessigheter i dem. Derfor er de velegnet som indikatorsamfunn ved bedømmelse av forurensnings-type og -grad.

I de senere årene er det utviklet statistiske bearbeidelsesmetoder som produserer utsagnskraftige grafiske fremstillinger når det gjelder graden av miljøforstyrrelse (PEARSON et al. 1983, RYGG 1984 a, b, 1986 d). Det er disse metoder som er anvendt i den foreliggende rapport.

## 2.2. Områdebeskrivelse

Undersøkellesområdet omfatter fjordområdet mellom Skallefjorden og Tingsakerfjorden med en referansestasjon i Saltholmrena mellom Saltholmen og Malmen (fig. 2). Skallefjorden er avstengt både fra kystområdet utenfor med smale og grunne sund og fra Tingsakerfjorden med en terskel på ca 25 m. Ferskvannstilførslene til området skjer med bekker og generell avrenning fra land. Det er ingen større elver som munner ut i området.

## 2.3. Brukerinteresser

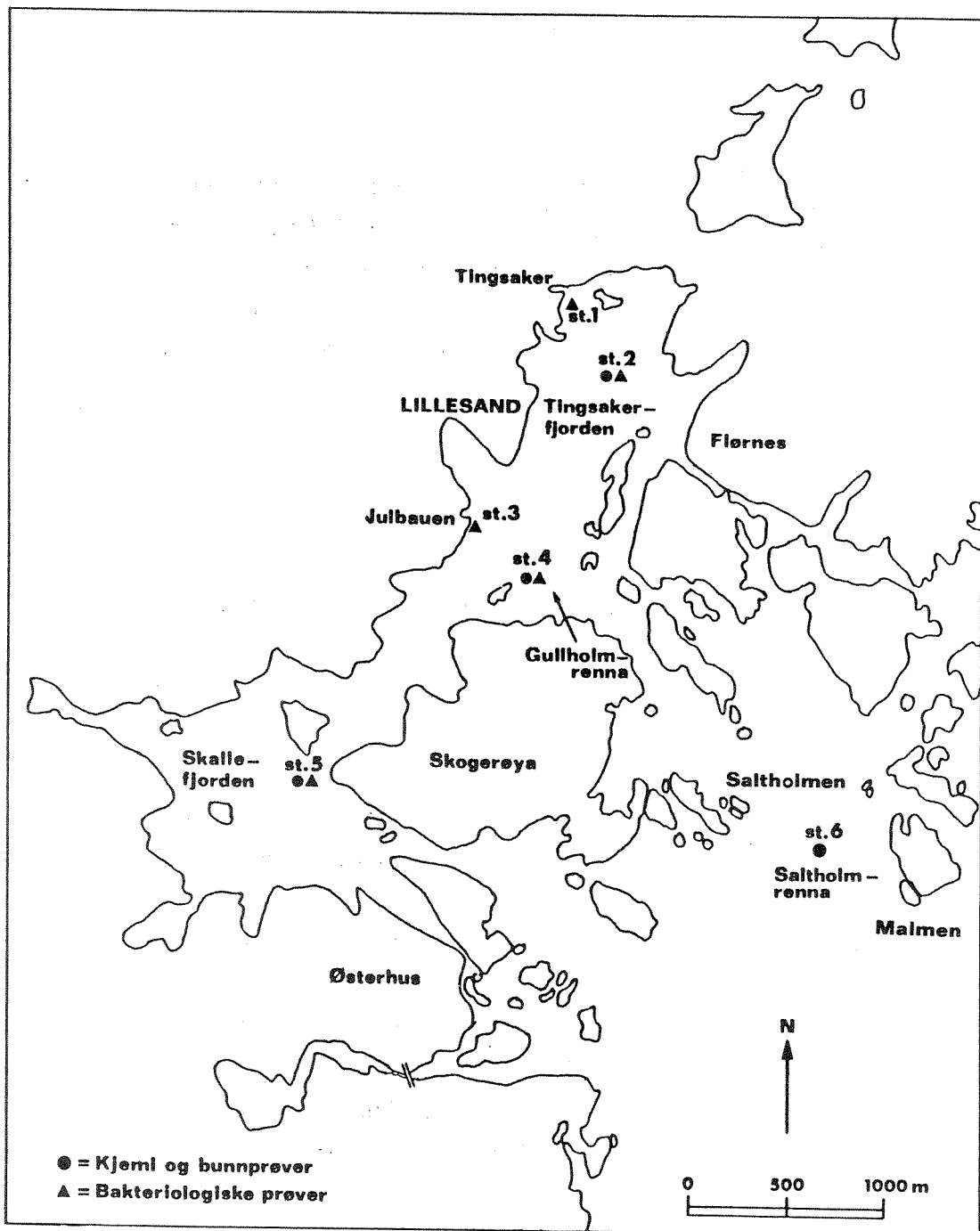
Bruken av området er knyttet til rekreasjonsformål (bading, fiske) og som resipient for kommunal kloakk.

## 2.4. Forurensningstilførsler

Området mottar urensset kloakk fra ca 8000 personer. Det er i hovedsak tre kommunale utslipp, et på ca 100 pe ved Julbauen. Dette går ut i 5-6 m dyp. Imidlertid er det sannsynlig ledningsbrudd og tilsig til overflaten (tekn. sjef Fiskaa, pers. medd.). Det er et utslipp i Lillesand indre havn på ca 1900 pe på et par meters dyp og et i den indre nordvestre delen av Tingsakerfjorden på ca 1700 pe på 12-13 m. I tillegg er det 25-30 mindre utslipp fra enkelthusholdninger. Tingsakerfjorden mottar også tilførsler fra galvanisk industri og fra Norton som produserer silisiumkarbid.

## 2.5. Tidligere undersøkelser

Med relevans til forurensningssituasjonen i Lillesand kommune som helhet foreligger det rapportert en del data som daterer seg tilbake til slutten av 1960-årene: DANNEVIG 1970 a, b. I regi av I/S Miljøplan utgav AREFJORD (1981) en resipientundersøkelse fra Tingsakerfjorden og Skallefjorden. Rapporten omhandler både



Figur 2. Stasjonsplassering.

hydrografi, sedimenter og fotodokumentasjon av hard- og bløtbunn. For Kaldvellfjordens vedkommende foreligger et notat om vannutskiftingsforhold av STIGEBRANDT (1983).

Innenfor rammen av det foreliggende prosjekt er det hittil utgitt to rapporter, begge omhandlende hydrografi: WIKANDER 1984 og NÆS 1986. Som et ledd i egnethetsundersøkelser for havbruk langs kysten av Aust-Agder ble flere stasjoner lagt til Lillesand kommune. Det er kun bunnfaunaundersøkelsene som hittil foreligger rapportert (WIKANDER 1986). De hydrografiske data fra denne undersøkelsen er under rapportering (Flødevigen).

I tillegg til de arbeider som er nevnt ovenfor, foreligger enkelte publiserte observasjoner av mer floristisk/faunistisk natur. (BERGSTAD 1974, RUENESS 1986, ÅSEN 1976).

#### 2.6. Formål med undersøkelsen

Undersøkelsens hensikt har vært å belyse en eventuell forureningspåvirkning m.h.p. miljøet i Tingsakerfjorden og Skallefjorden som kan relateres til utslipp fra Lillesand by og omkringliggende områder. Foreliggende rapport fokuserer på organismesamfunnet på bløtbunn som indikasjon på en slik eventuell utvikling.

#### 2.7. Gjennomføring av undersøkelsen

Materialet er samlet inn under feltarbeid av varighet 1-2 dager i 1983, 1985 og 1986.

I 1983 ble prøvene tatt fra lokal fiskeskøyte, i 1985 og 1986 fra NIVA's eget fartøy "H.H. GRAN".

### 3. MATERIALE OG METODER

---

I dette kapitlet redegjøres det for hvilket stasjonsnett og materiale som er lagt til grunn for rapporten og hvilken metodikk som er anvendt under feltarbeidet.

---

#### 3.1. Valg av stasjoner

Stasjonsnettet fremgår av fig. 2.

Ved utvelgelsen av stasjonene er det lagt vekt på å finne områder som er representative for hovedbassengene i Lillesandsområdet. Dette vil i praksis si at de antatt dypeste deler av hvert basseng er prøvetatt fordi det er i de dypeste områdene at en organisk belastning er tydeligst markert, og hvor signifikante utviklingstendenser lettest kan registreres.

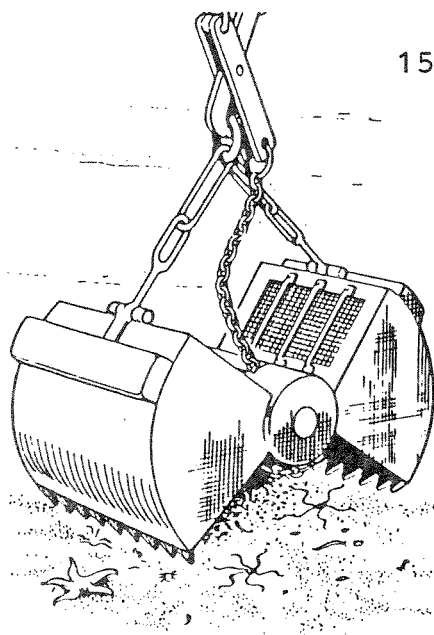
Som et sammenligningsgrunnlag med fjordstasjonene ble det valgt en referansestasjon utenfor det primære påvirkningsområdet. En kunne anta at referansestasjonen var upåvirket av situasjonen i Tingsakerfjorden og samtidig i det vesentlige upåvirket av annen sivilisatorisk forurensning.

Stasjonen ble valgt på grunnlag av kart og ikke som et resultat av forutgående opplodding.

#### 3.2. Materiale

På samtlige fem stasjoner ble det tatt kvantitative bunnprøver. Prøvene ble tatt med en Petersen bunngrabb (fig. 3). En slik grabb hugger ut 0,1 m<sup>2</sup> av sjøbunnen og samler således et like stort areal hver gang. Dette muliggjør en direkte sammenligning mellom stasjonene, samt en kvantitativ bearbeidelse av data. Etter som organismene i bunnen ikke er jevnt fordelt, ble det tatt fem gjentatte grabbhugg pr. stasjon (replikater) for å fange opp variasjonen.





Figur 3. Petersen bunnggrab.

Alle tre årene fant prøvetakingen sted enten ultimo juni eller primo juli.

### 3.3. Feltmetodikk

På dekk ble innholdet av grabben tømt i et spylebord og vasket gjennom perforerte stålplatesikter med lysåpning h.h.v. 5,0 og 1,0 mm. Sikterestene ble fiksert i 5 % formalin nøytralisert med borax og senere overført til 70 % etanol.

Det biologiske materiale i prøvene ble sortert under binokulære stereoluper. Alle flercellede organismer fra hvert av de fem grabbhuggene ble plukket ut, identifisert og talt. Data fra de fem prøvene ble slått sammen og så bearbeidet statistisk.

### 3.4. Analysemetodikk og vurderingskriterier

Når det gjelder den videre statistiske bearbeidelse av materialet, og vurderingskriteriene for denne, har vi funnet det mest hensiktsmessig å omtale disse metoder i vedleggskapitlet: 6.1: Analysemetodikk og vurderingskriterier, side 44.

#### 4. RESULTATER OG DISKUSJON

---

I dette kapitlet er hver stasjon behandlet for seg. Omtalen av den enkelte stasjon innledes med en kort karakteristikk av tilstand og eventuelle utviklingstendenser.

---

##### 4.1. St. 2. Tingsakerfjorden

---

Gjennom undersøkelsesperioden var det en tendens til høyere artsmangfold og en bedret tilstand. Denne tendens er vanskelig å forklare på basis av tiltak på landsiden med unntak av en sanering av utslippet fra Tingsaker Camping. I 1983 må Tingsakerfjorden karakteriseres som moderat påvirket av organisk belastning. I 1985 og 1986 kunne ingen slik påvirkning spores.

---

Tingsakerfjorden er bassenget NØ for Lillesand by. I sentrale deler er fjorden ca 45 m dyp, men blir gradvis dypere mot Lillesand (52 m) og Skogerøya hvor der ikke finnes noen terskler. Bassenget har sitt dypeste punkt i Gullholmrenna (st. 4 i det følgende) med 87 m dyp. Langs vestre bredd mottar fjorden en del spredte kloakkutslipp, mens et større utslipp, bl.a. fra en bedrift som produserer silisium-carbid og en galvanisk industri, ledes ut nær Tingsaker strand. Det knytter seg meget sterke friluftssinteresser til Tingsakerfjorden. Ved NV bredd ligger en stor campingplass med attraktiv badestrand. Langs fjorden forøvrig ligger flere badeplasser og en del private hytteeiendommer.

Tabell 2. De viktigste parametrene for st. 2, Tingsakerfjorden.

Parameter	1983	1985	1986
Dyp	35	36	41
Posisjon			
Bunntype	silt, fin sand	silt, fin sand	silt, fin sand
Farge	gråbrun	gråbrun	gråbrun
H <sub>2</sub> S i sediment?	nei	nei	nei
Oksydert topplag?	ja	ja	ja
Antall arter	45	78	82
Antall individer	860	1766	1303
Artsmangfold (Sh.w.)	3,51	4,25	4,61
Artsmangfold (Hurlb)	20,43	25,82	28,95
Ømfintlige arter	50%	46,3%	58,5%
Tolerante arter	50%	53,7%	41,5%
Artsindeks	6,05	6,60	7,34
Tilstandsindeks	0,96	1,05	1,13
Forurensningsgrad	moderat	ikke påvisbar	ikke påvisbar

Tabell 2 oppsummerer de viktigste parametrene på stasjonen i undersøkelsesperioden.

Det ble ikke konstatert noen synlig organisk belastning av bunnsedimentet noen av årene. Bunnen besto av silt med et tydelig innslag av fin sand. Enkelte prøver kunne inneholde noe skrot. Sedimentets topplag var gråbrunt på farge i et lag på 2-4 cm tykkelse, dypere nede grått. Dette viser permanent gode oksygenforhold.

Antallet arter viste en økende tendens fra 1983 til 1986: 45 arter ble påvist i 1983, mens det i 1986 ble påvist hele 82 arter. Antallet individer varierte også i løpet av perioden med høyest antall i 1985 (1766). Kombinasjonen av arter og individer gav diversitetsindekser som viste en jevnt stigende tendens frem til 1986. Det var rimelig at denne tendens også reflektertes i

arts- og tilstandsindeksen som viste til dels høye verdier i 1986.

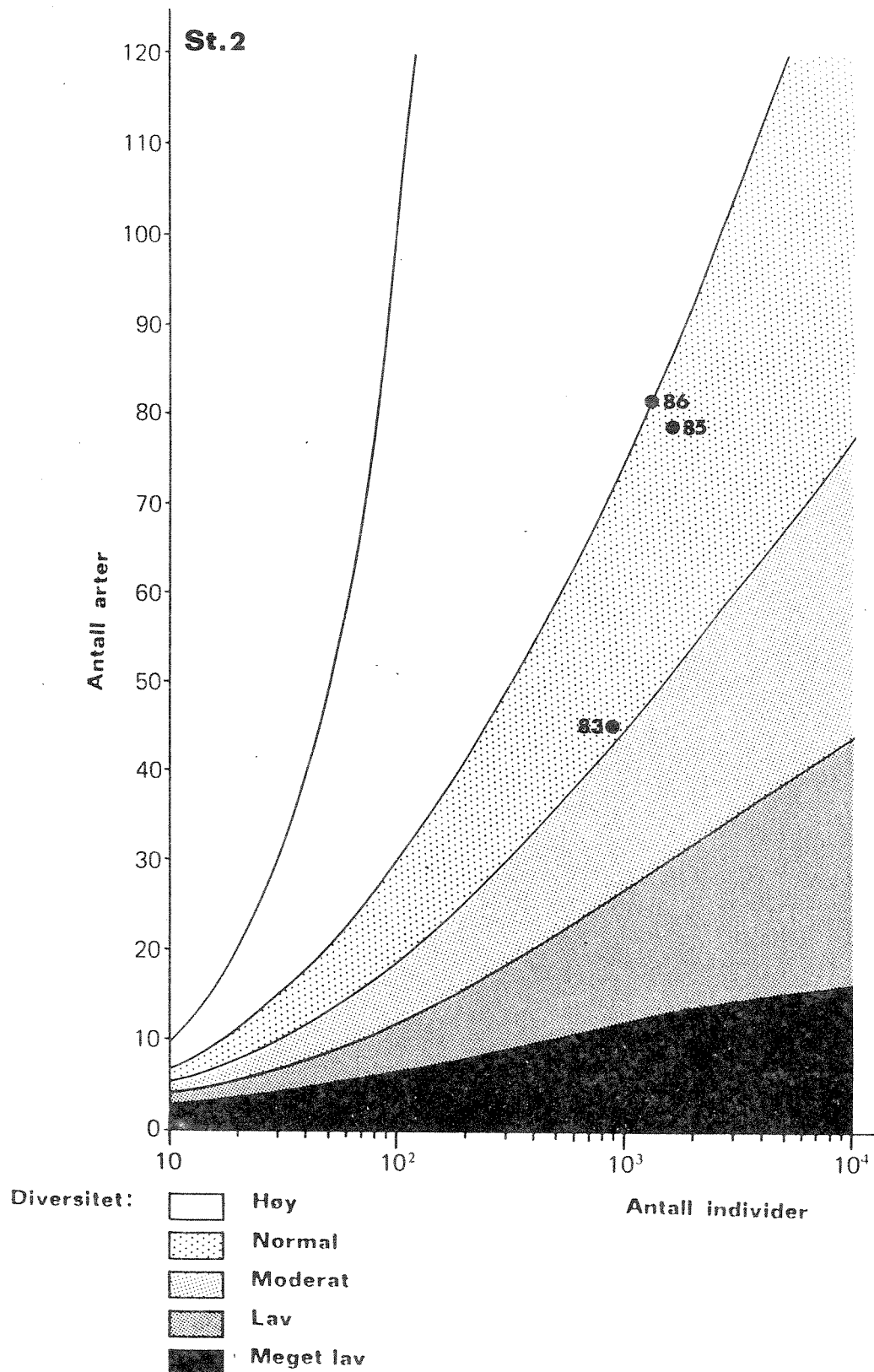
Figur 4 viser antall individer plottet mot antall arter for de tre årene, og utgjør en grafisk illustrasjon til utviklingen i artsmangfold.

Figur 5 viser faunaens tilpassing til log-normalfordelingen. Figuren viser at tilpassingen var klart dårligst i 1983. Artene i geometrisk klasse VII til IX synes å utgjøre en egen gruppe. Disse artene er imidlertid ikke forurensningsindikatorer, men to arter av slangestjerneslekten Amphiura sammen med muslingen Mysella bidentata. Denne muslingen som er meget vanlig, lever i et slags samliv med slangestjernerne (kommensalisme) og kan variere svært i tetthet fra år til år. Artene er utpregede bløtbunnsarter fra moderate dyp og indikerer ikke noen unormal miljøtilstand. Uregelmessighetene lenger til venstre på normalfordelingskurven må oppfattes som naturlige variasjoner i en ikke helt god tilpassing til log-normalfordelingen.

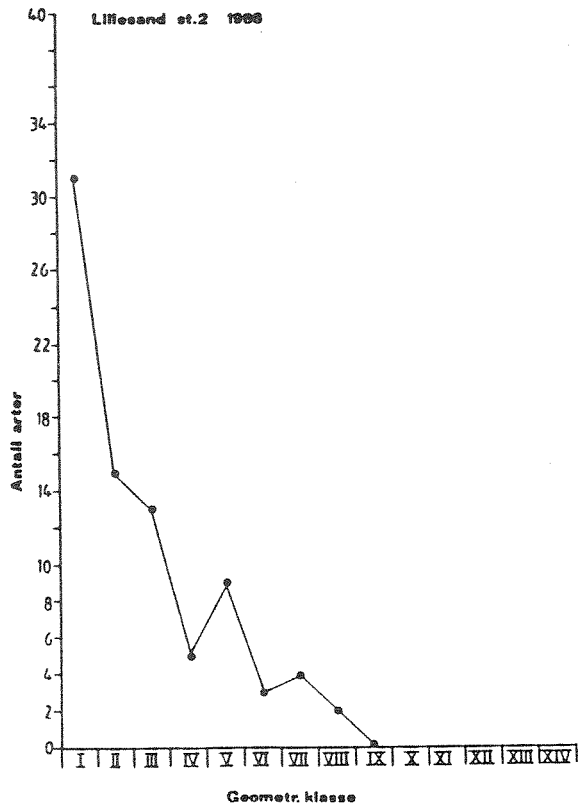
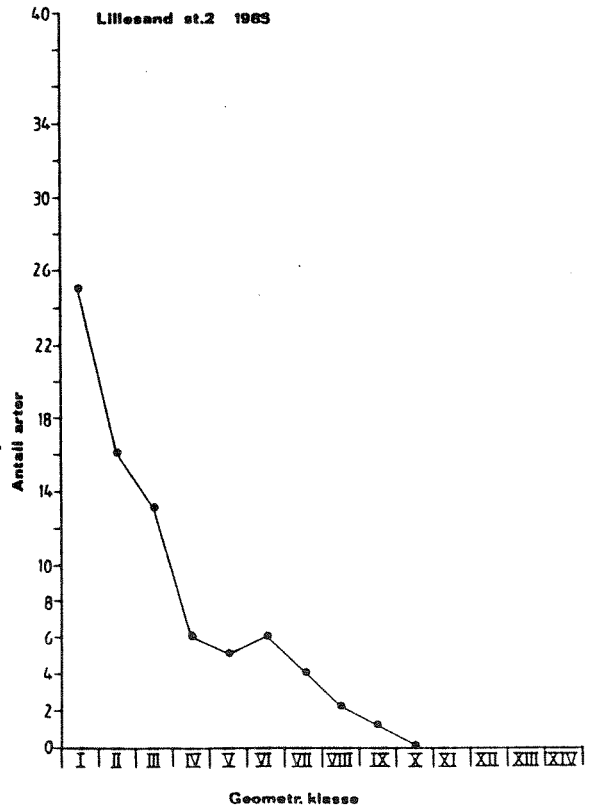
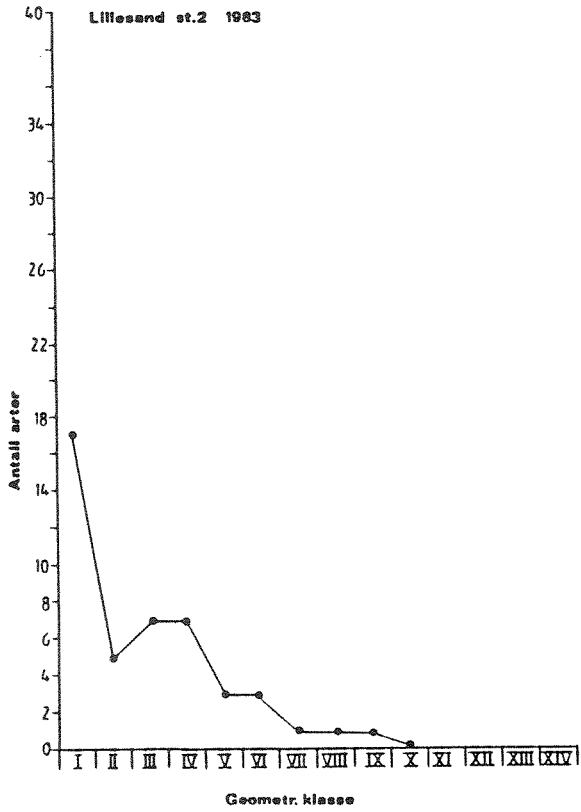
I 1985 og 1986 må tilpassingen karakteriseres som meget god og de uregelmessighetene som forekommer er normale og har ingen betydning som forurensningsindikerende avvik.

I løpet av undersøkelsesperioden har ikke utslippene til Tingsakerfjorden blitt redusert i noen vesentlig grad med unntak av at avløpsvannet fra Tingsaker Camping nå blir pumpet inn på hovedledningsnett med utslipp til Julbauen. Dette skjedde før 1983. Det synes lite sannsynlig at dette tiltaket skulle være årsak til den tilsynelatende forbedring som fjorden har gjennomgått. Årsakene ligger trolig i naturlige variasjoner og det forhold at faunaen ikke er helt jevnt fordelt i og på bunnen (patchiness), samt at prøvene har vært tatt på noe varierende dyp (35 til 41 m).

Basert på de innsamlede data må Tingsakerfjorden i 1983 karakteriseres som moderat påvirket av organisk belastning. I 1985 og 1986 kunne en slik påvirkning ikke spores.



Figur 4. Antall individer plottet mot antall arter på st. 2, Tingsakerfjorden fra 1983 til 1986. Figuren viser et stigende artsmangfold gjennom undersøkelsesperioden og at dette var normalt til høyt.



Figur 5. Faunaens tilpassing til log-normalfordelingen på st. 2. Tingsakerfjorden fra 1983 til 1986.

#### 4.2. St. 4. Gullholmrenna

---

Gjennom hele undersøkelsesperioden viste Gullholmrenna et høyt, og noe stigende artsmangfold. Særlig i 1985 og 1986 var artsrikdommen særlig høy. Ikke noen av årene kunne en spore forstyrrende effekter fra kloakkutslipp eller annen organisk belastning. Utskiftingen i dypet på lokaliteten må være meget god.

---

Gullholmrenna utgjør det dypeste punktet i bassenget Tingsakerfjorden - Lillesand byfjord. Prøvene ble tatt på det største dypet det lyktes å lodde opp: 86-87 m.

Stasjonen ligger rett SØ for Lillesand indre havn og omtrent i forlengelsen av Tingsakerfjordens lengdeakse (SV-NØ). Videre mot SV kommer passasjen inn til Skallefjorden med en terskel på ca 25 m. Mot SØ ligger innseilingen til Lillesand som er et trangt sund med et dyp på 55 m (iflg. sjøkart). Det er med andre ord ingen høye terskler som hindrer vannutskiftning i Tingsaker - Lillesandbassenget. Dypbassenget ved Gullholmen er hovedresipient for utslippene fra Lillesand, hvor to store hovedutslipp gjør seg gjeldende: til Lillesand indre havn og Julbauen. I tillegg kommer en rekke mindre utslipp fra enkelthus eller husgrupper.

Tabell 3 viser de viktigste parametrene for stasjonen i Gullholmrenna.

Bunnen besto av silt oppblandet med fin sand. I 1983 hadde sedimentet en mørk grå farge som kunne tyde på en viss organisk belastning, noe som ikke var uventet i et så dypt basseng like utenfor større kloakkutslipp. I 1985 og 1986 var imidlertid fargen grå med et tydelig markert gråbrunt oksydert toppskikt - et forhold som svekket inntrykket av organisk belastning.

Tabell 3. De viktigste parametrene for st. 4, Gullholmrenna.

Parameter	1983	1985	1986
Posisjon			
Dyp	87	87	86
Bunntype	silt, fin sand	silt, fin sand	silt, fin sand
Farge	mørk grå	grå	grå
H <sub>2</sub> S i sediment?	nei	nei	nei
Oksydert topplag?	ja	ja	ja
Antall arter	52	98	80
Antall individer	810	2964	1272
Artsmangfold (Sh.w.)	4,05	3,95	4,70
Artsmangfold (Hurlb)	24,01	26,66	30,58
Ømfintlige arter	50%	51,9%	45,8%
Tolerante arter	50%	48,1%	54,2%
Artsindeks	6,64	7,06	6,41
Tilstandsindeks	1,03	1,09	1,08
Forurensningsgrad	ikke påvisbar	ikke påvisbar	ikke påvisbar

Antallet arter på stasjonen var ikke spesielt høyt i 1983 (52 arter), mens det i 1985 ble påvist det høyeste artsantall instituttet har funnet i forbindelse med kvantitativ prøvetaking på Sørlandet (98 arter). I 1986 var også artsantallet høyt.

Antall arter sammen med antallet individer gav for alle tre årene et normalt til høyt artsamangfold med høyest verdi i 1986. Artsmangfoldet (Hurlbert's indeks) viste en stigende tendens fra 1983 til 1986.

Innslaget av forurensningsømfintlige arter var i 1983 og 1985 omkring 50 %, mens det i 1986 var nede på 45,8 %. Dette ansees som normalt. Denne andelen vil alltid variere noe i tid og rom (slik som de fleste andre parametre). Variasjonene på st. 4 kan



ikke sies å representere noen tendens.

Verdiene for arts- og tilstandsindeks var høye samtlige år, og det må konkluderes med at det på Lillesandsfjordens største dyp ikke kan påvises effekter av organisk belastning.

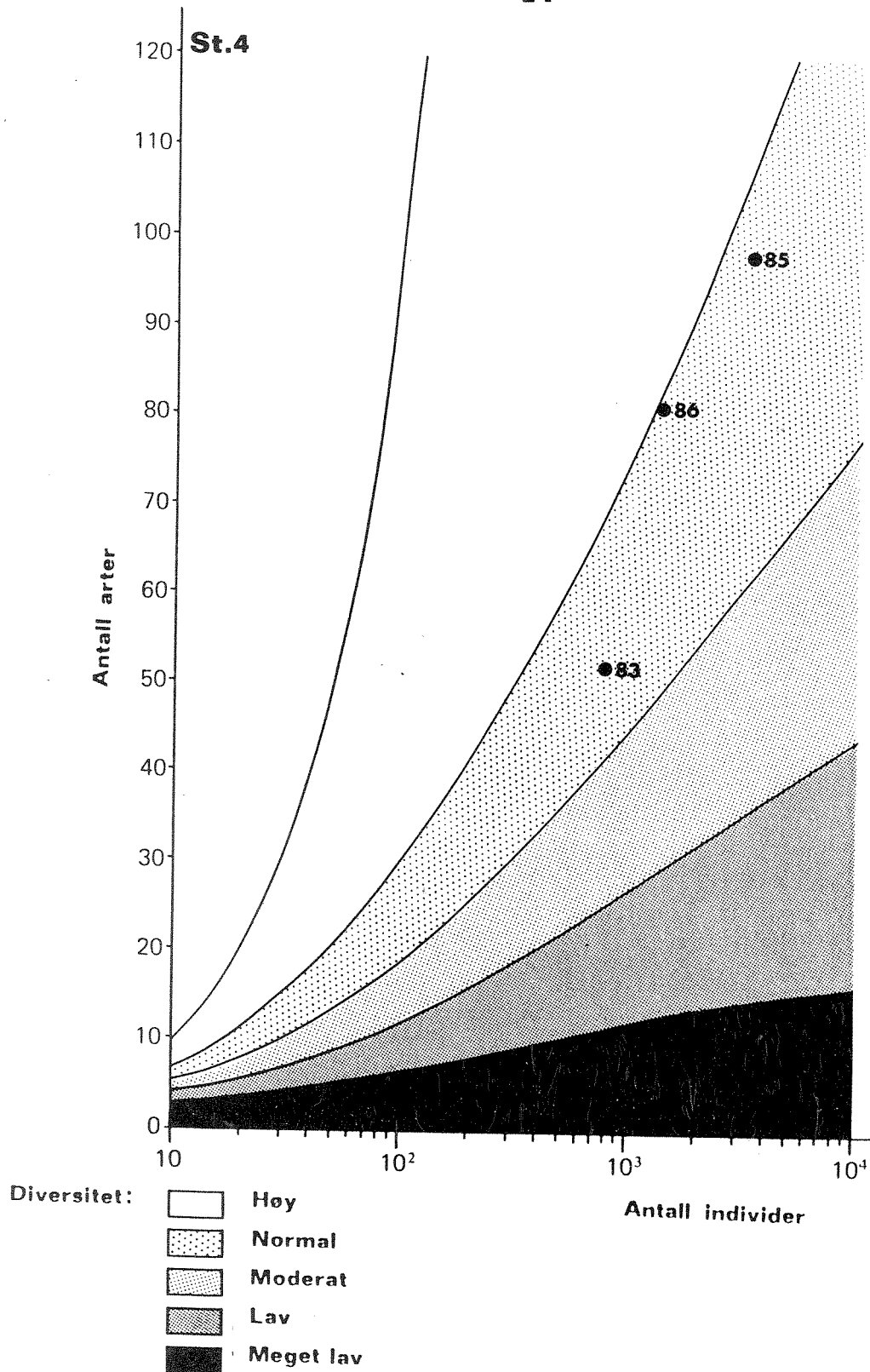
Figur 6 viser antall individer plottet mot antall arter for de tre årene. Figuren er en grafisk illustrasjon av utviklingen i artsmangfold, og viser at mangfoldet lå på et normalt nivå alle tre årene, men hadde en stigende tendens frem mot 1986.

Figur 7 viser tilpassingen til log-normalfordelingen som viste seg å være minst god i 1983 hvor kurven hadde en lavere profil enn i 1985 og 1986 og en markert topp forekom over geometrisk klasse VII og VIII. Bare en av artene i disse to klassene kan betegnes som en forurensningsindikator, nemlig børstemarken Heteromastus filiformis som forekom med 143 individer (i kl VIII). Den riktige tolkningen av kurven for 1983 vil være å oppfatte den som "halen" til en normalfordelingskurve. Kurvene for 1985 og 1986 skiller seg ut fra den fra 1983 ved at her fantes et høyt antall arter i geometrisk klasse I, altså arter som forekom kun med ett individ hver.

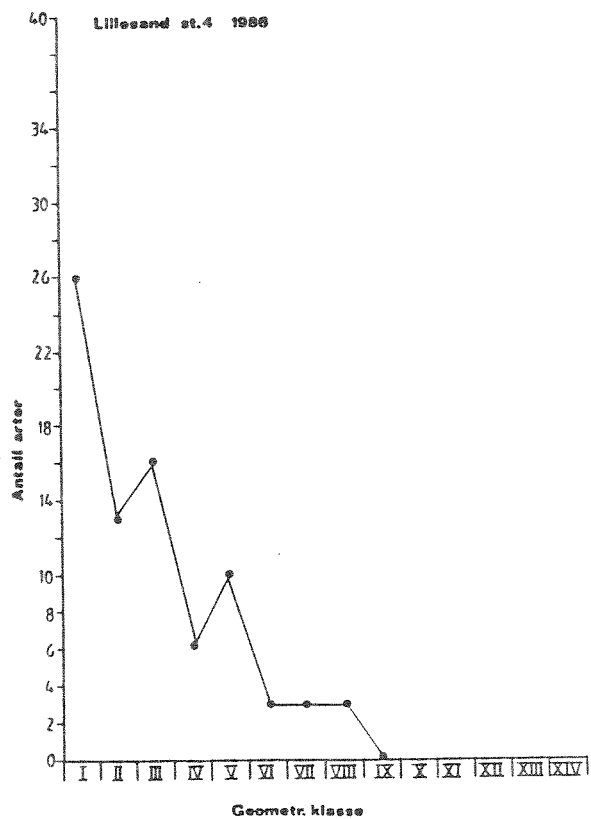
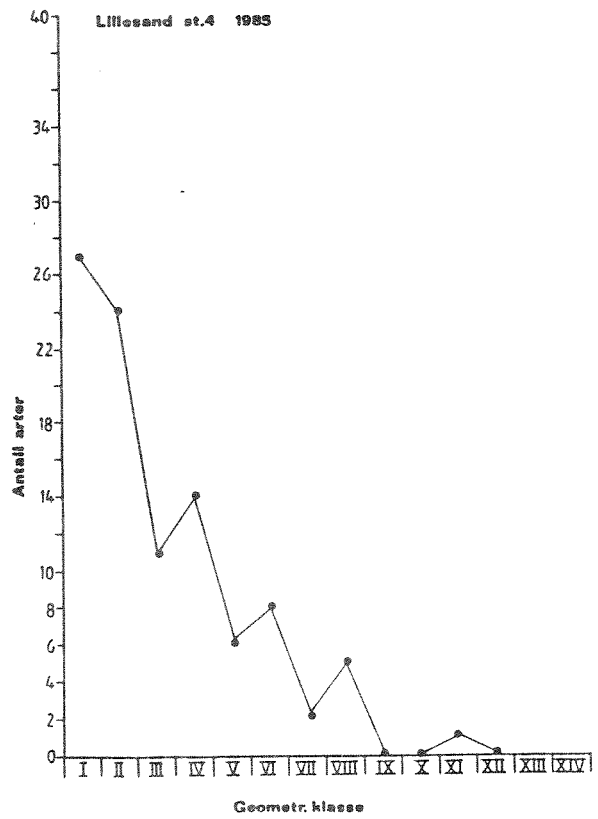
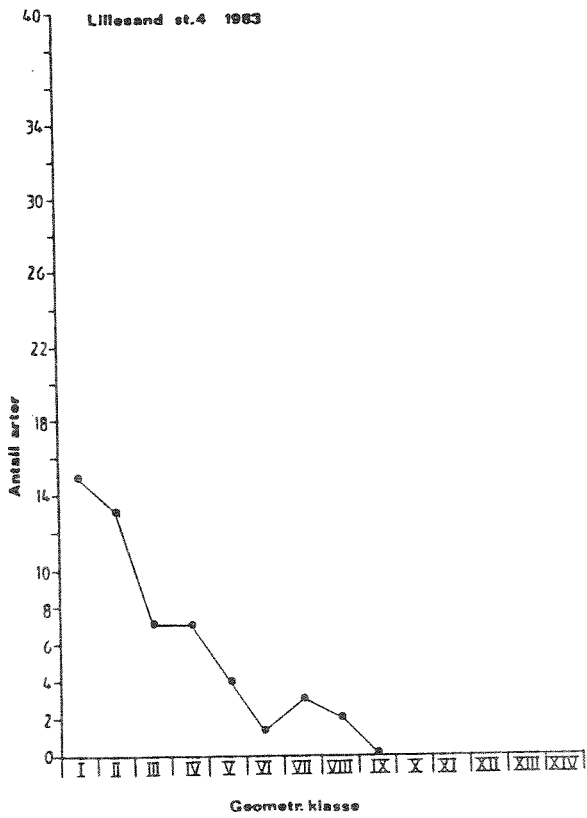
Begge kurvene har et takket forløp over de lavere geometriske klassene, men faller allikevel bratt av mot den vannrette akse - et kriterium på god log-normaltilpassing.

I 1985 forekom en art i en egentlig høy geometrisk klasse. Det var igjen børstemarken H. filiformis som nå forekom med 1181 individer (geom. kl XI) eller drøyt tredjedelen av det samlede individtall på stasjonen. Denne opportunistiske arten syntes imidlertid å være utkonkurrert i 1986 da den forekom med bare 16 individer (geom. kl V).

Både geometrisk klasse VII og VIII besto både i 1985 og 1986 av en blanding av forurensingstolerante og - ømfintlige arter. Det må derfor konkluderes med at stasjonen ikke var preget av opportunister noen av årene. Uregelmessighetene på kurvene for



Figur 6. Antall individer plottet mot antall arter på st. 4, Gullholmrenna fra 1983 til 1986. Figuren viser et stigende artsmangfold gjennom undersøkelsesperioden, og at dette lå på et normalt nivå.



Figur 7. Faunaens tilpassing til log-normalfordelingen på st. 4, Gullholmrenna fra 1983 til 1986.

1985 og 1986 må oppfattes som utslag av naturlige variasjoner og at de representerer gode tilpssiinger til log-normalfordelingskurven.

Hovedkonklusjonen må bli at dypbassenget i Gullholmrenna ikke kan hevdes å være påvirket i noen forstyrrende grad av organiske tilførsler fra land eller produksjonen i vannsøylen. Dette betyr at vannutskiftingen i dypet er langt bedre enn opprinnelig antatt.

#### 4.3. St. 7, Lillesand indre havn.

-----

Stasjonen ble kun prøvetatt i 1983 og lå utenfor det egentlige program. Prøvene ble tatt for å se om det var noen nærsoneeffekt fra det store kloakkutslippet ved sonen utenfor busstasjonen. Området var i en uventet liten grad forstyrret av utslippene til indre havnebasseng.

-----

Stasjonen ligger midt i havnebassenget ut for Tollboden, på ca 20 m dyp. Denne stasjonen var ikke med i det opprinnelige prøvetakingsprogrammet og har bare vært gjenstand for prøvetaking i 1983. Grunnen til at denne stasjonen ble valgt var motivert i ønsket om å konstatere nærsoneeffekter av det store kloakkutslippet som bryter igjennom til overflaten like utenfor bauen ved busstasjonen.

Prøvetakingen viste at bunntypen endret seg over korte avstander slik at grabben vekselvis inneholdt fin sand, grov sand med stein og sukkertare til skjellsand. Alle prøvene var små (<1 liter substrat). Dette hadde sin årsak i den forholdsvis faste bunnen. Det kan derfor reises tvil om hvorvidt prøvene var representative for faunaen i området.

De viktigste parametrene for stasjonen er listet i tabell 4. Ikke i noen av enkeltprøvene var sedimentet preget av organisk overbelastning og utvikling av sulfider.

Tabell 4. De viktigste parametrene for st. 7, Lillesand havn.

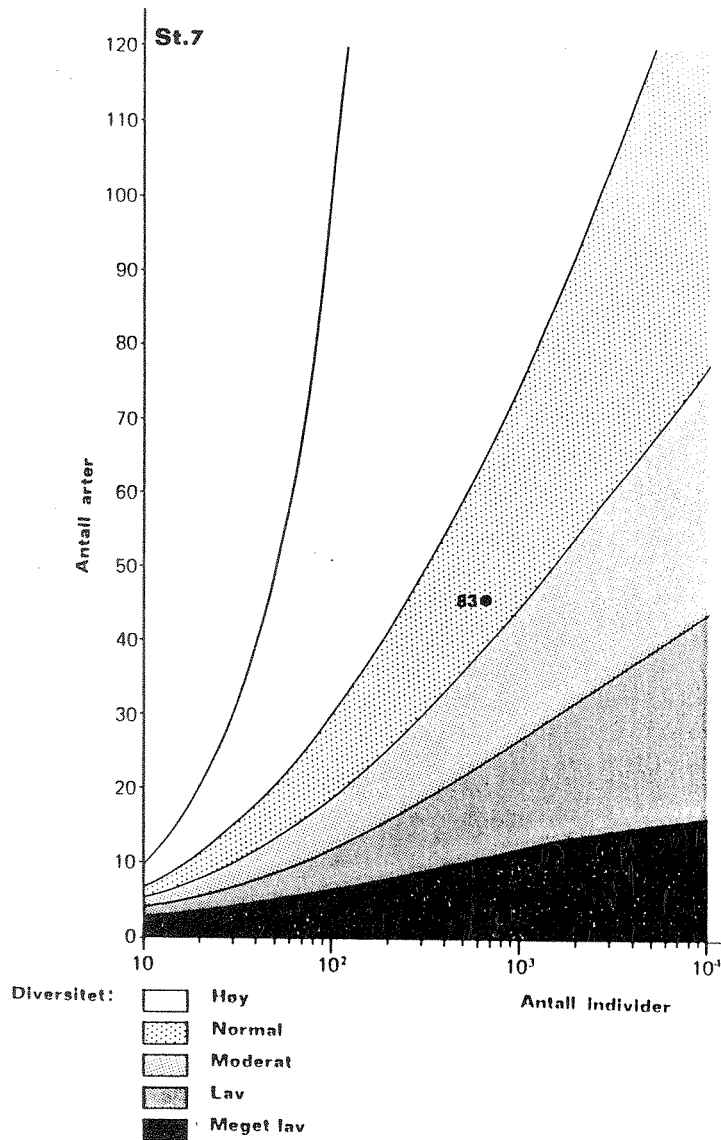
Parameter	1983
Posisjon	
Dyp (m)	20
Bunntype	sand
Farge	gråbrun
H <sub>2</sub> S i sediment?	nei
Oksydert topplag?	ja
Antall arter	46
Antall individer	553
Artsmangfold (Sh.w.)	4,37
Artsmangfold (Hurlb)	26,51
Ømfintlige arter	37,0%
Tolerante arter	63,0%
Artsindeks	5,74
Tilstandsindeks	0,99
Forurensningsgrad	moderat

Dette var noe uventet når en tar i betraktning nærheten til et stort kloakkutslipp.

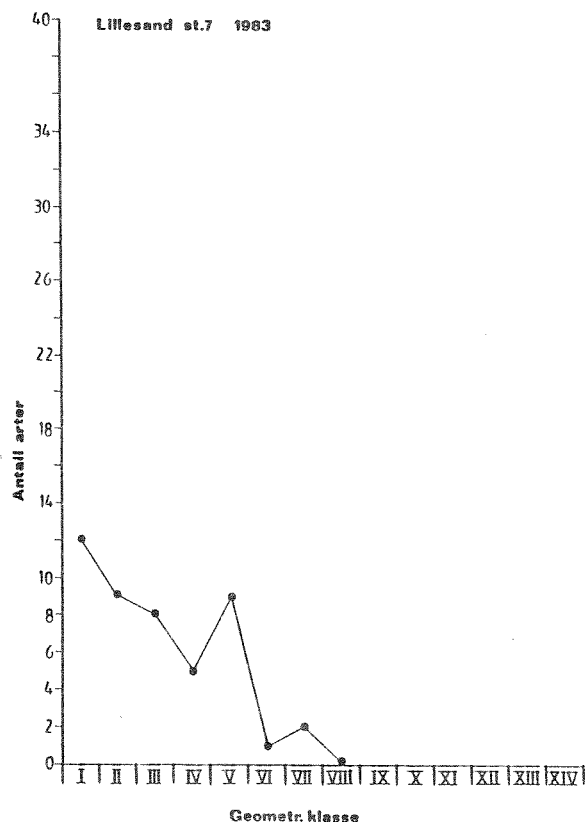
Antallet arter var forholdsvis lavt (46). Dette kan ha sammenheng med små prøver (som nevnt). Mange av artene var karakteristiske for sandbunn og tarevegetasjon. Antallet individer var også forholdsvis lavt - noe som bidrog til en forholdsvis høy indeks for artsmangfold (Shannon Wiener: 4,3 og Hurlbert: 26,51). Andelen ømfintlige arter var lavt, men prøvenes antatte representativitet gjør at dette ikke kan tillegges for stor vekt, dessuten: Appendikstabell 2 over klassifiserte arter m.h.p. toleranse omfatter svært få sandbunns- og tareskogsformer. Dette kan slå skjevt ut på en biotop som den aktuelle (på den annen side er biotoper hvor sandbunn og sukkertare er karakteristiske innslag, ikke forstyrret av organisk belastning). Materialet som foreligger gav en arts- og tilstandsindeks som berettiger til konklusjonen moderat forurenset.

Fig. 8 viser antallet individer plottet mot antallet arter og med sektorer for de ulike diversitetsnivåene, og viser et normalt artsmangfold.

Fig. 9 viser at faunaen ikke var særlig godt tilpasset log-normalfordelingskurven.



Figur 8. Antall individer plottet mot antallet arter på st. 7, Lillesand indre havn i 1983. Figuren viser at artsmangfoldet må karakteriseres som normalt.



Figur 9. Faunaens tilpassing til log-normalfordelingen på st. 7, Lillesand havn i 1983.

Det er en markert topp over geometrisk klasse V. Flertallet av de ni artene som utgjør denne klassen er forurensingstolerante. Dette kan være en konsekvens av nærheten til det store kloakkutslippet. Geometrisk klasse V representerer imidlertid ikke så høye individtall at det kan tales om opportunister som er så karakteristiske for mange forstyrrede biotoper.

Hovedkonklusjonen må bli at sentrale deler av indre havn er i en uventet liten grad preget av de kloakkutslippene som ledes ut til det samme havnebasseng.

#### 4.4. St. 5, Skallefjorden

---

I 1985 og 1986 lyktes det ikke å finne det dypeste punktet i fjorden. Prøvene disse to årene ble derfor tatt på mindre dyp enn i 1983. Dette forhold gjør at dataene synes å vise en klar forbedring av fjorden over tid. Denne konklusjonen er neppe riktig. Prøvene fra 1983 viste et organisk overbelastet dypbasseng med en utarmet fauna. Fjorden er et sedimentasjonsbasseng for partikulært materiale fra land, fra produksjonen i vannsøylen samt mulig transport fra Tingsakerfjorden. Det dypere deler av fjorden må karakteriseres som betydelig belastet.

---

Stasjonen ligger i Skallefjordens antatt dypeste basseng (se fig. 2) like ved Skogerøyas vestlige pynt.

Det går ingen utslipp direkte til Skallefjorden. Det nærmeste kloakkutslipp ligger ved Julbauen (på terskelen mellom Tingsakerfjorden og Skallefjorden). De offisielle planer for sanering av kloakken fra Lillesand har gått ut på hovedutslipp ved Julbauen etter forutgående rensing. For tiden vurderes også andre alternativer.

Skallefjorden er et avstengt basseng med terskel mot Tingsakerfjorden på ca 25 m. Det er tre andre, meget smale og grunne utløp fra fjorden: Asperøysundet, Dyttesundet og Blindleia. De essensielle parametrene for stasjonen er vist i tabell 5. Av tabellen fremgår det at dybden ved prøvetakingen de tre årene varierte tildels sterkt (fra 74 til 57 m). Det ble flere ganger gjort forsøk på å finne større dyp i 1985 og 1986 uten at dette lyktes. Det er derfor grunn til å anta at den dypeste delen av fjorden representerer et meget lite areal av bunnen.

I 1983 ble det påvist et mørkt grått sediment med en markert lukt av hydrogensulfid som signaliserte en markert organisk belastning. I 1985 og 1986 var sedimentet også mørkt men innslaget av H<sub>2</sub>S langt svakere enn i 1983. Dette er trolig en funksjon av



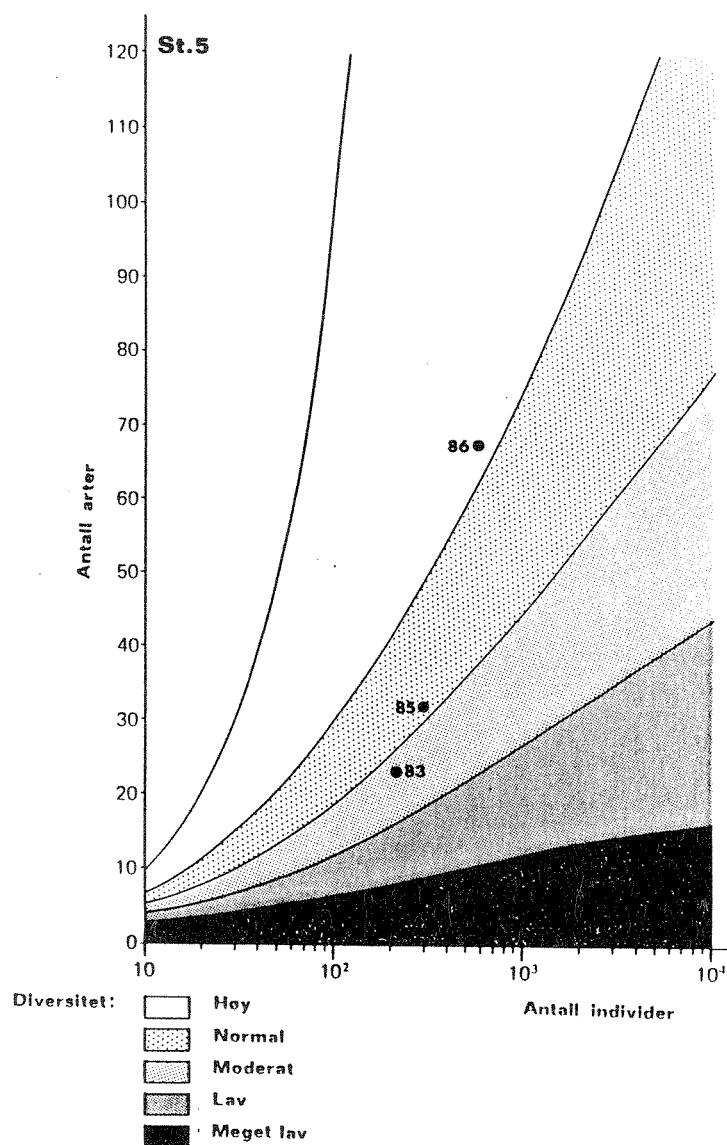
Tabell 5. De viktigste parametrene for st. 5, Skallefjorden.

Parameter	1983	1985	1986
Posisjon			
Dyp (m)	74	60	57
Bunntype	silt, fin skjellsand	silt skjellsand	silt
Farge	mørk grå	mørk grå	mørk grå
H <sub>2</sub> S i sediment?	ja	svak lukt	svak lukt
Oksydert topplag?	ja	ja	ja
Antall arter	23	30	67
Antall individer	196	268	530
Artsmangfold (Sh.w.)	2,46	3,30	4,43
Artsmangfold (Hurlb)	16,38	19,23	32,62
Ømfintlige arter	14,3%	31,6%	54,8%
Tolerante arter	85,7%	68,4%	45,2%
Artsindeks	4,18	5,61	6,90
Tilstandsindeks	0,79	0,92	1,13
Forurensningsgrad	betydelig	moderat	ikke påvisbar

dybden. Alle årene ble det imidlertid konstatert et tynt oksydert topplag når prøvene kom opp.

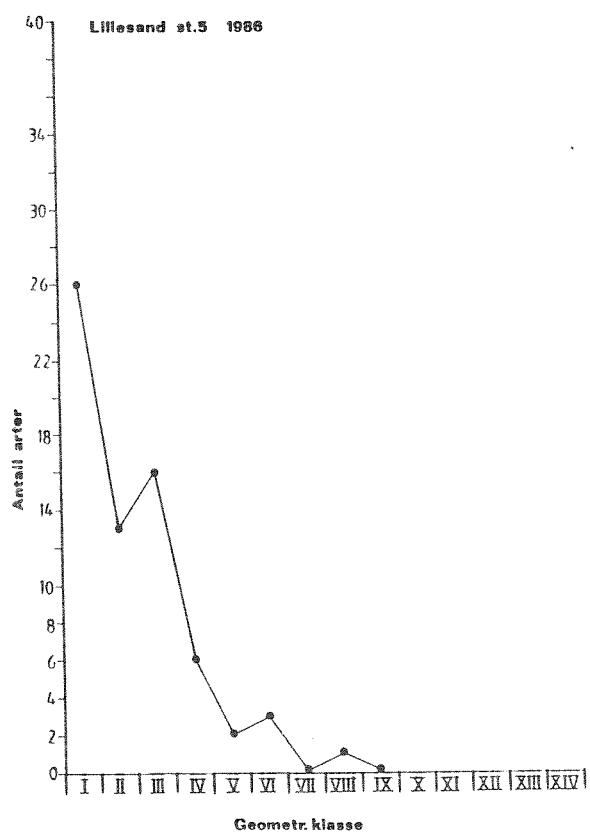
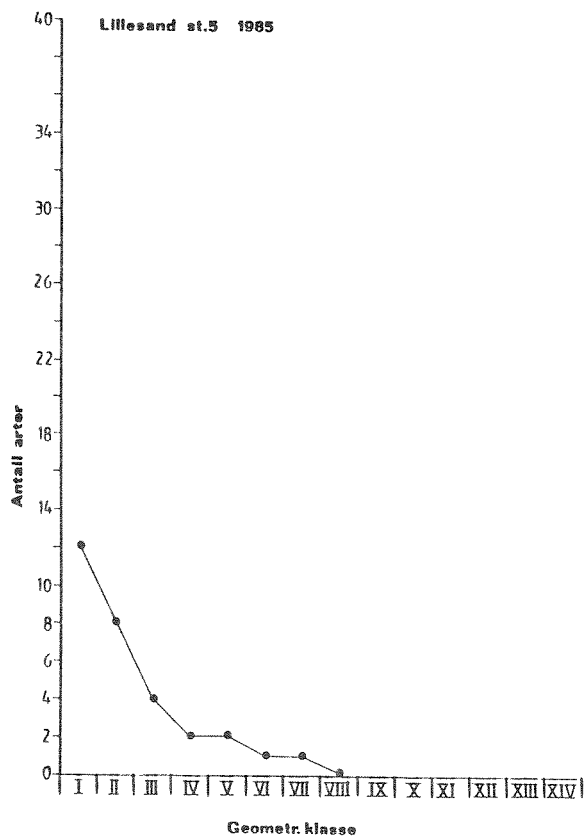
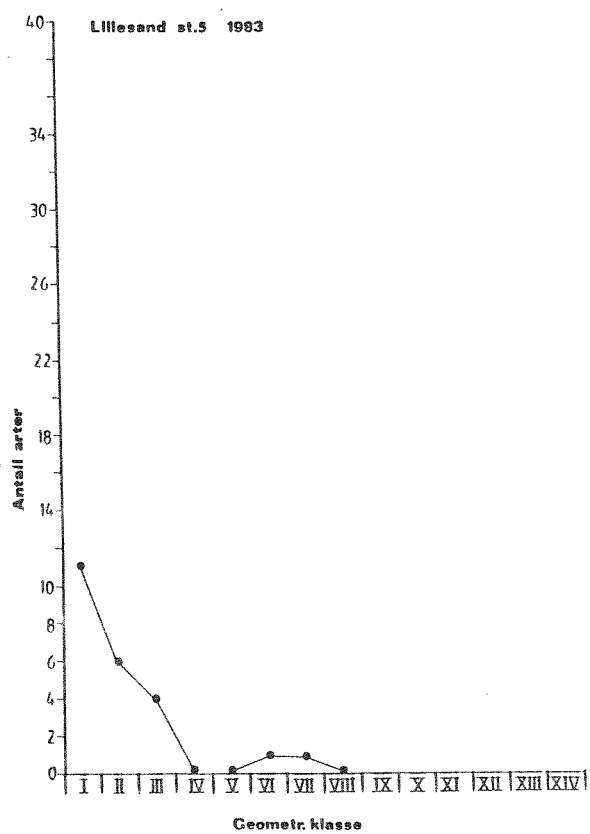
Antallet arter viste en klart stigende tendens fra 1983 til 1986. Det samme gjorde antallet individer - noe som i kombinasjon gav stigende verdier for artsmangfold. En tilsvarende tendens gjaldt for innslaget av ømfintlige arter som i 1983 lå på 14,3 % og i 1986 på 54,8 %. På denne bakgrunn var det derfor helt rimelig at artsindeksen også steg markert gjennom prøvetakingsperioden. Dette gjaldt nødvendigvis også tilstandsindeksen ettersom denne parameter er et veid middel mellom artsmangfold og artsindeks.

I fig. 10 er antallet individer plottet mot antallet arter for de tre årene prøvene ble tatt. Plottepunktene plassering i sektorene for diversitetsnivåene viser at artsmangfoldet steg markert frem til 1986.



Figur 10. Antall individer plottet mot antall arter på st. 5, Skallefjorden fra 1983 til 1986. Figuren viser et (tilsynelatende) stigende artsmangfold under undersøkelsesperioden, men se under konklusjon for stasjonen.

Fig. 11 viser faunaens tilpassing til log-normalfordelingen.



Figur 11. Faunaens tilpassing til log-normalfordelingen på st. 5, Skallefjorden fra 1983 til 1986.

Plottet for 1983 synes å vise to normalfordelinger, den ene fra geometrisk klasse I t.o.m. III og en lenger til høyre fra geometrisk klasse V til VIII. Dette kan tyde på en forurensnings-effekt. Artene i geometrisk klasse VI og VII utgjøres av børstemarken Capitella capitata og muslingen Thyasira sarsi. Førstnevnte er svært forurensningstolerant og regnes som en utpreget opportunist som kan dominere når andre arter er slått ut. Thyasira er også utpreget tolerant overfor organisk overbelastet sediment. Forløpet av kurven for 1983 må tas som et tegn på organisk overbelastning. I 1985 var kurven lav, men må sies å være rimelig godt tilpasset log-normalfordelingen. Representantene i de to høyeste geometriske klassene VI og VII besto henholdsvis av børstemarken Maldane sarsi og igjen Capitella. Maldane er forholdsvis tolerant for organisk belastning. Sedimentet hadde som nevnt en svak lukt av hydrogensulfid.

I 1986 var bildet mer normalt for upåvirkede biotoper. De høyeste geometriske klassene VIII er også her representert ved forholdsvis forurensningstolerante arter, men kurven bærer ikke bud om noen sterkt forstyrret biotop.

Det kan med andre ord se ut som om Skallefjorden har gjennomgått en markert forbedring i løpet av de årene undersøkelsen har foregått. Det er derfor svært viktig å være klar over den kilde til feiltolkning som ligger i det forhold at prøvene er tatt på forskjellige dyp i de tre årene prøvene ble samlet inn. En organisk overbelastning vil alltid vise seg tidligst og som oftest sterkest på de største dyp pga. partikkelnedfall og hemmet vannutskifting. I mange fjordbasseng kan en derfor finne anoksiske (råtne) forhold i dypet mens bunnområdene på mindre dyp kan være tilsynelatende upåvirket. Prøvene fra størst dyp vil som oftest vise den dårligste tilstanden. Det er temmelig sannsynlig at det er dette som er situasjonen i Skallefjorden.

På grunn av beliggenhet og terskler er det sannsynlig at Skallefjorden fungerer som et sedimentasjonsbasseng for partikulært materiale fra landjorden og produksjonen i vannsøylen. I tillegg er det mulig at partikulært materiale fra Tingsakerfjorden og

utslippet ved Julbauen transporteres inn i Skallefjorden via laminære strømmer. (Strømsituasjonen over terskelen mellom Tingsakerfjorden og Skallefjorden er imidlertid ikke undersøkt, og man er henvist til gjetninger.) Under fortolkningen av det foreliggende materiale har en derfor - om ovenfor nevnte grunner - valgt å oppfatte prøvetakingen i 1983 fra 74 m dyp som representativ for Skallefjordens forurensningstilstand. Prøvetakingen i 1985 og 1986 gjør det umulig - av ovenfor nevnte grunner - å trekke noen slutning med hensyn på utviklingstendens.

Trolig kan tilstanden i dypet av Skallefjorden fluktuere over tid avhengig av om det har vært vintre med lang vannutskiftingsperiode, men hydrografiske data viser at oksygenforbruket i dypet er meget høyt og karakteristikken betydelig organisk belastet må gjøres gjeldende for de dypere deler av Skallefjorden.

#### 4.5. St. 6, NV for Malmen (referansestasjon)

-----  
 Alle parametre peker i retning av at stasjonen hadde et uforstyrret miljø under hele undersøkelsesperioden med til dels stor faunarikdom og høyt artsmangfold.

Stasjonen er godt egnet som referansestasjon.  
 -----

Stasjonen ligger utenfor innseilingen til Lillesand, mellom Malmen og Saltholmen på drøyt 70 m dyp.

Stasjonen er ment å fungere som referansestasjon og antas upåvirket av utslippene til Lillesand havn og Tingsakerfjorden. De viktigste parametrene fra prøvetakingen er vist i tabell 5. Ved samtlige prøvetakingsrunder ble det påvist et lysgrått til gråbrunt siltig sediment som i 1983 og 1986 hadde et tydelig innslag av fin skjellsand. Det fantes ingen tegn til sulfiddannelse i sedimentet.

Tabell 6. De viktigste parametrene for st. 6, vest for Malmen (referansestasjon).

Parameter	1983	1985	1986
Posisjon			
Dyp (m)	76	73	72
Bunntype	silt, fin skjellsand	silt	silt, fin skjellsand
Farge	grå	grå	grå
H <sub>2</sub> S i sediment?	nei	nei	nei
Oksydert topplag?	ja	ja	ja
Antall arter	53	97	70
Antall individer	592	907	538
Artsmangfold (Sh.w.)	4,63	5,17	4,54
Artsmangfold (Hurlb)	29,41	37,18	33,27
Ømfintlige arter	60,0%	56,5%	54,8%
Tolerante arter	40,0%	43,5%	45,2%
Artsindeks	7,34	7,41	7,30
Tilstandsindeks	1,13	1,21	1,17
Forurensningsgrad	ikke på- visbar	ikke på- visbar	ikke på- visbar

Antallet arter i prøvene varierte tildels betydelig fra det ene året til det andre. Dette kan skyldes flekkvis fordeling av faunaen samtidig som det kan reflektere en skiftende sedimentkvalitet. I 1985 ble det påvist et uvanlig høyt antall arter (97).

Antallet individer var forholdsvis lavt og dette bidro til å gi tildels svært høye verdier for arts mangfold. Verdien for 1985 merket seg spesielt ut med 37,18 (Hurlbert's indeks).

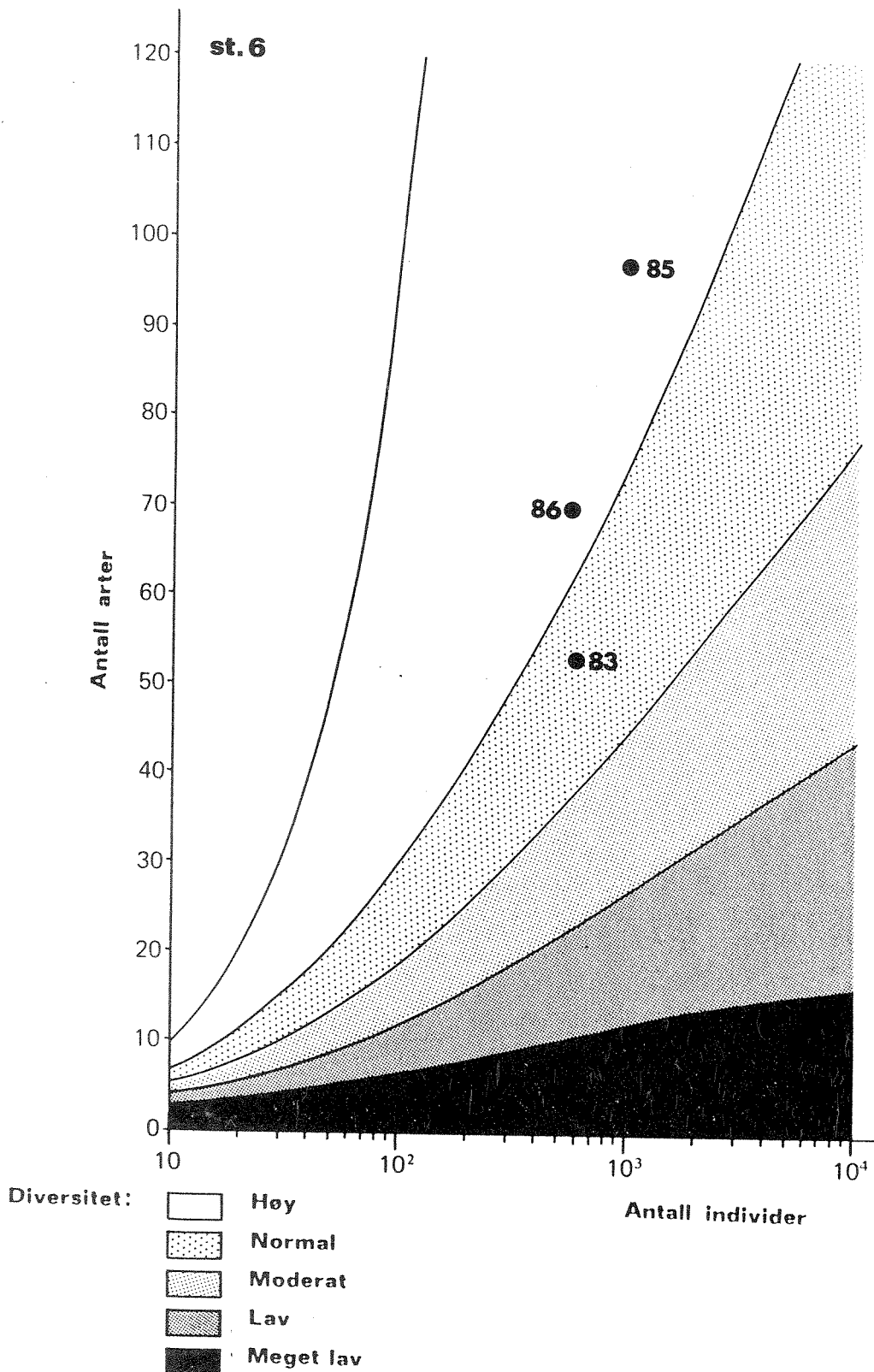
Andelen ømfintlige arter var høyt i hele undersøkelsesperioden, fra 54,8 til 60 %.

Det er på denne bakgrunn ikke overraskende at verdiene for

tilstandsindeks gjennomgående var svært høye, noe som leder til konklusjonen at det ikke var noen påvisbare forurensingseffekter på stasjonen og at den følgelig egner seg godt som referansestasjon.

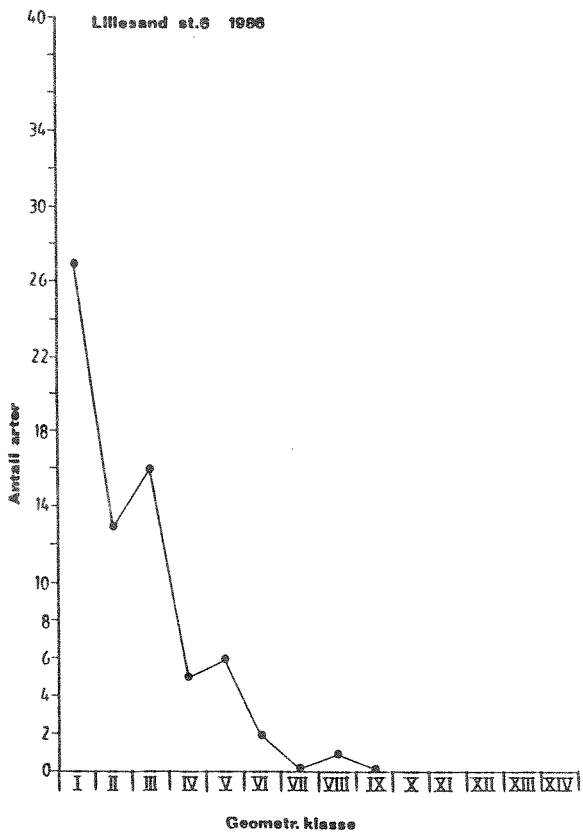
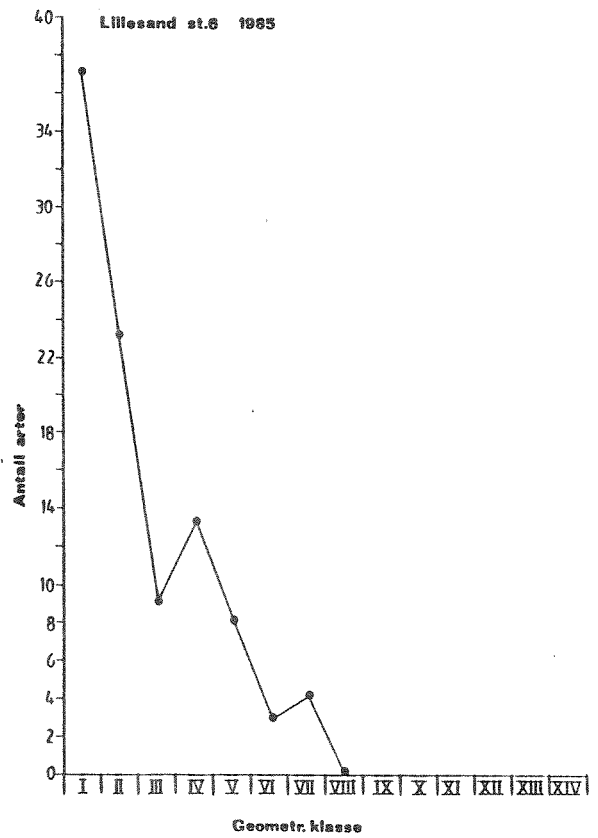
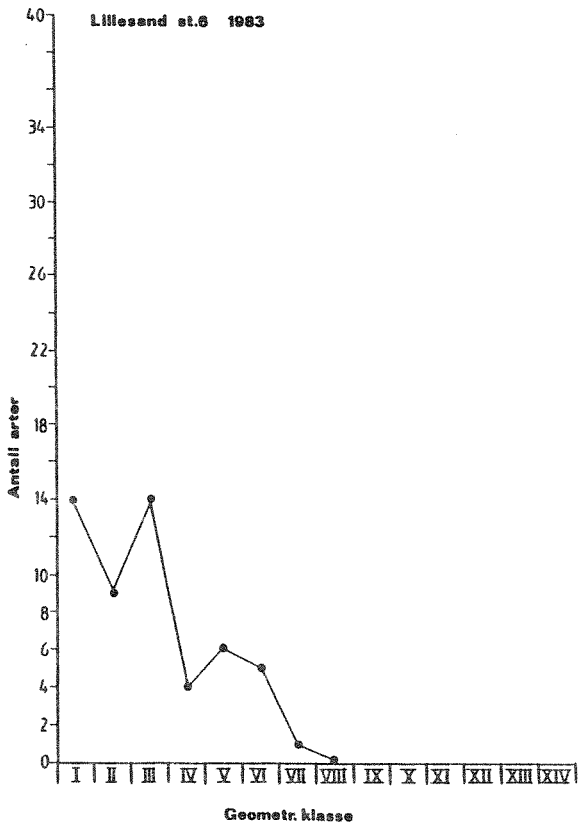
I fig. 12 er antallet individer plottet mot antallet arter de tre årene prøver ble tatt. Plottepunktene i sektorene for diversitetsnivåer viser at artsmangfoldet på stasjonen var normalt til høyt i undersøkelsesperioden.

Fig. 13 viser faunaens tilpassing til log-normalfordelingen. Plottet fra 1983 viser en mindre god tilpassing, men ingen arter i høye geometriske klasser er representert. Sammen med de øvrige data (tabell 5) må derfor konklusjonen bli at uregelmessigheten ikke skyldes et forstyrret miljø, men tilfeldigheter. I 1985 og 1986 var tilpassingene svært gode (og særlig i 1985).



Figur 12. Antall individer plottet mot antall arter på st. 6, referansestasjonen fra 1983 til 1986. Figuren viser et tildels høyt artsmangfold (særlig i 1985 og 1986).





Figur 13. Faunaens tilpassing til log-normalfordelingen på st. 6, referansestasjonen fra 1983 til 1986.

## 5. REFERANSER

- BERGSTAD, O.A., 1974. Funn av tøffelsnegl i Skottevik i Lillesand kommune. Fauna 27: 90-91.
- DANNEVIG, G. 1970 a. Resipientundersøkelser på Skagerakkysten. Delrapport for Lillesand-området. (Lillesand havnebasseng, Kaldvellfjorden og Homborsund). Rapport fra Statens Biologiske Stasjon Flødevigen, Arendal. 15 s + vedlegg.
- DANNEVIG, G. 1970 b. Resipientundersøkelser på Skagerakkysten. Delrapport for Høvåg-distriktet og Kvåsefjorden. Rapport fra Statens Biologiske Stasjon Flødevigen, Arendal. 20 s + vedlegg.
- GRAY, J.S. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. Neth. J. Sea Res. 16: 424-443.
- GRAY, J.S., MIRZA, F.B. 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 10: 142-146.
- GRAY, J.S., PEARSON, T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 1. Comparative methodology. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9: 111-119.
- HURLBERT, S.N. 1971. The non-concept of species diversity. Ecology 5: 577-586.
- KREBS, C.J. 1978. Ecology. The experimental analysis of Distribution and Abundance. Harper & Son, Publ. 678 pp.
- NÆS, K. 1986. Overvåkning av fjordene ved Lillesand. Hydrografisk-kjemiske undersøkelser jan-des. 1985. Norsk Institutt for vannforskning, O-83045, 49 s.

- PEARSON, T.M., GRAY, J. & JOHANNESSEN, P.J. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. 2. Data analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 12: 237-255.
- PLATT, H.M., LAMBSHEAD, P.J.D. 1985. Neutral model analysis of patterns of marine benthic species diversity. Mar. Ecol. Prog. Ser. 24: 75-81.
- RENKONEN, O. 1938. Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruch-moore. An Zool. Soc. Zol. - Bot. Fenn. Vanamo 6: 1-231.
- RUENESS, J. 1986. Algevegetasjonen i Høvåg, Aust-Agder. Cand. real. avh. Universitetet i Oslo. Unpubl.
- RYGG, B. 1984a. Bløtbunnsfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. Norsk Institutt for vannforskning, Oslo. 80612, 39 s.
- RYGG, B. 1984b. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Norsk Institutt for vannforskning, Oslo. 80612, 29 s.
- RYGG, B. 1986a. Heavy metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 17: 31-36.
- RYGG, B. 1986b. Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. En ny forurensningsindeks basert på artssammensetning. Norsk Institutt for vannforskning, Oslo. 20 s.
- RYGG, B. 1986c. Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av ømfintlige arters forekomst til påvisning av gode miljøforhold. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 10 s.

- RYGG, B. 1986d. Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport 2. Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn. Norsk Institutt for vannforskning, Oslo. 42 s.
- SHANNON, C.E., WEAVER, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- SHAW, K.M., LAMBSHEAD, P.J.D. & PLATT, H.M. 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 11: 195-202.
- STIGEBRANDT, A. 1983. Undersøkelse av vannutskifte i forbindelse med ny bro ved Kaldvellkilen, Lillesand. Norsk Institutt for vannforskning, Oslo. Notat, 18 s.
- WIKANDER, P.B. 1984. Overvåkning av fjordene ved Lillesand. Fremdriftsrapport, NIVA Oslo, 44 s.
- WIKANDER, P.B. 1986. Egnethetsundersøkelser for havbruk i Aust-Agder fylke. Norsk Institutt for vannforskning, Sørlandsavdelingen, O-85260, 154 s.
- AAREFJORD, F. 1980. Resipientundersøkelse Lillesandsfjorden. I/S Miljøplan. 24 s.
- ÅSEN, P.A. 1976. Bidrag til den marine algeflora i Norge - rød og brunalger med sørøstlig utbredelsesgrense på Sørlandskysten. Kristiansands Museums årb. 1978: 14-30.

6. V E D L E G G

## 6.1. Analysemetodikk og vurderingskriterier

-----  
Dette kapitlet definerer mer presist hvilke analysemetoder som er anvendt, hvilke definisjoner som er brukt samt hvilke vurderings-skalaer som har ligget til grunn for evaluering av tilstand og utvikling i sedimenter og organismesamfunn.  
-----

### 6.1.1. Sedimentet

Det er ikke foretatt noen kornfordelingsanalyser av sedimentet. Sedimentene er beskrevet ut fra visuelt inntrykk. Sedimenttype og utseende reflekterer strømforhold og organisk belastning på bunnen. Der hvor bunnstrømmen er meget svak, vil fine partikler akkumuleres. Grove sedimenter indikerer at bunnstrømmen er så sterk at finstoff ikke bunnfeller.

Med hensyn til minkende bunnstrøm og økende organisk belastning kan løsmassebunnen klassifiseres som følger (fra god til dårlig):

1. Grov sand og skjellsand, brunaktig til grå. Frisk lukt.
2. Sand, brunaktig til grå. Frisk lukt.
3. Grå - til gråbrun silt/fin sand. Frisk lukt.
4. Mørk grå silt, ofte med svak lukt av H<sub>2</sub>S.
5. Svart gyttje. Sterk lukt av H<sub>2</sub>S.

### 6.1.2. Dyresamfunnets artssammensetning

Hvilke arter som finnes på den enkelte stasjon er bl.a. en funksjon av det gjennomsnittlige miljøet på stasjonen over tid. Viktige elementer i miljøet er naturgitte (f.eks. sedimentenes beskaffenhet), andre er betinget av sivilisatoriske situasjoner på land; industriutslipp, kommunale utslipp, havbruksinstallasjoner osv.

Toleranse overfor forurensning kan variere svært fra art til art og man snakker om forurensningstolerante og forurensningsømfintlige arter. Ved en tiltagende forurensning vil de ømfintlige slås ut og de tolerante kan da ta deres plass. Ved tiltagende forurensning er det derfor vanlig å påvise økt tetthet blant de forurensningstolerante artene. Dette betyr at artsmangfoldet eller diversiteten har en tendens til å gå ned. Et annet aspekt er at enkelte av livsformene på bløtbunn kan oppnå en svært høy alder, 15 - 20 år; særlig blant muslingene. Dersom slike arter påvises samtidig som man vet at disse er forurensningsømfintlige, kan man slutte at miljøet på stasjonen har vært tilfredsstillende over meget lang tid.

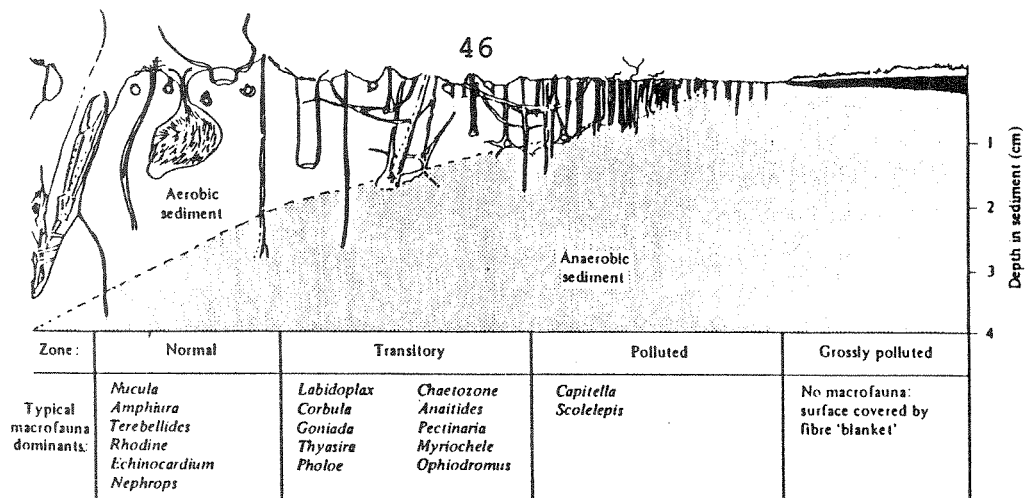
Ved bunnfaunaundersøkelser vil det videre være mulig å påvise omfanget av influensområdene fra større utslipp. En slik situasjon er skjematisk illustrert i fig. I.

Når det gjelder en del vanlig forekommende arter, så vet man pr. idag så mye om deres økologiske krav og forekomst at man kan klassifisere dem som enten forurensningstolerante eller ømfintlige. En slik klassifikasjon er blitt foretatt av RYGG (1986 a, b). Han baserte sin analyse på 193 bløtbunnsstasjoner fra fjorder i hele landet. Et mål for hver arts toleranse er det laveste artsmangfold (kalt ES-min), den enkelte art er påvist ved på de nevnte 193 stasjoner. Disse artene er listet i vedleggstabell 1 med deres korresponderende ES-min-verdi.

Grensen mellom forurensningstolerant og -ømfintlig er satt ved ES-min-verdien 7. Følgelig:

Forurensningstolerante:	ES-MIN <7
Forurensningsømfintlige:	ES-MIN >7

Vedleggstabell 1 har blitt brukt til å regne ut en artsindeks for hver stasjon (RYGG 1986 a, c). Artsindeksen ble regnet ut på følgende måte:



Figur I. Fremstilling av hvordan bunnfaunaen endrer seg med avstand fra utslipp (etter PEARSON & ROSENBERG 1978).

Hver art på hver stasjon som er klassifisert med angitt toleransegrense (altså med i vedleggstabell 1) ble notert for sin ES-min-verdi, og gjennomsnittsverdien for disse artene ble beregnet. Denne verdien er benevnt artsindeks i det følgende.

I foreliggende rapport er artsindeksen klassifisert i overensstemmelse med tabell I.

Tabell I. Bruk av artsindeksen til klassifikasjon av påvirkningsgrad.

<u>artsindeks</u>	<u>Klassifikasjon</u>
>6,85	Liten (ikke påvisbar)
5,90-6,85	Moderat
5,10-5,90	Betydelig
>5,10	Sterk

Det er også blitt beregnet den prosentvise andel av forureningsømfintlige og -tolerante arter. Andelene er beregnet i prosent av totalt antall klassifiserte arter (fra vedleggstabell 1) på den enkelte stasjon.



Dersom f.eks. totalt antall klassifiserte arter var 37- og 20 av disse forurensningsømfintlige, blir andel ømfintlige arter 54,1 % og andel tolerante følgelig 45,9 % (17 av 37).

Andelen av forurensningsømfintlige arter er klassifisert i overensstemmelse med tabell II.

Tabell II. Klassifikasjon av andel forurensningsømfintlige arter.

<u>Andel ømfintlige arter</u>	<u>Klassifikasjon</u>
< 40 %	lav andel
40 - 50 %	middels andel
> 50 %	høy andel

Det at andelen ømfintlige arter er høy eller artsindeksen er høy på en stasjon, er en sikker indikasjon på uforstyrrede forhold.

Det forhold at forurensningstolerante arter forekommer på samme stasjon er mindre interessant fordi disse artene vil finne tilfredsstillende forhold både ved en tilstand av belastning og ved en upåvirket situasjon.

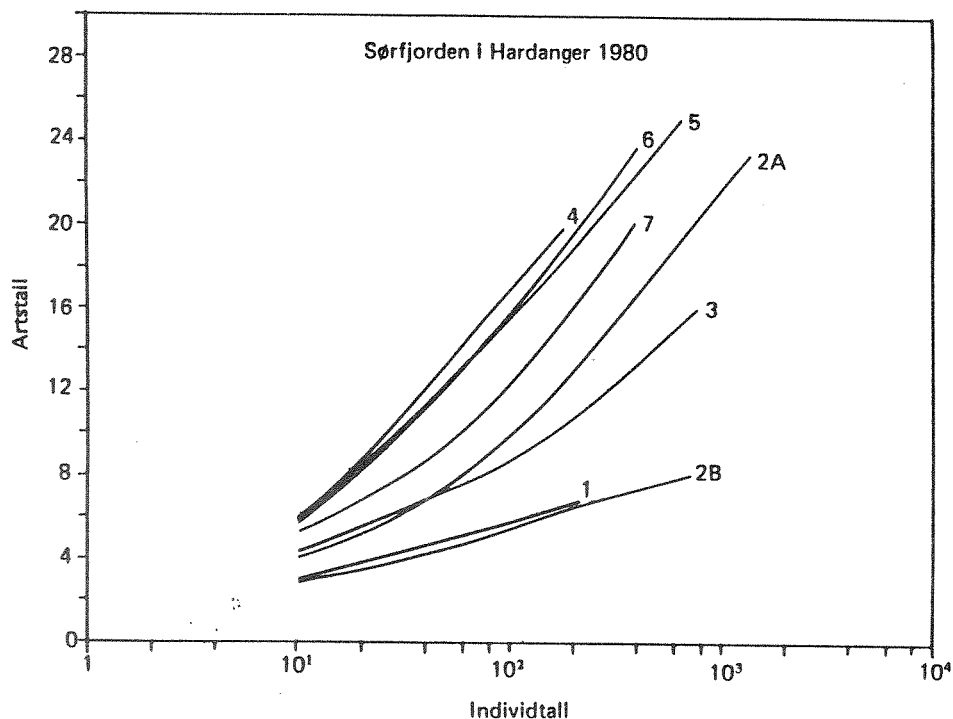
### 6.1.3. Artsmangfold

Høyt artsmangfold (diversitet) henger bl.a. sammen med normale miljøforhold. Organisk belastning og fysiske og kjemiske stressfaktorer fører til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende i samfunnet, mens mer ømfintlige arter slås ut. Resultatet er at artsmangfoldet blir lavere.

Artsmangfoldet er definert som artsantall som funksjon av individantall og kan fremstilles som en kurve i et diagram med

individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen. Fig. II er et eksempel på slike diversitetskurver.

Generelt øker individantallet i takt med prøvestørrelsen, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Stigningen på kurven avtar derfor etter hvert som individantallet øker. Høyt artsantall i forhold til individantall betyr høyt artsmangfold. Dette gir brattere kurver enn ved lavt artsmangfold. Vi bruker en logaritmisk x-akse for å få en god fremstilling av kurven.



Figur II. Kurver for artsantall som funksjon av individantall (artsmangfold). RYGG(1984 a). Tallene ved endepunktene er stasjonsnr.

Kurvene beregnes etter formelen (permutasjon): (HURLBERT 1971).

Hvor:

$$E(S_n) = \sum_i \left[ 1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

$N_i$  = antall individer av  $i$ 'te art  
 $N$  = det samlede antall individer i prøven  
 $E(S_n)$  = det forventede antall arter i en delprøve på  $n$  individer fra en prøve som totalt inneholder  $N$  individer og  $S$  arter.

$E(S_n)$  er altså et tallmessig uttrykk for det antall arter man statistisk kan forvente å finne i en delprøve av en gitt størrelse ( $=n$  individer) når  $n$  alltid er mindre enn  $N$ .

$E(S_n)$  kan således beregnes for alle verdier mindre enn  $N$ .

Diversiteten vil da fremkomme som en kurve. Kurven beskriver artsantallet som en funksjon av individantallet.

Det er vanlig bare å plotte endepunktene for diversitetskurvene.

En klassifisering av artsmangfoldet etter et system foreslått av RYGG (1984 b) er vist i fig. III. Klassifiseringen er angitt ved ulike typer skravering som symboliserer forhold fra meget høyt artsmangfold til meget lavt. Forstyrrede områder vil ha endepunktene for sine diversitetskurver i sonene for "moderat", "lavt" eller "meget lavt" artsmangfold.

For lettere å kunne sammenligne stasjonene direkte i rom og tid, er det vanlig å regne ut verdiene for  $E(S)$  når  $n = 100$  for samtlige stasjoner, altså  $ES (n = 100)$ . Da kommer plottene rett under hverandre i diagrammet og man kan sammenligne stasjonene direkte, med  $y$ -aksen som skala.

På grunnlag av materiale fra en rekke fjordområder i Norge kan en klassifisere artsmangfoldet som vist i tabell III.

Tabell III. Klassifikasjon av artsmangfold uttrykt som det beregnede antall arter pr. 100 individer i en prøve  $ES (n= 100)$ .

<u>Verdi for artsmangfold <math>ES (n= 100)</math></u>	<u>Klassifikasjon</u>
< 7	svært lavt
7-12	lavt
12-18	moderat
18-30	normalt
30-35	høyt
>35	svært høyt

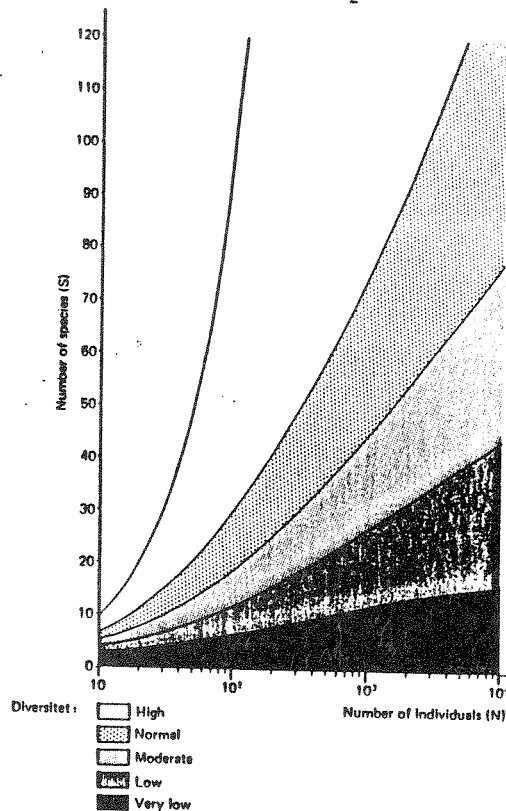
Artsmangfoldet er også blitt regnet ut etter den mest anvendte metoden: Shannon-Wienerindeksen H, (SHANNON & WEAVER 1963). Formelen for denne ser slik ut:

hvor:

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

$n_i$  = antall individer av arten i

$N$  = totalt antall individer i prøven



Figur III. Eksempel på klassifikasjon av arts mangfold foreslått av RYGG 1984 b.

På lignende måte som for øvrige faunaparametre, kan Shannon-Wiener's indeks for arts mangfold klassifiseres som i tabell IV:

#### 6.1.4. Log-normalfordeling av individantall blant arter

Ved prøvetaking av et organismsamfunn er det vanlig at man identifiserer alle artene og teller dem. Man kan sortere de ulike artene i mengdegrupper etter en såkalt geometrisk mengdeskala (se tabell V). Ved plotting av disse data i et aksekors,

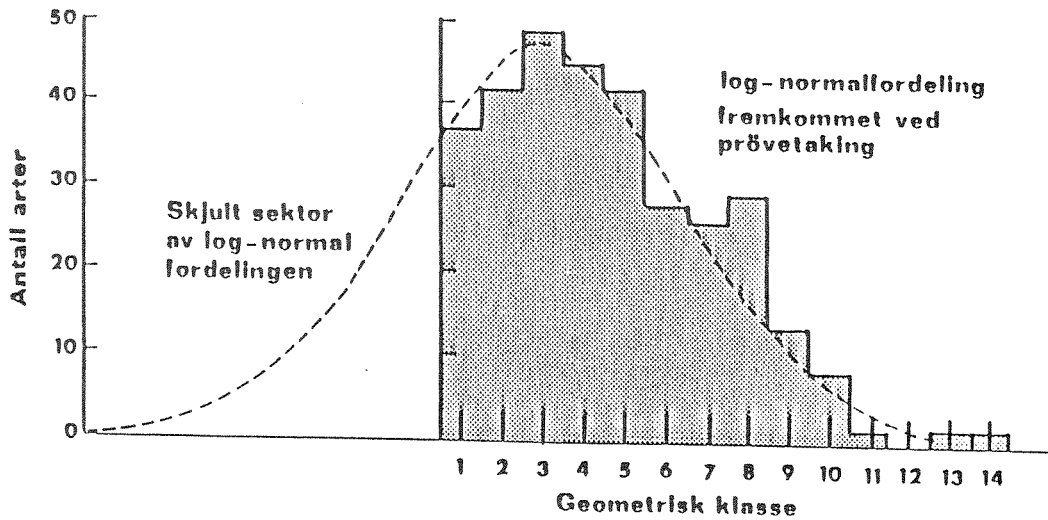
Tabell IV. Klassifikasjon av artsmangfold uttrykt som Shannon-Wiener's indeks H.

<u>H'</u>	<u>Klassifikasjon</u>
<1,3	svært lav
1,3-2,1	lavt
2,1-3,1	moderat
3,1-4,3	normalt
4,3-4,8	høyt
>4,8	svært høyt

hvor de geometriske klasser er angitt på x-aksen og antall arter innenfor de ulike klasser på y-aksen, vil det, når prøvestørrelsen er tilstrekkelig, fremkomme en kurve som er tilnærmet normalfordelt (klokkekurve). Etter som x-aksen i virkeligheten er en logaritmisk skala (når geometriske klasser brukes) kalles en slik kurve for en log-normalfordeling.

Ved de prøvestørrelser som er vanlige ved resipientundersøkelser vil imidlertid ikke hele normalfordelingen fremkomme til høyre for y-aksen, men bare en del av den. Dersom man øker prøvestørrelsen til det uendelige (omfattende hele samfunnet) vil også hele klokkekurven fremkomme. Dette betyr i praksis at i et fullstendig organismsamfunn er det få arter som er meget sjeldne og få arter som er meget tallrike. De fleste ligger "midt på treet". Dette forhold er forsøkt illustrert i fig. IV.

I stabile og artsrike organismsamfunn observeres som regel en tilnærmet log-normal frekvensfordeling av individantall blant artene. Avvik fra log-normalfordeling kan tyde på forandringer i samfunnet, f.eks. som følge av forurensningspåvirkning (GRAY & MIRZA 1979). Avvik fra den log-normale fordeling kan oppdages ved plotting som vist på fig. IV.



Figur IV. Forholdet mellom log-normalfordelingskurven og inn-samlet/ikke-innsamlet materiale (etter KREBS 1978).

Tabell V. Definisjon av de geometriske klasser som er brukt i foreliggende undersøkelse.

---

<u>Antall individer</u>	<u>Tilsv. Geom. klasse</u>
1	I
2-3	II
4-7	III
8-15	IV
16-31	V
32-63	VI
64-127	VII
128-255	VIII
256-511	IX
512-1023	X
1024-2047	XI
2048-4096	XII
OSV.	OSV.

---

PEARSON & al.(1983) foreslo å benytte metoden til å registrere biologiske forandringer forårsaket av forurensninger. Ved moderat organisk belastning vil det fremkomme grupper av arter med høye individtall. Disse vil manifestere seg som ekstra topper på kurven mer eller mindre langt ute til høyre på x-aksen. Dette forklares ved at de artene som er i stand til å trekke fordeler av den endrede situasjon, blir mer tallrike (opportunistene). (Se også GRAY & MIRZA 1979, GRAY & PEARSON 1982, GRAY 1982).

For at metoden skal være pålitelig, kreves det artstrike og store prøver (GRAY og MIRZA 1979). Ved små og artsfattige prøver kan det opptre tilfeldige avvik som ikke er signifikante. Det er derfor nødvendig å bruke et kritisk skjønn ved tolkningen av log-normale plott og eventuelt utelukke små prøver fra analysen. RYGG (1986 b) valgte 16 arter som minimum for at prøven skulle inngå i en log-normal analyse. Enkelte forfattere (SHAW et al. 1983; PLATT og LAMBSHEAD 1985) har forkastet log-normal metoden.

#### 6.1.5. Tilstandsindeks

Tilstandsindeksen (kalt egnethetsindeks i WIKANDER (1986)) er en parameter som utgjør en syntese mellom artsindeks og ES (n = 100). (Hurlbert's indeks.).

Klassifiseringen av tilstandsindeksen er empirisk. Tallverdien er beregnet som en veid middelveid mellom artsindeksen (AI) og artsmangfoldet ES (n = 100). (Dette er nærmere forklart hos RYGG (1986 d)).

Formelen for tilstandsindeksen ser slik ut:

$$TI = 0,073 AI + 0,009 ES(n=100) + 0,333$$

Verdiene for tilstandsindeksen TI kan klassifiseres som i tabell VI.

Tabell VI. Klassifikasjon av tilstandsindeksen TI i relasjon til organisk belastning.

---

<u>TI</u>	<u>Klassifikasjon</u>
<0,76	sterkt påvirket
0,76-0,87	betydelig påvirket
0,87-1,0	moderat påvirket
>1,0	normalt, eller lite påvirket

---



7. VEDLEGGSTABELLER

7.1. Liste over arter som er klassifisert m.h.p. forurensings-  
toleranse.

Vedleggstabell 1. Alfabetisk fortegnelse over utvalgte (klassifiserte) arter som er så vanlige at man kan si noe om deres toleranse overfor organisk forurensing. Den midterste tallkolonnen angir arters nedre toleransegrense (dvs. ved det laveste artsmangfold - ES-min) artene er påvist, ved undersøkelse av 193 bløtbunnstasjoner. Q angir antall stasjoner den enkelte art er funnet på blant de 193. Data i tabellen er brukt til å beregne tilstandsindeks og artsindeks. (Etter RYGG, 1986 d).

N: Nesledyr; P: Pølseorm; FB: Fåbørstemark; MB: Mangebørstemark; SN: Snegl; M: Musling; KR: Krepserdyr; SF: Sjøsterne; K: Kråkebolle; SP: Sjøpølse; S: Slangestjerne.

	Q	ES min	Gr.
ABRA ALBA (W. WOOD 1802)	27	2,8	M
ABRA NITIDA (MUELLER 1789)	73	8,5	M
AMPHARETE FINMARCHICA (M.-SARS 1864)	11	17,9	MB
AMPHICTEIS GUNNERI (M. SARS 1864)	16	6,1	MB
AMPHILEPIS NORVEGICA LJUNGMAN	21	12,5	MB
AMPHIURA CHIAJEI FORBES	52	8,5	S
AMPHIURA FILIFORMIS (O.F.MUELLER)	50	8,5	S
ANAITIDES GROENLANDICA (OERSTED 1842)	31	2,8	MB
ASYCHIS BICEPS (M. SARS 1861)	17	12,2	MB
BRADA VILLOSA (RATHKE 1983)	18	15,8	MB
BRISASTER FRAGILIS (DUEBEN & KOREN)	12	12,7	K
BRISSOPSIS LYRIFERA (FORBES)	23	12,3	K
CALOCARIS MACANDREAE BELL 1846	31	8,8	KR
CAPITELLA CAPITATA (FABRICIUS 2780)	37	2,0	MB
CERATOCEPHALE LOVENI MALMGREN 1867	42	8,7	MB
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN 1867	146	3,6	MB
CHEIROCRATUS SPP	10	6,1	MB
CIRRATULUS CIRRATUS (O.F.MUELLER 1776)	18	4,0	MB
CORBULA GIBBA (OLIVI 1792)	68	2,0	M
COSSURA LONGOCIRRATA WEBSTER & BENEDICT 18	52	3,6	MB

Vedleggstabell 1 forts.

CTENODISCUS CRISPATUS (BRUZ.)	26	8,5	SJ
DIPLOCIRRUS GLAUCUS (MALMGREN 1867)	72	8,2	MB
DRILONEREIS FILUM (CLAPAREDE 1868)	23	11,5	MB
EDWARDSIA SPP	23	8,4	N
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	58	11,5	KR
ETEONE FLAVA (FABRICIUS 1780)	10	4,0	MB
ETEONE LONGA (FABRICIUS 1780)	21	3,6	MB
EUCHONE SPP	33	4,7	MB
EUDORELLA EMARGINATA KROEYER	52	8,5	KR
EUMIDA SPP	11	12,7	MB
GATTYANA CIRROSA (PALLAS)	17	2,8	MB
GLYCERA ALBA (O.F.MUELLER 1776)	89	2,8	MB
GLYCERA ROUXII AUDOUIN & MILNE EDWARDS	29	14,7	MB
GONIADA MACULATA OERSTED 1843	82	3,6	MB
HARMOHOE SPP	36	10,3	MB
HARPINIA SPP	25	14,3	K
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)	161	2,8	MB
KELLIELLA MILIARIS (PHILIPPI 1844)	19	13,3	M
LABIDOPLAX BUSKI (MCINTOSH)	35	8,5	SP
LAONICE CIRRATA (M.SARS 1851)	29	8,5	MB
LEANIRA TETRAGONA (OERSTED 1844)	25	8,0	MB
LEUCON NASICA (KROEYER)	26	8,5	KR
LUMBRINERIS FRAGILIS (O.F. MUELLER 1766)	17	6,1	MB
LUMBRINERIS SCOPA FAUCHALD 1974	16	13,3	MB
MACOMA CALCAREA (GMELIN 1790)	17	5,0	N
MALDANE SARSI MALMGREN 1865	39	5,0	MB
MELINNA CRISTATA (M.SARS 1851)	42	9,7	MB
MYRIOCHELE OCULATA ZAKS 1922	102	4,7	MB
MYSELLA BIDENTATA (MONTAGU 1803)	45	2,8	M
NEPHTYS CILIATA (O.F.MUELLER 1776)	30	7,6	MB
NEPHTYS PARADOXA MALM 1874	38	8,0	MB
NEREIMYRA PUNCTATA (O.F.MUELLER 1788)	22	5,6	MB
NEREIS SPP	20	1,1	MB
NOTOMASTUS LATERICEUS SARS 1851	26	12,2	MB

Vedleggstabell 1 forts.

NUCULA SULCATA (BRONN 1831)	27	10,4	M
NUCULOMA TENUIS (MONTAGU 1808)	53	5,0	M
OPHELINA ACUMINATA OERSTED 1843	16	5,0	MB
OPHIODROMUS FLEXUOSUS (DELLE CHIAJE 1822)	81	3,0	MB
OPHIURA ALBIDA FORBES	23	10,2	S
PARAMPHINOME JEFFREYSII (MACINTOSH 1868)	59	8,4	MB
PARAONIS GRACILIS (TAUBER 1879)	50	8,4	MB
PARAONIS LYRA (SOUTHERN 1914)	33	12,9	MB
PARVICARDIUM MINIMUM (PHILIPPI 1836)	24	8,5	M
PECTINARIA AURICOMA (O.F.MUELLER 1776)	20	12,5	MB
PECTINARIA KORENI MALMGREN 1865	32	2,8	MB
PHERUSA SPP	10	12,9	MB
PHILINE SCABRA (O.F.MUELLER 1776)	32	8,0	SN
PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780)	104	2,8	MB
PHYLO NORVEGICA (M.SARS 1872)	34	11,6	MB
PISTA CRISTATA (O.F.MUELLER 1776)	19	8,8	MB
POLYCIRRUS PLUMOSUS (WOLLEBAEK 1912)	12	14,4	MB
POLYDORA SPP	84	2,0	MB
POLYPHYSIA CRASSA (OERSTED 1843)	56	4,7	MB
PRIAPULUS CAUDATUS LAMARCK 1816	12	4,7	P
PRINOSPIO CIRRIFERA WIREN 1883	93	8,4	MB
PRIONOSPIO MALMGRENI CLAPAREDE 1868	59	2,8	MB
RHODINE GRACILIOR TAUBER 1879	14	14,2	MB
RHODINE LOVENI MALMGREN 1865	31	10,2	MB
SABELLIDES OCTOCIRRATA (M.SARS 1835)	11	13,3	MB
SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL 1936)	20	10,2	MB
SCALIBREGMA INFLATUM RATHKE 1843	65	4,7	MB
SCOLOPLOS ARMIGER (O.F.MUELLER 1776)	37	5,3	MB
SOSANE GRACILIS (MALMGREN 1865)	44	4,7	MB
SOSANE SULCATA MALMGREN 1865	18	10,2	MB
SPHAERODORUM FLAVUM OERSTED 1843	14	4,7	MB
SPIOCHAETOPTERUS TYPICUS M.SARS 1856	18	5,0	MB
SPIOPHANES KROEYREI GRUBE 1860	79	8,0	MB
STREBLOSOMA BAIRDI (MALMGREN 1865)	15	12,5	MB
SYNELMIS KLATTI (GRIEDRICH 1950)	29	9,0	MB

Vedleggstabell 1 forts.

TEREBELLIDES STROEMI M.SARS 1835	63	8,5	MB
THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH 1894)	42	4,7	MB
THYASIRA EQUALIS (VERRILL & BUSH)	40	8,0	M
THYASIRA FLEXUOSA/SARSI	89	5,0	M
TRICHOBRANCHUS GLACIALIS MALMGREN 1865	11	13,7	MB
TROCOCHAETA MULTISETOSA (OERSTED 1843)	26	4,4	MB
TUBIFICOIDES SPP	24	1,1	FB
TYPOSYLLIS CORNUTA (RATHKE 1843)	22	8,8	MB
WESWOODILLA CAECULA (SP. BATE)	22	12,2	K
YOLDIELLA FRATERNA VERRILL & BUSH	10	14,0	M
YOLDIELLA LUCIDA (LOVEN 1846)	18	12,9	M

7.2. Fullstendig fortegnelse over det innsamlede biologiske materiale. Vedleggstabell 2.

LILLESAND 1983, 1985, 1986	Stasjon-Ar:	2-83	2-85	2-86	4-83	4-85	4-86	5-83	5-85	5-86	6-83	6-85	6-86	7-83
ANIMAZOA														
Anthozoa indet		-	-	-	-	1	1	-	2	-	-	-	-	-
Cerianthus lloydi Gosse		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Edwardsia sp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	15
Virgularia mirabilis (Mueller)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
PLATYHELMINTHES														
Turbellaria indet		1	1	1	-	-	-	-	2	1	2	-	-	-
NEMERTINEA														
Nemertinea indet		21	55	29	13	167	25	-	2	13	18	27	13	17
NEMATODA														
Nematoda indet		-	-	4	-	-	3	-	1	12	-	-	-	-
ANNELIDA														
Amaeana trilobata (M.Sars 1863)		-	1	1	-	10	7	-	-	-	-	-	-	-
Ampharete cf. lindstroemi Malmgren 1867		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Ampharete sp		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Ampharetidae indet		2	-	-	2	-	-	-	1	-	3	2	-	-
Amphicteis gunneri (M.Sars 1835)		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Anaitides groenlandica (Oersted 1842)		-	4	-	-	1	2	-	1	-	-	-	-	-
Anaitides sp		4	-	-	2	1	-	1	-	1	6	-	-	22
Aphrodita aculeata Linne 1758		-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aphrodita sp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Apistobranchus tullbergi (Theel 1879)		-	21	7	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Asychis biceps (M.Sars 1861)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Brada sp		-	50	88	-	17	2	-	-	3	-	8	2	-
Capitella capitata (Fabricius 1780)		-	-	-	-	3	1	105	92	-	-	-	-	3
Caulleriella sp		-	-	-	-	2	1	-	-	5	-	1	-	-
Ceratocephale loveni Malmgren 1867		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Chaetopterus variopedatus (Renier 1804)		-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Chaetozone setosa Malmgren 1867		4	91	9	12	174	172	2	-	32	19	70	5	30
Cirratulus cirratus (O.F.Mueller 1776)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Cossura longocirrata Webster & Benedict 1887		-	3	-	-	2	10	-	-	-	-	1	-	-
Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)		33	37	21	2	38	9	-	-	5	-	27	6	4
Dodecaceria concharum Oersted 1843		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Drilonereis filum (Claparede 1868)		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eteone sp		-	3	2	-	9	5	-	-	-	1	1	1	2
Euclymene praetermissa (Malmgren 1865)		-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Euclymene sp		-	-	1	-	9	4	-	-	1	-	3	-	-
Exogone sp		-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	4	-	-
Gattyana cirrosa (Pallas 1766)		-	3	-	-	10	-	-	5	-	-	-	-	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)		7	4	3	4	11	17	3	-	8	4	16	7	24
Glycera rouxii Audouin & Milne Edwards 1833		-	1	5	-	4	1	-	-	4	-	11	7	-
Glycera sp		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Glycinde nordmanni (Malmgren 1865)		-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Goniada maculata Oersted 1843		12	15	18	6	15	7	3	3	7	18	22	8	31
Gyptis rosea (Malm 1874)		-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	2	-	-
Harmothoe sp		-	-	4	-	-	18	-	5	7	-	3	1	-
Hesionidae indet		-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-
Heteronastus filiformis (Claparede 1864)		13	41	24	143	1181	16	1	23	156	43	74	153	-
Hyalinoecia tubicola (O.F.Mueller 1776)		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Lanassa venusta (Malm 1874)		-	1	-	-	56	3	-	-	7	-	11	17	-
Langerhansia cornuta (Rathke 1843)		-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Laonice cirrata (M.Sars 1851)		-	1	-	-	4	-	-	-	1	-	17	4	-
Lumbrineris cf. magnidentata		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-
Lumbrineris fragilis (O.F.Mueller 1766)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Lumbrineris scopa Fauchald 1974		-	-	5	-	2	1	-	-	-	-	-	8	-
Lumbrineris sp		3	1	-	2	2	-	-	-	-	2	10	2	-
Lysilla loveni Malmgren 1865		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Magelona minuta Eliason 1962		-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Magelona sp		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Maldane sarsi Malmgren 1865		-	-	-	13	3	64	-	49	56	58	-	44	-
Maldanidae indet		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-
Melinna cristata (M.Sars 1851)		-	-	1	22	73	43	-	-	1	18	4	1	-
Mugga wahrbergi Eliason 1955		-	13	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
Myriochele oculata Zaks 1922		-	-	1	-	4	3	-	-	-	-	2	-	18
Myriochele sp		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-



## Vedleggstabell 2 forts.

LILLESAND 1983, 1985, 1986	Stasjon-Ar:			2-83	2-85	2-86	4-83	4-85	4-86	5-83	5-85	5-86	6-83	6-85	6-86	7-83
<b>OPISTHOBANCA</b>																
Acteon tornatilis (Linne)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyllichna cylindracea (Pennant 1777)	11	26	28	2	3	6	1	-	-	-	-	2	1	1	-	-
Nudibranchia indet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Philine scabra (O.F.Mueller 1776)	1	2	-	-	-	1	1	-	2	-	2	2	2	2	2	2
<b>CAUDOFUVEATA</b>																
Caudofoveata indet	-	2	2	1	14	4	-	-	5	-	-	7	4	-	-	-
Chaetoderma nitidulum Loven 1845	-	1	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neomenia sp (?)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scutopus ventrolineatus Salvini-Plawen 1968	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	5	6	-	-	-
<b>BIVALVIA</b>																
Abra alba (W.Wood 1802)	-	1	-	1	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abra nitida (Mueller 1789)	27	27	31	138	78	147	2	-	32	69	98	39	-	-	-	-
Arctica islandica (Linne 1767)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Corbula gibba (Olivi 1792)	1	7	11	3	4	2	-	1	1	-	1	1	1	1	9	-
Cuspidaria cuspidata (Olivi)	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hiatella sp	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Lucinoma borealis (Linne 1767)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Modiolus modiolus (L.)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Montacuta cf. tenella Loven	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-
Montacuta ferruginosa (Montagu 1803)	-	11	12	-	2	-	-	-	3	1	3	4	-	-	-	-
Montacutidae indet	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mya sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Myrtea spinifera (Montagu)	-	-	2	1	3	6	-	-	-	4	3	3	-	-	-	-
Mysella bidentata (Montagu 1803)	303	413	219	14	13	89	-	-	-	10	1	1	8	-	-	-
Mysia undata (Pennant)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Nucula nitidosa (Winckworth)	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21
Nucula nucleus (Linnaeus)	-	-	-	5	1	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-
Nucula sulcata (Bronn 1831)	-	-	-	10	6	4	-	1	8	14	42	13	-	-	-	-
Nuculana minuta (Mueller 1776)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nuculoma tenuis (Montagu)	10	8	4	98	128	37	2	-	16	53	27	22	-	-	-	-
Parvicardium minimum (Philippi 1836)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spisula subtruncata (Da Costa)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Thracia convexa (Wood)	2	1	2	1	1	-	-	-	-	2	1	1	2	-	-	-
Thracia sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Thyasira croulinensis (Jeffreys)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-
Thyasira equalis (Verrill & Bush)	-	6	3	75	165	143	-	-	5	5	90	16	-	-	-	-
Thyasira ferruginea (Forbes)	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Thyasira obsoleta (Verrill & Bush)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-
Thyasira sarsi (Philippi 1845)	5	1	-	37	49	83	42	6	22	47	2	19	29	-	-	-
Thyasira sp	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Venus striatula (Da Costa)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Yoldiella tomlini Winckworth 1932	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-
<b>SCAPHOPODA</b>																
Dentalium occidentale (Stimpson)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-
<b>OSTRACODA</b>																
Asterope mariae (Baird)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CUMACEA</b>																
Diastylis cornuta Boeck	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Diastylis rathkei Kroeyer	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Eudorella emarginata Kroeyer	1	1	-	-	2	-	-	-	1	-	3	2	-	-	-	-
Eudorella truncatula Sp.Bate	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leucon nasica (Kroeyer)	4	6	-	16	2	4	-	2	4	12	12	20	-	-	-	-
<b>ISOPODA</b>																
Limnoria lignorum Rathke	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>AMPHIPODA</b>																
Acidostoma sarsi (Lincoln)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Ampelisca diadema (Costa)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ampelisca tenuicornis Lilljeborg	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arrhis phyllonx (M.Sars)	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	1	7	1	-	-	-
Cheirocratus sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Eriopisa elongata Bruzelius	-	-	-	3	8	-	-	-	1	6	11	6	-	-	-	-
Gammaropsis sophiae (Boeck 1861)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leucothoe lilljeborgi Boeck	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synchelidium cf. haplocheles (Grube)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Westwoodilla caecula (Sp.Bate)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2	-	-	-
<b>DECAPODA</b>																
Calocaris macandreae Bell 1846	-	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-
Macropipus depurator (Linne 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Pagurus bernhardus (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-



## Vedleggstabell 2 forts.

LILLESAND 1983, 1985, 1986	Stasjon-Ar:	2-83	2-85	2-86	4-83	4-85	4-86	5-83	5-85	5-86	6-83	6-85	6-86	7-83
SIPUNCULIDA														
Golfingia sp		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phascollion strombi (Montagu 1804)		-	-	1	-	2	2	-	-	-	5	1	-	-
Sipunculida indet		-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-
ECHIURIDA														
Echiurus echiurus (Pallas)		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
PRIAPULIDA														
Priapulus caudatus Lamarck 1816		1	1	-	2	13	2	6	13	3	1	1	1	-
PHORONIDA														
Phoronida indet		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
OPHIUROIDEA														
Amphiura chiajei Forbes		83	78	106	19	28	31	-	26	2	46	10	18	39
Amphiura filiformis (O.F.Mueller)		133	186	134	78	55	59	-	4	-	7	-	3	96
Amphiura sp		-	-	59	-	-	11	-	-	1	-	-	2	-
Ophiura affinis Luetken		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiura albida Forbes		-	10	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiura cf. albida Forbes		-	-	6	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-
Ophiura sp		1	16	1	7	6	-	1	-	-	6	1	-	2
ECHINOIDEA														
Brisaster fragilis (Dueben & Koren)		-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Brissopsis lyrifera (Forbes)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Echinocardium cordatum (Pennant)		-	2	5	1	2	2	-	-	-	-	8	-	19
Regularia indet		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
HOLOTHUROIDEA														
Cucumaria elongata Dueben & Koren		-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Labidoplax buski (McIntosh)		11	112	90	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptosynapta sp		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Thyone raphanus Dueben & Koren		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ASCIDIACEA														
Ascidiacea indet		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-