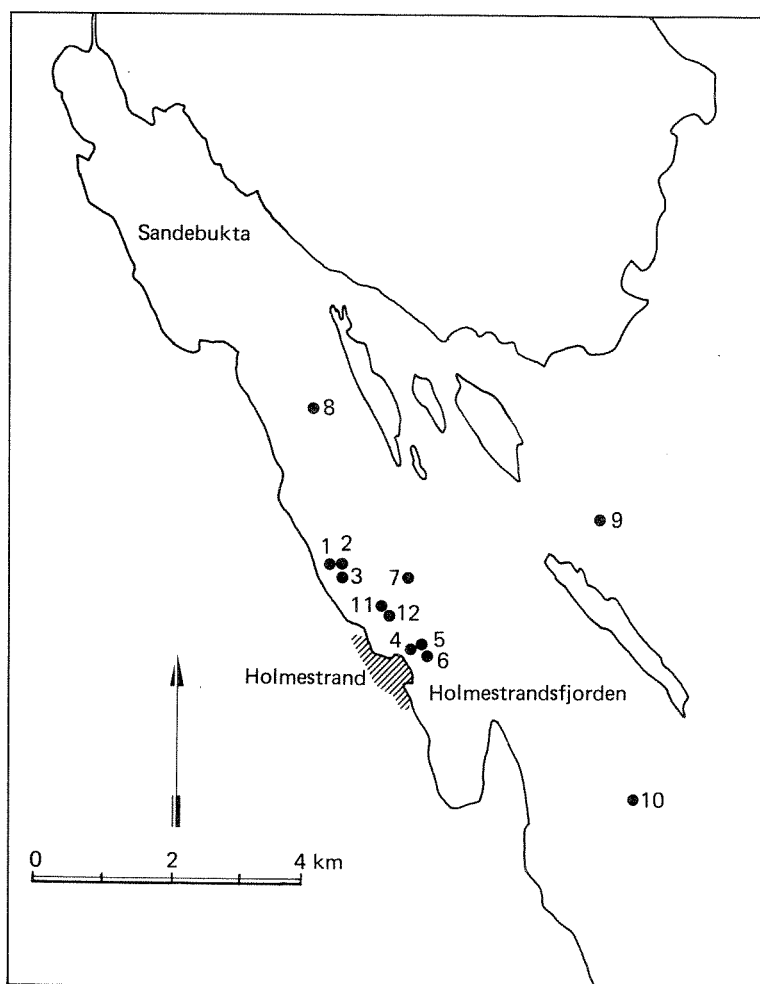


OR-1874

O~85127

Biologiske undersøkelser omkring utslipp til HOLMESTRANDFJORDEN

Bløtbunnfauna 1985



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

Prosjektnr.: 0-85127
Undernummer:
Løpenummer: 1874
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: BIOLOGISKE UNDERSØKELSER OMKRING UTSLIPP TIL HOLMESTRANDFJORDEN. Bløtbunnfauna 1985	Dato: 10. juli 1986
Forfatter (e): Brage Rygg	Prosjektnummer: 0-85127
	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Vestfold
	Antall sider (inkl. bilag): 32

Oppdragsgiver: Holmestrand kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---------------------------------------	----------------------------------

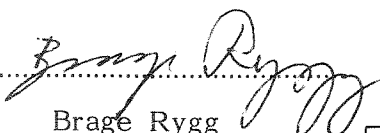
Ekstrakt:

Undersøkelsens formål er å følge utviklingen i fjorden og vurdere ytterligere rens tiltak ved to kommunale utslipp. På stasjonen mellom Sandebukta og Holmestrandsfjorden var det ingen påvisbare forurensningsvirkninger. På stasjonen rett utenfor Holmestrand var faunaen noe påvirket. Ved det nye utslippet ved byen var det ingen påvirkning. Prøvene ble tatt før utslippene kom igang. Stasjonene 100 m nord og sør for utslippet ved Solbergskogen var påvirket, tydeligst sør for utslippet.

4 emneord, norske:
1. Holmestrandsfjorden
2. Overvåking
3. Bløtbunnfauna
4. Kloakkforurensning

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

Prosjektleder:


Brage Rygg

For administrasjonen:


for Tor Bokn
Avdelingssjef

ISBN 82-577-1087-3

0-85127

BIOLOGISKE UNDERSØKELSER OMKRING UTSLIPP TIL HOLMESTRANDFJORDEN.
BLØTBUNNFAUNA 1985

Oslo, 10. juli 1986

Prosjektleder: Brage Rygg

FORORD

I 1984 rettet Østlandskonsult a.s på vegne av Holmestrand kommune en forespørsel til NIVA om å foreta overvåking av Holmestrandfjorden som resipient for avløpsvann. Gjennomføring av en slik undersøkelse inngikk i vilkårene for utslippstillatelsen fra Fylkesmannen i Vestfold til Holmestrand kommune.

Innsamlingen av prøver av bløtunnfauna og sedimenter ble utført 24. april 1985 med Universitetets forskningsfartøy "Trygve Braarud".

Artsbestemmelsene er utført av Pirkko Rygg (børstemark) og Øystein Stokland (øvrige dyregrupper).

Det er også utført undersøkelser av organismesamfunn i fjæresonen. Resultatene vil bli beskrevet i en egen rapport.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	5
1. Bakgrunn og formål	5
2. Bløtbunnfauna som metode i forurensningsundersøkelser	5
3. Innsamling og bearbeidelse	6
4. Stasjonsvalg	7
RESULTATER OG DISKUSJON	9
1. Sedimentbeskrivelser	9
2. Kopper og organisk materiale i sedimentet	9
3. Faunaens artssammensetning	9
4. Likhet i faunaen fra stasjon til stasjon	11
5. Artsmangfold	13
6. Avvik fra log-normal fordeling	17
7. Samlet vurdering og konklusjon	21
LITTERATUR	23
VEDLEGG 1 - DATABEHANDLINGSMETODER	26
VEDLEGG 2 - ARTSLISTE	29

SAMMENDRAG

Undersøkelsens formål er å følge utviklingen i resipienten og få bedre grunnlag for å vurdere om og når det er behov for ytterligere rens tiltak ved de to kommunale kloakkutslippene.

Bløtbunnfaunaundersøkelser er særlig godt egnet for å få fastslått hvordan miljøforholdene er på sedimentbunn i de dypere vannlag. Faunaens tilstand gjenspeiler eventuell oksygenmangel i dypvannet, organisk belastning og eventuelt giftig sediment.

På stasjonen mellom Sandebukta og Holmestrand var det ingen påvisbare forurensningsvirkninger. Alle observerte faunaparametre var normale. På stasjonen rett utenfor Holmestrand, hvor dypet var det samme som på stasjonen mellom Sandebukta og Holmestrand, var faunaen noe påvirket. Dette kan tyde på at forurensningen av Sandebukta neppe påvirker Holmestrandfjordens dypparti. Hvis så var tilfelle skulle en ha ventet dårligere forhold på den mellomliggende stasjonen.

På to stasjoner henholdsvis nord og sør for Langøya var faunaen noe påvirket.

For stasjonen midt i Holmestrandfjorden er det rimelig å anta at påvirkningen skyldes forurensninger fra Holmestrand. Påvirkningene på de dype stasjonene nord og sør for Langøya kan representere en situasjon i ytre Oslofjord som helhet.

På stasjonene nær utslippene var det varierende grad av påvirkning. Ved det nye utslippet ved Holmestrand by ble det ikke påvist forurensningspåvirkninger. Prøvene ble tatt før utslippet kom i gang. Stasjonene 100 m nord og sør for utslippet ved Solbergskogen var påvirket. Den tydeligste påvirkningen ble observert på stasjonen sør for utslippet.

På stasjonene ved opplagsbåtene var de observerte faunaparametre innenfor det normale. Kopperkonsentrasjonene i sedimentet lå lavere enn det som kan forventes å påvirke faunaen.

Sist i avsnitt 7, "Samlet vurdering og konklusjon", er det gitt en oppsummering av graden av forurensningspåvirkning på de 12 undersøkte stasjonene (Tabell 4). Stasjonenes plassering er vist på kartet i Fig. 1.

INNLEDNING

Bløtbunnfaunaundersøkelser er særlig godt egnet for å få fastslått hvordan miljøforholdene er på sedimentbunn i de dypere vannlag. Faunaens tilstand gjenspeiler eventuell oksygenmangel i dypvannet, organisk belastning og eventuelt giftig sediment.

1. Bakgrunn og formål

Holmestrandfjorden er en åpen fjord uten terskler. Mot nordvest går den over i Sandebukta. Mot sørøst går den over i Breiangen, som er et åpent område av ytre Oslofjord.

Det er to hovedutslipp av kloakk til Holmestrandfjorden. En ny utslippsledning for kommunal kloakk ble tatt i bruk sommeren 1985. Den munner ut på ca. 40 m vanddyp omtrent 160 m fra land ut for Holmestrand sentrum. Ledningen skal etter hvert sanere gamle utslipp i sentrumsområdet i Holmestrand tilsvarende omkring 6500 p.e. Disse utslippene munner eller munnet tidligere ut i kort avstand fra land på 0-1 m vanddyp. Den nye ledningen er planlagt å ta avløpet fra et framtidig hovedrenseanlegg for Holmestrand. Avløpsvannet renses nå i en slamavskiller. Omkring 1990 skal hovedrenseanlegget stå ferdig. Det skal bygges for å fjerne flytende og sedimenterbare stoffer. Framtidig rensing ut over dette kan bli mekanisk/kjemisk. Dette vil bli avgjort på bakgrunn av resultatene fra resipientundersøkelsene.

Ved Solbergskogen går det kloakkavløp i en ledning som munner ut på ca. 30 m dyp. Denne ledningen er 11-12 år gammel. Rensing skjedde de første år i en flotasjonskum. Fra 1975 har et skivefilteranlegg vært i drift. Avløp fra omkring 3000 personer ledes dit. Det forventes en økning i tilrenningen til dette utslippet til omkring 5000 p.e. i årene framover.

Undersøkelsens formål er å følge utviklingen i resipienten og få bedre grunnlag for å vurdere om og når det er behov for ytterligere rensetiltak ved de to kommunale kloakkutslippene.

2. Bløtbunnfaunastudier som metode i forurensningsundersøkelser

Bløtbunnfauna kalles de dyresamfunn som lever på og i myke bunnsedimenter (sand, leire, mudder). Individantallet er ofte mellom 1000 og 2000 og artsantallet mellom 60 og 90 pr. kvadratmeter i fjorder og kystfarvann. Bunnfaunaen har stor betydning for omsetningen av sedimenterende organisk materiale som er produsert av alger i overliggende vannmasser eller tilført sjøen fra land. Dyra tar til seg

det organiske materialet og omdanner det til ny biomasse.

Denne faunaen kan indikere hvordan miljøforholdene er på bunnen. Hvilke arter som fins, artenes innbyrdes mengde, og individtettheten, bestemmes i stor grad av faktorer som: næringstilgang, sedimentes beskaffenhet, type av sedimenterende organisk materiale, oksygeninnholdet over og under sedimentoverflaten, miljøgifter, nedslamming og andre forstyrrelser.

Normale, balanserte samfunn opptrer når stabile, naturgitte betingelser rå, og fysiske og kjemiske faktorer (f.eks. oksygenkonsentrasjon, saltholdighet, grumsing, tungmetallkonsentrasjoner) ikke er ekstreme. Strukturen i faunasamfunnet er da i stor grad biologisk styrt, fordi populasjonene (bestandene) av de forskjellige artene har tilpasset seg hverandre. Forurensningspåvirkninger og andre forstyrrelser 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 forurensningstype og -grad.

Bløtbunnfaunastudier har i den senere tid inngått i en rekke resipientundersøkelser, og har vist seg å gi gode beskrivelser av forurensningenes virkninger og influensområde (Gray og Mirza 1979; Pearson og Rosenberg 1978; Pearson et al. 1983; Rygg 1984a, b; Rygg og Skei 1984).

3. Innsamling og bearbeidelse

På hver stasjon blir det tatt flere parallelle prøver med grabb. Det vanlige er fire eller fem. Grabben er et kvantitativt redskap som muliggjør en relativt nøyaktig bestemmelse av individtettheten av de fleste bunndyrarter. Det totale bunnareal som grabbprøvene dekker er imidlertid forholdsvis lite, selv om flere parallellprøver tas. Arter med lav individtetthet vil derfor ofte ikke komme med i prøvene. Lette og bevegelige dyr vil dessuten kunne bli blåst til side eller flykte før grabben griper bunnen. Grabb er derfor best egnet til innsamling av dyr med høy individtetthet (flere enn ca 5 pr. kvadratmeter) og fysisk tilknytning til sedimentet. Materialet vil likevel være tilstrekkelig omfattende til å gi en brukbar indikasjon på miljøforholdene.

Gabbprøvene blir vasket gjennom siler med 1 mm hullstørrelse (Hovgaard 1973) for å fjerne finfraksjonene av sedimentet (leire, silt, sand og organisk detritus). Det resterende materialet blir

konservert og senere gjennomgått på laboratoriet, hvor organismene blir sortert fra det øvrige materialet, artsbestemt og tallet. Før den statistiske bearbeidelsen er det vanlig å slå resultatene fra alle parallellprøvene sammen. De statistiske metodene er beskrevet i Vedlegg 1.

4. Stasjonsvalg

Slike utslipp kan i hovedsak medføre to slags virkninger i resipienten. Den ene er direkte virkninger av stoffer fra utslippene som havner på bunnen i nærområdet. Utbredelsen av slike virkninger er vanligvis ganske begrenset. Den andre typen virkninger er de som skyldes oppløste stoffer, bl.a. næringssalter, som kan spres over større områder. Virkningene av disse vil ikke være spesielt mer framtrædende i nærområdet enn ellers i fjorden.

Kartlegging av den første typen effekter kan gjøres ved et tett stasjonsnett i et lite område (nærområdet), mens den andre typen kan kartlegges ved et fåtall stasjoner som er representative for hovedfjorden.

Ved hvert av de to utslippene ble det lagt tre stasjoner langs en periferi i 100 m avstand fra utslippspunktet (stasjon 1-3 og 4-6). En stasjon ble lagt omtrent 1 km ute i fjorden nordøst for Holmestrand by og skulle representere hovedfjorden (stasjon 7). En stasjon ble lagt mellom Holmestrand og Sandebukta (stasjon 8), en sør for Langøya, og en nord for Langøya. Til sammen skulle de fire sistnevnte stasjonene fange opp en eventuell gradient fra Sandebukta og Drammensfjorden og utover mot det åpne området av ytre Oslofjord. Dette var nødvendig for å bedømme hvilken betydning forurenset vann fra Sandebukta og Drammensfjorden har for situasjonen i Holmestrandfjorden, og dermed om tiltak i Holmestrand alene vil kunne bidra betydelig til å forbedre forurenings-situasjonen i Holmestrandfjorden. I tillegg til de 10 nevnte stasjonene ble det tatt prøver fra to stasjoner ved opplagsplassen for tankbåter. Det skjer en vesentlig utlekking av kopper (Cu) fra båtenes bunnstoff, og mye av dette kopperet kunne tenkes å ha havnet i bunnsedimentene. Undersøkelser i flere tungmetallforurensete fjorder i Norge har vist at en rekke bløtbunnfaunaarter forsvinner når kopperkonsentrasjonene blir høye (Rygg 1985). Stasjonenes plassering er vist i Fig. 1. Prøveinnsamlingen ble foretatt 24.4.1985. Det ble tatt to parallelle prøver med en 0,1 m² grabb på hver stasjon. På seks av stasjonene ble det i tillegg tatt sedimentprøver med en corer for kjemisk analyse av de øverste 2 cm.

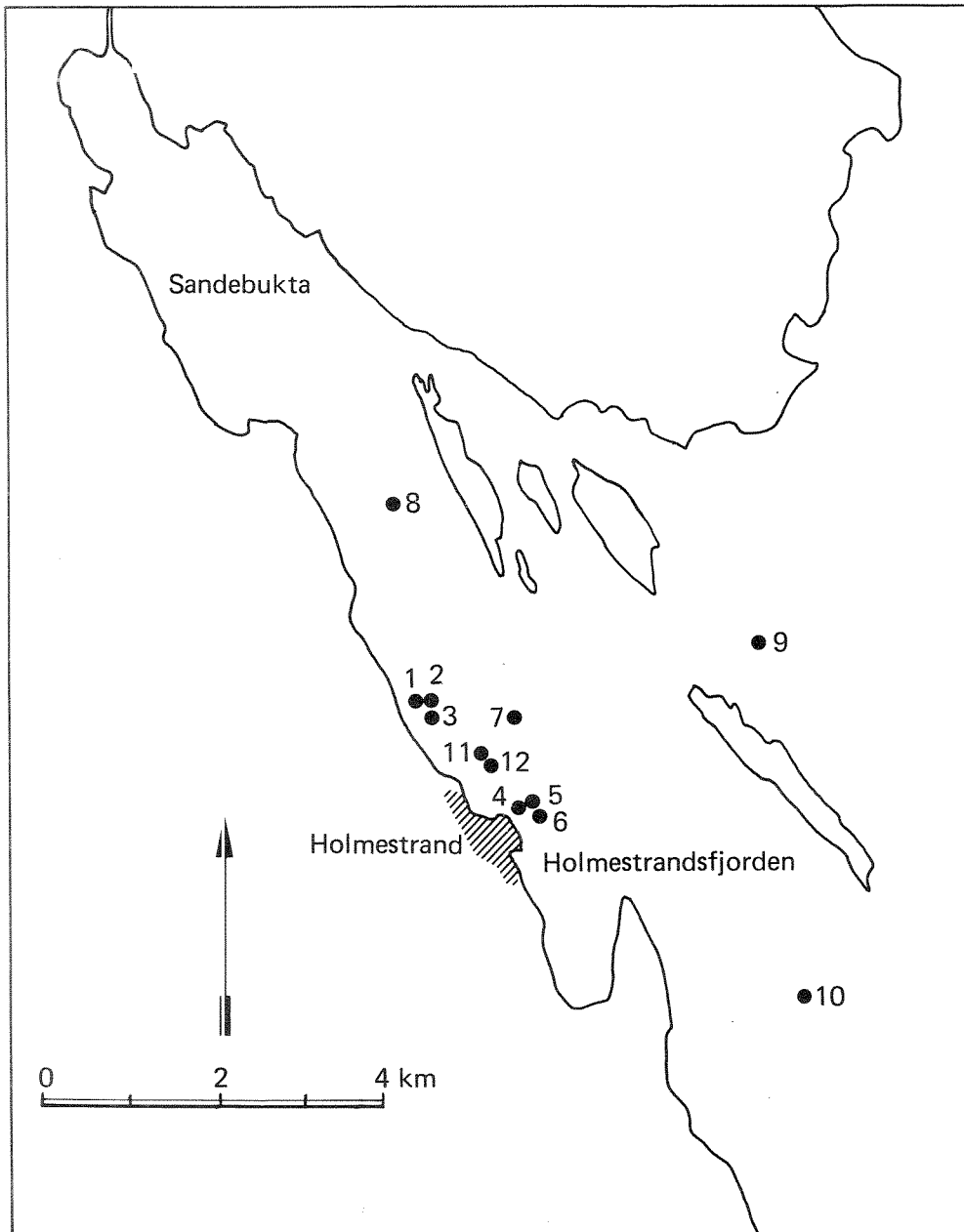


Fig. 1. Stasjoner for bløtbunnfaunaundersøkelser

RESULTATER OG DISKUSJON

I dette kapitlet gis først en beskrivelse av sedimenttype og sedimentets innhold av metaller og organisk materiale i de øverste 2 cm. Deretter beskrives faunaen ved forskjellige statistiske metoder. Metodene omtales kort. Mer detaljerte beskrivelser av metodene er gitt i Vedlegg 1. Komplette artsliste og antall individer av hver art på de enkelte stasjonene finnes i Vedlegg 2. Ved slutten av kapitlet gis en samlet vurdering av forurensningsvirkningene på faunaen, og mulige årsakssammenhenger diskuteres.

1. Sedimentbeskrivelse

Sedimentet i området besto av grå leire med et løsere, gulere lag øverst. Det var lite variasjon i sedimenttypen blant stasjonene. På bunnen under opplagsbåtene (stasjon 11 og 12) fantes mye blåskjell som hadde vokst på skrogene og senere ramlet ned eller blitt skrapet av.

2. Kopper og organisk materiale i sedimentet

Kopper og organisk materiale ble analysert i overflatesedimenter fra stasjon 2, 5, 7, 10, 11 og 12. Resultatene er vist i Tabell 2.

Verdiene lå stort sett innenfor det normale for fjordsedimenter, og det var ingen betydelige forskjeller mellom stasjonene.

Kopperkonsentrasjonene var høyest på stasjon 11 og 12 ved opplagsbåtene, men ubetydelig høyere enn hva som kan betraktes som normalt (20-40 ppm).

3. Faunaens artssammensetning

Tabell 1 viser forekomsten av de arter som var mest tallrike i området. De komplette faunadata finnes i Vedlegg 2.

Hvilke arter som finnes på en lokalitet er i stor grad avhengig av miljøforholdene. Faunaens artssammensetning kan derfor gi en god indikasjon på forurensningsgraden. Rygg (1986a) klassifiserte grader av ømfintlighet eller toleranse hos 100 vanlige bløtbunnfaunaarter. Klassifiseringen var basert på artenes forekomst blant 193 stasjoner med varierende forurensningspåvirkning. Det er utarbeidet en indeks som uttrykker innslaget av ømfintlige arter i faunasamfunnet.

Den er gitt benevnelsen artsindeks (Rygg 1986c).

Tabell 1. Forekomst av de vanligste artene (arter som det fantes minst 10 individer av på minst en av stasjonene).

TAXON	STASJON											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Båndmark (Nemertinea)												
NEMERTINEA INDET	7	1	3	9	33	10	28	8	7	11	8	17
Mangebørstemark (Polychaeta)												
CAULLERIELLA KILLARIENSIS (S	0	0	0	1	4	2	15	1	6	7	13	4
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN	47	4	21	4	82	10	87	23	23	45	16	15
CHONE SP	4	0	0	0	19	0	0	1	0	3	2	1
GONIADA MACULATA OERSTED	9	13	11	9	10	10	3	7	1	2	18	16
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLA	5	0	5	1	167	10	148	39	150	258	13	8
MALDANE SARSI MALMGREN 1865	0	0	0	0	6	0	4	3	3	0	3	12
NOTOMASTUS LATERICUS SARS	0	0	0	1	11	1	0	0	1	0	0	1
PARAMPHINOME JEFFREYSII (MCI	0	0	0	0	4	0	0	0	4	6	0	12
POLYPHYSIA CRASSA (OERSTED	3	52	1	2	3	1	6	0	0	2	11	45
PRIONOSPPIO CIRRIFERA WIREN	29	18	11	26	5	37	6	7	5	2	1	0
PRIONOSPPIO MALMGRENI CLAPAR	6	23	9	11	8	21	1	1	1	5	7	38
PROCLEA GRAFFII (LANGERHANS	0	0	0	0	28	0	12	4	0	48	5	0
RHODINE GRACILIOR TAUBER	12	1	12	0	0	0	0	0	0	1	2	0
SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL	0	1	1	10	122	22	6	3	0	3	4	10
SCOLOPLOS ARMIGER (O.F.MUELL	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
SOSANE GRACILIS (MALMGREN	27	0	4	0	12	5	1	0	0	0	1	0
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE	2	0	0	0	13	0	2	14	11	11	4	2
TEREBELLIDES STROEMI M.SARS	9	3	2	31	4	36	3	2	0	4	1	3
THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH	0	0	0	0	12	22	25	3	2	1	12	1
Krepsdyr (Crustacea)												
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	0	0	0	0	1	2	8	7	4	36	3	0
LEUCON NASICA (KROEYER)	0	0	0	0	3	0	10	1	2	3	0	0
Muslinger (Bivalvia)												
CORBULA GIBBA (OLIVI 1792)	2	4	9	4	0	11	0	0	0	0	0	1
MYSELLA BIDENTATA (MONTAGU	29	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NUCULOMA TENUIS (MONTAGU)	0	0	5	0	0	1	13	9	1	1	2	0
THYASIRA EQUALIS (VERRILL &	1	6	0	9	36	9	8	21	6	5	18	15
THYASIRA FERRUGINEA (FORBES)	1	0	2	15	7	0	0	0	1	0	0	3
THYASIRA SARSI (PHILIPPI 18	15	0	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0
Pigghuder (Echinodermata)												
AMPHIURA CHIAJEI FORBES	0	10	1	0	0	1	0	0	0	0	14	3
AMPHIURA FILIFORMIS (O.F.MUE	13	58	392	3	0	11	0	0	0	0	3	1

Faunasamfunnets artsindeks kan betraktes som omvendt proporsjonal med forutgående forurensningspåvirkning. Indeksen er definert ved gjennomsnittet av ømfintlighetsgraden hos de artene i prøven som tilhører de klassifiserte. Den enkelte arts ømfintlighet er definert som den laveste artsmangfoldverdi blant de stasjonene hvor arten er funnet. Lav indeksverdi vil tyde på overvekt av tolerante arter, høy indeksverdi på overvekt av ømfintlige arter.

Erfaringene fra bruk av denne indeksten er foreløpig noe begrenset. Resultater som hittil foreligger viser indeksverdier stort sett mellom 4,0 og 8,5. Det er anslått et skille mellom påvirkete og normale stasjoner ved indeksverdi 6,85.

For stasjonene i Holmestrandfjorden lå de fleste verdiene over 6,85. Stasjon 1 og 3 nord og sør for utslippet ved Solbergskogen viste lave verdier. Stasjon 4 og 6 nord og sør for det nye utslippet samt stasjon 7 midt i Holmestrandfjorden viste verdier omkring skilleverdien på 6,85 (Tabell 2).

4. Likhet i faunaen fra stasjon til stasjon

Det er beregnet innbyrdes likhet for alle par av stasjoner. To forskjellige likhetsindekser er brukt. Begge gir verdien 100 ved total likhet, 0 ved total ulikhet. Den ene likhetsindeksen tar hensyn til individtettheten av artene (indeksen PS). Den andre likhetsindeksen tar bare hensyn til artssammensetningen, og ikke de enkelte arters individtetthet (indeksen Cz).

På grunnlag av likhetsverdiene for alle par av stasjoner er det foretatt gruppering ved hjelp av clusteranalyse. Resultatet fra clusteranalysen er framstilt som dendrogrammer på Fig. 2. Dendrogrammet skiller stasjoner som er forskjellige, og grupperer dermed også stasjoner som er innbyrdes like. Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Skalaen viser en ulikhetsindeks, basert på likhetsverdiene.

Begge indeksene indikerte to hovedgrupper. Gruppene var: Stasjon (1, 2, 3, 4, 6, 12) og (5, 7, 8, 9, 10). Stasjon 11 var i en mellomstilling. Indeksen PS indikerte at stasjon 11 var mest lik stasjon 7, indeksen Cz at den var mest lik stasjon 12. Grupperingen så ut til å ha sammenheng med dybdegradienten blant stasjonene. De seks stasjonene i førstnevnte gruppe lå alle på grunnere dyp enn noen av stasjonene i den andre gruppen. Stasjon 11 lå på et intermediært dyp (Tabell 2).

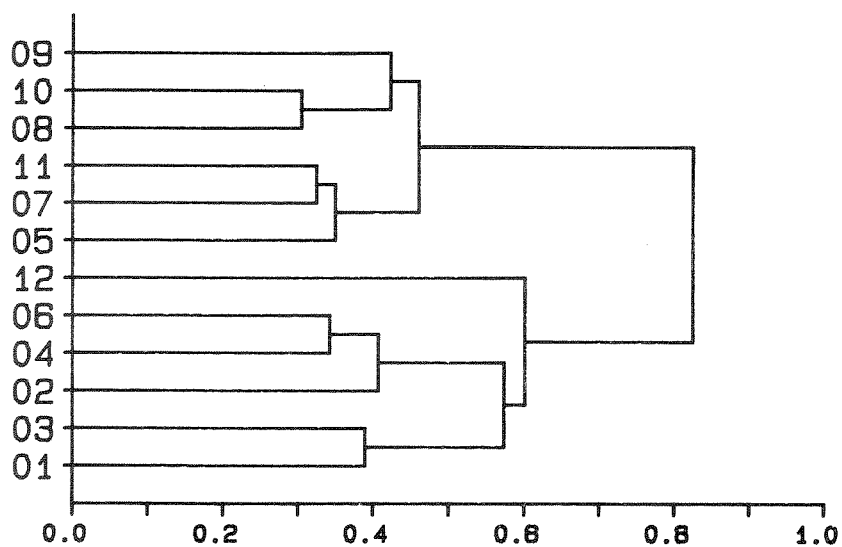
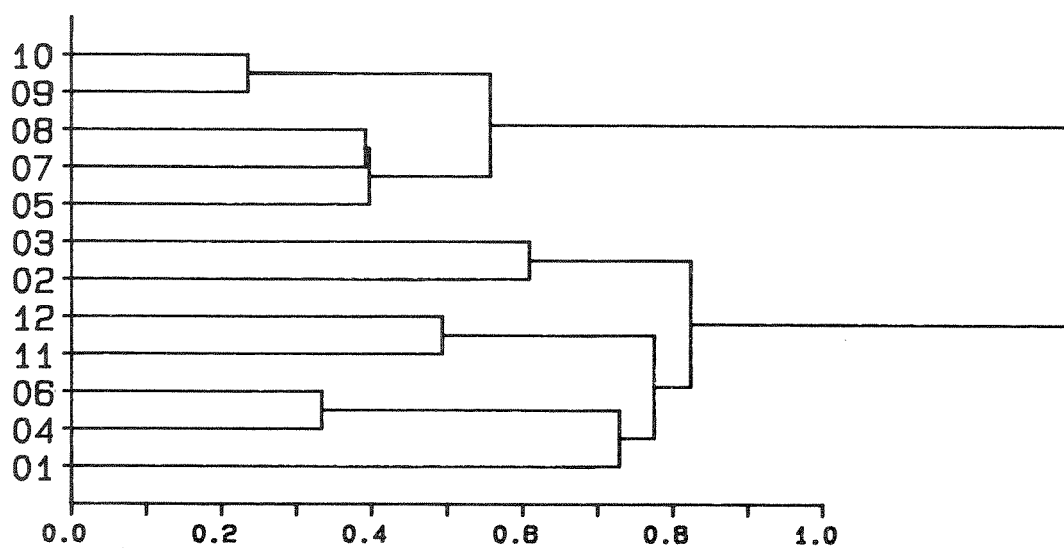


Fig. 2. Dendrogrammer som beskriver grupperinger av stasjoner basert på likhet i faunaen mellom stasjoner. Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Skalaen angir en ulikhetsindeks. Øverste dendrogram er basert på indeksen Cz, nederste dendrogram på indeksen PS.

5. Artsmangfold

Høyt artsomangfold (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 artsomangfoldet blir lavere.

Artsomangfoldet 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. 3). Individantallet i prøvene øker i takt med prøvestørrelsen, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Høyt artsantall i forhold til individantall betyr høyt artsomangfold. Dette gir brattere kurve enn lavt artsomangfold. Vi bruker en logaritmisk x-akse for å få en god fremstilling av kurven.

Klassifisering av artsomangfoldet etter et system foreslått av Rygg (1984b) for å gradere forurensningspåvirkning er vist i Fig. 4. I dette klassifiseringssystemet er artsomangfoldspekteret inndelt i fem klasser for å lette den visuelle tolkningen av resultatene: høyt, normalt, moderat, lavt og svært lavt artsomangfold. Grenselinjene mellom klassene er gitt en fasong som ligger nær opp til forløpet av de fleste observerte kurvene i den delen av spekteret, og er rent empirisk basert.

En annen vanlig brukt indeks for å uttrykke artsomangfoldet er Shannon-Wiener diversitetsindeks (H).

I Tabell 2 er artsomangfoldet i de aktuelle prøvene, uttrykket både ved forventet artsantall pr. 100 individer, og ved indeksen H, vist. Tabellen viser også totalt individantall og artsantall i prøvene, samt verdier for jevnhets- og artsindeks, konsentrasjon av koppar og organisk materiale, og dyp på stasjonen.

Tabell 3 viser korrelasjoner mellom ulike parametre.

Artsomangfoldindeksen ES100 og H og jevnhetsindeksen E er sterkt korrelert. Det er verdt å merke seg at artsindeksen (AI) ikke var korrelert med artsomangfold eller jevnhet. AI så ut til å være korrelert med dyp. Artsomangfold og jevnhet var ikke korrelert med dyp.

På de fleste av stasjonene var artsomangfoldet normalt. Lavest artsomangfold hadde stasjon 3.

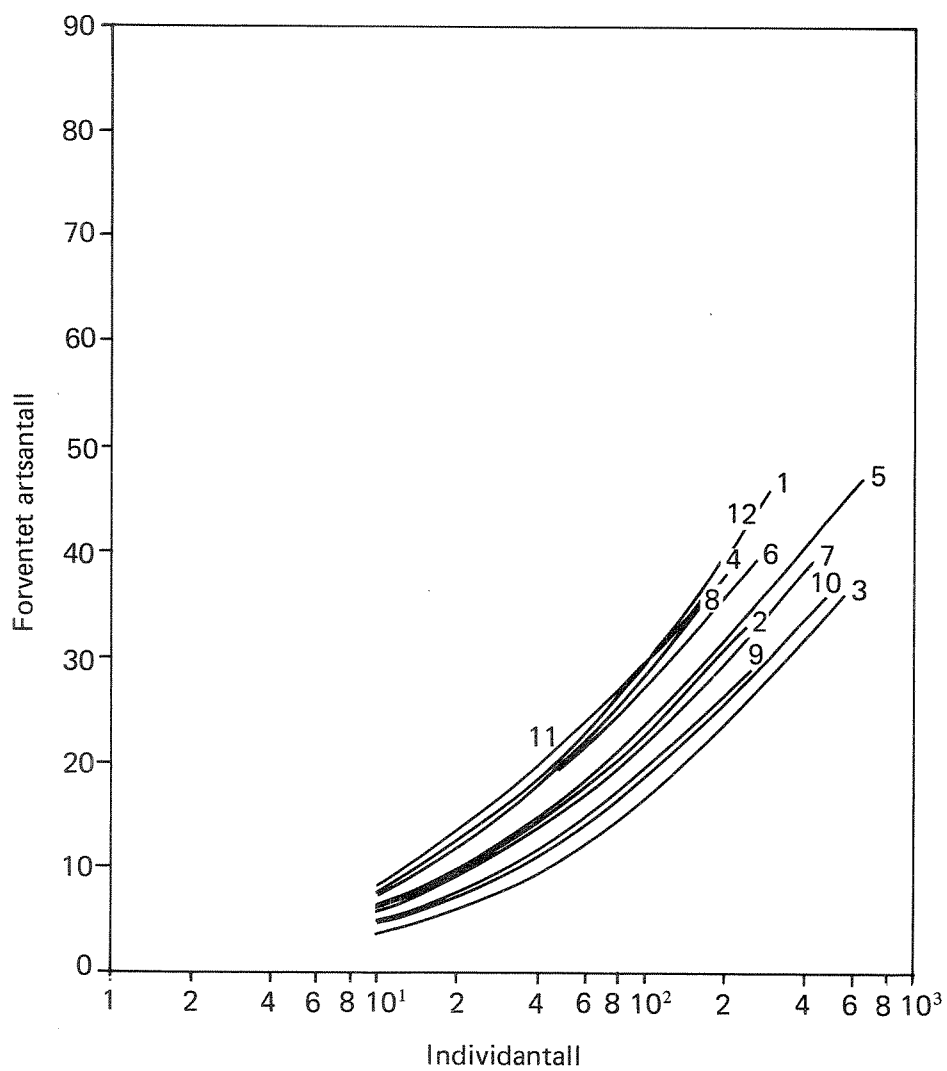


Fig. 3. Kurver for artsantall som funksjon av individantall.

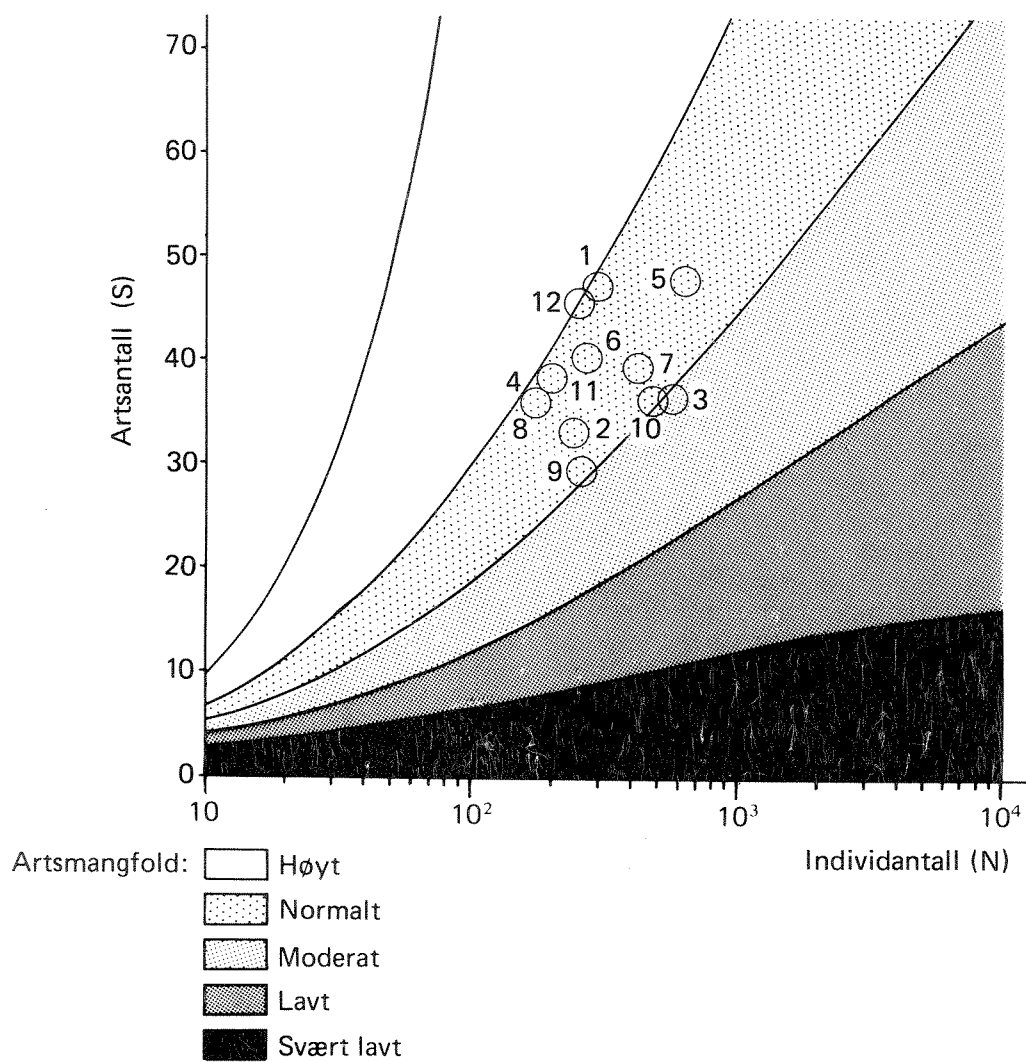


Fig. 4. Plott av artsantall mot individantall i et generelt klassifiseringssystem for artsmangfold i bløtbunnfaunasamfunn (Rygg 1984b).

Tabell 2. Statistiske parametre for faunasamfunnet på de enkelte stasjonene. N=totalt individantall i prøvene; S=artsantall; ES100=forventet antall arter pr. 100 individer; H=Shannon-Wiener diversitetsindeks; E=Heip jevnhetsindeks; AI=artsindeks (Rygg 1986a,c); Cu=kopper (ppm); OM=organisk materiale (%); D=dyp (m)

ST	N	S	ES100	H	E	AI	CU	OM	D
1	289	46	29.0	4.45	0.46	5.94	-	-	19
2	234	33	22.7	3.67	0.36	7.34	27	4.94	33
3	559	36	16.4	2.15	0.10	5.84	-	-	19
4	174	36	28.0	4.23	0.51	6.87	-	-	24
5	645	47	23.5	3.82	0.28	7.22	17	3.33	72
6	269	40	27.6	4.39	0.51	6.90	-	-	25
7	423	39	21.8	3.47	0.27	6.83	29	6.50	79
8	178	36	26.9	4.07	0.45	7.47	-	-	78
9	255	29	19.8	2.69	0.20	7.49	-	-	122
10	489	36	18.2	2.83	0.17	7.51	30	6.56	99
11	198	38	29.4	4.59	0.62	7.09	36	5.30	60
12	261	45	29.3	4.41	0.46	7.00	54	5.38	54

Tabell 3. Korrelasjonskoeffisienter for en del faunaparametre samt stasjonsdyp. Benevningene er som i Tabell 2.

	S	N	E	H	ES100	AI
N	0.318					
E	0.296	-0.726				
H	0.538	-0.559	0.946			
ES100	0.487	-0.643	0.957	0.975		
AI	-0.369	-0.221	0.053	0.051	-0.018	
D	-0.338	0.126	-0.380	-0.353	-0.364	0.705

6. Avvik fra log-normal fordeling

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. Avvik fra den log-normale fordeling kan oppdages ved plotting (på normalfordelingspapir) av den kumulative prosent av antall arter (ordnet etter stigende individantall) mot logaritmen (eller geometrisk klasse) av individantall pr. art. Gray og Mirza (1979) påviste avvik i flere forurensete områder, og foreslo å benytte metoden til å registrere biologiske forandringer forårsaket av forurensninger. Ved moderat organisk belastning viste dataene knekk i det ellers rettlinjete, log-normale plottet. Dette forklares ved at de artene som best kan utnytte de forandrete forholdene, blir mer individrike (Gray og Mirza 1979; Gray og Pearson 1982). Forutsatt at de vanligere artene, i gjennomsnitt, kan tolerere eller utnytte forurensningen bedre enn de sjeldnere artene kan, vil dette føre til knekk i log-normalen (Ugland og Gray 1982).

Frekvensfordelingen kan også framstilles ved å plote antall arter pr. geometrisk klasse av antall individer, mot geometrisk klasse. Det vil normalt gi en jevnt avtakende kurve. Ved avvik fra log-normal fordeling opptrer det ekstra topper i plottet utover langs x-aksen (Gray 1982). Denne plottemetoden brukes nå rutinemessig av et flertall av norske bløtbunnfaunaforskere.

For at metoden skal være pålitelig, kreves det artsrike 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 (1986b) valgte 16 arter som minimum for at prøven skulle inngå i log-normal analyse.

Brukbarheten av log-normalmetoden kan synes å være god for påvisning av virkninger av organisk belastning (Gray og Pearson 1982; Gray 1983). Metoden er imidlertid ikke egnet til å avdekke forandringer i faunasamfunnet som er forårsaket av miljøgifter (Rygg 1986b). Enkelte forfattere (Shaw et al. 1983; Platt og Lamshead 1985) har forkastet log-normal metoden.

Visse faunaegenskaper som log-normalplottene beskriver kan fanges opp av andre parametre. Plott som starter lavt på y-aksen og strekker seg utover til høye geometriske klasser er ensbetydende med lavt

artsmangfold. En artsmangfoldindeks kan her være en bedre beskriver enn log-normalplottet. Topper i de høye geometriske klassene viser at enkelte arter dominerer i individantall. En dominansindeks eller jevnhetsindeks kan i slike tilfeller være en bedre beskriver. Verdier for jevnhetsindeksen E er vist i Tabell 2. Indeksen er nærmere beskrevet i Vedlegg 1.

Ekstra topper utover i log-normalplottet betyr avvik fra den ideelle kurven, som er klokkeformet jevnt avtakende (se f.eks. Rygg og Wikander 1985). Ofte kan det være vanskelig å avgjøre om de observerte avvik gjenspeiler reelle trekk ved faunasamfunnet eller om de skyldes tilfeldigheter. Mye av tolkningen må baseres på kvalifisert skjønn. Resultatene kan vanskelig tallfestes. Det er derfor problematisk å korrelere dem mot andre variable og parametre.

Log-normalplott for de enkelte stasjonene er vist i Fig. 5-6.

Det var vanskelig å påvise signifikante forskjeller fra stasjon til stasjon på grunnlag av log-normalplottene. Kurvene for stasjon 3, 9 og 10 startet forholdsvis lavt på y-aksen samtidig som de strakk seg til høye geometriske klasser. Dette samsvarte med at stasjon 3, 9 og 10 hadde de laveste indeksverdiene for artsmangfold og jevnhet.

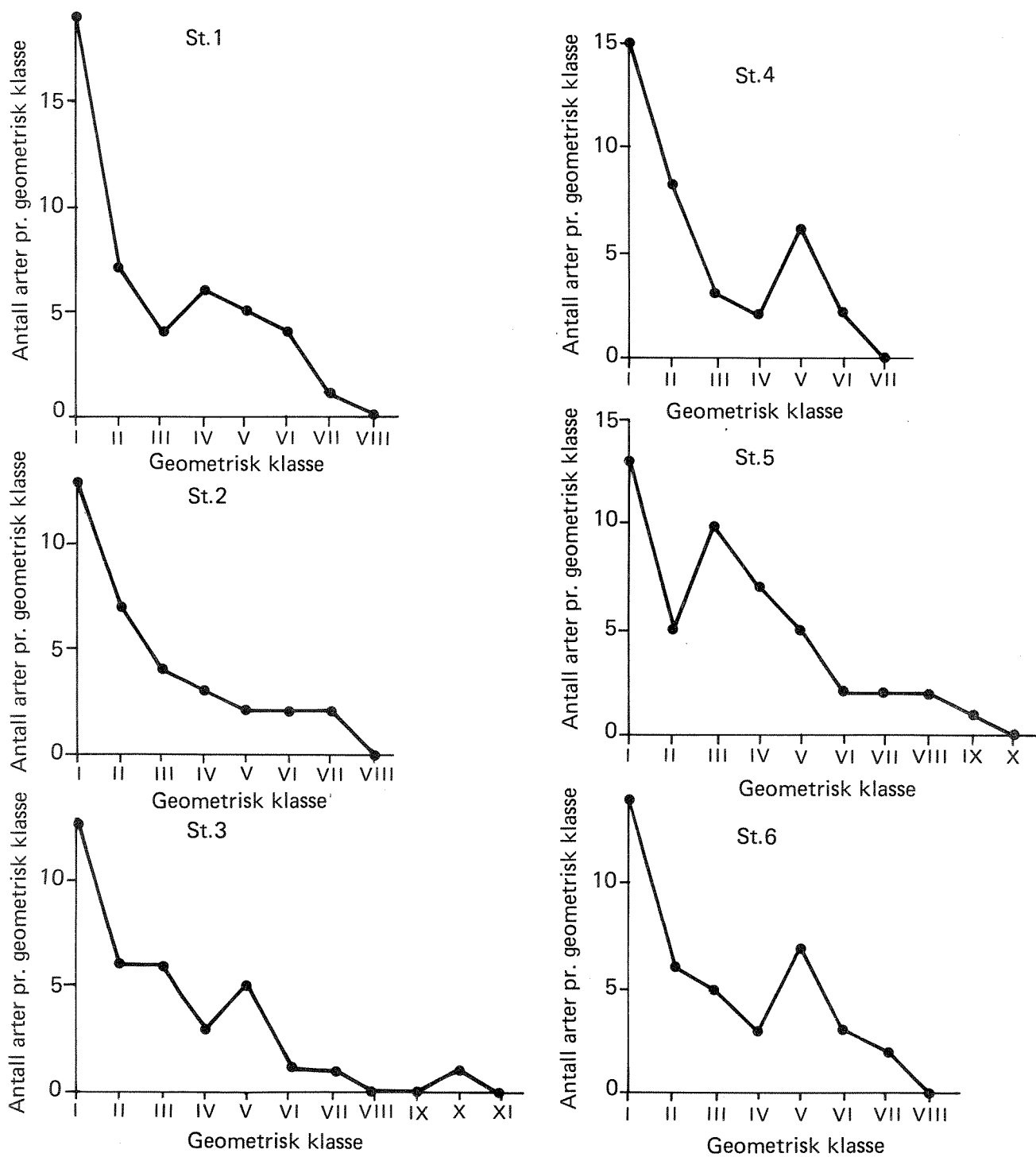


Fig. 5. Log-normalplott av fordelingen av individantall blant arter. Stasjon 1-6.

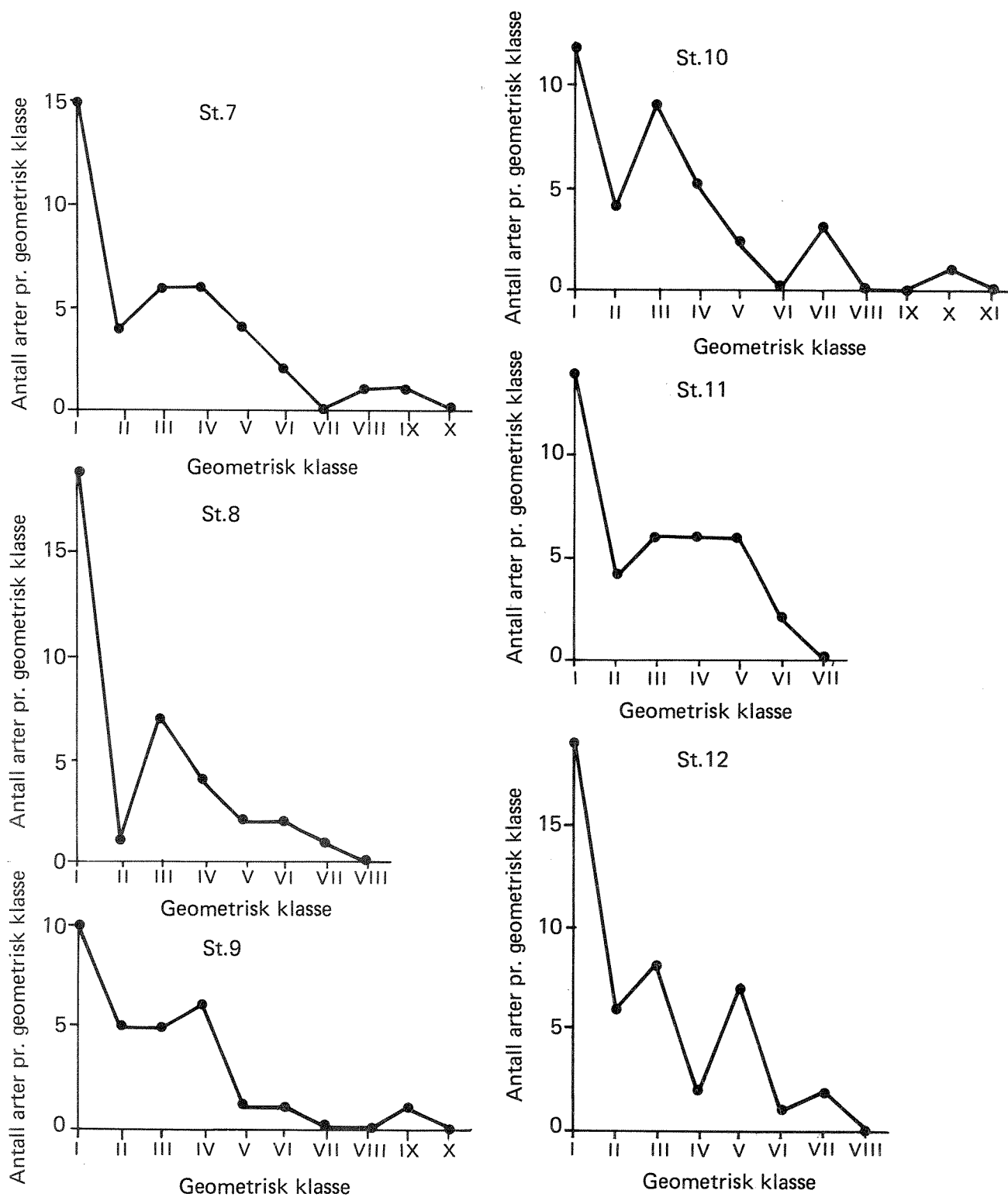


Fig. 6. Log-normalplott av fordelingen av individantall blant arter. Stasjon 7-12.

7. Samlet vurdering og konklusjon

Vi benytter en firedelt skala for forurensningspåvirkning: (1) liten eller ikke påvisbar, (2) moderat, (3) betydelig, (4) sterk.

På stasjon 8 mellom Sandebukta og Holmestrand var det ingen påvisbare forurensningsvirkninger. Alle observerte faunaparametre var normale. På stasjon 7 rett utenfor Holmestrand, hvor dypet var det samme som på stasjon 8, var faunaen noe påvirket. Verdiene for både artsindeks, artsmangfold og jevnhet var lavere. Dette kan tyde på at forurensningen av Sandebukta neppe påvirker Holmestrandfjordens dypparti. Hvis så var tilfelle skulle en ha ventet dårligere forhold på den mellomliggende stasjon 8.

På stasjon 9 og 10 henholdsvis nord og sør for Langøya var faunaen noe påvirket hvis en skal dømme etter indeksverdiene for artsmangfold og jevnhet. Verdiene for artsindeksen var imidlertid normale.

For stasjon 7 er det rimelig å anta at påvirkningen skyldes forurensninger fra Holmestrand. Påvirkningene på de dypeste stasjonene 9 og 10, riktignok svake, kan representere en situasjon i ytre Oslofjord som helhet.

På stasjonene nær utslippene var det varierende grad av påvirkning. Ved det nye utslippet ved Holmestrand by (stasjon 4-6) ble det ikke påvist forurensningspåvirkninger. Prøvene ble tatt før utslippet kom i gang. Stasjon 1 og 3 på grunt vann (19 m) nord og sør for utslippet ved Solbergskogen var påvirket. Den tydeligste påvirkningen ble observert på stasjon 3, hvor både artsmangfold, jevnhet og artsindeks viste nedsatte verdier. Stasjon 1 viste nedsatt verdi for artsindeks, men ikke for artsmangfold eller jevnhet. Virkningene på stasjon 1 og 3 må antas å skyldes utslippet. På stasjon 2 var det ingen påvisbar forurensningspåvirkning.

På stasjon 11 og 12 ved opplagsbåtene var de observerte faunaparametre innenfor det normale. Kopperkonsentrasjonene i sedimentet lå lavere enn det som kan forventes å påvirke faunaen.

Graden av påvirkning er oppsummert i Tabell 4.

Tabell 4. Forurensningsgrad på 12 bløtbunnfaunastasjoner i Holmestrandfjorden i april 1985.

Stasjon	Forurensningsgrad
1	moderat (2)
2	liten (1)
3	moderat-betydelig (2-3)
4	liten (1)
5	liten (1)
6	liten (1)
7	liten-moderat (1-2)
8	liten (1)
9	liten-moderat (1-2)
10	liten-moderat (1-2)
11	liten (1)
12	liten (1)

LITTERATUR

- Czekanowski, J.(1913). "Zarys Metod Statystycznck." E.Wendego, Warszaw;
see also 'Coefficient of racial likeness' and 'Durchschnittliche
Differenz.' *Anthropol. Anz.* 9(1932): 227-249
- Gray, J.S.(1982). Effects of pollutants on marine ecosystems. *Neth. J.
Sea Res.* 16: 424-443
- Gray, J.S.(1983). Use and misuse of the log-normal plotting method for
detection of effects of pollution - a reply to Shaw et al.
(1983). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11: 203-204
- 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. I. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog.
Ser.* 9: 111-119
- Heip, C.(1974). A new index measuring evenness. *J. mar. biol. Ass.
U.K.* 54: 555-557
- Hovgaard, P.(1973). A new system of sieves for benthic samples. *Sarsia*
53: 15-18
- Hurlbert, S.N.(1971). The non-concept of species diversity. *Ecology*
53: 577-586
- Pearson, T.H., Gray, J.S., Johannessen, P.J.(1983). Objective
selection of sensitive species indicative of pollution-induced
change in benthic communities. 2. Data analysis. *Mar. Ecol.
Prog. Ser.* 12: 237-255
- Pearson, T.H., Rosenberg, R.(1978). Macrobenthic succession in
relation to organic enrichment and pollution of the marine
environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311
- Platt, H.M. & Lamshead, 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 Bruchmoore. An Zool. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo 6: 1-231
- Rygg, B.(1984a). Bløtbunnfauna 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.(1985). Effect of sediment copper on benthic fauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 25: 83-89
- Rygg, B.(1986a). Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. En ny forurensningsindeks basert på artssammensetning. Norsk insitutt for vannforskning, Oslo. 80612, 20 s.
- Rygg, B.(1986b). Heavy-metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 17: 31-36
- Rygg, B.(1986c). Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport 2. Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 8612601, 35 s.
- Rygg, B., Skei, J.(1984). Correlation between pollutant load and the diversity of marine soft-bottom fauna communities. In: Proceedings of the International Workshop on Biological Testing of Effluents (and Related Receiving Waters). OECD/U.S.EPA/Environ. Canada, pp. 153-183
- Rygg, B., Wikander, P.(1985). Bunnfaunaundersøkelser i Tvedestrandsfjorden. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 83046, 33 s.
- Shannon, C.E., Weaver, W.(1963). The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana
- Shaw, K.M., Lamshead, 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

Ugland, K.I., Gray, J.S.(1982). Log-normal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos* 39: 171-178

VEDLEGG 1 - DATABASEHANDLINGSMETODER

1. Beregning av artsindeks

Det er utarbeidet en liste over ømfintlighetsgraden hos 100 vanlige bløtbunnfaunaarter (Rygg 1986a).

Beregningen av artsindeksen for faunasamfunnet foretas med grunnlag i hvilke arter som er påvist i prøvene fra stasjonen. Et større eller mindre antall av artene vil være blant de 100 klassifiserte. Middelerdien for disse artenes ømfintlighetsgrad kan så regnes ut. Dette gir verdien for artsindeksen.

2. Beregning av likhetsindekser

2.1. Prosent similaritet (PS)

Dette er en indeks som tar hensyn til individtettheten av artene. Den er definert ved:

$$PS = \sum \min(P_{ai}, P_{bi}) \quad (\text{Renkonen 1938})$$

hvor P_{ai} er prosentandelen av art i av det totale individantall på stasjon a , P_{bi} er tilsvarende for stasjon b , og $\min(P_{ai}, P_{bi})$ er den minste av de to prosentandelene for art i . Ved total likhet er PS lik 100. Ved total ulikhet er den lik 0.

2.2. Czekanowski - indeks

Denne likhetsindeksen tar hensyn til artssammensetningen, altså hvilke arter som er tilstede, men ikke deres individantall. Den er definert ved:

$$Cz = \frac{2C}{A+B} \quad (\text{Czekanowski 1913})$$

hvor C = antall arter som er felles for begge stasjonene, A = antall arter på den ene stasjon, B = antall arter på den andre stasjonen. Vanligvis uttrykkes brøken som prosent av 1. Ved total likhet blir

indeksverdien da lik 100. Ved total ulikhet blir den lik 0.

3. Beregning av artsmangfold

3.1. Hurlbert-kurver

Artsmangfold (diversitet) kan defineres som artsantall som funksjon av individantall og framstilles som en kurve i et diagram med individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen.

Punktene på kurven beregnes ved:

$$E(S_n) = \sum_i \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right] \quad (\text{Hurlbert 1971})$$

hvor $E(S_n)$ = det forventete antall arter i en delprøve på n individer fra en prøve som inneholder N individer og N_i individer av i -te art.

For å få ett enkelt tall for artsmangfoldet, kan prøvenes individantall reduseres til en felles størrelse, f.eks. 100. Tallet for artsmangfoldet angir da det forventete antall arter blant 100 tilfeldig utvalgte individer fra faunasamfunnet, og benevnes $ES(n=100)$ (=expected species number for $n=100$). Dette er en artsmangfoldindeks som har vist god korrelasjon med forurensningsbelastning (Rygg 1984b; 1986b).

3.2. Shannon-Wiener - indeks

Denne indeksen er mye brukt til å beskrive artsmangfoldet i marine organismesamfunn. Indeksen benevnes H , og er definert ved:

$$H = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i \quad (\text{Shannon og Weaver 1963})$$

hvor P_i er andelen av art i av det totale individantall, s er artsantall.

Iblant brukes naturlig logaritme (\ln) istedet for logaritme med grunntall 2 (\log_2) ved beregning av indeksen. Ved bruk av \ln blir H -verdien 0,693 av H -verdien ved \log_2 . Ved sammenligning av resultater fra forskjellige undersøkelser må en derfor forsikre seg om hvilken logaritme som er brukt.

4. Jevnhet

Jevnhetsindeksen er et uttrykk for hvor jevnt den totale individmassen er fordelt blant artene. Høy dominans av en art gir lav verdi på jevnhetsindeksen.

$$E = \frac{H}{S - 1} \quad (\text{Heip 1974})$$

hvor $e=2,7183\dots$; H =Shannon-Wiener indeks; S =artsantall.

5. Log-normal plotting

Tabellen viser et eksempel på omregning av rådata til geometriske klasser og frekvensfordeling av artene med hensyn til individantall.

Individantall	Geometrisk klasse	Antall arter	Kumulativt ant.arter	Kumulativ % arter
1	I	11	11	38
2	II	2	13	45
3-4	III	1	14	48
5-8	IV	8	22	76
9-16	V	0	22	76
17-32	VI	2	24	83
33-64	VII	4	28	96,6
65-128	VIII	0	28	96,6
129-256	IX	0	28	96,6
257-512	X	1	29	100

Ofte brukes rekken 1, 2-3, 4-7, 8-15 etc. istedet for 1, 2, 3-4, 5-8, 9-16 etc. Forskjellen har neppe noen betydning i praksis.

VEDLEGG 2 - ARTSLISTE

TAXON	STASJON											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ABRA NITIDA (MUELLER 1789)	1	1	2	0	3	0	1	3	3	0	3	0
ACIDOSTOMA SARSI (LINCOLN)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
AMPHICTEIS ACUTIFRONS (GRUBE)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AMPHIURA CHLAJEI FORBES	0	10	1	0	0	1	0	0	0	0	14	3
AMPHIURA FILIFORMIS (O.F.MUEL)	13	58	392	3	0	11	0	0	0	0	3	1
AMPHARETIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
AMPHARETE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
AMPHICTEIS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
AMPHINOMIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
AMPHIPODA	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
AMPHITRITE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
ANAITIDES GROENLANDICA (OERST)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
AORIDAE/PHOTIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
APHRODITA ACULEATA LINNE 175	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ASTARTE MONTAGUI DILLWYN 181	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ASYCHIS BICEPS (M.SARS 1861)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
BRADA VILLOSA (RATHKE 1843)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
BRISSOPSIS LYRIFERA (FORBES)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
CALOCARIS MACANDREAE BELL 18	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
CAPITELLIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
CARCINUS MAENAS (L.)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAULLERIELLA KILLARIENSIS (SO)	0	0	0	1	4	2	15	1	6	7	13	4
CAULLERIELLA	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
CHAETODERMA NITIDULUM LOVEN	0	2	3	2	0	3	0	0	0	0	0	2
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN 1	47	4	21	4	82	10	87	23	23	45	16	15
CHONE	4	0	0	0	19	0	0	1	0	3	2	1
CIRRATULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
CORBULA GIBBA (OLIVI 1792)	2	4	9	4	0	11	0	0	0	0	0	1
CUSPIDARIA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
DIPLOCIRRUS GLAUCUS (MALMGREN)	5	2	0	2	2	0	4	0	0	0	6	9
ECHINOCARDIUM CORDATUM (PENNA)	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
ECHINOCYAMUS PUSILLUS (O.F.MU)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EDWARDSIA	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
ENTEROPNEUSTA	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	0	0	0	0	1	2	8	7	4	36	3	0
ETEONE FLAVA (FABRICIUS 1780)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
ETEONE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EUCHONE	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
EUCLYMENE	0	1	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0

TAXON	STASJON											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
EUDORELLA EMARGINATA KROEYER	0	0	0	0	3	0	7	1	2	8	1	0
EXOgone	0	0	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0
GATTYANA CIRROSA (PALLAS 1766	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GLYCERA ALBA (O.F.MUELLER 177	1	2	5	2	2	0	1	0	1	0	2	2
GLYCERA ROUXII AUDOUIN & MIL3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
GLYCERA	0	2	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0
GLYPHANOSTOMUM MACROGLOSSUM (0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	1	1
GOLFINGIA PROCERA (MOEBIUS)	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GOLFINGIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
GONIADA MACULATA OERSTED 184	9	13	11	9	10	10	3	7	1	2	18	16
HARMOthOE	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
HARPINIA	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAP	5	0	5	1	167	10	148	39	150	258	13	8
JASMINEIRA	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
LABIDOPLAX BUSKI (MCINTOSH)	0	4	3	2	0	6	0	0	0	0	0	0
LAONICE CIRRATA (M.SARS 1851)	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
LEANIRA TETRAGONA (OERSTED 18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
LEPTOGNATHIA BREVIREMIS (LILL	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
LEUCON NASICA (KROEYER)	0	0	0	0	3	0	10	1	2	3	0	0
LIMA SULCATA (BROWN 1827)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
LUMBRINERIS	2	6	1	7	6	5	1	1	5	2	8	6
LUNATIA INTERMEDIA PHILIPPI	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
LYSILLA LOVENI MALMGREN 1865	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MALDANE SARSI MALMGREN 1865	0	0	0	0	6	0	4	3	3	0	3	12
MELINNA CRISTATA (M.SARS 1851	1	0	0	0	0	0	1	3	5	4	0	0
MONTACUTA FERRUGINOSA (MONTAG	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
MYRIOCHELE OculATA ZAKS 1922	1	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	1
MYSELLA BIDENTATA (MONTAGU 18	29	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEMATODA	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
NEMERTINEA	7	1	3	9	33	10	28	8	7	11	8	17
NEOHELA MONSTROSA (BOECK)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
NEPHTYS CILIATA (O.F.MUELLER	3	0	2	0	1	2	4	1	0	3	1	0
NEPHTYS PARADOXA MALM 1874	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
NEPHTYS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
NEREIS PELAGICA L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
NOTOMASTUS LATERICEUS SARS 1	0	0	0	1	11	1	0	0	1	0	0	1
NUCULA SULCATA (BRONN 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
NUCULOma TENUIS (MONTAGU)	0	0	5	0	0	1	13	9	1	1	2	0

TAXON	STASJON											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ONUPHIS CONCHYLEGA M.SARS 18	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
OPHELINA ACUMINATA OERSTED 1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
OPHELINA NORVEGICA STOEP-BOW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
OPHELINA	0	0	0	0	6	0	2	0	0	1	0	0
OPHIURA AFFINIS LUETKEN	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
OPHIODROMUS FLEXUOSUS (DELLE	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PARAONIS GRACILIS (TAUBER 187	2	1	0	1	4	4	0	0	1	0	0	0
PARAMPHINOME JEFFREYSII (MCIN	0	0	0	0	4	0	0	0	4	6	0	12
PARAONIS LYRA (SOUTHERN 1914)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
PARDALISCA TENUIPES G.O.SARS	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
PARVICARDIUM MINIMUM (PHILIPP	0	0	0	2	2	3	0	0	0	0	0	0
PECTINARIA BELGICA (PALLAS 17	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PHASCOLION STROMBI (MONTAGU 1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
PHILINE SCABRA (O.F.MUELLER 1	0	0	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0
PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780	7	2	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
PHYLO NORVEGICA (M.SARS 1872)	0	0	0	0	0	0	1	1	2	3	0	1
PHYLLODOCIDAE	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
PISTA CRISTATA (O.F.MUELLER 1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
POLYDORA ANTENNATA CLAPAREDE	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0
POLYPHYSIA CRASSA (OERSTED 18	3	52	1	2	3	1	6	0	0	2	11	45
POLYCHAETA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
POLYCIRRUS	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
POLYDORA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
PRIONOSPPIO CIRRIFFERA WIREN 1	29	18	11	26	5	37	6	7	5	2	1	0
PRIONOSPPIO MALMGRENI CLAPARE	6	23	9	11	8	21	1	1	1	5	7	38
PRIONOSPPIO STEENSTRUPI MALMG	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
PROCLEA GRAFFII (LANGERHANS 1	0	0	0	0	28	0	12	4	0	48	5	0
RHODINE GRACILIOR TAUBER 18	12	1	12	0	0	0	0	0	0	1	2	0
RHODINE LOVENI MALMGREN 1865	0	0	0	0	1	0	3	1	2	0	1	3
SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL 19	0	1	1	10	122	22	6	3	0	3	4	10
SCALIBREGMA INFLATUM RATHKE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SCOLOPLOS ARMIGER (O.F.MUELLE	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
SCOLOPLOS	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SCUTOPUS VENTROLINEATUS SALV8	0	2	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0
SOSANE GRACILIS (MALMGREN 186	27	0	4	0	12	5	1	0	0	0	1	0
SPHAERODORUM FLAVUM OERSTED	3	6	3	0	0	2	0	0	0	0	7	1
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 18	2	0	0	0	13	0	2	14	11	11	4	2
SPIONIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
STREBLOSOMA INTESTINALIS M.S	2	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0

TAXON	STASJON											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
TEREBELLIDES STROEMI M.SARS	9	3	2	31	4	36	3	2	0	4	1	3
TEREBELLIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH	0	0	0	0	12	22	25	3	2	1	12	1
THRACIA	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
THYASIRA CROULINENSIS (JEFFRE	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
THYASIRA EQUALIS (VERRILL & B	1	6	0	9	36	9	8	21	6	5	18	15
THYASIRA FERRUGINEA (FORBES)	1	0	2	15	7	0	0	0	1	0	0	3
THYASIRA OBSOLETA	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
THYASIRA SARSI (PHILIPPI 1845	15	0	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOBRANCHUS ROSEUS (MALM 1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TURBELLARIA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
VENUS STRIATULA (DA COSTA)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
YOLDIELLA LUCIDA (LOVEN 1846)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
YOLDIELLA PHILIPPIANA	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0